

Entwicklung und aktueller Status von Steinbeißern der Gattung *Cobitis*, Linnaeus 1758, in Mecklenburg-Vorpommern

Martin Krappe, Anika Weidig und Markus Tschakert

1 Einführung

Steinbeißer der Gattung *Cobitis* bilden den artenreichsten Zweig der denselben deutschen Namen führenden Familie der *Cobitidae*. Letztere umfasst nach aktuellem Kenntnisstand ca. 130 Arten, deren Verbreitungsgebiet große Teile Eurasiens sowie einen Grenzbereich im Nordwesten Afrikas einnimmt. Die Typusart für *Cobitis* ist der bereits 1758 von Linné beschriebene, verwirrenderweise ebenso den schlichten Namen „Steinbeißer“ tragende *Cobitis taenia*. Alle Vertreter der Gattung zeichnen sich durch eine sehr ähnliche Morphologie und Lebensweise aus. Ihr länglicher, seitlich abgeflachter Körper erreicht bei weiblichen Tieren eine maximale Länge von 15 cm, hierzulande aber kaum mehr als 12 cm. Ausgewachsene Männchen erlangen nur etwa die Hälfte bis ein Drittel dieser Körpergröße. Den Arten gemein ist eine charakteristische Zeichnung, die aus mehreren längs verlaufenden Streifen oder Fleckenreihen besteht. Die Details dieses Grundschemas sind nicht nur artspezifisch verschieden, sondern auch zur Individualerkennung geeignet (Saul 2005). Andererseits ist eine sichere Artansprache nicht in jedem Fall anhand dieser Zeichnung möglich.



Abb. 1: Steinbeißer aus einem mecklenburgischen Gewässer (Aquarienaufnahme aus dem Müritzzeum in Waren)
Foto: W. Fiedler

Ihrer benthivoren Lebensweise entsprechend besitzen *Cobitis*- Arten ein unterständiges Maul, das von drei Bartelpaaren gesäumt ist. Zur Ernährung nehmen sie das feinkörnige Bodensubstrat ihres Lebensraumes auf, aus dem mittels eines wirksamen Kiemenapparates organische Partikel

und kleine Benthosorganismen herausgefiltert werden. Die sowohl in Fließgewässern als auch in Seen vorkommenden Fische sind meist teilweise bis vollständig in Feinsedimenten vergraben, können jedoch zu bestimmten Zeiten, vor allem nachts und tagsüber im Zuge der Reproduktion, auch außerhalb des Gewässerbodens angetroffen werden. Fortpflanzung und Larvalentwicklung finden in durch dichte Bestände filigraner Wasserpflanzen charakterisierten Mikrohabitaten statt (Bohlen 2003a). Dabei wirken sich in unseren Breitengraden hohe Sommertemperaturen positiv auf den Reproduktionserfolg aus (Bohlen 2003b). Steinbeißer sind in Deutschland vermutlich aus diesem Grund eher im Tiefland anzutreffen, was auch den in Norddeutschland zu findenden Verbreitungsschwerpunkt (Steinmann & Bless 2004) erklärt.

Zum Zeitpunkt der Verabschiedung der Flora-Fauna-Richtlinie im Jahr 1992 galt der Steinbeißer (*Cobitis taenia*) in großen Teilen seines Verbreitungsgebietes als selten und gefährdet und wurde folgerichtig auf den Anhang II dieser EU-Richtlinie gesetzt, einem Dokument, in dem u. a. 28 in Deutschland vorkommende Fischarten gelistet sind. Für diese Arten besteht nach Maßgabe der Richtlinie die Verpflichtung der Ausweisung eines Schutzgebietsnetzes (Natura 2000), das der Erhaltung bzw. Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustandes ihrer Populationen dienen soll. Neben einer Verträglichkeitsprüfung erfordernden Verschlechterungsverbot soll dies innerhalb der FFH-Gebiete durch geeignete, im Rahmen von Managementplänen zu erarbeitende Maßnahmen erreicht werden. An das Vorhaben gekoppelt ist ferner die Verpflichtung der EU-Mitgliedstaaten, den aktuellen Erhaltungszustand der jeweiligen Art sowie deren Entwicklung und Perspektive kontinuierlich zu dokumentieren und offen zu legen. Daraus ergeben sich die Notwendigkeit der Einrichtung von Monitoringprogrammen in einer hinreichend großen Anzahl von Beständen (Stichprobenmonitoring) sowie einer flächendeckenden Erfassung der Verbreitung.

In Mecklenburg-Vorpommern wurde durch die Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie e.V. (GNL) im Jahr 2007 mit der Entwicklung und Erprobung geeigneter Verfahren zur langfristigen Erfassung und Bewertung von Populationen des Steinbeißers sowie zur systematischen Verbreitungsanalyse begonnen (Krappe et al. 2009). Die Ergebnisse fanden maßgeblichen Eingang in die Entwicklung eines bundesweiten Standards für das FFH-Monitoring durch den Bund-Länder-Arbeitskreis Fische (BLAK) unter Leitung des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) (PAN & ILÖK 2010, BfN & BLAK 2017). Bereits im Jahr 2008 wurden in den ersten Gewässern des Bundeslandes Probeflächen für das Monitoring ausgewiesen und gleichzeitig mit einem Programm zur Verbreitungskartierung begonnen. Mittlerweile befinden sich 18 Steinbeißergewässer im Dauermessprogramm des FFH-Stichprobenmonitorings in Mecklenburg-Vorpommern. Deutschlandweit sollen nach Vorgabe eines ebenfalls am BfN erarbeiteten Konzeptes (Sachteleben & Behrens 2007) 126 Stichprobengewässer bearbeitet werden, 63 davon in der kontinentalen- und 63 in der atlantischen Region. Weitere Stichprobengewässer wurden in Mecklenburg-Vorpommern ab 1998 für die FFH-Arten Schlammpeitzger (10), Bitterling (8), Westgroppe (3), Rapfen (1) sowie für Bach- und Flussneunauge (10) ausgewiesen und durch Mitarbeiter der GNL bearbeitet (Runze & Baier 2011, Krappe et al. 2009, 2011, 2012, Waterstraat et al. 2012).

Die Aufnahme des Steinbeißers (*Cobitis taenia*) in den FFH-Anhang II der EU erfolgte auf Grundlage des damaligen Informationsstandes. So kamen in den 1980er Jahren u. a. Fachleute beiderseits der innerdeutschen Grenze zu dem Ergebnis, dass die Art, bedingt durch anthropogene Einflüsse, selten geworden und damit schutzbedürftig ist. Dies spiegelt sich in vielen Roten Listen, Publikationen und Tagungsbeiträgen aus dieser Zeit wider (z. B. Paepke 1981, Bless & Lelek 1984, Gaumert 1986, Lelek 1987, Spieß 1989, Spieß & Waterstraat 1989). Zudem dürfte man auf EU-Ebene davon ausgegangen sein, dass ein Schutz des Steinbeißers,

dessen Habitatansprüche als anspruchsvoll galten, auch positive Effekte für andere gefährdete Arten bzw. deren Lebensräume nach sich zieht (Schirmartenkonzept). Im Zeitraum der ab 1992 zunächst nur schleppend anlaufenden Umsetzung der Richtlinie entstand jedoch unter ichthyofaunistisch tätigen Wissenschaftlern, nicht nur in Mecklenburg-Vorpommern, zunehmend der Eindruck, dass Steinbeißer tatsächlich weniger selten sind als angenommen wurde. Außerdem mehrten sich Nachweise aus bislang für unbesiedelt gehaltenen Gebieten und Gewässern. Einschränkend ist zu bemerken, dass dieser subjektive Befund von in Süddeutschland oder Österreich tätigen Kollegen nicht geteilt wurde. Da auch die Zahl repräsentativer Befischungen, insbesondere mit Elektrofischfangeräten, seit Anfang der 1990er Jahre kontinuierlich zugenommen hat, stand lange Zeit der Verdacht im Raum, dass es sich eher um einen Ausdruck erhöhter Bearbeitungsintensität und/oder verbesserter Fangmethoden handelt. Einen ersten statistisch begründeten Hinweis auf eine reale Bestandszunahme des Steinbeißers erbrachte eine Langzeitauswertung der durch die GNL zwischen 1998 und 2010 durchgeführten Befischungen im Monitoringprogramm für Ichthyozöosen in Fließgewässern des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Die Analyse der Fangdaten von neun mehrfach beprobten Bächen und Flüssen zeigte eine signifikante Zunahme der Bestandsdichte im besagten Zeitraum (Waterstraat et al. 2011). In den neuesten Fassungen der Roten Listen der Süßwasserfische und Neunaugen Deutschlands (Freyhof 2009) und Mecklenburg-Vorpommerns (Waterstraat et al. 2015) wurden, erstmals seit ihrem Bestehen (1977 bzw. 1991), Steinbeißer als ungefährdet eingestuft.

Ein weiterer Befund, der die Einstufung und Behandlung des Steinbeißers als FFH- Art problematisieren könnte, kam zu Beginn der 2000er Jahre im Zuge der in der ökologischen Forschung an Bedeutung gewinnenden Molekulargenetik. Ging man bis dato davon aus, dass es sich bei den in Deutschland vorkommenden Steinbeißern um die Art *Cobitis taenia* Linnaeus, 1758 handelt, zeigte sich nun, dass es Arealüberschneidungen mit dem Donau-Steinbeißer *Cobitis elongatoides* Bacescu & Maier, 1969 gibt. Der erste Nachweis dieses Steinbeißers in Deutschland gelang 2001 in der Spree bei Uhyst (Bohlen & Rab 2001). Mittlerweile wurde die Art sowohl im polnischen Teil des Oder/Warthesystems, im tschechischen Teil des Elbeinzugsgebietes als auch in einer Reihe von Gewässern in Sachsen identifiziert (Culling et al. 2006, Bohlen 2010, Janko et al. 2012). Darüber hinaus zeigte sich, dass die beiden Arten im Bereich der Kontaktzonen miteinander hybridisieren. Bei den in verschiedenen Ploidiegraden auftretenden Hybriden handelt es sich nach bisherigem Kenntnisstand um so genannte klonale Weibchenpopulationen. Die Hybrid-Weibchen legen Eier, deren Entwicklung durch Kontakt mit Spermien von *Cobitis taenia* oder *Cobitis elongatoides* ausgelöst werden kann, ohne dass es zu einer Verschmelzung mit den männlichen Gameten kommt (Spermienparasitismus). Ihre Reproduktion ist somit genetisch autonom, jedoch stets auf das gleichzeitige Vorhandensein wenigstens einer der beiden Ausgangsarten („Elternarten“) angewiesen. Für die bisher untersuchten Gebiete in Polen, Tschechien und Sachsen wird angenommen, dass es sich bei den klonalen Hybriden sogar um die dominierende Lebensform des Steinbeißers handelt. Die Hybriden können offenbar auch unabhängig von einer gleichzeitigen Anwesenheit beider „Elternarten“, vom Zentrum der Hybridisierung (Kontaktzone) ausgehend, in das geographische Umfeld ausstrahlen. Neben den beiden genannten Arten wird auch der Donau-Steinbeißer, *Cobitis tanaitica* Bacescu & Maier, 1969 bzw. von diesem ausgehende spermienparasitische Linien (Hybriden) in einigen Einzugsbereichen der Ostsee (Weichsel und Oder) vermutet (Kottelat & Freyhof 2007). Unabhängig von diesen die Gattung *Cobitis* betreffenden Hybridkomplexen wurde zwischenzeitlich auch der Goldsteinbeißer (*Sabanejewia baltica* Witkowski 1994) in der deutschen Oder nachgewiesen (Bohlen et al. 2005). In Mecklenburg – Vorpommern besteht jedoch aktuell kein Vorkommensverdacht für diese Art.

Vor dem Hintergrund der geschilderten Situation ist es die Zielstellung der vorliegenden Arbeit, die in den letzten Dekaden durch die GNL erhobenen und zusammengetragenen Daten in Hinblick auf die Entwicklung und die aktuelle Situation von Steinbeißern im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern zu analysieren. Zurückgegriffen werden soll dabei sowohl auf speziell auf die Gattung *Cobitis* ausgerichtete Untersuchungen (FFH-Monitoring, Verbreitungskartierung, genetische Untersuchungen), Nebenergebnisse aus anderen Fischuntersuchungsprogrammen (z. B. Neunaugen- und Bitterlingsmonitoring) sowie auf den Datenbestand des durch die GNL für das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) geführten Fischartenkatasters. Daneben sollen, soweit vorhanden, historische Daten Berücksichtigung finden. Im Vordergrund stehen die Fragen, ob es seit Beginn der 1990er Jahre Veränderungen hinsichtlich der Verbreitung und Bestandsdichte gegeben hat und wie es um die taxonomische Identität von Steinbeißern im Bundesland steht.

2 Material und Methoden

2.1 Verbreitungs- und Trendanalyse

Für den Versuch einer Beschreibung der Verbreitung des Steinbeißers vor 1989 kann erwartungsgemäß nur auf einen sehr heterogenen Datenbestand zugegriffen werden. Alte Publikationen, Berichte und Protokolle beinhalten Informationen von sehr unterschiedlicher Qualität. Die heute selbstverständliche punktgenaue Verortung von Nachweisen ist bei diesen Quellen so gut wie unmöglich. Im günstigsten Fall benennen sie konkrete Vorkommensgewässer oder zumindest kleinräumig abgrenzbare Systeme (z. B. „Feldberger Seen“). Angaben zu Häufigkeiten sind selten und in aller Regel nicht quantitativ auswertbar. Manche Nachweise durchziehen die Literatur leider durch fortwährendes Zitieren. Dies führt oft zu einer Abnahme der Nachweisschärfe, in Einzelfällen sogar zu einer scheinbaren Verbesserung der Datenqualität. Schaarschmidt & Lemcke (2004) unterzogen sich in ihrem Projekt „Historischer Fischatlas von Mecklenburg-Vorpommern“ der Mühe, alle ihnen verfügbaren Quellen kritisch zu sichten und den geprüften Fundortangaben im Rahmen einer vertretbaren Unschärfe konkrete Fundpunkte zuzuordnen. Die daraus resultierende Datenbank stellt die wesentliche Grundlage der vorgenommenen Verbreitungsdarstellung für den Zeitraum vor 1989 dar. Ergänzt wurde sie durch einige nachträglich ausgewertete Quellen, insbesondere alte Fangprotokolle und auf Plausibilität geprüfte Ergebnisse einer Fischereibefragung der ehemaligen Biologischen Station Serrahn, die an die GNL als deren Nachfolgeorganisation übergegangen sind. Sämtliche somit als historische Punktdaten vorliegenden Fundorte wurden im zweiten Schritt ebenso wie die für den anschließenden Zeitraum ab 1990 durchgängig als Punktdaten vorliegenden Nachweise mittels GIS in eine Rasterdarstellung auf Messtischblattbasis (TK 25) transformiert.

Alle aus Mecklenburg-Vorpommern seit 1990 Jahre erschließbaren Befischungsergebnisse wurden bei der GNL im Auftrag des LUNG in ein auf der Artendatenbank-Software Multibase CS basierendes landesweites Fischartenkataster eingepflegt und es findet dort eine fortwährende Aktualisierung statt. Neben den jedem Nachweis zugewiesenen Koordinaten werden in dieser Datenbank Basisangaben wie Datum und Fänger sowie auch verschiedene weitere Informationen wie die Fangmethode und quantitative Angaben zum Fangergebnis (Anzahl gefangener Individuen oder Häufigkeitsklasse) aufgenommen. Letztere sind jedoch leider nicht durchgängig verfügbar und untereinander nur begrenzt kompatibel. Eine allgemeine Trendanalyse auf Grundlage dieser Angaben ist daher problematisch. Gleichwohl stellen diese Angaben wertvolle Zusatzinformationen dar, die im Rahmen der Plausibilitätsprüfung genutzt werden können. Im vorliegenden Fall wurde jedoch ein Weg eingeschlagen, der ausschließlich

auf den Angaben Jahr, Art und Fangmethode basiert. Es wurde versucht, die jährliche Nachweishäufigkeit des Steinbeißers in Beziehung zu einem aus der Datenbank ableitbaren Index für den Befischungsaufwand zu setzen. Der zugrunde liegende Gedanke besteht in der Annahme, dass das Verhältnis zwischen den jährlichen mittels geeigneter Fangmethodik erbrachten Nachweisen einer bestimmten Art zur Gesamtzahl jährlicher Nachweise aller mit denselben Methoden gefangenen Arten als „relative Nachweishäufigkeit“ die tatsächliche Häufigkeit dieser Art zum Ausdruck bringt. Einschränkend ist zu sagen, dass dieser Ansatz grundsätzlich eine Konstanz der Gesamtartendichte voraussetzt. Dies dürfte jedoch mit einer vertretbaren Unschärfe der Fall sein. Als für die vorgelegte Trendanalyse relevant wurden ausschließlich Fangergebnisse (bis zum 31.12.2018) gewertet, die mittels Elektrobefischung als der mit Abstand häufigsten und für den Nachweis von Steinbeißern am besten geeigneten Fangmethode erzielt wurden. Dieser Teildatenbestand umfasste zum Zeitpunkt der Auswertung 47036 von 55512 Fischdatensätzen.

2.2 Monitoring und Verbreitungskartierung des Steinbeißers

Das in Mecklenburg-Vorpommern bestehende Monitoringprogramm für den Steinbeißer basiert auf einer durch Krappe et al. (2009) detailliert dargestellten Verfahrensbeschreibung. Die Auswahl der Populationen erfolgte so, dass sowohl die verschiedenen typischen Lebensräume dieser Tiere (Fließgewässer und Seen unterschiedlicher Größe) als auch die wichtigsten Gewässereinzugsgebiete repräsentiert sind. Grundsätzlich wurden in jedem der letztlich ausgewählten 18 Referenzgewässer (siehe Abb. 2) vier nicht miteinander verbundene Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet, die im dreijährigen Abstand beprobt werden. Dabei kann es sich um vollständige Fließgewässerabschnitte (in Bächen), um Uferabschnitte mit einer definierten Breite oder um Linientransekte (in Flüssen und Seen) mit einer definierten Breite handeln. Als Mindeststandard für jede einzelne Probefläche wurden 100 m² und eine Streckenlänge von 50 m festgelegt. Ferner darf der für die Beprobung der Fläche mittels Elektrobefischung erbrachte Aufwand pro Durchgang 15 Minuten und 50 Anodenkontakte nicht unterschreiten. Je nach realer Flächengröße und Fischdichte liegt der tatsächliche Aufwand jedoch meist deutlich höher. Generell wird im Sinne einer quantitativen Befischung nach der *Removal*-Methode (De Lury 1947, Moran 1951) versucht, im ersten Befischungsdurchgang so viele Individuen wie möglich zu fangen und im zweiten die Befischungsintensität beizubehalten. Sofern das Befischungsergebnis nach dem zweiten Durchgang eine solide Bestandsgrößenschätzung nach einer durch Seber & Le Cren (1967) vorgeschlagenen vereinfachten Formel erlaubt, wird die Beprobung damit beendet. Andernfalls werden weitere Befischungsdurchgänge durchgeführt, um mit deren Resultaten eine vollumfängliche Abschätzung der Bestandsgröße nach Zippin (1958) vornehmen zu können. Da Steinbeißer, entsprechende Erfahrung und geeignete Sichtverhältnisse vorausgesetzt, mit einer recht hohen Fangwahrscheinlichkeit gefangen werden können (siehe auch Waterstraat et al. 2011), ist dieses Prozedere in der Mehrzahl der Fälle statistisch hinreichend. Stochastisch bedingte Ausnahmen können im Fall sehr niedriger Individuendichten auftreten. Für den Umgang mit solchen Ergebnissen wurden in Krappe et al. (2009) Sonderregelungen getroffen. Die in der vorliegenden Arbeit vorgenommenen Bestandsgrößenberechnungen basieren jedoch auf den jeweils zusammengefassten Daten aller vier Probeflächen, wodurch in fast allen Fällen eine Berechnung nach Seber & LeCren (1967) möglich war.

Grundsätzlich kompatibel mit der Vorgehensweise beim Monitoring ist auch die Methodik der ebenfalls seit 2008 kontinuierlich durchgeführten Verbreitungskartierung (Krappe et al. 2009). Hier werden geeignete Abschnitte vergleichbarer Größe in Gewässern beprobt, aus denen

bislang keine oder nur zeitlich weit zurückliegende Nachweise vorliegen. Im Unterschied zum Stichprobenmonitoring beschränkt sich die Befischung hier auf nur einen Durchgang. Eine exakte Bestandsgrößenberechnung entfällt damit. Größere Abschätzungen sind zwar mit Hilfe der im Monitoring ermittelten Fangwahrscheinlichkeiten prinzipiell möglich, wurden in der vorliegenden Auswertung jedoch nicht praktiziert.

2.3 Nebenergebnisse aus Monitoringprogrammen anderer FFH- Fischarten

Die parallel eingerichteten Monitoringprogramme für die Arten Schlammpeitzger, Bitterling und Neunaugen (Querder) folgen demselben Prinzip der Wiederholungsbefischung von vier Probeflächen pro Untersuchungsgewässer mittels Elektrobefischung (s. o.). Den Programmen ist außerdem gemein, dass sich die Bearbeiter bei der Beprobung voll auf die jeweilige Zielart konzentrieren. Weitere Arten werden i. d. R. lediglich hinsichtlich ihres Vorkommens und ihrer Häufigkeit nach einer dreistufigen Skala (selten / regelmäßig / häufig) protokolliert. Eine Ausnahme ist das Monitoring der Neunaugenlarven. Da diese Tiere mehr oder weniger dieselben Mikrohabitate wie die Steinbeißer bevorzugen und ähnliche Fangeigenschaften aufweisen, ist es hier möglich, beide Arten gleichzeitig quantitativ zu befischen. Einschränkend ist zu sagen, dass die Probeflächen des Neunaugenmonitorings kleiner sind (ca. 1/4 der Flächengrößen im Steinbeißermonitoring). Dies hat zwar niedrigere Fangzahlen zur Folge, was u. U. die Aussagekraft der Bestandsgrößenschätzung schwächt, die Ergebnisse können dennoch genutzt werden, um starke Tendenzen sichtbar zu machen. Auch beim Monitoring des Bitterlings wurde versucht, die während der Befischung auftretenden Steinbeißer wenigstens zu zählen. Im Großen Labussee gelang dies mehrere Jahre, so lange wie die Bitterlingspopulation relativ klein war. Aktuell ist dies nicht mehr möglich.

Ein weiteres im Bundesland durchgeführtes Programm ist das Monitoring von Ichthyozönosen in ausgewählten Fließgewässern (Waterstraat et al. 2011, 2012). Auch bei diesem werden pro Gewässer vier Abschnitte in zwei Durchgängen elektrisch befischt, wobei jedoch versucht wird, alle vorkommenden Fischarten gleichermaßen zu erfassen. Fangdaten aus diesem Programm wurden in der vorliegenden Arbeit in Kombination mit dem Neunaugenmonitoring genutzt, um die Entwicklung der Steinbeißerpopulation in einem Beispielgewässer illustrieren zu können.

2.4 Genetische Untersuchungen

In den Jahren 2016 und 2017 wurden erstmals Gewebeprobe von Steinbeißern aus neun Gewässern des Steinbeißermonitorings sowie einem weiteren mecklenburgischen Gewässer hinsichtlich des Art- bzw. Hybridstatus mit genetischen Methoden untersucht (s. Abb. 2).

Die mehrere Schritte umfassenden Laborarbeiten und Analysen wurden an zwei Instituten der Tschechischen Akademie der Wissenschaften, dem Institut für Tierphysiologie und Genetik in Liběchov und dem Institut für Wirbeltierbiologie in Brno durchgeführt. Sie basierten auf einer durch Janko et al. (2007a, b) beschriebenen Methode. Im vorliegenden Fall wurden drei DNA-Abschnitte isoliert, die stabile Differenzen zwischen den infrage kommenden bzw. am Hybrid-Komplex beteiligten Arten (*Cobitis taenia*, *C. elongatoides*, *C. tanaitica*) aufweisen. Dabei handelte es sich um die Introns des S7- und des ATPase β - Gens sowie einen Abschnitt des mitochondrialen Gens für Cytochrom b. Die isolierten DNA- Abschnitte wurden mittels Polymerase-Kettenreaktion (PCR) vervielfältigt und anschließend einem Set von Restriktionsenzymen ausgesetzt, deren Schnittstellen im Bereich der artspezifischen Polymorphismen liegen. Eine

elektrophoretische Auftrennung der aus dieser Prozedur hervorgehenden Fragmente erlaubt die Zuordnung der individuellen Proben zu bestimmten Arten bzw. Hybriden.

Die durchgeführten Analysen geben keine Auskunft darüber, aus wie vielen Chromosomensätzen welcher Art sich das Genom festgestellter Hybriden zusammensetzt. Zur Bestimmung des Ploidiegrades sollen die Proben zu einem späteren Zeitpunkt noch mit Hilfe einer weiteren Methode (Durchflusszytometrie) untersucht werden.

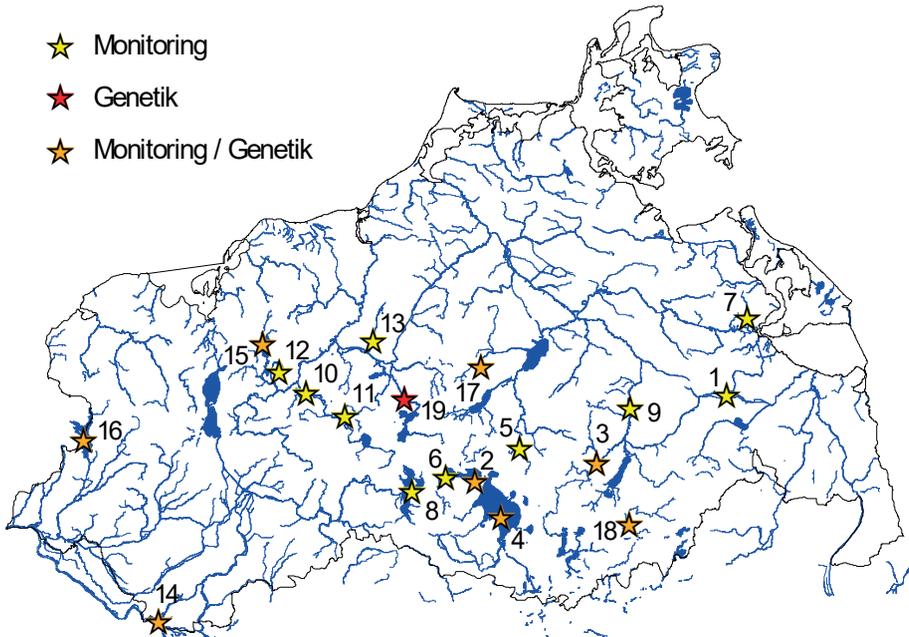


Abb. 2: Lage der Referenzgewässer des Steinbeißermonitorings in MV und der Probenahmestellen für genetische Untersuchungen (Legende Gewässernamen: siehe Tab. 2 und Tab. 6)

3 Ergebnisse

3.1 Verbreitung und Bestandsgrößen in der Landesfläche

Die älteste schriftlich überlieferte Erwähnung des Steinbeißers in Mecklenburg-Vorpommern stammt aus dem Jahr 1554. Quelle ist eine von dem Theologen David Chyträus verfasste und von seinem Studenten Simon Pauli vorgetragene „Lobrede von der Stadt Schwerin“ in der es heißt:

„Der Schweriner See gibt sechsundzwanzigerlei Art der Fische häufig und überflüssig, die in großer Anzahl gefangen werden, nämlich: Hechte, Welse, Karpfen, Barsche, Kaulbarsche, Brachsen, Marenen (so heißt hier der einem Hering ähnliche Fisch), Aale, Krebse, Gründlinge, Plötzen, Schleie, Schnäpel, Alande, Rothaugen, Bleie oder Gustern, Steinbeißer, Ellritzen, Ohlraupen, Quabben, Karautschen, Stinte, Witinge, Dövel, Bitterlinge, Mutterloßken. Zuweilen hat man nach glaubwürdiger Nachricht auch Lachse, Lampreten und Störe gefangen. Die meisten Fische aber sind so gemein und so billig, dass man nicht zweifeln kann, Gott habe dem Lande in diesem fischreichen See eine sonderliche Wohlthat und Ehrengabe verliehen.“

Weitere Nachweise wurden erst über 300 Jahre später in der Arbeit von Blanck (1881) über das damalige Gebiet des Großherzogtums Mecklenburg-Schwerin veröffentlicht. Er schreibt schlicht aber konkret:

„Kommt in stehenden Gewässern, Bächen und Flüssen vor; nicht selten in der Elde, selten in der Havel, Warnow, im Specker, Pinnower, Gustävelschen, Dümmer, Wozer See.“

Die früheste Erwähnung aus Vorpommern stammt von Friedel (1882) aus dem Ryck bei Greifswald. Weitere konkrete Fundorte in Mecklenburg nennt Jesse (1903):

„Dieser Fisch lebt nur im Süßwasser, in Flüssen und Seen. Das Maltzaneum besitzt Exemplare aus der Warnow, dem Müritz-, Kölpin- und Herrensee bei Waren.“

Im Fortgang wurde noch eine Reihe von Nachweisen durch Duncker & Ladiges (1960) sowie Schröder (1962) publiziert. Als bis dahin noch nicht bekannte Vorkommen zu nennen sind hier: Bergsee bei Alt Garz, Goldberger See, Glambecksee (ehem. Lkr. Müritz), Große Kiever See, Jabeler See, Kargowsee, Loppiner See, Mildenitz, Mühlensee bei Jabel, Parumer See, Plauer See und Schaalsee.

Insgesamt liegen bis zum Ende der 1960er Jahre 36 Steinbeißereinträge aus 25 Gewässern in der historischen Fischdatenbank (Stand 2018) vor. Dies mag vor dem Hintergrund von etwas über 4300 Einträgen insgesamt (< 1%) sehr wenig erscheinen, ist aber im historischen Kontext durchaus beachtlich. Immerhin handelt es sich um eine fischereilich nicht interessante, sehr verborgen lebende und mit traditionellen Fangmethoden schwer nachzuweisende Art. Hinzu kommt die geringe Anzahl von faunistisch motivierten Arbeiten. Das Zeitalter in dem Kartierer aktiv und systematisch nach Vorkommen suchen, war, wenn man von Pionieren wie Georg Duncker und August Thienemann absieht, noch nicht angebrochen.

Erst Anfang der 1980er Jahre begannen diesbezüglich nennenswerte Aktivitäten. Auf dem Gebiet der ehemaligen DDR formierten sich ichthyofaunistische Arbeitsgruppen, die sich in der Folgezeit über einen Zentralen Arbeitskreis Ichthyofaunistik miteinander vernetzten. Arbeitsgruppen auf dem Territorium unseres heutigen Bundeslandes nahmen dabei eine herausragende Stellung ein. Paepke (1985) schrieb darüber:

„Unser vordringliches Arbeitsvorhaben ist die Bestandserfassung aller autochthonen und allochthonen Rundmäuler und Fische der DDR, die bereits in einigen Bezirken mit z. T. unterschiedlichen Programmen

angelaufen ist. Am weitesten ist diese Arbeit im Bezirk Rostock gediehen, wo unsere Schrittmacher in der BAG „Ichthyofauna“ bereits seit 1980 tätig sind.“

Trotz der einsetzenden Kartierungsaktivitäten, bei denen erstmals sogar (selbstgebaute) Elektrofischgeräte zum Einsatz kamen, fiel die Bilanz für den Steinbeißer auf dem Gebiet des heutigen Bundeslandes spärlich aus. Im Jahr 1985 findet sich der erste Eintrag nach 1969, bis 1989 folgen allerdings noch 40 weitere. (Hinzu mag noch eine gewisse Dunkelziffer gerechnet werden, da es leider bislang nicht gelungen ist, alle Kartierungsergebnisse aus dieser Zeit zu sichern.) Entsprechend negativ fiel das Resümee aus, das Spieß & Waterstraat (1989) auf der Jahrestagung des Zentralen Arbeitskreises (für das Gebiet der gesamten DDR) zogen:

„Isolierte Einzelvorkommen in sauberen Gewässern. Stark rückläufige Tendenz. Im Norden sehr selten.“

Betrachtet man das sich aus den Fundorten bis 1989 ergebende Verbreitungsbild (Abb. 3), ist ungeachtet dieser Bilanz festzustellen, dass der Steinbeißer in Mecklenburg-Vorpommern historisch offenbar weit verbreitet war. Bestehende Lücken dürften eher auf gewässerärmere Regionen und/oder fehlende Bearbeitung zurückzuführen sein. Es ist ungeachtet dessen wahrscheinlich, dass die Vorkommen vor Beginn der Industrialisierung häufiger und größer waren, als sie sich zum Ende der 1980er Jahre darstellten. Diese durchaus begründete Annahme lässt sich allerdings nicht mit „harten Daten“ belegen.

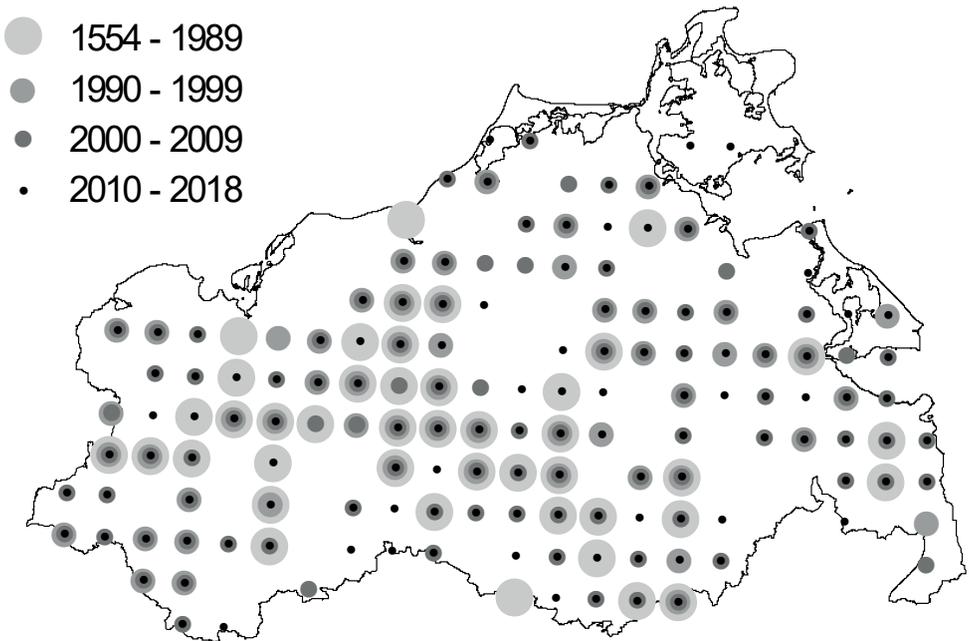


Abb. 3: Rasternachweise des Steinbeißers in Mecklenburg-Vorpommern in vier Zeitabschnitten

In den Jahren von 1990 bis heute konnten die historisch besetzten Raster weitgehend bestätigt und die Verbreitungskarte deutlich erweitert werden (siehe Abb. 3). Selbst auf der Insel Rügen, von der lange Zeit angenommen wurde, dass dort keine Steinbeißer vorkommen, konnten in den letzten Jahren erste Nachweise erzielt werden. Mittlerweile fehlen Fundorte nur noch auf wenigen Messtischblättern. Dabei handelt es sich zumeist um mit geeigneten Gewässern schlecht ausgestattete Landschaften, Oberlaufregionen mit Wasserscheiden (z. B. Tollense/Uecker und Peene/Warnow/Recknitz) oder nicht an größere Abflusssysteme angebundene Gebiete im Küstenbereich.

Zu bemerken ist aber auch, dass es auf den aktuell besetzten Messtischblättern noch immer eine gewisse Anzahl von geeignet erscheinenden Gewässern gibt, in denen Steinbeißer bislang nicht gefunden werden konnten. Zu nennen sind hier beispielsweise die Oberen Feldberger Seen und das gesamte Einzugsgebiet des Großen Fürstenseer Sees bei Neustrelitz.

Interessant sind andererseits Vorkommen in (aktuell) nicht an ein oberirdisches Abflusssystem angebotenen Standgewässern wie dem Großen Rackwitzsee, dem Tiefen Zinow und dem Großen Serrahn (alle Müritz-Nationalpark) oder dem Cantnitzer See (Gemeinde Feldberger Seenlandschaft) sowie in durch Wanderhindernisse von bekannten Vorkommen abgeschnittenen Systemen (z. B. Seen oberhalb der Wanzkaer Mühle im Nonnenbach). Erwähnenswert sind ferner eine Reihe von Erstnachweisen aus brackischen Gewässern, wo mit speziellen Techniken der Elektrobefischung (kurze Kathode), kleinen Zugnetzen und durch Sichtbeobachtungen beachtliche Bestände festgestellt werden konnten, so im Saaler Bodden, Stettiner Haff, Peenestrom und Achterwasser. Neben den oft als typisch bezeichneten Lebensräumen aerober, mineralisch dominierter Feinsedimente von Bächen, Flüssen und Seen wurden Steinbeißer im Zuge jüngerer Untersuchungen auch vielfach in kaum fließenden Gräben und Kanälen mit schlammigen, rein organischen Sedimenten angetroffen (z.B. Großer Landgraben, Peene-Süd-Kanal und eine Vielzahl kleiner, meist namenloser Gräben). Auch für große Vorkommen in hocheutrophen bis polytrophen Standgewässern gibt es viele Belege (z. B. Rittermannshagener See, Wanzkaer See und Goldberger See). Entgegen früherer Annahmen, dass es sich um sehr anspruchsvolle Tiere in Bezug auf die Wasserqualität handelt, präsentieren sich Steinbeißer in den aktuellen Fangergebnissen zumindest in dieser Hinsicht eher als recht ubiquitäre Fische.

Betrachtet man die absolute Anzahl der Nachweise von Steinbeißern seit 1990 bis heute (Abb. 4) ist zunächst eine deutliche Zunahme unübersehbar, was auf Grund des enormen Anstiegs von für den Nachweis von Steinbeißern geeigneten Fischuntersuchungen, namentlich Elektrobefischungen, nicht verwundert. Es ist aber auch festzustellen, dass dieser Trend sogar noch deutlicher wird, wenn man die Zahl der Steinbeißernachweise in Relation zur Anzahl von Fischartennachweisen (als Maß für die Intensität geeigneter Fischuntersuchungen) setzt (Abb. 4). Von anfänglich um 3 % stieg die Zahl der Steinbeißernachweise kontinuierlich auf nahezu 6 % im Jahr 2018. Eine lineare Regressionsanalyse dieser Zeitreihe belegt einen signifikant positiven Trend ($y = 0,153x + 1,307$, $R^2 = 0,678$, $p < 0,01$), der im Gegensatz zur absoluten Zahl der Nachweise ungebrochen ist. Offenbar stoßen die Steinbeißer im Bundesland noch nicht überall an die Grenzen verfügbarer Habitate und deren Kapazität. Auch erscheint der Anstieg zu deutlich, um in irgendeiner Form plausibel auf die im Methodenteil genannten möglichen Fehlerquellen zurückgehen zu können.

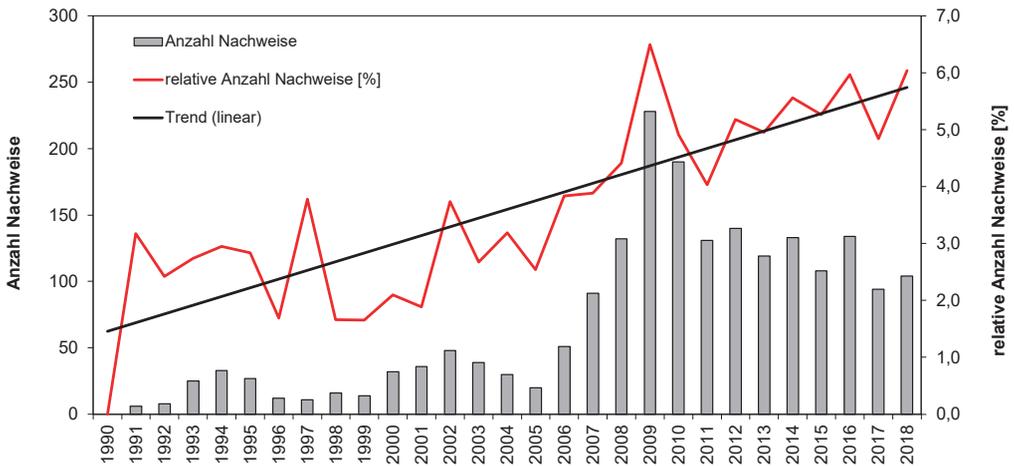


Abb. 4: Entwicklung der Nachweishäufigkeit des Steinbeißers bei Elektrofischungen im Zeitraum 1990 - 2018

Eine andere Möglichkeit, den Anstieg des Steinbeißerbestandes im Bundesland mit dem vorhandenen Datenbestand zu verdeutlichen, besteht in der Vergabe von Rangzahlen in Bezug auf die Häufigkeit der Einträge (Tab. 1). Dabei zeigt sich gleichfalls die Zunahme innerhalb der letzten 28 Jahre. Diesen Zahlen zufolge zählt der Steinbeißer zumindest hinsichtlich der Stetigkeit seines Auftretens (nach Flussbarsch, Plötze, Hecht, Dreistachligem Stichling, Gründling und Schleie) gegenwärtig zu den häufigsten der 58 im Bundesland etablierten Süßwasserfischarten. Die niedrige Rangzahl im Datenbestand vor 1990 ist auf Grund des stark abweichenden Methodenspektrums und weiterer bereits genannter Gründe nicht mit den für spätere Zeiträume ermittelten Rängen vergleichbar und wird hier lediglich zur Information mit aufgeführt.

Tab. 1: Rangzahlen der Häufigkeit von Steinbeißereinträgen in der Datenbank des Fischartenkatasters MV

Zeitraum	alle Fangmethoden			nur Elektrofischung		
	Nachweise	h [%]	Rang	Nachweise	[h] %	Rang
1554-1989	90	0,9	27			
1990-1999	178	2,4	15,5	152	2,4	14
2000-2009	767	3,4	12	707	3,9	9
2010-2018	1218	4,7	7	1153	5,1	7

3.2 Monitoring in Referenzgewässern

Die seit 2008 für 18 Gewässer im Steinbeißermonitoring auf der Basis der Fangergebnisse von jeweils 4 Probestellen ermittelten Individuendichten sind in der Tab. 2 aufgeführt. Sie vermitteln einen Eindruck der Größenordnung natürlicherweise auftretender Individuendichten und damit auch eine ungefähre Vorstellung von der Größe der Populationen, die in vielen Gewässern im sechsstelligen Bereich liegen dürfte und möglicherweise in einigen Fällen sogar die Millionengrenze überschreiten könnte. Die höchsten Dichten wurden im Plauer See, im Fleesensee, in der Tollense und im Großen Landgraben festgestellt. In letzterem Gewässer befindet sich auch die Einzelprobestelle mit der höchsten bislang ermittelten Individuendichte von 573 ± 15 Ind./100 m² (2008, Station: unterhalb Pumpwerk Sandhagen). Die Verteilung der Individuen innerhalb der beprobten Flächen zeigte in aller Regel keine erkennbaren, von der Mikrohabitatausstattung unabhängigen Aggregationen von Tieren.

Tab. 2: In den Referenzgewässern des Steinbeißermonitorings in MV ermittelte Individuendichten [Ind./100 m² \pm 95%- Konfidenzintervall], OS = Ostsee, NS = Nordsee

(Nr.) Gewässername	Einzugsgebiet	2008 - 2010	2011 - 2013	2014 - 2016	2017 - 2019
(1) Großer Landgraben*	Zarow (OS)	186,3 \pm 5,1	71,7 \pm 4,4	78,6 \pm 4,6	137,2 \pm 4,8
(2) Kölpinsee*	Elde / Elbe (NS)	40,5 \pm 2,1	22,5 \pm 3,8	11,9 \pm 0,8	10,5 \pm 0,6
(3) Malliner Wasser*	Peene (OS)	36,3 \pm 1,9	136,8 \pm 2,2	99,0 \pm 4,5	17,5 \pm 1,2
(4) Müritz*	Elde / Elbe (NS)	90,3 \pm 4,1	57,1 \pm 4,7	22,5 \pm 2,4	49,2 \pm 7,0
(5) Ostpeene*	Peene (OS)	43,1 \pm 2,9	59,6 \pm 2,6	26,5 \pm 1,1	3,8 \pm 1,1
(6) Fleesensee**	Elde / Elbe (NS)	170,7 \pm 16,2	83,5 \pm 5,8	149,5 \pm 6,1	264,0 \pm 5,8
(7) Libnower Mühlbach**	Peene (OS)	15,1 \pm 0,9	13,5 \pm 0,6	2,4 \pm 0,3	13,3 \pm 0,8
(8) Plauer See**	Elde / Elbe (NS)	71,0 \pm 3,0	40,9 \pm 1,6	90,1 \pm 2,0	285,6 \pm 13,5
(9) Tollense**	Peene (OS)	132,5 \pm 9,7	144,0 \pm 7,2	114,5 \pm 5,2	146,9 \pm 2,7
(10) Trenntsee**	Warnow (OS)	74,5 \pm 11,4	77,2 \pm 3,1	80,2 \pm 6,8	45,0 \pm 3,7
(11) Woseriner See**	Warnow (OS)	50,9 \pm 3,4	22,9 \pm 2,0	12,5 \pm 1,1	25,2 \pm 1,5
(12) Groß Labenzer See***	Warnow (OS)	18,0 \pm 2,9	24,9 \pm 1,5	26,2 \pm 3,4	28,2 \pm 9,2
(13) Hohensprenzer Mühlbach***	Warnow (OS)	25,3 \pm 1,2	4,6 \pm 0,2	3,2 \pm k.A.	1,7 \pm k.A.
(14) Löcknitz***	Elbe (NS)	22,9 \pm 3,7	26,8 \pm 3,0	130,3 \pm 6,8	153,4 \pm 2,1
(15) Neuklostersee***	Warnow (OS)	30,2 \pm 2,4	10,9 \pm 1,4	17,8 \pm 0,7	38,6 \pm 6,2
(16) Schaalsee***	Elbe/Trave (NS/OS)			54,4 \pm 6,0	164,7 \pm 6,7
(17) Teterower See***	Peene (OS)	10,5 \pm 0,6	17,4 \pm 1,5	69,3 \pm 5,5	25,3 \pm 1,0
(18) Wanzkaer See***	Peene (OS)	11,9 \pm k.A.	90,0 \pm 0,8	29,3 \pm 1,2	43,8 \pm 1,2

* Untersuchungsjahre: 2008/2011/2014/2017

** Untersuchungsjahre: 2009/2012/2015/2018

*** Untersuchungsjahre: 2010/2013/2016/2019

Als Größenordnung für eine typische Steinbeißerdichte dieser Gewässer kann der aus der Gesamtheit der im Zeitraum ermittelten Werte ($n = 70$) berechnete Median angegeben werden, der bei 40,7 Ind./100 m² liegt.

Naturgemäß treten in den Zeitreihen bezüglich der Dichte Fluktuationen zu Tage. Diese zeigen jedoch im Betrachtungszeitraum in keinem der Gewässer extreme Ausmaße und können als moderat bezeichnet werden. Schwankungen, die den Faktor 10 überschreiten (Hohensprenzer Mühlbach), sind die absolute Ausnahme. Eine Gesamtbetrachtung für alle Monitoringgewässer nivelliert diese Schwankungen nochmals sehr. Wenngleich hier im Untersuchungszeitraum eine ganz schwach abnehmende Tendenz ablesbar ist (siehe Abb. 5), kann im Grunde aber festgestellt werden, dass es zwischen 2008 und 2019 keine wirklich nennenswerten Veränderungen hinsichtlich der Individuendichten gegeben hat (Faktor $< 1,5$). Die im vorherigen Abschnitt beschriebene Zunahme des Steinbeißers bilden die Ergebnisse des Monitorings allerdings definitiv nicht ab. Neben der Tatsache, dass es sich hier um eine noch sehr kurze und damit erst begrenzt aussagekräftige Zeitreihe handelt, ist zur Interpretation dieses Ergebnisses auf ein weiteres Spezifikum der Untersuchungen hinzuweisen.

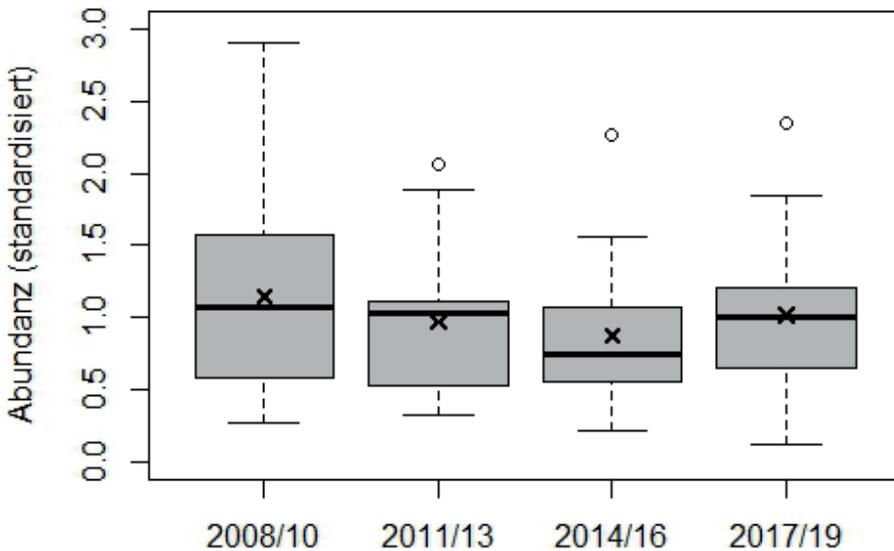


Abb. 5: Entwicklung der Individuendichte (standardisierte Werte) in den Gewässern des Steinbeißermonitorings in MV (ausgenommen Schaalsee), Boxplotdarstellung: Minimum, Quartil 25%, Mittelwert (Kreuz), Median (Balken), Quartil 75%, Maximum

Die Auswahl der Referenzgewässer für das Stichprobenmonitoring in den Jahren 2008 bis 2010 erfolgte zu einem Zeitpunkt, an dem die starke Zunahme der Bestandsdichten noch mehr Vermutung als Gewissheit war. Da es zum Start eines solchen Programms notwendig erschien, bei der Ersterfassung hinreichende Fangzahlen für die Statistik zu erzielen, wurden dafür Gewässer ausgesucht, in denen Steinbeißer (schon) gut etabliert waren. So wurde z. B. der damalige Plan, den mecklenburgischen Elbbabschnitt bei Boizenburg als Monitoringgewässer einzurichten, aufgegeben, da es bei den Beprobungen der ausgewählten Bühnenfelder nicht einmal gelang, die Tiere überhaupt nachzuweisen. Verschiedene Befischungen aus jüngerer Zeit zeigen hingegen, dass Steinbeißer dort mittlerweile überall anzutreffen sind. Auch andere Gewässer, in denen sie 2008 noch selten waren oder möglicherweise fehlten, wurden nicht einbezogen. Rückblickend wurde damit die Chance vertan, die allgemein positive Bestandsentwicklung auch im Monitoring gut abzubilden. In den ausgewählten Referenzgewässern muss vielmehr davon ausgegangen werden, dass deren Habitatkapazität für den Steinbeißer bereits an Grenzen stößt. Seiner eigentlichen Aufgabe im Rahmen der FFH-Berichterstattung, der Dokumentation des Erhaltungszustandes, wird die mittlerweile etablierte Probestellenkulisse aber ungeachtet dessen gerecht.

Außerhalb des Steinbeißermonitorings geeignete Belege für einen Anstieg der Bestandsdichte in besiedelten Gewässern oder gar einer Neu- oder Wiederbesiedlung von Lebensräumen zu finden, ist jedoch ebenfalls schwierig. Nahezu unmöglich ist es generell, die frühere Abwesenheit einer Art zweifelsfrei festzustellen. Auch Dichteangaben lassen sich nur selten aus früheren Befischungen, bei denen Steinbeißer i. d. R. nicht alleiniges Objekt der Untersuchung waren, in ausreichender Genauigkeit ableiten. Nachfolgend sollen drei Fallbeispiele für Gewässer bzw. Gewässersysteme dargestellt werden, die auf Grund der besten verfügbaren Daten ausgewählt wurden.

3.3 Fallbeispiel: Einzugsgebiet Untere Peene / Libnower Mühlbach

Der Libnower Mühlbach ist ein ca. 12 km langer Zufluss der unteren Peene im Landkreis Vorpommern-Greifswald mit einem Teileinzugsgebiet von 36,6 km². Seine barrierefreie Anbindung an die Peene ermöglicht einen direkten Austausch mit den Fischen des Hauptgewässers, was sich insbesondere darin zeigt, dass es sich um eines der letzten Laichgewässer des anadromen Flussneunauges im gesamten Einzugsgebiet handelt. Bis 1999 endete die Anbindung allerdings nach ca. 5 Kilometern auf Grund eines Wehres bei Libnow sowie eines kurz darauffolgenden, nicht passierbaren Rohrdurchlasses. Diese Wanderhindernisse wurden 1999 (Wehr) und 2005 (Rohrdurchlass) beseitigt. Anschließend ließ sich die sukzessive Einwanderung vieler Fischarten in den vorher lediglich von Drei- und Neunstacheligen Stichlingen besiedelten Mittellauf beobachten. Auch Bach- und Flussneunaugen besiedelten diesen Lebensraum wieder. Die Fließgewässerstrukturen sind im unteren Abschnitt des Baches (ca. 2,5 km) sowie im Umfeld der Ortschaft Libnow zwar stark anthropogen überformt, die Gewässerunterhaltung im Unterlauf wurde jedoch im Zuge der Wiedervernässung des Peenetalmoores seit ca. 2000 weitgehend unterlassen. In den übrigen Bereichen bestehen noch relativ naturnahe Strukturen mit Rhitralcharakter. Seitdem sich um 2010 wieder Biber (*Castor fiber*) im Gebiet ansiedelten, unterliegt der gesamte Gewässerlebensraum starken und von einer hohen Dynamik charakterisierten Veränderungen.

Speziell auf Grund des Flussneunaugenvorkommens ist der Libnower Mühlbach ein Schwerpunktgewässer von Untersuchungen der GNL, in deren Rahmen bereits seit Beginn der 1990er Jahre eine große Zahl von Befischungen (mit für den Steinbeißerfang geeigneten

Methoden) stattfanden. Die für den Zeitraum vergleichsweise hohe Beprobungsintensität ist durch 76 Einträge in der Datenbank des Fischartenkatasters im Zeitraum zwischen 1990 und dem Beginn der Monitoringuntersuchungen im Oktober 1998 dokumentiert. Weitere 41 Fischeinträge gehen auf in den Jahren 1987 – 1989 durchgeführte Untersuchungen der Biologischen Station Serrahn zurück. Bei keiner der vor 1998 erfolgten Befischungen wurde der Steinbeißer nachgewiesen. Erst im Herbst des Jahres sowie im Frühjahr 1999 konnten die Tiere erstmals weit im Unterlauf des Gewässers angetroffen werden.

Auch aus der unteren Peene sind aus dieser Periode keine Steinbeißernachweise bekannt. Nur aus dem stromauf von Anklam mündenden Stegenbach (Entfernung vom Libnower Mühlbach ca. 15 km) existiert ein auf 1994 datierter Nachweis aus dem näheren Einzugsgebiet, ein zweiter aus dem entfernteren Abzugsgraben bei Neetzow. Etwas größer war die damalige Nachweisdichte in Gewässern des Oberen Peenesystems (z.B. Tollense, Trebel, Ostpeene), wobei die Art aber nirgends als häufig zu bezeichnen war. Aus anderen in das Stettiner Haff entwässernden Einzugsgebieten gibt es vor 1998 lediglich zwei Nachweise aus dem System des Bugewitzer Mühlgrabens (1993, 1994) sowie drei Fundpunkte aus dem System Zarow-Großer Landgraben-Weißer Graben (1994, 1997). Im Uecker-Randow-Gebiet wurde die Art ausschließlich 1997 in einem weit von der Mündung entfernten Gewässer höherer Ordnung (Plöwenscher Abzugsgraben) vorgefunden. Heute sind Steinbeißer in all diesen Systemen weit verbreitet und gehören vielerorts zu den dominanten Arten.

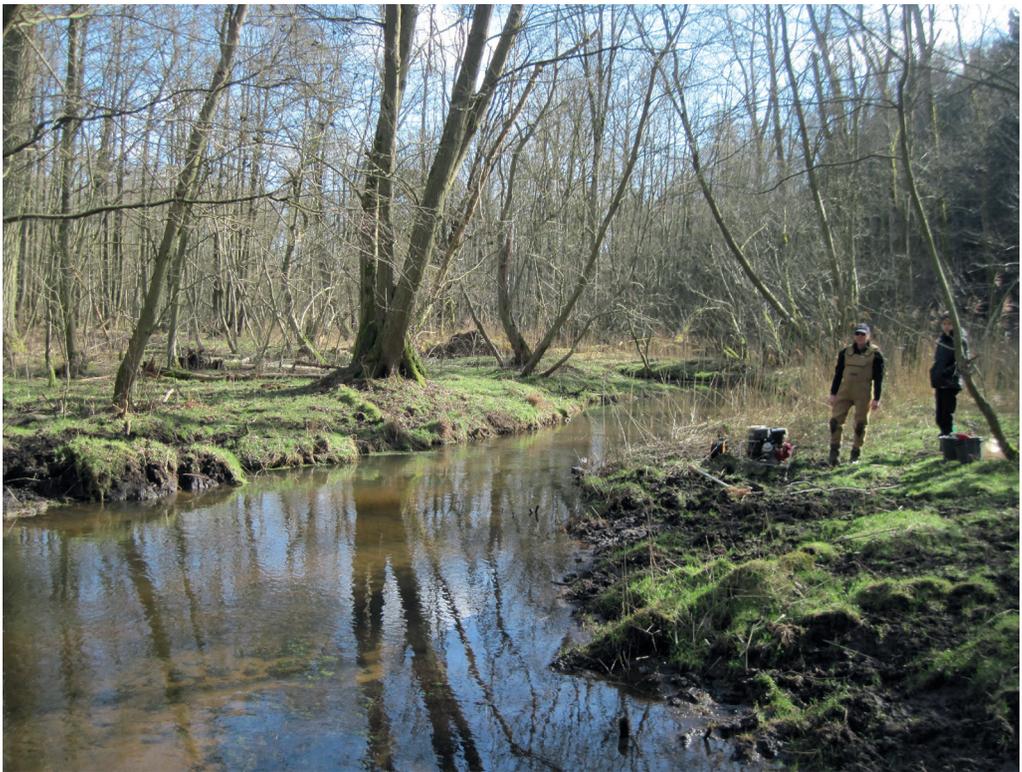


Abb. 6: Steinbeißerhabitat in einem naturnahen Fließgewässerabschnitt (Libnower Mühlbach, Lkr. VG)

Foto: M. Krappe

Im Jahr 1998 wurde in vier Abschnitten des Libnower Mühlbaches mit dem Monitoringprogramm der Neunaugen begonnen (NM 1-4), 2001 folgte die Einrichtung von vier Fangstrecken für das Ichthyozönosemonitoring (IM 1-4). Zusammen repräsentieren diese Strecken das Gewässer vom Unterlauf bis hin zu den oberhalb der ehemaligen Wanderhindernisse gelegenen Teilen. Bis 2009 wurden sämtliche Abschnitte in einem zweijährigen Turnus beprobt. Anschließend fanden nur noch alle drei Jahre Befischungen statt, da eine Anpassung an die Vorgaben bundesweiter Untersuchungsintervalle für das FFH-Monitoring erfolgen musste. Über die Ergebnisse des Neunaugenmonitorings im Zeitraum 1998 – 2010 wurde in Krappe et al. (2011) ausführlich berichtet. Resultate des Ichthyozönosemonitorings bis 2010 finden sich bei Waterstraat et al. (2011).

Für die Analyse der Entwicklung des Steinbeißers wurden die im Rahmen beider Monitoringprogramme ermittelten Individuendichten in zeitlicher und räumlicher Abfolge zusammengestellt (Tab. 3).

Tab. 3: In Probestellen des Ichthyozönosemonitorings (IM 1-4) und des Neunaugenmonitorings (NM 1-4) ermittelte Individuendichten des Steinbeißers im Libnower Mühlbach [Ind./100m²]

Probestelle (PS)	IM 1	NM 1	NM 2	NM 3	NM 4	IM 2	IM 3	IM 4
Entf. z. Münd.	2,1 km	2,9 km	3,0 km	3,4 km	3,7 km	4,0 km	5,6 km	6,7 km
Fläche PS Min	110 m ²	32 m ²	27 m ²	31 m ²	27 m ²	175 m ²	90 m ²	133 m ²
Fläche PS Mittelwert	158 m ²	44 m ²	35 m ²	42 m ²	36 m ²	230 m ²	100 m ²	141 m ²
Fläche PS Max	202 m ²	68 m ²	68 m ²	72 m ²	62 m ²	260 m ²	107 m ²	150 m ²
1998		0	0	0	0			
1999								
2000		2,25	0	5,50	0			
2001	0					0	0	0
2002		3,63	3,07	0	21,27			
2003	5,83					0,53	0	0
2004		10,24	7,13	9,63	19,62			
2005	2,91					9,01	34,27	0
2006		57,60	98,73	78,94	26,45			
2007	12,82					24,92	17,69	0,89
2008		7,20	3,36	72,07	17,64			
2009	40,67					24,22	4,71	0
2010								
2011		53,08	33,28	30,19	17,84			
2012	46,07					7,70	24,85	0
2013								
2014		31,60	45,57	42,81	0			
2015	13,31					0,45	0	0
2016								
2017		0	1,74	1,64	4,36			
2018	73,70					0,45	2,62	3,14

Nachdem bei der Erstbefischung des Neunaugenmonitorings (1998) ebenso wie bei der des Ichthyozönosemonitorings (2002) noch keine Steinbeißer angetroffen wurden, traten bereits im Jahr 2000 (im zweiten Beprobungsdurchgang für die Neunaugen) erstmals einzelne Individuen auf. Die Nachweispunkte befanden sich im Mittellauf, deutlich stromab der damals noch nicht vollständig passierbaren Wanderhindernisse. Von diesem Zeitpunkt an war über mehrere Jahre ein geradezu als rasant zu bezeichnender Anstieg der Dichten festzustellen. Zudem traten Steinbeißer bald in allen für sie von der Peene aus erreichbaren Probestellen in Erscheinung und ließen selbst im Oberlauf nicht lange auf sich warten, nachdem die Durchgängigkeit wiederhergestellt war (2005 erstmals in IM 3 oberhalb ehem. Wehr Libnow, 2007 in IM 4 oberhalb ehem. Rohrdurchlass). Ihren vorläufigen Höhepunkt erreichte diese Entwicklung im Zeitraum 2006 – 2011, in dem lokale Individuendichten von über 30 Ind./100 m² keine Seltenheit waren und punktuell ein Maximum von fast 100 Ind./100 m² erreicht wurde. In der Folgezeit gingen die Individuendichten tendenziell zurück. Dennoch wurden lokal immer wieder auch beträchtliche Werte erreicht und die Tiere traten nach wie vor in hoher Stetigkeit auf. Die späteren Entwicklungen gehen zeitlich konform mit dem zunehmenden Einfluss von Bauaktivitäten des Bibers auf die Gewässerstrukturen. Lediglich in der am weitesten stromauf gelegenen Probestelle (IM 4) konnte sich bislang kein wirklich nennenswerter Steinbeißerbestand etablieren.

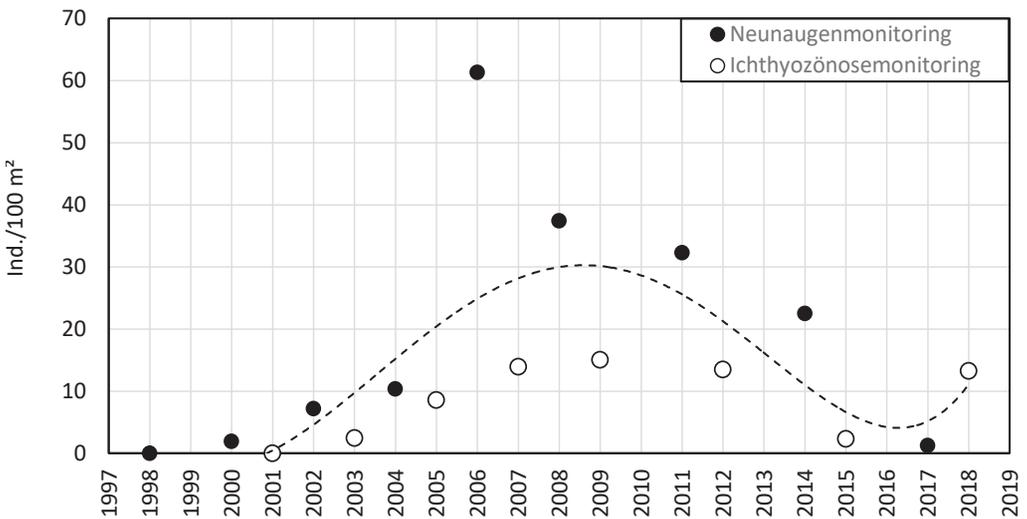


Abb. 7: Entwicklung der im Ichthyozönosemonitoring (IM) und im Neunaugenmonitoring (NM) im Libnower Mühlbach ermittelten Gesamtdichten des Steinbeißers [Ind./100m²] seit Beginn der Untersuchungsprogramme

In Abb. 7 wurden die in der Gesamtheit der Probestellen im betreffenden Untersuchungsjahr ermittelten Individuendichten grafisch aufgetragen, um die Populationsentwicklung seit dem Beginn der Untersuchungen sichtbar zu machen. Dabei fällt ins Auge, dass beim Monitoring der

Neunaugen stets höhere Dichten zu verzeichnen waren als beim Monitoring der Ichthyozönosen. Dies hat den einfachen Grund, dass die speziell für Neunaugenlarven ausgewiesenen Fangstrecken mit ihren großen Feinsedimentanteilen eine höhere Habitateignung für Steinbeißer aufweisen als die zur Untersuchung der gesamten Fischgemeinschaft ausgewählten Abschnitte, in denen bei der Auswahl darauf geachtet werden musste, dass auch andere Substrattypen wie Kies und Geröll hinreichend repräsentiert sind. Vergleicht man jedoch die sich abzeichnende Entwicklung der Individuendichten beider Untersuchungsprogramme, lässt sich die Übereinstimmung hinsichtlich des beschriebenen Trends dennoch kaum übersehen. Und gerade die Tatsache, dass zwei unterschiedliche Untersuchungsansätze zu denselben Schlussfolgerungen führen, bestärkt hier letztlich die Aussagekraft ihrer Ergebnisse.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass Steinbeißer in den späten 1980er und frühen 1990er Jahren im Libnower Mühlbach mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht vorkamen und das Gewässer erst zum Ausklang des Jahrzehnts von der Peene aus (wieder?) besiedelten. Es folgte ein ca. 10 Jahre andauernder kontinuierlicher Anstieg der Population, einhergehend mit der Besiedlung aller verfügbaren geeigneten Habitate. Anschließend nahmen die Individuendichten wieder ab. Es kann jedoch angenommen werden, dass sich der Bestand dauerhaft etabliert, insbesondere da über die Peene auch eine gute Vernetzung mit benachbarten Beständen gegeben ist.

3.4 Fallbeispiel: Einzugsgebiet Obere Havel / Großer Labussee

Betrachtet werden soll hier der mecklenburgische Teil des Havelsystems (Abb. 8). Dieses stellt, offiziell beginnend an der sogenannten „Havelquelle“ bei Ankershagen, den Oberlauf der Havel dar. Die Größe des Einzugsgebietes beläuft sich auf 841 km². Als Fließgewässer setzt sich die Havel hier im Wesentlichen aus kleineren, meist nur langsam fließenden Abschnitten zusammen, die eine Vielzahl von Seen miteinander verbinden. Gleichzeitig werden dem System auch eine Reihe von nicht durch oberirdische Abflüsse angeschlossene Seen zugerechnet. Insgesamt gibt es allein 44 Standgewässer mit Flächen über 50 ha. Bäche mit Rhithalcharakter sind dagegen nur in geringem Ausmaß vorhanden (z.B. Godendorfer Mühlbach, Dabelower Mühlenfließ).

Für das gesamte Gebiet sind bislang keine wissenschaftlich verifizierten Fangnachweise von Steinbeißern aus dem Zeitraum vor 1990 bekannt. Es existieren allerdings Ergebnisse einer Umfrage der ehemaligen Biologischen Station Serrahn von 1989, bei denen durch die örtlichen Fischer Vorkommen des Steinbeißers angegeben wurden, namentlich in sechs Seen des Havelquellbereiches bei Kratzeburg sowie im Keetzsee südöstlich von Neustrelitz. Die ersten Elektrofischungsnachweise gelangen H.-J. Spieß Anfang der 1990er Jahre im Godendorfer Mühlbach. Diese Funde wurden bis zur Jahrtausendwende noch durch einen Sichtnachweis aus dem Krüselinsee ergänzt (Feyerabend, BONITO). In der ersten Dekade des 21. Jahrhunderts ließen sich dann umfangreichere Vorkommen von Steinbeißern feststellen (21 Einzelnachweise aus 9 Gewässern). Die Abb. 8 zeigt die Lage dieser frühen Nachweise.

Um 2005 wurde auch im Rahmen der an der GNL durchgeführten Programme zur landesweiten Verbreitungskartierung und des Gewässermonitorings im Müritz-Nationalpark in einer großen Zahl von Gewässern (18) intensiv nach Steinbeißern gesucht. Jedoch wurden sie bei diesen gezielten Befischungen geeigneter Habitate in den allermeisten Fällen (17) nicht nachgewiesen, so z.B. im Woblitzsee und der Havel zwischen Woblitzsee und Großem Labussee sowie im Zotensee - alles Gewässer, in denen die Tiere wenige Jahre später problemlos gefunden werden konnten.

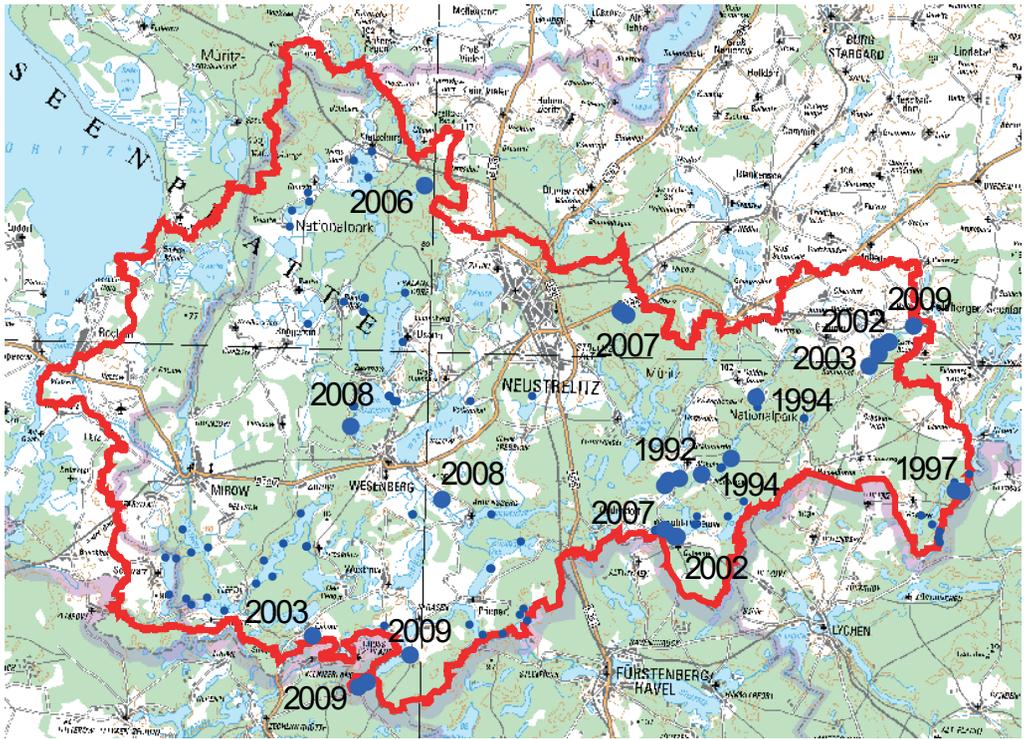


Abb. 8: Mecklenburgisches Einzugsgebiet der Oberen Havel mit Fundorten von Steinbeißern (vor 2010 erfolgte Nachweise als große Punkte mit Jahresangaben)

Von 2010 bis heute nahm die Zahl der Steinbeißernachweise kontinuierlich zu. Bis 2019 konnten weitere 92 Einzelnachweise aus 30 Gewässern erbracht werden. Trotz der nun offensichtlichen weiten Verbreitung und den örtlich z. T. hohen Individuendichten ist aber (noch) keine flächendeckende Besiedlung festzustellen. Zu nennen ist beispielsweise eine nach wie vor bestehende Verbreitungslücke im Bereich des Serrahner Teils des Müritz-Nationalparks (Zwirnsee, Großer Fürstenseer See, Schweingartensee, Plasterinsee u. a.). Auch im Dambecker See, nahe der „Havelquelle“ im Müritz- Teil des Nationalparks, wo der Steinbeißer von den Kratzeburger Fischern 1989 als vorkommend angegeben wurde, blieb eine 2017 durchgeführte Nachsuche erfolglos.

Es ist davon auszugehen, dass der Steinbeißer im Gebiet der Oberen Havel auch vor 1990 vorkam. Allein schon die Angaben der Fischer sprechen dafür. Die Nachweishäufigkeit blieb in den beiden folgenden Dekaden mit 2,3 % im Zeitraum 1990 – 1999 (bei 303 Fischeinträgen) und 2,4 % im Zeitraum 2000 – 2009 (bei 894 Fischeinträgen) durchschnittlich und mehr oder weniger konstant. Sie stieg anschließend im Zeitraum 2010 und 2018 jedoch auf 5,3 % (bei 1490 Fischeinträgen). Die (nicht durchgängig vorhandenen) Angaben zur Häufigkeit an den Fangstellen lassen darüber hinaus erkennen, dass sich auch die Individuendichten erhöht haben. Illustrieren lässt sich dies anhand der Entwicklung von Steinbeißerfängen beim FFH-Monitoring des Bitterlings im Großen Labussee bei Wesenberg (Tab. 4). Bei der 2008 erfolgten Erstbefischung konnten in einer der vier eingerichteten Fangstrecken (BM 2) sieben Steinbeißer gefangen werden, was zum damaligen Zeitpunkt ein durchaus bemerkenswertes Nebenergebnis darstellte. Bereits zwei Jahre später waren die Tiere in drei der vier Fangstrecken anzutreffen,

2012 letztlich in allen. Gleichzeitig war ein gravierender Dichteanstieg zu beobachten. In den Folgejahren ging die Individuendichte wieder zurück, jedoch traten die Steinbeißer weiter mit hoher Stetigkeit und mittlerer Dichte auf.

Tab. 4: Anzahl der in jeweils zwei Befischungsdurchgängen gefangenen Steinbeißer in den Probestellen des Bitterlingmonitorings (BM 1-4) des Großen Labussees

Probestelle (PS)	BM 1	BM 2	BM 3	BM 4
Fläche PS	400 m ²	200 m ²	200 m ²	200 m ²
2008	0	7	0	0
2010	1	20	0	13
2012	18	30	14	2
2014	2	10	0	3
2016	10	3	1	0



Abb. 9: Steinbeißerhabitat in einem Standgewässer (Großer Labussee, Lkr. MSE)

Foto: M. Krappe

3.5 Fallbeispiel: Einzugsgebiet Mecklenburgische Elbe / Schwanheider Mühlbach

Für das sehr große Einzugsgebiet der mecklenburgischen Elbzuflüsse sind bereits aus verschiedenen historischen Zeitabschnitten lokale Steinbeißervorkommen dokumentiert. Neben dem schon Jahrhunderte zurückliegenden Nachweis für den Schweriner See finden sich verschiedene Angaben bei Blanck (1881), Duncker & Ladiges (1960) sowie in Kartierungsunterlagen von Prof. Bremer (Schwerin), aus den 1980er Jahren. Im Gegensatz zu den vorgenannten Einzugsgebieten wurden aber auch in den 1990er Jahren vielerorts Nachweise erbracht, die insgesamt eine mehr oder weniger flächendeckende Verbreitung annehmen lassen. Für die beiden mecklenburgischen Gebiet berührenden Abschnitte der Elbe selbst gibt es lediglich einen Nachweis von H. M. Winkler (Univ. Rostock) aus dem Jahr 2004, jedoch wurden Steinbeißer zu dieser Zeit bereits in größerem Umfang im Boizenburger Hafenbecken und der dort einmündenden Sude gefangen. In den Bühnenfeldern der Elbe wurden ab 2009 regelmäßig Steinbeißer bei Fangaktionen mit einer Jungfischwade (Kleines Zugnetz) erbeutet. Der Fang mit dieser für den Nachweis der Tiere nicht prädestinierten Methode spricht für eine vermutlich hohe Individuendichte. Allgemein scheint die Situation hinsichtlich der Dichten im gesamten mecklenburgischen Elbeinzugsgebiet günstiger gewesen zu sein als in anderen Regionen, jedoch sind die Angaben sehr heterogen und damit ebenfalls meist wenig belastbar.

Dennoch zeigen Einzelergebnisse, hier wiederum aus dem Monitoringprogramm der Neunaugen, dass lokal auch in den Elbzufüssen Entwicklungen hin zu höheren Bestandsdichten stattgefunden haben.



Abb. 10: Steinbeißerhabitat in einem anthropogen stark überformten Fließgewässerabschnitt (Schwanheider Mühlbach, Lkr. LUP) Foto: M. Krappe

Als Beispiel sei hier der Schwanheider Mühlbach angeführt. Dieser entspringt südlich von Besenthal in Schleswig-Holstein, verläuft aber in der Hauptsache mit einer Lauflänge von ca. 14 km auf mecklenburgischem Territorium. Er mündet nordwestlich von Boizenburg direkt in die Elbe. Dort besteht trotz eines örtlich hohen Gefälles die Möglichkeit der Einwanderung von Fischen aus dem Hauptstrom, wie z. B. regelmäßige Nachweise von Flussneunaugen belegen. Im weiteren Bachverlauf gibt es Querbauwerke, deren Passierbarkeit als unzureichend eingeschätzt wird (unterhalb Nostorf, oberhalb Schwanheider Mühle). Das gesamte Gewässer ist bis auf wenige kurze Abschnitte hochgradig ausgebaut und unterhalten (Sohlkrautungen). Auch auf Grund fehlender Randstreifen, intensiver Umlandnutzung und daraus resultierender Eutrophierung ist es als äußerst naturfern zu charakterisieren (Abb. 10). Steinbeißer wurden durch Mitarbeiter der GNL bereits 2003 an zwei Probestellen bei Nostorf nachgewiesen.

Die im Rahmen des Flussneunaugenmonitorings seit 2010 gewonnenen Nebenergebnisse aus dem Schwanheider Mühlbach sind in der Tab. 5 wiedergegeben. Bereits bei den ersten Elektrofischungen gelang der Fang eines Einzeltiers in der Monitoringstrecke NM 3 bei Nostorf. Drei Jahre später konnten Steinbeißer in allen vier Probestrecken mit jeweils wenigen Tieren nachgewiesen werden. Diese Stetigkeit wurde in den beiden darauf folgenden Bearbeitungsdurchgängen zwar nicht wieder erreicht, dafür stieg die Zahl der gefangenen Tiere in einzelnen Strecken beträchtlich und erreichte bei der letzten Befischung im Herbst 2019 in der Strecke NM 1 mit 50 Individuen ihren bisherigen Höhepunkt.

Tab. 5: Anzahl der in jeweils zwei Befischungsdurchgängen gefangenen Steinbeißer in den Probestellen des Neunaugenmonitorings (NM 1-4) im Schwanheider Mühlbach

Probestelle (PS)	NM 1	NM 2	NM 3	NM 4
Entf. z. Münd.	4,7 km	5,0 km	5,2 km	5,5 km
Fläche PS Min	35 m ²	35 m ²	30 m ²	25 m ²
Fläche PS Mittelwert	39 m ²	38 m ²	34 m ²	31 m ²
Fläche PS Max	45 m ²	42 m ²	39 m ²	37 m ²
2010	0	0	1	0
2013	2	2	2	1
2016	14	0	1	0
2019	50	0	10	1

Anders stellt sich die Situation in der noch mit sehr naturnahen Strukturen ausgestatteten, ebenfalls gut untersuchten Schaale dar, die den Schaalsee über die Sude mit der Elbe verbindet. Der Erstdnachweis von Steinbeißern erfolgte hier bereits durch KAPA (2002). Durch die AG Heimische Wildfische wurden sie aber bereits 1995 in einem Zufluss (Hammerbach) gefunden. Nachfolgend wurden die Tiere in der Schaale zwar immer wieder sporadisch im Rahmen der von der GNL dort durchgeführten Monitoringprogramme (Ichthyozönose-, Westgropen- und Neunaugen- und Wasserrahmenrichtlinienmonitoring) nachgewiesen, jedoch handelte es sich in diesen Fällen bislang stets nur um Einzelexemplare. Es bleibt abzuwarten, ob es in den kommenden Jahren hier noch zu einem merklichen Anstieg der Dichten kommen wird.

3.6 Artstatus und Hybridkomplexe

Die DNA-Analyse von Gewebeproben aus zehn Landesgewässern brachte zutage, dass es sich bei den hier vorkommenden Steinbeißern zum einen um Individuen von *Cobitis taenia* (T), zum anderen um Hybriden aus mehreren Arten handelt, bei denen i. d. R. immer Chromosomensätze von *C. taenia* (T) und dem Donausteinbeißer, *Cobitis elongatoides* (E) beteiligt sind. Auf Grund geringer Sequenzunterschiede der in vorliegender Analyse untersuchten Genomabschnitte im Vergleich mit *C. elongatoides* ließen sich eventuelle chromosomale Anteile des Don- Steinbeißers, *Cobitis tanaitica* (N), nicht mit Sicherheit ausschließen, was allerdings auf Grund der bisher bekannten Verbreitungsmuster als weniger wahrscheinlich angesehen wird (siehe Diskussion). Deshalb kann aber die chromosomale Zusammensetzung der vorgefundenen Hybriden auf Grundlage der durchgeführten Analyse korrekt nur unter der Bezeichnung „ET oder ENT“ geführt werden. In zwei Fällen ergab die Analyse auch die Kombination „NT“, was jedoch als Artefakt angesehen wird.

Die vorerst gesicherte Erkenntnis dieser Analyse ist die Tatsache, dass es sich bei den im Bundesland vorkommenden Steinbeißern nicht ausschließlich um eine einzige, klar abzugrenzende Art (*Cobitis taenia*) handelt, sondern dass neben dieser gleichfalls die für die Gattung beschriebenen Hybriden mit mindestens einer weiteren Art (*Cobitis elongatoides*) vorkommen. In welchen Ploidiegraden diese Hybriden auftreten und ob womöglich auch noch *Cobitis tanaitica* an ihnen genetisch beteiligt ist, müssen weitere Untersuchungen zeigen. Genetisch reine Individuen der beiden letztgenannten Arten (EE und NN) wurden definitiv nicht gefunden. Ihr Vorkommen ist zur funktionellen Aufrechterhaltung der vorgefundenen Konstellation jedoch auch nicht erforderlich.

In der 6 sind die für die untersuchten Gewässer erzielten Ergebnisse zusammengestellt.

Hinsichtlich der Zusammensetzung reicht das vorgefundene Spektrum vom gänzlichen Fehlen genetisch reiner Steinbeißer (in den Proben!) über etwa gleiche Anteile von Hybriden und Nicht-Hybriden bis hin zu anscheinend reinen *Cobitis taenia*- Populationen. Das Vorkommen von Hybriden erstreckt sich über alle der hier untersuchten Großeinzugsgebiete. Offenbar handelt es sich um ein landesweit auftretendes Phänomen. Auch eine Bindung an bestimmte Habitatbedingungen erscheint wenig wahrscheinlich, da sowohl Stand- als auch Fließgewässer unterschiedlicher Größe gleichermaßen von ihnen besiedelt werden.

Einzig auffällig ist das völlige Fehlen von Hybriden in den Proben aus dem Wanzkaer See, dem Neuklostersee und dem Schaalsee. Nur bei diesen handelt es sich um Gewässer, die, selbst im oberen Abschnitt ihres Einzugsgebietes gelegen, bis vor kurzer Zeit durch Wanderbarrieren (Wehre) von den stromab gelegenen Teilen isoliert waren oder es immer noch sind. Eine Zuwanderung von Steinbeißern war oder ist hier zumindest auf dem „Wasserweg“ praktisch unmöglich gewesen. Der Abfluss des Schaalsees am Wehr der Schaalmühle wurde im Jahr 2015, d. h. kurze Zeit vor der Probenahme in diesem Gewässer (2017) mit einer Fischaufstiegsanlage ausgestattet, deren Funktionsfähigkeit im Rahmen einer nachfolgenden Effizienzkontrolle jedoch nicht bestätigt werden konnte (Börst et al. 2017). Der Wanzkaer See ist durch das Wehr an der Wanzkaer Mühle am Nonnenbach vom gesamten Tollense-Peene- System isoliert. Es wird angenommen, dass der See vor der Errichtung der Mühle keinen oberirdischen Anschluss an das Einzugsystem hatte und somit ein Binneneinzugsgebiet darstellte. Das für die Durchgängigkeit maßgebliche Wehr Neumühle im Brueler Bach, welcher den Abfluss des Neuklostersees darstellt, wurde unlängst mit einer Fischaufstiegsanlage ausgestattet, über deren Funktionsfähigkeit jedoch keine Erkenntnisse vorliegen.

Tab. 6: Ergebnisse der DNA-Sequenzanalyse hinsichtlich der chromosomalen Zusammensetzung der untersuchten Steinbeißerproben, T = *C. taenia*, N = *C. tanaitica*, E = *C. elongatooides*, OS = Ostsee-einzugsgebiet, NS = Nordsee-einzugsgebiet

(Nr.) Gewässer-name	Einzugsgebiet	Gewässertyp	n	<i>Cobitis taenia</i> (T) [Ind.]	Hybriden ET o. ENT (NT?) [Ind.]
(1) Gr.Landgraben	Zarow (OS)	Fließgewässer	18		18
(2) Kölpinsee	Elde/Elbe (NS)	See	14	13	1
(3) Malliner Wasser	Peene (OS)	Fließgewässer	17		17
(4) Müritz	Elde/Elbe (NS)	See	15	9	4 (+2?)
(14) Löcknitz	Elbe (NS)	Fließgewässer	20	9	11
(15) Neuklostersee	Warnow (OS)	See	19	19	
(16) Schaalsee	Elbe/Trave (NS/OS)	See	20	20	
(17) Teterower See	Peene (OS)	See	29	1	28
(18) Wanzkaer See	Peene (OS)	See	22	22	
(19) Obere Warnow	Warnow (OS)	Fließgewässer	30	29	1

4 Diskussion

Es bleibt festzuhalten, dass Steinbeißer in Mecklenburg-Vorpommern nach einem vermuteten Tiefstand in der Mitte des 20. Jahrhunderts bezüglich ihrer Abundanz und Verbreitung stark zugenommen haben, aktuell zu den dominanten Arten der lokalen Fischfauna zählen und sich in ihrer Gesamtheit aus *Cobitis taenia* sowie Hybriden von *C. taenia* und dem Donausteinbeißer (*C. elongatooides*) zusammensetzen. Diese genetische Zusammensetzung deckt sich weitgehend mit den bislang bekannten Ergebnissen aus Brandenburg (Bohlen et al. 2005, Scharf et al. 2011a) und Sachsen (Füllner et al. 2005, Bohlen et al. 2010), weshalb tatsächlich wenig für das im vorliegenden Fall (aus methodischen Gründen) nicht restlos auszuschließende Vorkommen chromosomaler Anteile von *C. tanaitica* spricht. Die nächsten bekannten Fundpunkte von Hybriden mit dieser im nördlichen und westlichen Schwarzmeerraum beheimateten Art stammen aus den oberen Abschnitten des Odersystems (Janko et al. 2012).

Abweichend zu den vorliegenden Ergebnissen wurden in Sachsen und Brandenburg neben *Cobitis taenia* und Hybriden auch genetisch reine *C. elongatooides* festgestellt. Dies ist in Mecklenburg-Vorpommern, das sich weiter nördlich der nach bisherigem Stand in Nordböhmen und Sachsen verorteten Kontaktzone der beiden Arten befindet (Janko et al. 2012), nicht zwingend zu erwarten, aber auch nicht grundsätzlich auszuschließen. Als wahrscheinlicher kann angenommen werden, dass klonale Hybridenweibchen, aus südöstlicher Richtung kommend, in unser Gebiet einwanderten und sich vor Ort allein mit Hilfe der ursprünglichen Art *Cobitis taenia* etabliert haben.

Die Entstehung und Ausbreitung von Hybridklonen haben sich nach Janko et al. (2012) zwar bereits in erdgeschichtlich langen Zeiträumen abgespielt, jedoch halten es die Autoren für wahrscheinlich, dass es sich um einen noch immer anhaltenden Prozess handelt. Von einem direkten Zusammenhang mit der als positiv beschriebenen aktuellen Bestandsentwicklung im Bundesland ist aber nicht auszugehen. Hierfür müssen schneller ablaufende Entwicklungen bzw. sich ändernde Faktoren zur Erklärung ins Auge gefasst werden. Handelt es sich um einen Erfolg des Natur- und Umweltschutzes oder eher um eine Folge menschlicher Natur- und Umweltzerstörung? Zur Frage nach den Ursachen können zum gegenwärtigen Zeitpunkt

lediglich Hypothesen aufgestellt werden, von denen drei eine gewisse Plausibilität besitzen. Möglicherweise wirken mehrere Ursachen gleichzeitig und verstärken sich dabei gegenseitig.

Hypothese 1 – Reduzierte Fragmentierung des Gewässernetzes

Wenn die bestehende Annahme richtig ist, dass es sich bei den Hybriden der behandelten *Cobitis*-Arten stets um weibliche Klone handelt, die zu ihrer Fortpflanzung des Anstoßes der Eientwicklung durch Spermien der Männchen einer der Ausgangsarten bedürfen, ist die Bestandsentwicklung in einem isolierten Gewässer vorgezeichnet. Zumindest dann, wenn man von identischen Lebensansprüchen der Hybriden und Nichthybriden ausgeht, wogegen bisher keine gegenteiligen Beobachtungen ins Feld geführt wurden. Das Verhältnis zwischen beiden muss sich in einem solchen Szenario zu Gunsten der Hybriden verschieben und zwar so lange, bis keine männlichen Tiere mehr vorhanden sind, auf deren Geschlechtsprodukte sie angewiesen sind. Der Parasit rottet in einem solchen System seinen Wirt und damit sich selbst aus. Zu dieser Annahme würde der Befund der vorliegenden Untersuchung, dass in den isolierten Seen ausschließlich reine *Cobitis taenia* festgestellt wurden, passen. Das Überleben eines solchen Arten-Hybrid- Komplexes ist im Grunde nur nach einem Metapopulationskonzept (Levins 1969) vorstellbar, in dem mosaikartig permanent Subpopulationen aussterben, neu gegründet werden, wachsen und wieder zugrunde gehen. Voraussetzung für die Funktionsfähigkeit einer solchen Metapopulation ist eine Vernetzung der Subpopulationen. Die Einwanderung von Individuen aus benachbarten Beständen zur Wiederbesiedlung von verwaisten Habitatsinseln (Gewässern) muss gewährleistet sein. Wenn auch einige der beschriebenen Steinbeißerfundpunkte aus isolierten Gewässern annehmen lassen, dass *Cobitis* (trotz nichtklebriger Eier) ein gewisses Potenzial zur Ausbreitung auf dem Luftweg (Ornithochorie) besitzt, ist doch davon auszugehen, dass zur Aufrechterhaltung einer Metapopulation durch Rekolonisation die direkte Verbindung der Gewässer unerlässlich ist. Vor diesem Hintergrund könnten die vielen im Zeitalter der Industrialisierung errichteten Barrieren in Form von Wehren und Stauen zu einem erheblichen Einbruch des Bestandes geführt haben, der erst im Zuge der seit dem Beginn der 1990er Jahre angelaufenen Bestrebungen für eine Wiederherstellung der Durchgängigkeit zum Anhalten kam und sich langsam in die Gegenrichtung verkehrte.

Das Ausmaß der Gewässerfragmentierung in Mecklenburg-Vorpommern war enorm. Lemcke (2004) identifizierte noch um die Jahrtausendwende 1423 für Fische unüberwindbare Querbauwerke in natürlichen Gewässern 1. und 2. Ordnung, d. h. ohne Berücksichtigung der Kanäle und unzähliger Stau in Gräben und Bachoberläufen. Seitdem wurde viel getan, um den für viele Fischarten problematischen Zustand zu verbessern. Allein zwischen 1990 und 2008 wurden in Mecklenburg-Vorpommern über 300 Fischaufstiegsanlagen errichtet (Schmidt & Bochert 2009), aktuell könnte ihre Zahl auf die 400 zugehen. Noch längst profitieren nicht alle durch Fragmentierung beeinträchtigten Fischarten in vollem Umfang von dieser Entwicklung und es gibt in dieser Hinsicht noch viel zu tun. Bei den Steinbeißern könnte es jedoch bereits einen großen Effekt gegeben haben.

Hypothese 2 – Temperaturerhöhung durch Klimawandel

Die in älterer Literatur häufig zu findende Annahme, dass die heimischen Steinbeißer kaltes und klares Wasser benötigen, kann mittlerweile als überholt angesehen werden. Vielmehr besitzen sie auf Grund spezieller morphologischer- und Verhaltensanpassungen nicht nur eine ausgesprochen hohe Toleranz gegenüber Temperatur und Sauerstoff, sondern können, gemessen an den in Mitteleuropa vorherrschenden Temperaturen, durchaus als wärmeliebend bezeichnet werden. Bohlen (2003) konnte im Rahmen von Laborversuchen aufzeigen, dass

bereits in den frühen Larvenstadien, welche im Allgemeinen die empfindlichste Phase in der Ontogenese darstellen, Wassertemperaturen bis zu 30,3 °C toleriert werden. Das ermittelte Temperaturoptimum in Bezug auf Wachstum und Mortalität lag bei 17,8 – 26,1°C. Bei Temperaturen um 21°C wurden darüber hinaus Sauerstoffminima von unter 2,2 mg/l ertragen. Diese hohe Adaptionsfähigkeit gegenüber Temperatur und Sauerstoff ist im Zusammenhang mit der Nutzung von dichter Vegetation in Flachwasserhabitaten im Zuge der frühen Individualentwicklung zu sehen. Es wird angenommen, dass die Eier und Larven unter den dort vorherrschenden Extrembedingungen besser vor Fressfeinden geschützt sind. Darauf, dass *Cobitis taenia* hinsichtlich seiner Fortpflanzung eine Bindung an hohe Wassertemperaturen (im Sommer) aufweist, deuten auch seine Verbreitungsgrenzen in Bezug auf Breitengrade und Höhenlagen (Bănărescu 1992). Die Ansprüche des weiter südlich beheimateten *Cobitis elongatoides* dürften in Hinblick auf die Sommertemperaturen kaum anders beschaffen sein.

Effekte des Klimawandels auf das Meso- und Mikroklima sind oft diffizil, erst in komplexen Zusammenhängen erfassbar und damit schwer zu analysieren und zu beschreiben. Tatsächlich gut belegt ist aber der weltweite Anstieg sommerlicher Oberflächentemperaturen von Seen seit Mitte der 1980er Jahre (O'Reilly et al. 2015). Auch konnten Jeppesen et al. (2012) in einer 24 europäische Seen umfassenden Übersichtsarbeit zeigen, dass dieser Temperaturanstieg bereits Veränderungen verschiedener, die Fischfauna kennzeichnender Parameter (u. a. Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnisse) zur Folge hat.

Vor diesem Hintergrund ist die Vermutung, dass der Steinbeißer insbesondere in seinen nördlichen Vorkommensgebieten in direkter Weise vom Klimawandel profitiert, keineswegs abwegig. Auch indirekte Effekte, z. B. durch verstärktes Algenwachstum sollten nicht ausgeschlossen werden.

Hypothese 3 – Abnehmender Prädationsdruck

Diese Hypothese bezieht sich allein auf den nicht nur in Mitteleuropa rückläufigen Bestand des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) und ist gewiss am wenigsten geeignet, das beobachtete Phänomen der Zunahme des Steinbeißers unikausal zu erklären. Dennoch ist auf Grund seines Habitat- und Beutespektrums zu vermuten, dass es sich beim Aal um einen wichtigen, bezogen auf das Adultstadium möglicher Weise sogar um den wichtigsten Fressfeind des Steinbeißers handelt. Unnatürlich hoher, fischereilich motivierter Aalbesatz in Binnengewässern könnte bereits in der Vergangenheit zur lokalen Dezimierung oder zum Verschwinden von Steinbeißerbeständen beigetragen haben. Solche Konstellationen dürften jedoch heute eine Ausnahme darstellen. In den natürlichen Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns zeichnet sich vielmehr seit Langem ein allgemeiner und aus Sicht des Naturschutzes alarmierender Rückgang der Art ab. Dies zeigen sowohl Bestandserhebungen als auch die Entwicklung der fischereilichen Anlandungen (Winkler & Debus 2006, Dorow & Ubl 2011, Waterstraat et al. 2011, 2015). Räuber-Beute Beziehungen gehören zu den grundlegenden Ursachen für Bestandsschwankungen.

Sowohl die dargestellte Populationsentwicklung als auch die neuen Erkenntnisse hinsichtlich der genetischen Zusammensetzung sollten weitreichende Implikationen für den Umgang mit Steinbeißern im Natur- und Artenschutz haben. In den Roten Listen der Bundesländer lässt sich dies zum Teil bereits jetzt ablesen. Im deutschen Hauptverbreitungsgebiet, dem Norddeutschen Tiefland, wurde „*Cobitis taenia*“, worunter meist noch alle im Gebiet vorkommenden Vertreter der Gattung geführt werden, auf Grund zunehmender Nachweishäufigkeit bereits in mehreren

Bundesländern hinsichtlich seiner Gefährdungskategorie zurückgestuft. So gilt er neben Mecklenburg-Vorpommern (Waterstraat et al. 2015) mittlerweile auch in Brandenburg (Scharf et al. 2011b), Schleswig-Holstein (Neumann 2002) und Hamburg (Thiel & Thiel 2015) als ungefährdet. Für Sachsen-Anhalt (Kammerad et al. 2012) wird eine Zunahme der Nachweishäufigkeit beschrieben und selbst im nur am Rande des Hauptverbreitungsgebietes liegenden Hessen (Dümpelmann & Korte 2013) wird eine stattfindende Ausbreitung vermutet. Dem gegenüber werden Steinbeißer in den vorwiegend durch Mittelgebirge geprägten südlichen Bundesländern in aktuellen Roten Listen noch immer als stark gefährdet und im Falle Sachsens (Füllner et al. 2005, Zöphel et al. 2015), Bayerns (Bohl et al. 2003) und des Saarlandes (www.saarland.de, 2008) sogar als vom Aussterben bedroht eingestuft. Einzig in Thüringen (Müller 2010) gelten Steinbeißer als ausgestorben oder verschollen. Historische Nachweise lassen auch in diesen Bundesländern eine früher größere Verbreitung und einen durch Industrialisierung und Landwirtschaft verursachten Rückgang im 20. Jahrhundert vermuten. Es ist hier auf Grund der naturräumlichen Gegebenheiten (in Kombination mit starker Fragmentierung und anderen mit hoher menschlicher Siedlungsdichte korrelierenden Faktoren) jedoch mittelfristig kaum mit Bestandszunahmen zu rechnen, die mit den in Mecklenburg-Vorpommern beobachteten Entwicklungen vergleichbar wären. Eine Entschärfung der Gefährdungssituation sollte in diesen Bundesländern weiterhin durch den Schutz und die Förderung lokaler Populationen sowie deren Vernetzung betrieben werden.

In Sachsen und Brandenburg wurde in der Roten Liste bereits eine Unterscheidung zwischen den beiden Arten *C. taenia* und *C. elongatoides* vorgenommen, wobei der Donausteinbeißer in Brandenburg sicher zu Recht in die Kategorie D (Daten unzureichend) eingestuft wurde, während er in Sachsen ebenso wie *C. taenia* in die Kategorie 1 (vom Aussterben bedroht) fällt. In der Roten Liste für Deutschland (Freyhof 2009) werden beide Arten hingegen als ungefährdet aufgeführt. Im Fall von *C. elongatoides* wird dies in Anbetracht der schlechten Datenlage mit großen Vorkommen außerhalb Deutschlands sowie mit der Vermutung, dass es sich bei den Steinbeißervorkommen im deutschen Donaauraum wahrscheinlich ebenfalls um diese Art handelt, begründet. Letztendlich lässt sich sagen, dass das Wissen über Vorkommen der Art in Deutschland noch nirgendwo den Stand erreicht, der für eine ausreichend begründete Einstufung in eine Gefährdungskategorie der Roten Liste (die Kategorie D ausgenommen) erforderlich wäre. Hinzu kommt, dass sich die Frage stellt, wie die Hybriden in das System eingeordnet werden können und wie, sofern es notwendig erscheint, ein differenzierter Schutz der bislang noch recht aufwendig zu bestimmenden Arten und ggf. der Hybriden realisiert werden soll. Um darauf antworten zu können bedarf es, wie auch Freyhof (2009) schon richtig bemerkt, weiterer und genauerer Untersuchungen.

Einen bereits etwas tieferen Einblick in die Verbreitung von *Cobitis*-Arten und ihrer dort vorkommenden Hybriden aus *C. taenia*, *C. elongatoides* und *C. tanaitica* zeigen die genetischen Untersuchungen aus dem schlesischen Teil Polens (Janko et al. 2002). Aussagen zur Entwicklung der Bestände in Polen lassen sich hingegen aktuell nicht treffen (Kotusz, pers. Mitt.). Das dortige Auftreten von *Cobitis taenia* wurde vor der Jahrtausendwende als sporadisch eingeschätzt (Kotusz 1996) und die Art wurde in der landesweiten Roten Liste als ungefährdet eingestuft (Witkowski et al. 1999). *C. elongatoides* findet sich als „gefährdet“ aufgeführt. Diese Einschätzungen wurde bei einer nach zehn Jahren erfolgten Zwischenbilanz durch Witkowski et al. (2009) aufrechterhalten.

Auf einer globaleren Betrachtungsebene wird die Frage nach der Gefährdung der hier zur Disposition stehenden Arten als nicht problematisch bewertet. In der Europäischen Roten Liste der Süßwasserfische (Freyhof & Brooks 2011) werden sie als ungefährdet (LC) eingestuft. Die

Frage nach dem Umgang mit Steinbeißern im Zusammenhang mit der EU-FFH- Richtlinie, in deren ursprünglichen Anhang II sich neben *C. elongata* und *C. trichonica* nur *C. taenia* befand, stellt sich nach aktueller Auslegung und Auffassung ebenfalls nicht. Den aus späteren systematischen Neubeschreibungen resultierenden Arten, so auch *C. elongatoides*, wird hier derselbe Schutzstatus der Ausgangsart zuerkannt (Freyhof & Brooks 2011). Gleiches sollte in der Konsequenz auch auf Hybriden mehrerer Anhang II- Arten zutreffen. Unabhängig davon könnte früher oder später ihr FFH-Status dennoch auf den Prüfstand kommen, wenn sich der aktuell zu beobachtende Trend der Bestandsentwicklung fortsetzt bzw. manifestiert. Solchen sich zukünftig als vielleicht notwendig oder sinnvoll erweisenden Überlegungen soll hier jedoch nicht vorgegriffen werden.

5 Zusammenfassung

Steinbeißer galten in Deutschlands und anderen Ländern Europas lange Zeit als selten und gefährdet. Dies führte zur Einstufung in hohe Gefährdungskategorien der Roten Listen und zur Aufnahme von *Cobitis taenia* in den Anhang II der FFH- Richtlinie. Die verfügbaren historischen Quellen lassen annehmen, dass sie in Mecklenburg-Vorpommern ursprünglich mehr oder weniger flächendeckend vorkamen, einen festen Bestandteil der heimischen Fischfauna bildeten und es erst im Zuge der Industrialisierung zu einem Einbruch der Bestände kam. Seit Beginn der 1990er Jahre kehrte sich diese Entwicklung um. Eine Analyse des seit dieser Zeit geführten Fischartenkatasters macht deutlich, dass die Nachweishäufigkeit dieser Fische unabhängig vom Fangaufwand kontinuierlich gestiegen ist, insbesondere in den letzten 20 Jahren. Anhand mehrerer Fallbeispiele kann gezeigt werden, wie diese Entwicklung sowohl in einer Neu- bzw. Wiederbesiedlung von Gewässern als auch in messbaren Zunahmen der Individuendichten zum Ausdruck kommt. Unabhängig davon ergaben genetische Untersuchungen, dass es sich bei den im Bundesland vorkommenden Steinbeißern um einen bereits aus anderen Gebieten beschriebenen Hybrid-Komplex handelt, an dem neben *Cobitis taenia* mindestens eine weitere Steinbeißerart (*Cobitis elongatoides*) beteiligt ist. Im Zusammenhang damit werden die in den letzten Jahrzehnten durchgeführten Maßnahmen zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Gewässer als eine mögliche Ursache für die Erholung des Bestandes diskutiert. Eine Zunahme der Bestandsdichten könnte aber auch durch eine Erhöhung sommerlicher Wassertemperaturen im Zuge des Klimawandels oder durch den massiven Rückgang des Europäischen Aals als wichtigem Prädator begünstigt worden sein.

6 Danksagung

Die dieser Arbeit zu Grunde liegenden Felduntersuchungen wurden durch das Land Mecklenburg-Vorpommern gefördert. Das Landesamt für Umwelt Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern ermöglichte uns darüber hinaus die Auswertung der landesweiten Fischdatenbank. Für die genetische Analyse der Steinbeißerproben bedanken wir uns herzlich bei Karel Janko und Jan Mendel (Tschechische Akademie der Wissenschaften). Nicht vergessen sei der unverzichtbare fachliche Austausch mit Kollegen, von denen Arno Waterstraat (GNL) und Jan Kotusz (Naturkundemuseum der Universität Wroclaw) ganz besondere Erwähnung verdienen. Und natürlich danken wir den vielen Personen, die uns im Laufe der Jahre bei der Feldarbeit unterstützt haben, allen voran Manfred Schröder (R.I.P.).

7 Literatur

- Bănărescu P. (1992): Zoogeography of Fresh Waters, Vol 2: Distribution and Dispersal of Freshwater Animals in North America and Eurasia. Aula Verlag, Wiesbaden: 572 pp.
- BfN & BLAK (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). BfN-Skripten 480. 374 S.
- Blanck A. (1881): Die Fische der Seen und Flüsse Mecklenburgs. Schwerin, Alexander Schmiedekampf, 59 S.
- Bless R. & A. Lelek (1984): Rote Liste der Fische und Rundmäuler. In: Blab J., E. Nowak, W. Trautmann & H. Sukopp (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. Naturschutz aktuell 1. Kilda-Verlag, Greven: 31–33.
- Bohl E., H. Kleisinger & E. Leuner (2003): Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt: 52–55.
- Bohlen J. & P. Rab (2001) Species and hybrid richness in spined loaches of the genus *Cobitis* L. (Teleostei: Cobitidae), with a checklist of European forms and suggestions for their conservation. J. Fish Biol. 59a: 75–89.
- Bohlen J. (2003a): Spawning habitat in the spined loach, *Cobitis taenia* (Cypriniformes: Cobitidae). Ichtyol. Res. 50: 98–101.
- Bohlen J. (2003b): Temperature and oxygen requirements of early life stages of the spined loach, *Cobitis taenia* L. (Teleostei, Cobitidae) with implications for the management of natural populations. Arch. Hydrobiol. 157 (2): 195–212.
- Bohlen J. (2010): Genetische Untersuchungen von Steinbeißern aus ausgewählten Gewässern Sachsens 2010. Rep. Inst. Anim. Physiol. Genetics, Liběchov, Czech Rep.: 17 pp.
- Bohlen J., J. Freyhof & C. Wolter (2005): First records of *Cobitis elongatoides* and *Sabanejewia baltica* (Cobitidae) for Germany. Cybium 29 (1): 103–104.
- Börst A., A. Waterstraat, M. Tschakert, F. Möbius, S. Biele, & N. Wissig (2017): Kartierung der Fischfauna sowie des Makrozoobenthos der Schaale und des Hammerbachs im Bereich der im Jahr 2015 neu errichteten Fischaufstiegsanlage in Schaalmühle. Bericht der GNL e.V. im Auftrag des Biosphärenreservatsamtes Schaalsee-Elbe: 93 S.
- Culling M. A., K. Janko, A. Boron, V. P. Vasil'ew, M. Cote, & G. M. Hewitt (2006): European colonization by the spined loach (*Cobitis taenia*) from Ponto-Caspian refugia based on mitochondrial DNA variation. Molecular Ecology 15: 173–190.
- De Lury D. B. (1947): On the estimation of biological populations. Biometrics 3: 145–167.
- Dorow M. & C. Ubl (2011): Überwachung des Aalbestandes in den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern - Ergebnisse einer zweijährigen Pilotstudie. Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei 45: 21-30.
- Dümpelmann C. & E. Korte (2013): Rote Liste der Fische und Rundmäuler Hessens (Pisces & Cyclostoma), 4. Fassung. Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz: 34 S.
- Duncker G. & W. Ladiges (1960): Die Fische der Nordmark. Hamburg, Kommissionsverlag Cram, de Gruyter & C., 432 S.
- Freyhof J. & E. Brooks (2011): European Red List of Freshwater Fishes. Luxembourg: Publications Office of the European Union: 61 pp.
- Freyhof J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische (Cyclostomata & Pisces). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (1): 291-316.
- Friedel E. (1882): Thierleben im Meer und am Strand von Neuvorpommern. Der Zoologische Garten 23: 243-251, 275-280, 304-313, 336-346.
- Füllner G., M. Pfeifer & A. Zarske (2005). Atlas der Fische Sachsens. Rundmäuler-Fische-Krebse. Sächsisches Landesamt für Landwirtschaft und Staatliche Naturhistorische Sammlungen Dresden: 348 S.
- Gaumert D. (1986): Kleinfische in Niedersachsen – Hinweise zum Artenschutz - . Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft 4: 67 S.
- Janko K., M. Flajšhans, L. Choleva, J. Bohlen, V. Šlechtová, M. Rábová, Z. Lajbner, V. Šlechta, P. Ivanova, I. Dobrovolov, M. Culling, H. Persat, J. Kotsusz & P. Ráb (2007): Diversity of European spined loaches (genus *Cobitis* L.): An update of the geographic distribution of the *Cobitis taenia* hybrid complex with a description of new molecular tools for species and hybrid determination. Journal of Fish Biology 71 (Suppl. C): 387-408.

- Janko K., J. Kotusz, K. De Gelas, V. Šlechtová, Z. Opoldusova, P. Drozd, L. Choleva, M. Popiolek & M. Balaz (2012): Dynamic Formation of Asexual and Polyploid Lineages: Multilocus Analysis of *Cobitis* Reveals the Mechanisms Maintaining the Diversity of Clones. PLOS ONE 7 (9): 14 pp.
- Jeppesen E. et al. (2012): Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key species in 24 European Lakes. Hydrobiologia 694 (1): 1–39.
- Jesse R. (1903): Die Fische Mecklenburgs. 34. Jahresbericht über das Städtische Gymnasium zu Waren. Waren, H. Polstorff, 34 S.
- Kapa R. (2002): Fischfauna und Lebensraum der Schaale und Schilde in Mecklenburg-Vorpommern. Diplomarb. Westf. Wilh.-Univ. Münster: 107 S. + Anh.
- Kottelat M. & J. Freyhof (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol & Freyhof, Berlin, 646 pp.
- Kotusz J. (1996): Species protection of loaches (Cobitoidea, Cypriniformes) in Poland in relation to their distribution and status in other European countries. Zoologica Poloniae 41 (Suppl.): 147–155.
- Krappe M., A. Börst & A. Waterstraat (2009): Entwicklung von Erfassungsprogrammen für die Arten Bitterling (*Rhodeus amarus*), Steinbeißer (*Cobitis* spp.) und Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) zur Umsetzung der FFH-Richtlinie in Mecklenburg-Vorpommern. Artenschutzreport 24: 18–30.
- Krappe M., A. Waterstraat, A. Börst, H.-J. Spieß, & H. M. Winkler (2011): Monitoring der Neunaugen in Mecklenburg-Vorpommern: Bestandsentwicklungen seit 1987 und weitere Ergebnisse von Untersuchungen in Referenzgewässern im Zeitraum 1998 – 2010. Artenschutzreport 27: 80–96.
- Krappe M., A. Börst & A. Waterstraat (2012): FFH- Monitoring von Rundmäulern und Fischen in Mecklenburg-Vorpommern – Teil 2: Neunaugen, Steinbeißer, Schlammpeitzger und Bitterling. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 41: 92–100.
- Lelek A. (1987): The freshwater fishes of Europe, Vol. 9, Threatened Fishes of Europe. Aula-Verlag, Wiesbaden: 343 pp.
- Lemcke R. (2004): Wiederherstellung der linearen Durchgängigkeit von Fließgewässern - Konzeption für eine Prioritätensetzung in M-V unter vorrangiger Beachtung fischereilicher Gegebenheiten. Angeln in Mecklenburg-Vorpommern 4/2004: 8–15.
- Levins R. (1969): Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. Bull. Entomol. Soc. Am. 15 (3): 237–240.
- Moran P. A. P. (1951): A mathematical theory of animal trapping. Biometrika 38: 307-311.
- Müller R. (2010): Rote Liste der Fische und Rundmäuler (Pisces et Cyclostomata) Thüringens, 4. Fassung. Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz: 69–74.
- Neumann M. (2002): Die Süßwasserfische und Neunaugen Schleswig-Holsteins -Rote Liste. Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.), Flintbek: 1-58.
- O'Reilly C. M. et al. (2015): Rapid and highly variable warming of Lake surface waters around the globe. Geophysical Research Letters 42 (24): 10773–10781.
- Paepke H.-J. (1981): Die gegenwärtige Situation der Süßwasserfischfauna in der DDR. Arch. Naturschutz u. Landschaftsforsch. 21 (3): 113–130.
- Paepke H.-J. (1985): Zum Stand der Ichthyofaunistik in der DDR. In: Kulturbund der DDR (Hrsg.): Ichthyofaunistik 1985: 3–4.
- PAN & ILÖK (2010): Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013: 206 S.
- Runze K. & H. Baier (2011): Biotop- und Artenmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern heute – auf einem schmalen Pfad zwischen Verpflichtungen und Ressourcen. Artenschutzreport 27: 26–39.
- Sachteleben J. & M. Behrens (2007): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH- Richtlinie in Deutschland. Bericht im Rahmen des F+E Projektes „Konzeptionelle Umsetzung der EU- Vorgaben zum FFH- Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“ im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 203 S.
- Saul M. (2005): Methodische Aspekte der Bestandsbewertung von *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758) und *Cobitis taenia* Linnaeus, 1758 in ausgewählten Gewässern Mecklenburg - Vorpommerns. Diplomarbeit, Univ. Göttingen: 102 S. + Anh.
- Schaarschmidt T. & R. Lemcke (2004): Quellendarstellungen zur historischen Verbreitung von Fischen und Rundmäulern in Binnengewässern des heutigen Mecklenburg-Vorpommerns. Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Heft 32, 261 S.

- Scharf J., U. Brämick, F. Fredrich, U. Rothe, H. Schuhr, M. Tautenhahn, C. Wolter & S. Zahn (2011a): Fische in Brandenburg - Aktuelle Kartierung und Beschreibung der märkischen Fischfauna. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam, 188 S.
- Scharf J., U. Brämick, L. Dettmann, F. Fredrich, U. Rothe, C. Schomacker, H. Schuhr, M. Tautenhahn, U. Thiel, C. Wolter, S. Zahn, & F. Zimmermann (2011b): Rote Liste der Fische und Rundmäuler (Pisces et Cyclostomata) des Landes Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg; Beiträge zu Ökologie, Natur- und Gewässerschutz (3), 39 S.
- Schmidt K. & R. Bochert (2009): Bewertung von Fischaufstiegsanlagen in Mecklenburg-Vorpommern – Bestandsanalyse. Materialien zur Umwelt 2009 (Hrsg. Landesamt f. Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern), Heft 2: 24 S.
- Schröder H. (1962): Fische und Fangergebnisse von 1952 bis 1961 in den Gewässern der Fischereiproduktionsgenossenschaft „Müritz“. In: Hobusch, E. (Hrsg.): Müritzfischer. Festschrift zum 10jährigen Bestehen der Fischereiproduktionsgenossenschaft „Müritz“ in Waren (Müritz), die 1952 als erste FPG in der DDR gegründet wurde. Veröffentlichungen des Müritz-Museums Waren 9/10: 96-133.
- Seber G. A. F. & E. D. Le Cren (1967): Estimating population parameters from catches large relative to the population. J. Anim. Ecol. 36: 631-643.
- Spieß H.-J. & A. Waterstraat (1989): Ergebnisse der Kartierung der Rundmäuler und Fische der DDR. In: Arten- und Biotopschutz für Fische und Rundmäuler. II. Zentrale Tagung des Zentralen Arbeitskreises Ichthyofaunistik der Gesellschaft für Natur und Umwelt, Feldberg: 11-41.
- Spieß H.-J. (1989): Zum Stand der Kartierung der Fische und Rundmäuler in der DDR. In: Kulturbund der DDR (Hrsg.): Ichthyofaunistik 1987: 8–16.
- Steinmann I. & R. Bless (2004): *Cobitis taenia*. In: Petersen, B., G. Ellwanger, R. Bless, P. Boye, E. Schröder & A. Ssymank (Hrsg.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 – Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland, Band 2: Wirbeltiere. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69 (2), Bundesamt für Naturschutz Bonn – Bad Godesberg: 239–243.
- Thiel R. & L. Thiel (2015): Atlas der Fische und Neunaugen Hamburgs. Freie und Hansestadt Hamburg (Hrsg.), 170 S.
- Waterstraat A., M. Krappe, A. Börst, & H.-J. Spieß (2011): Monitoring von Ichthyozöosen kleiner Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern: Methodenentwicklung und Ergebnisse zwischen 1998 und 2010. Artenschutzreport 27: 59–72.
- Waterstraat A., M. Krappe & A. Börst (2012): FFH- Monitoring von Fischen in Mecklenburg-Vorpommern – Teil 1: Westgruppe und Ichthyozöosen. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 41: 85–91.
- Waterstraat A., A. Börst, M. Krappe, T. Schaarschmidt & H.M. Winkler (2015): Rote Liste der Neunaugen, Süßwasser- und diadromen Wanderfische Mecklenburg-Vorpommerns. 3. Fassung. Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern: 88 S.
- Winkler H. M. & L. Debus (2006): Auffällige Bestandsveränderungen bei wichtigen Fischarten der Darß-Zingster Boddenkette und mögliche Ursachen. Rostock. Meeresbiolog. Beitr., H.16: 61-70.
- Witkowski A., J. Blachuta, J. Kotusz & T. Heese (1999): Czerwona lista ichtiofauny Polski. Chronmy Przyn. Ojcz. 4: 5–19.
- Witkowski A., J. Kotusz & M. Przybylski (2009): The degree of threat of the freshwater ichthyofauna of Poland: Red List of fishes and lampreys – situation in 2009. Chronmy Przyn. Ojcz. 65 (1): 33–52.
- Zippin C. (1958): The removal method of population estimation. J. Wildl. Manag. 22: 82-90.
- Zöphel U., U. Trapp & R. Warnke-Grüttner (2015): Rote Liste der Wirbeltiere Sachsens, Kurzfassung (Dezember 2015). Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Freistaat Sachsen: 33 S.

Dr. Martin Krappe
Dipl. Ing. (FH) Anika Weidig
M. Sc. Markus Tschakert
Gesellschaft für Naturschutz und Landschaftsökologie (GNL) e. V.
Dorfstraße 31
17237 Kratzeburg

krappe@gnl-kratzeburg.de