

WRRL-Qualitätsindikator Fischfauna und Kormoranfraßdruck – wenn trophische Störung Strukturgüte schlägt

Jörg Schneider (Frankfurt), Lothar Jörgensen (Koblenz), Florian Krau (Hamburg) und Manfred Fetthauer (Stein-Wingert)

Zusammenfassung

Die Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) (2000/60/EC) hat zum Ziel, die Oberflächenwasserkörper bis 2015 in einen guten ökologischen Zustand zu überführen. Als biologische Qualitätskomponenten fungieren Indikatororganismen wie Makrozoobenthos und Fische. In einem Turnus von fünf Jahren werden die Fischbestände hinsichtlich Artenreichtum, Alterszusammensetzung und Dichte erhoben und bewertet. Dabei kann es in Gewässern oder Gewässerstrecken, die einem erheblichen Fraßdruck durch den Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) unterliegen, trotz guter Gewässermorphologie und Gewässergüte zu einem erheblichen Abweichen von der gewässertypspezifischen natürlichen Fischartengemeinschaft und damit zu einer zu schlechten Bewertung kommen. Außerdem frequentieren Kormorane häufig ungestörte, naturnahe Gewässerabschnitte und meiden urbane Siedlungsbereiche. Dies kann zu paradoxen Ergebnissen bei der Heranziehung fischfaunistischer Daten führen, was anhand zweier Fallbeispiele (Nister und Ahr; Rheinland-Pfalz) vorgestellt wird. Als Konsequenz ist die Eignung der Fischfauna als valider Indikator in vom Kormoran stark beeinflussten Gewässern generell in Frage zu stellen.

Schlagwörter: Wasserrahmenrichtlinie, Oberflächenwasserkörper, Qualitätskomponenten, Indikatororganismen, Makrozoobenthos, Fische, Kormoran, Gewässermorphologie

DOI: 10.3243/kwe2015.12.001

Abstract

WFD Fish Fauna Quality Indicator and Cormorant Predation – when Trophic Interference Defeats Structural Quality

The Water Framework Directive (EU-WFD) (2000/60/EC) has as target the transforming of surface water bodies into a good ecological condition by 2015. Indicator organisms, such as macrozoobenthos and fish, function as biological quality components. In a five year cycle the fish stocks are compiled and evaluated with regard to richness of species, age composition and density. With this, in bodies or stretches of water, which are subjected to a considerable predation due to cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*), despite good water morphology and water quality, this can lead to a considerable deviation from the water type-specific natural fish community and thus to a too bad evaluation. In addition, cormorants, often undisturbed, frequent near-natural stretches of water and avoid urban residential areas. This can lead to paradoxical results with the enlistment of data on fish fauna, which is presented by means of two case examples (Rivers Nister and Ahr; Rheinland-Pfalz). As a consequence the suitability of fish fauna as valid indicator in waters heavily influenced by cormorants is, in general, to be questioned.

Key words: Water Framework Directive, surface water body, quality components, indicator organism, macrozoobenthos, fish, cormorant, water morphology

1 Einleitung

Entsprechend den Zielen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt (NBS) sollen bis 2015 alle Wasserkörper den guten ökologischen Zustand erreicht haben. Von der Erreichung dieses Ziels ist Deutschland momentan noch weit entfernt, da bis 2009 nur neun Prozent der Fließgewässer-Wasserkörper einen mindestens guten Zustand erreichten [1]. Die ökologi-

sche Zustandsklasse eines Wasserkörpers ergibt sich aus dem Grad der Abweichung vom natürlichen Zustand des Gewässertyps hinsichtlich Vorkommen und Häufigkeit der lebensraumtypischen Arten. Im Rahmen des WRRL-Monitorings werden Fische (neben Phytozobenthos, Phytoplankton und Makrozoobenthos) als eine Komponente für die ökologische Qualität eines Gewässers herangezogen. Dabei hat sich ge-

zeigt, dass Fische bei Anwendung der derzeitigen Methodik (fiBS-Bewertung) [2] den Erfolg strukturverbessernder Maßnahmen wesentlich zutreffender widerspiegeln, als das Makrozoobenthos (PERLODES-Bewertung) [3]. Die Qualitätskomponente Fischfauna wird bezüglich Zusammensetzung (Artenspektrum), Abundanz und Altersstruktur bewertet. Sie darf nur geringfügig von den gewässertypspezifischen natürlichen Fischartengemeinschaften abweichen. Bisher ist man aus wasserwirtschaftlicher Sicht davon ausgegangen, dass die Fischfauna den ökologischen Zustand eines Gewässers hinsichtlich Güte und Struktur weitgehend korrekt abbildet. Allerdings sind in der Praxis zum Teil andere Belastungsformen erkennbar, die – trotz guter oder sehr guter Gewässermorphologie und Güte – zu negativen Monitoringergebnissen führen. Zum Beispiel kann kein „guter Zustand“ erreicht werden, wenn in Folge des Fraßdrucks von Kormoranen (*Phalacrocorax carbo sinensis*) Fischarten und Altersstufen eliminiert werden [4]. Bei intensiver Bejagung durch Kormorane kann die Fischfauna selbst bei intakten Gewässern, für die eine Bewertung von mindestens „Gut“ zu erwarten wäre, erheblich vom Zielzustand abweichen. Die Ergebnisse des Fisch-Monitorings [5] in Thüringen belegten beispielsweise (S. 5) „für ca. 15 Prozent der Probestellen die Bejagung des Fischbestandes durch den Kormoran als Hauptursache für eine sehr starke Abweichung vom Leitbild“; für die betroffenen Gewässer sei eine Steuerung des Kormoraneinflusses erforderlich.

Wo und mit welchen Konsequenzen der Fraßdruck durch Kormorane die Bewertungsmöglichkeit nach fiBS einschränkt oder sogar zu einer kontradiktorischen Bewertung der strukturellen Qualität führt, soll im Folgenden diskutiert und anhand zweier Fallbeispiele veranschaulicht werden.

2 Verbreitung und Nahrungserwerb des Kormorans

Der Kormoran gilt als flexibler Nahrungsoportunist und erbeutet Fische hinsichtlich Art und Größe nach ihrer Verfügbarkeit [6]. Zur Hauptbeute in Mittelgebirgsgewässern zählen vor allem Cypriniden. Dämmerungsaktive und benthische Arten sowie Kleinfische wie Groppe (*Cottus gobio*), Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Elritze (*Phoxinus phoxinus*) sind bei Verfügbarkeit von mittelgroßen, das Freiwasser besiedelnden Arten im Allgemeinen als Beute zu vernachlässigen [7]. Es wird jedoch beobachtet, dass auch deutlich größere Individuen attackiert und direkt oder über Sekundärinfektionen letal verletzt werden. Die durchschnittliche Nahrungsmenge des Kormorans pro Tag wird mit 400 – 500 g angegeben [8]; bei hohen Fischdichten und damit verknüpften höheren Verletzungsraten kann die Mortalität deutlich höher liegen.

Für den Kormoran besteht aufgrund seiner Mobilität, seiner opportunistischen Jagdstrategie und der Tatsache, dass Überwinterungsgebiete und Brutgebiete räumlich weitgehend entkoppelt sind, keine regulatorische Räuber-Beute-Beziehung zum Fischbestand [4, 7]. Bei sinkender Beutefischdichte zieht im Allgemeinen ein Teil der Kormorane in andere Nahrungsareale, während die verbleibenden Individuen eine Erholung des übrig gebliebenen Fischbestands ausschließen. Damit können – anders als bei klassischen Räuber-Beute-Beziehungen – Fischbestände mangels Rückkopplung mit dem Jäger zusammenbrechen und Arten regional verschwinden. Teilweise werden Populationen so stark beeinträchtigt, dass ihre Bestandserhaltung auch aus genetischer Sicht nicht gewährleistet ist.



Abb. 1: Geschossener Kormoran mit Nase (Totallänge 32 cm) als Beute; Nister, 8. Oktober 2014

Jungfische erreichen vielfach nicht das laichfähige Alter, und größere laichfähige Fische sterben aus [9].

Dass sich zwischen Kormoran und Fischbestand im Rhithral und Epipotamal meist ein gestörtes ökologisches Gleichgewicht einstellt, dürfte auch auf die Diskrepanz zwischen historischer und aktueller Verbreitung zurückzuführen sein. Historisch beschränkte sich das Vorkommen des Kormorans auf große Flüsse und Seen, als Durchzügler zu den Winterarealen in Südeuropa wurde er nur gelegentlich abseits der großen Ströme verzeichnet [11]. Während Kormorane seit den 1990er Jahren zunehmend in der Äschen- und Barbenregion der Mittelgebirge und Voralpen als Wintergast und/oder als Brutvogel verbreitet sind und in kleineren Trupps bis in die Forellenregion vordringen, liegen diesbezügliche historische Angaben nicht vor. Exemplarisch für das Gebiet des Mittel- und Niederrheins (inkl. Mosel), in dessen Einzugsgebiet die Fallbeispiel-Gewässer Nister (Siegsystem) und Ahr liegen, können die Jahresberichte des Rheinischen Fischerei-Vereins [12] aufgeführt werden. Hier finden sich Aufstellungen sämtlicher „Schädlinge“ vom Eisvogel bis zu Enten, Weihen und Milanen, außerdem akribische Auflistungen der Prämien für das Erlegen von Fischottern und Fischreihern sowie das „erfolgreiche Anzeigen von Fischfreveln“ – der Kormoran wird nicht erwähnt. Analog dazu wurden beispielsweise im Etatjahr 1892/93 Prämien für den Abschuss von 4419 Fischreihern, jedoch nur einem Kormoran für das Gebiet des preussischen Staatsforsts (Königsberg und Danzig bis Aachen und Koblenz) ausgezahlt [13].

Ob die Ursachen für die Eroberung des Lebensraums kleiner und mittelgroßer Fließgewässer anthropogen sind, ist umstritten. Fakt ist, dass die Fischartengemeinschaften in den Mittelgebirgsgewässern evolutionär nicht an einen derart effektiven Tauchjäger angepasst sind, weshalb die Erschließung des Rhithrals und Epipotamals durch den Kormoran nicht selten invasionsbiologische Phänomene wie Artenverluste (u. a. Äsche, Barbe, Nase), Massenentwicklungen bei Kleinfischarten (Groppe, Schmerle, Elritze) und Störungen des Nahrungsnetzes nach sich zieht.

3 Der Faktor Gewässerstruktur

Für den Nahrungserwerb des Kormorans bzw. seinen Jagderfolg hat die Gewässerstruktur keine besondere Bedeutung

[4]. Dies impliziert, dass Gewässer (und Teilstrecken) mit hohem Strukturangebot, wie Unterständen, Totholz und Kolken, letztlich genauso effektiv bejagt werden können wie ausgebaute Bereiche [14]. Viele typische Arten des Hyporhithrals, wie die Äsche und die Cypriniden Nase, Barbe, Döbel, Hasel, Gründling, Rotaugen u. a., suchen zudem in den Zeiträumen mit besonders hoher Kormoranpräsenz im Winter Habitate in Kolken und tieferen Gewässerabschnitten auf, die durch den Kormoran leicht zu bejagen sind. Da keine koevolutionäre Anpassung dieser Fischarten an einen effektiven Tauchjäger wie den Kormoran vorliegt, bestehen nur unzulängliche Vermeidungsstrategien, wie etwa die Flucht in tiefere Bereiche (besonders Äsche) oder in Unterstände (Forellen, viele Cypriniden), die durch in Gruppen jagende Individuen problemlos erreichbar sind.

Effektiven Schutz finden viele Fischarten daher selbst in naturnahen oder renaturierten Gewässern kaum. Ein gewisser „Vergrämungseffekt“ aufgrund der Scheu der Kormorane kann hingegen in von Menschen frequentierten Gewässerabschnitten vorliegen, wie im Umfeld von Siedlungen, Gewerbegebieten, Campingplätzen und Brücken [7, 14, 15, 16, 17]; allerdings muss dieser Effekt nicht dauerhaft sein [18]. Baer [17] fasst die Erkenntnisse aus Baden-Württemberg wie folgt zusammen (S. 35): „Die Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg führt seit nunmehr zehn Jahren begleitende Untersuchungen zur hiesigen Kormoran[verordnung] durch. Auch anhand dieser Untersuchungen konnte wiederholt belegt werden, dass kein Zusammenhang zwischen Strukturdiversität und Einflugsintensität des Kormorans besteht: Die Vögel jagen vorwiegend in den umliegenden Gewässern ihres Schlaf-, Brut- oder Rastplatzes, unabhängig von deren Strukturbeschaffenheit. Während den begleitenden Fischbestandserhebungen wurden starke Schädigungen sowohl in naturnahen als auch in naturfernen Flüssen festgestellt. Auch in kleineren Flüssen oder Bächen, die stark bewachsen sind oder gar über Kronenschluss verfügen, wurden Kormorane gesichtet bzw. liegen Schädigungen vor. Geringe Schädigungen in von Kormoranen beflogenen Gewässern liegen nur in den Bereichen vor, in denen vergrämt wird oder die sich innerhalb eines Stadtgebietes befinden und dort aufgrund von Menschen und Verkehr eine „passive“ Vergrämung stattfindet. [...]“.

Die „passive Vergrämung in Siedlungsbereichen“ führt vielfach zu der hinsichtlich Indikatorfunktion nach WRRL paradoxen Situation, dass sich in naturfernen, überformten Gewässerstrecken ganzjährig hohe Dichten und eine intakte Altersstruktur großer und mittelgroßer Arten ausbilden, während in naturnahen, einsam gelegenen Bereichen fast nur noch Kleinfische und vereinzelt überdurchschnittlich große und alte Exemplare anderer Arten anzutreffen sind, die weniger in das Beutespektrum des Kormorans fallen. Über die fiBS-Bewertung wird in solchen Fällen die naturferne Gewässerstrecke (zu) positiv und die naturnahe Strecke (zu) negativ beurteilt. Auch Erfolge gezielter Maßnahmen zur Gewässerrenaturierung und -entwicklung – immerhin ein wesentliches wasserwirtschaftliches Instrument zur Verbesserung des ökologischen Zustands – lassen sich in solchen Fällen nicht mehr über die Fischbesiedlung abbilden. Damit ist eine Bewertung des ökologischen Zustands hinsichtlich Gewässerstruktur, Vernetzung und Gewässergüte von durch den Kormoran wesentlich beeinflussten Gewässern über den Indikator „Zustand der Fischfauna“ nicht mehr möglich.

4 Gewässergüte und Kormoran

Die Eutrophierung durch Nährstoffeinträge aus Kläranlagen und Landwirtschaft ist ein weiterer Faktor, der eine lebensraumtypische Besiedlung der Gewässer mit Fischen und Makrozoobenthosorganismen negativ beeinflusst. Die Folgen der Eutrophierung bestehen in massenhaftem Wachstum benthischer Algen. Diese Algen verursachen durch ihre Photosyntheseaktivität tagsüber sehr hohe pH-Werte und nachts sehr niedrige Sauerstoffkonzentrationen. Der Eintrag der Biomasse absterbender Algen in das hyporheische Interstitial kann zu einer Verstopfung führen, die wiederum Sauerstoffdefizite und im pessimalen Fall das Auftreten von fischgiftigem Ammoniak zur Folge haben kann und sich negativ auf die Entwicklung von Fischeiern und Larven auswirkt [19, 20]. In einem eutrophierten Fließgewässer kann das hyporheische Interstitial seine Funktion als Habitat für kieslaichende Fische (Eier, Larven), junge Großmuscheln und Makrozoobenthosorganismen nicht mehr erfüllen und die Funktion der Selbstreinigung ist stark eingeschränkt. Dies führt zu einem Ausfall empfindlicher Arten und damit zu einer schlechten Bewertung nach fiBS. Eine diesbezüglich exemplarische Situation besteht momentan in der rheinland-pfälzischen Nister (Referenztyp 9), wo trotz guter Gewässerstruktur der gute ökologische Zustand nicht erreicht werden konnte. Einbrüche im ursprünglich artenreichen Fischbestand (besonders herbivore und großwüchsige Arten) wurden seit Auftreten des Kormorans 1998 dokumentiert [15, 21, 22]. Seit rund zwölf Jahren wird eine deutliche Verstärkung der Eutrophierungserscheinungen beobachtet, was maßgeblich das Überleben der dortigen Flussperlmuschelbestände und der kieslaichenden Fischarten (Lachs, Forelle, Äsche, Nase, Barbe) gefährdet. Es ist davon auszugehen, dass das hyporheische Interstitial in der Nister aufgrund der massenhaften Algenentwicklung seine ökologische Funktionsfähigkeit bereits weitgehend verloren hat. Die Eutrophierung ist jedoch nach gegenwärtigem Kenntnisstand nicht auf eine Erhöhung der Nährstofffracht (Phosphor, Stickstoff; Auskunft LUWG Rheinland Pfalz), sondern möglicherweise auf eine durch den Kormoranfraßdruck eingeleitete trophische Veränderung zurückzuführen. So korreliert der Anstieg der Algenbiomasse zeitlich mit dem Rückgang direkter Algenkonsumenten (u. a. Nase, Döbel, Rotaugen, Hasel) sowie kiesumlagernder Fischarten (Barbe). Zeitgleich wurde eine massive Expansion der Kleinfischbestände (Groppe, Schmerle, Elritze) festgestellt [15, 23], was gegebenenfalls negative Auswirkungen auf die Bestandssituation der Weidegänger unter den Makrozoobenthosorganismen hat [24]. Damit könnte der Kormoranfraßdruck nicht nur für eine Reduktion der Fischbestände, sondern über die Reduktion der Selbstreinigungskraft und den Niedergang der Konsumentenbestände auch für eine schwere Beeinträchtigung des gesamten Ökosystems (inklusive Gewässergüte) ursächlich sein. Die Implikationen für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie wären entsprechend erheblich. Der Zusammenhang zwischen der Aktivität von Weidegängern und der Gewässergüte wird seit Januar 2015 in einem durch die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) geförderten dreijährigen Pilotprojekt an der Nister untersucht („Bioeffekt“; Geschäftszeichen 314-06.01-2813BM012).

5 Fallbeispiele

Es wurde der Fischbestand in nahe beieinander liegenden Probestrecken der Nister und der Ahr (Rheinland-Pfalz) unter-

Gewässer	Lokalität	Strecke	morpholog. Index
Nister	Stein-Wingert Ortslage	a	4,53
	Stein-Wingert unterhalb Ortslage (Furt)	b	3,75
	Ehrlich	c	3,8
Ahr	Mayschoss Ortslage	a	3,43
	NSG Langfigtal	b	2,75

Tabelle 1: Bewertung der morphologischen Habitatqualität der fünf Probestrecken

fiBS Score	Zustand
3,76–5,00	sehr gut
2,51–3,75	gut
2,01–2,50	mäßig
1,51–2,00	unbefriedigend
1,00–1,50	schlecht

Tabelle 2: Bewertung der Fischfauna mittels fischbasiertem Bewertungssystem (fiBS)

sucht. Beide Gewässer werden dem Gewässertyp 9 (Silikatische, fein- und grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse) zugeordnet. Die Gewässerstrecken befinden sich in der Äschenregion (Nister) bzw. im Übergangsbereich Äschen-Barbenregion (Ahr). Die Probestrecken wurden nach morphologischen und hydraulischen Gesichtspunkten und anhand des Faktors Kormoranfraßdruck ausgewählt; sie sind als repräsentativ für die Region anzusehen. Gemäß Hugo & Korte [25] wurden zur Berechnung der morphologischen Qualität die Grundlagendaten (100-Meter-Abschnitte) selektiert und gemittelt (Hugo 2015, schriftl. Mittlg.). Danach lässt sich die morphologische Habitatqualität auf einer Skala von 1 (sehr gut) bis 7 (sehr schlecht) wie in Tabelle 1 dargestellt angeben. Die Strecken in den Ortslagen von Stein-Wingert bzw. Mayschoss verfügen im Vergleich zu den Probestrecken außerhalb der Ortslagen über eine geringere morphologische Qualität.

Es wurden Häufigkeit und Längenspektrum der Arten mittels Elektrofischerei dokumentiert. Die Auswertung der Daten erfolgte nach dem „Fischbasierten Bewertungsverfahren für Fließgewässer“ [2, 25]. Die Bewertung nach fiBS erfolgte nach der Einteilung in Tabelle 2.

5.1 Nister

Es wurden vom 25. bis 27. September 2012 drei Probestrecken mit jeweils 1000 m Länge befischt. Die Gewässerabschnitte be-

finden sich im Unterlauf (Gewässerkennzahl: DE 2724) nahe der Ortslage Stein-Wingert. An der Nister hielten sich im Winter 2012 zwischen 40 und 60 Kormorane auf; fünf bis zehn übersommerten.

Untersucht wurden Lokalitäten oberhalb (a) und unterhalb (b) Ortslage Stein-Wingert (vgl. Tabelle 1). Als repräsentative Strecke mit geringem Störungspotenzial für den Kormoran wurde zusätzlich die abseits von Wanderwegen, Straßen und Siedlungen gelegene Probestrecke (c) nahe Ehrlich ausgewählt. Für die Gewässerstrecke (a) (auch aufgrund intensiver Vergrümmungsmaßnahmen) liegt ein hohes Störungspotenzial vor; die morphologische Habitatqualität ist dagegen hier am niedrigsten (vgl. Tabelle 1). Strecke (b) nimmt diesbezüglich eine Mittelstellung ein (Abbildung 2).

Für Probestrecke a wurden mit 13 Arten sämtliche typspezifischen Arten nachgewiesen, von potenziell elf Begleitarten wurden lediglich zwei angetroffen. Die Altersklasse (AK) 0+ ist bei sämtlichen Arten, außer Groppe, Elritze und Schmerle, unterrepräsentiert. Der Aufbau der restlichen AK lässt jedoch auf eine erfolgreiche Reproduktion schließen. Die Äsche wurde nach Jahren ohne Nachweis mit zwei Exemplaren registriert. Für die Barbe wurde ein gestörter Altersaufbau mit Jungfischen und Exemplaren > 40 cm verzeichnet. Die Nase ist mit einer hohen Dichte im Abschnitt vertreten und reproduziert erfolgreich. Die „gute“ Bewertung (3,12) des Abschnitts mittels fiBS erscheint daher plausibel.

In Probestrecke b wurden zwölf von 13 typspezifischen Arten nachgewiesen; es fehlt die Äsche. Bei Nase und Döbel sind die mittleren Längensklassen (vor allem im abgelegenen Teil der Strecke) deutlich unterrepräsentiert. Die AK 0+ wurde nur für Elritze, Groppe und Schmerle nachgewiesen. Angesichts dieser festgestellten Defizite erscheint die Bewertung des Streckenabschnittes mit „mäßig“ (2,48) plausibel.

Für Probestrecke c wurden elf von 13 typspezifischen Arten nachgewiesen, es fehlen Äsche und Lachs. Keine der elf Begleitarten wurde im Befischungsdurchgang registriert. Sämtliche nachgewiesenen Arten außer Elritze, Groppe und Schmerle wurden in teils extrem niedrigen Dichten und ohne



Abb. 2: Probestrecken Nister; a (oberhalb Ortslage Stein-Wingert; links), b (unterhalb Ortslage; Mitte) und c (Ehrlich; rechts)

Faktor	Probestelle		
	a	b	c
(1) Arten- und Gildeninventar	4,00	3,33	3,00
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung	2,08	1,53	2,23
(3) Altersstruktur	3,40	2,71	5,00
(4) Migration	3,00	3,00	1,00
(5) Fischregionen	5,00	3,00	3,00
(6) Dominante Arten	1,00	1,00	1,00
fiBS Score	3,12	2,48	2,57
Ökologischer Zustand	Gut	Mäßig	Gut
Fraßdruck Kormoran	Gering	Mäßig	Hoch

Tabelle 3: Bewertung Probestrecken Nister

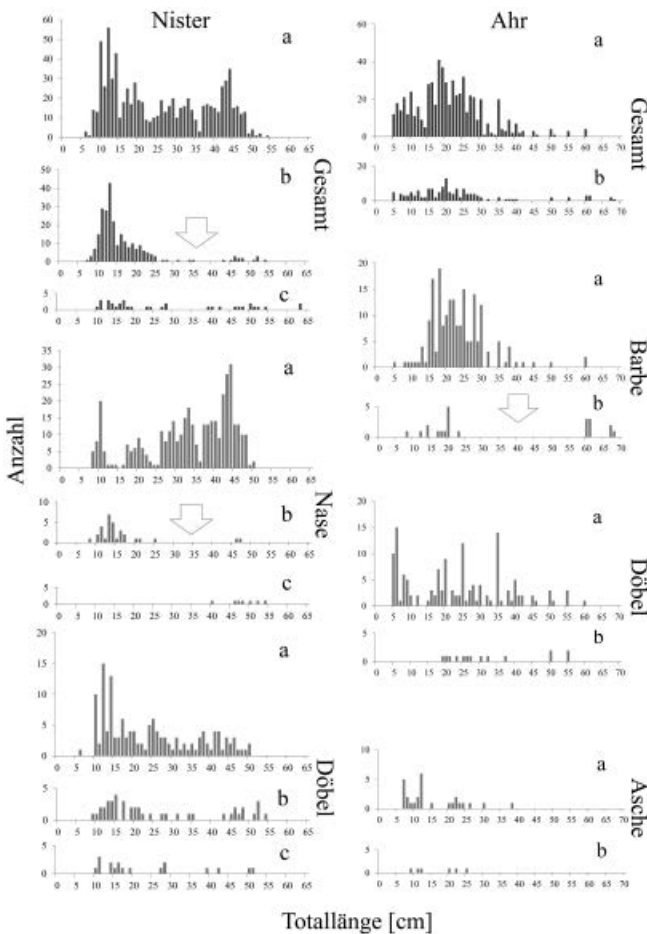


Abb. 3: Längenfrequenzen großer und mittelgroßer Fischarten in Nister (links) und Ahr (rechts); die Pfeile deuten auf besondere Verteilungsmuster (siehe Text)

Individuen der AK 0+ festgestellt. Der Altersaufbau ist stark gestört. Die Leitarten Hasel und Gründling sowie die Begleitarten Aal, Schneider und Nase wurden lediglich mit Restbeständen von < 10 Individuen festgestellt. Die mit fiBS errechnete Bewertung „gut“ (2,57) (Score nahe „mäßig“) erscheint deutlich zu positiv und ist nicht plausibel. Die niedrigen Dichten und der gestörte Altersaufbau sowie das Fehlen typspezifischer Arten und Begleitarten legen eine tatsächliche Bewertung im Bereich zwischen mäßig und unbefriedigend nahe (vgl. Abbildung 3).

Faktor	Probestelle	
	a	b
(1) Arten- und Gildeninventar	2,00	1,33
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung	2,29	1,71
(3) Altersstruktur	3,00	3,00
(4) Migration	5,00	1,00
(5) Fischregionen	3,00	1,00
(6) Dominante Arten	2,00	2,00
fiBS Score	2,65	1,85
Ökologischer Zustand	Gut	Unbefriedigend
Fraßdruck Kormoran	Gering	Hoch

Tabelle 4: Bewertung Probestrecken Ahr

Damit sind für die Nister teils erhebliche Fehlbewertungen aufgrund des Fraßdrucks durch den Kormoran zu konstatieren. Tabelle 3 fasst die Bewertungen zusammen.

5.2 Ahr

Am 16./17. September 2014 wurden in der Ahr (Gewässerkennzahl: DE 2718) zwei nahe beieinander liegende Gewässerstrecken mit jeweils 500 m Länge im Übergangsbereich der Äschen-Barbenregion befischt. Die morphologische Habitatqualität ist unterschiedlich (vgl. Tabelle 1). Strecke a liegt im Ortsbereich Mayschoss; hier ist wechselseitig das linke und rechte Ufer mit Mauern und teilweise mit Steinschüttungen befestigt. Das Störungspotenzial für den Kormoran ist wegen der urbanen Lage und aufgrund von Vergrämungsabschüssen sehr hoch. Strecke b befindet sich in einer Ahrschlinge im NSG Langfigtal und ist naturnah (Abbildung 4). Das Störungspotenzial ist sehr gering; im NSG erfolgt keine Vergrämung und es hat sich seit über zehn Jahren eine Kolonie mit 30 bis 70 überwinternden und einigen übersommernden Kormoranen etabliert.

In Probestrecke a wurden zehn von zwölf Leitarten nachgewiesen. Von elf Begleitarten wurden lediglich zwei registriert. Für die Leitarten wurde die AK 0+ auch bei Döbel und Schneider ausreichend nachgewiesen. Eine niedrige Abundanz von Hasel und Gründling sowie Nase (Einzelnachweis) zeigt jedoch Defizite auf. Elritze, Schmerle und Groppe erreichen hohe Dichten (inkl. AK 0+). Die Barbe war ebenfalls in hoher Dichte vertreten, der Altersaufbau belegt eine erfolgreiche Reproduktion. Trotz fehlender Leit- und Begleitarten unterstützen die vorgefundenen Dichten sowie der größtenteils intakte Altersaufbau die fiBS-Bewertung „gut“ (2,65).

In Probestrecke b wurden neun von zwölf typspezifischen Arten nachgewiesen. Elritze und Schmerle zeigen einen intakten, der Schneider einen mäßigen bis guten Altersaufbau. Der Gründling ist unterrepräsentiert, wurde jedoch mit juvenilen Individuen nachgewiesen. Die Leitarten Döbel und Hasel wurden lediglich mit 14 bzw. einem Individuum nachgewiesen, darunter keine juvenilen Tiere. Ebenso wurde die Barbe in geringer Dichte gefunden. Von sechs Äschen zählten drei zur Altersklasse 0+. Die Defizite bei Abundanz und Altersstruktur vor allem bei den Leitarten Döbel und Hasel sowie fehlende Begleitarten unterstützen die fiBS-Bewertung „unbefriedigend“ (1,85).

Damit liegt nach fiBS der ökologische Zustand im naturnah ausgeprägten NSG Langfigtal aufgrund des Fraßdrucks des Kormorans zwei Klassen schlechter als in der strukturell beeinträchtigten Ortslage Mayschoss (Tabelle 4). Dies drückt sich auch im gestörten Altersaufbau und der geringen Dichte im NSG Langfigtal aus (Abbildung 3).

6 Fazit

Die in den Fallbeispielen dokumentierten Defizite in der Fischbesiedlung sind ausdrücklich nicht auf strukturelle Defizite zurückzuführen. Die besten fiBS-Bewertungen erhalten die Ortslagen. Die Beeinträchtigungen der Fischfauna sind dort gravierend, wo ein geringes Störungspotenzial gegenüber dem Kormoran besteht. Dies sind die abseits von Siedlungsgebieten gelegenen, struktureicheren Gewässerstrecken (vgl. Tabelle 1 und Tabelle 5). Für den Nahrungserwerb und Jagderfolg des Kormorans hat dabei die Gewässerstruktur (bspw. Anzahl und Beschaffenheit von Unterständen, Kolken und Totholz) keine besondere Bedeutung [4, 26]. Innerhalb ökomorphologisch und hydraulisch ähnlich ausgestatteter Habitate kann es durch den Fraßdruck zu bedeutenden Unterschieden in der Dichte und Biomasse bestandsbildender Fischarten kommen [17, 27]. Entsprechend kann der Faktor „Kormoranfraßdruck“ andere relevante Faktoren wie Gewässergüte und Gewässerstruktur dergestalt überlagern, dass der Zustand der Fischartengemeinschaft seine Indikatorfunktion für eine Bewertung nach WRRL einbüßt. Die nachhaltige Veränderung der Fischartengemeinschaft durch den Kormoran kann dabei u.U. starke trophische Störungen und damit verbundene Defizite bei der Wassergüte nach sich ziehen. Obwohl diese Eutrophierung ihrerseits zu einer weiteren Beeinträchtigung der Fischfauna beiträgt, ist jedoch im Fallbeispiel Nister über die fiBS-Bewertung in Bereichen mit effektiver Kormoranvergrämung noch ein guter ökologischer Zustand belegt worden. Die Fallbeispiele zeigen auf, wie komplex die Wechselwirkungen sein können, die sich in-



Abb. 4: Probestrecken Ahr; a (links, Ortslage Mayschoss) und b (rechts, NSG Langfigtal)

nerhalb durch den Kormoran gestörter Fließgewässersysteme ausbilden. Eine gewässertypische Fischartengemeinschaft ist hier nur durch eine effektive und dauerhafte Vergrämung des Kormorans, vor allem in abgelegenen und naturnahen Gewässerabschnitten, wieder herzustellen.

Literatur

- [1] BMU & UBA / Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Umweltbundesamt (2010). *Die Wasserrahmenrichtlinie: auf dem Weg zu guten Gewässern-Ergebnisse der Bewirtschaftungsplanung 2009 in Deutschland* (p. 79). Bonn, Dessau
- [2] Dußling, U. (2009). *Handbuch zu fiBS*. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., (15).
- [3] Braukmann, U., & Haaß, W. (2014). *Erfolgskontrollen bei Renaturierungsmaßnahmen gemäß WRRL – eine kritische Bestandsaufnahme*. Vortrag 18. Betreuerntagung Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landesentwicklung (GFG); Wiesbaden-Naurod, 24. & 25. Juni 2014.
- [4] Stemmer, B. (2012). *Flexibilität des Kormorans (Phalacrocorax carbo) beim Nahrungserwerb kann regulierende Maßnahmen zur Erhaltung von Fischbeständen notwendig machen*. Acta Ornithologica, 7(3), 107–115.
- [5] Thüringer Ministerium f. Landwirtschaft, Naturschutz u. Umwelt (Hrsg.) (2007). *Fischfauna – Erfassung, Bewertung und Maßnahmen*

Artname	lat.	Nister			Ahr	
		a	b	c	a	b
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	1	2	2		
Asche	<i>Thymallus thymallus</i>	2			27	6
Atl. Lachs*	<i>Salmo salar</i>	5	10		27	4
Bachforelle*	<i>Salmo trutta</i>	100	63	36	180	65
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	11	10		194	22
Döbel	<i>Squalius cephalus</i>	139	44	18	140	14
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	1970	2143	400	1442	1145
Groppe	<i>Cottus gobio</i>	270	143	320	339	724
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	66	86	3	28	17
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	75	52	5	11	1
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	352	31	7	1	
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>				1	8
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	45				
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	210	214	260	830	790
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	140	61	1	277	226
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	65	31			

* durch Besatzmaßnahmen gestützt

Tabelle 5: Nachweise Fische in allen Probestrecken

ableitung nach Wasserrahmenrichtlinie (p. 6). Retrieved from www.thueringen.de/de/publikationen/pic/pubdownload872.pdf

[6] Winkler, H. M. (2010). *Die Nahrung des Kormorans*. Falke, 57, 21–25.

[7] Ebel, G. (2012). *Zum Einfluss des Kormorans (Phalacrocorax carbo sinensis) auf Fischbestände in Fließgewässern Sachsen-Anhalts*. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, 49(1+2), 26–39.

[8] Guthörl, V. (2006). *Zum Einfluß des Kormorans (Phalacrocorax carbo) auf Fischbestände und aquatische Ökosysteme: Fakten, Konflikte und Perspektiven für kulturlandschaftsgerechte Wildhaltung*. Wildland-Weltweit-Verlag.

[9] LFV Bayern (2007). *Kormoran und Fischbestand – Kritische Analyse und Forderungen des Landesfischereiverband Bayern e. V.* (p. 68).

[10] Steffens, W. (2010). *Great cormorant – Substantial danger to fish populations and fishery in Europe*. Bulgarian Journal of Agricultural Science, 16(3), 322–331.

[11] Koed, A., Baktoft, H., & Bak, B. D. (2006). *Causes of mortality of Atlantic salmon (Salmo salar) and brown trout (Salmo trutta) smolts in a restored river and its estuary*. River Research and Applications, 22, 69–78.

[12] Rheinischer Fischereiverband. *Jahresberichte des Rheinischen Fischerei-Vereins 1888-1908*. Frhr. La Valette St. Georg (Hrsg.).

[13] Jens, G. (2011). *Ein Kormoran pro Quadratkilometer Wasserfläche?* Fischer & Teichwirt, 62, 322–323.

[14] Wunner, U., & Wismath, P. (2004). *Zerstörung der Fischbestände der Amper durch Kormorane*. Fischer & Teichwirt, 4, 609–612.

[15] Schneider, J. (2005). *Letale Vergrämung von Kormoranen im Einzugsgebiet der rheinland-pfälzischen Sieg und Nister – Projektfortsetzung 2005*. Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord Koblenz (p. 52). Frankfurt am Main.

[16] Wagner, F. (2005). *Ergebnisse der Befischung im Rahmen des Monitorings zur EU-Wasserrahmenrichtlinie*. Abschlussbericht zum Auftrag des Thüringer Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt.

[17] Baer, J. (2006). *Auskunft der Fischereiforschungsstelle: Prädationsdruck durch Kormorane in strukturierten Gewässern*. In Kormoran-Vergrämung am Restrhein zwischen Basel (Wehr Märkt) und Breisach, Vergrämungswinter 2006/07. (pp. 34–38).

[18] Görlach, J., & Wagner, F. (2006). *Überprüfung des winterlichen Kormoraneinflusses auf die Fischbestandssituation in der Ilm/Thüringen*. Artenschutzreport.

[19] Hübner, D. (2003). *Die Ablach- und Interstitialphase der Äsche (Thymallus thymallus L.)-Grundlagen und Auswirkungen anthropogener Belastungen*. Dissertation, Philipps-Universität Marburg.

[20] Ibsch, R. B., Seydell, I., & Borchardt, D. (2009). *Influence of periphyton biomass dynamics on biological colmation processes in the hyporheic zone of a gravel bed river (River Lahn, Germany)*. Advances in Limnology, 61, 87–104.

[21] Schneider, J., & Korte, E. (2004). *Letale Vergrämung von Kormoranen im Einzugsgebiet der rheinland-pfälzischen Sieg und Nister*. Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord Koblenz (p. 55). Frankfurt am Main.

[22] Schneider, J., Korte, E., & Krettek, R. (1999). *Wissenschaftliche Erfolgskontrolle von Vergrämungsmaßnahmen gegen den Kormoran im Gewässersystem der Nister (Rheinland-Pfalz)*. Studie im Auftrag des Landes Rheinland-Pfalz (p. 98). Frankfurt am Main.

[23] Krau, F. (2011). *Einfluss der Groppe (Cottus rhenanus) auf Überlebensrate und Wachstum juveniler Atlantischer Lachse (Salmo salar)*. Masterarbeit, Institut für Zoologie, Universität Rostock.

[24] Cob Chaves, D. (2014). *Auswirkung der herbivoren Nase (Chondrostoma nasus) auf das Periphyton in einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss*. Institut für integrierte Naturwissenschaften, Universität Koblenz-Landau.

[25] Hugo, R., & Korte, E. (n.d.). *Bewertung der Qualitätskomponente „Fische“ in den Fließgewässern von Rheinland-Pfalz – Abschlussbericht 12.12.2013*. Studie im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG) (p. 54).

[26] Vordermeier, T. (2001). *Qualitative und quantitative fischereibiologische Untersuchung zur Bewertung des Einflusses vom Kormoran (Phalacrocorax carbo sinensis) auf Fischbestände ausgewählter bayrischer Fließgewässer*. Dissertation, Technische Universität München.

[27] Baer, J., & Konrad, M. (2010). *Eintrag von Totholz in Fließgewässern – eine Methode zum Schutz von Fischbeständen vor der Prädation durch Kormorane?* Vogelwarte, 48, 15–20.

Autoren

Dr. Jörg Schneider
 Büro für fisch- und gewässerökologische Studien
 BFS-Frankfurt
 Unterlindau 78, 60323 Frankfurt

E-Mail: bfs-schneider@web.de

Dipl.-Biol. Lothar Jörgensen
 Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord
 Obere Fischereibehörde
 Neustadt 21, 56068 Koblenz

E-Mail: lothar.joergensen@sgdnord.rlp.de

MSc.-Biol. Florian Krau
 Institut für Seefischerei
 Palmaille 9, 22767 Hamburg

E-Mail: florian.krau@ti.bund.de


Manfred Fetthauer
 ARGE Nister e. V.
 Mühlenweg 3, 57629 Stein-Wingert

E-Mail: m.fetthauer@arge-nister.de




Anzeige

Unser Expertentipp




Seminar

14. Erfurter Gespräche zur WRRRL
 26./27. Januar 2016
 in Erfurt
 430,00 €/350,00 €**



DWA-M 517 (Entwurf)

Erfassung der physikalisch-chemischen Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern – Strategien, Konzeptionen, Umsetzung
 Juni 2015
 50 Seiten, DIN A4
 ISBN 978-3-88721-228-5
 62,00 €/49,60 €*



DWA-Themen

Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna
 April 2006
 157 Seiten, DIN A4
 ISBN 978-3-939057-19-2
 €-48,00 jetzt **28,80 €**

*! für fördernde DWA-Mitglieder
 **! für DWA-Mitglieder