

OU Wolgast im Zuge der B111

**Populationsbiologische Schwellenwerte
für Kollisionen mit der geplanten
Peenestrombrücke**

DEGES Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH

DEGES

05.03.2018

Angaben zur Auftragsbearbeitung

Auftraggeber: DEGES Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH
Zimmerstraße 54
10117 Berlin

Ansprechpartner: Berthold Voß
Sachgebiet Umwelt
Telefon: 030- 202 43-734
E-mail: voss@deg.es.de

Auftragsnummer: P178057

Auftragnehmer: IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH
Postanschrift: Niederlassung Rostock
Carl-Hopp-Str. 4a
18069 Rostock

Projektleiter: Dr. Jochen Bellebaum
Telefon: 0381 2523 12-25
E-Mail: j.bellebaum@ifaoe.de

Fertigstellungsdatum: 05.03.2018

Version	Datum	Dokumentenbeschreibung	erstellt	geprüft	freigegeben
01	05.03.2018	Endfassung	JOB	ASU	FWO

Inhaltsverzeichnis

1	Anlass und Aufgabenstellung	4
2	Datengrundlage.....	4
2.1	Grundlage der Beurteilung	4
2.2	Ermittlung von Schwellenwerten.....	4
3	Ergebnisse	6
3.1	Gänsesäger <i>Mergus merganser</i>	6
3.2	Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	6
4	Bewertung.....	7
5	Literatur.....	8

1 Anlass und Aufgabenstellung

Im Zuge der Ortsumgehung (OU) Wolgast/B 111 plant die Deutsche Einheit Fernstraßenplanungs- und -bau GmbH (DEGES) im Auftrag des Bundes und des Landes Mecklenburg-Vorpommern die Errichtung einer 1.470 m langen Brücke südlich der Stadt Wolgast zur Querung des Peenestroms in West-Ost-Richtung.

Über der Mitte des Peenestroms wird unter der Brücke eine maximale lichte Höhe von 42 m erreicht. Die lichte Höhe unter der Brücke fällt von 42 m in der Mitte des Peenestroms nach Osten hin auf ungefähr 20 m bei Erreichen des Ufers ab.

Der Peenestrom ist Bestandteil des EU-Vogelschutzgebiets „Peenestrom und Achterwasser“ (DE 1949-401). Im Rahmen der Verträglichkeitsprüfung für das EU-Vogelschutzgebiet sind die Auswirkungen möglicher Kollisionen von Zugvögeln an der Brückenkonstruktion auf die maßgeblichen Bestandteile des EU-Vogelschutzgebiets zu prüfen.

2 Datengrundlage

2.1 Grundlage der Beurteilung

Maßgebliche Bestandteile des EU-Vogelschutzgebiets, die durch Auswirkungen von Kollisionen beeinträchtigt werden könnten, sind die dort vorkommenden Populationen von Vogelarten. Dementsprechend erfolgt eine Betrachtung der Rastbestände von Zielarten des EU-Vogelschutzgebiets, für die nach SALIX (2018) jährlich mehr als eine Kollision zu erwarten ist.

Potenziell von Kollisionen betroffen sind neben den Rastbeständen im EU-Vogelschutzgebiet „Peenestrom und Achterwasser“ (DE 1949-401) auch Vögel, die Schlafplätze im unmittelbar angrenzenden EU-Vogelschutzgebiet „Peenetal-Landschaft“ (DE 2147-401) nutzen und deren Aktionsradius bis in den Bereich Wolgast und darüber hinaus reicht. Das betrifft insbesondere den Kormoran mit einem bedeutenden Schlafplatz im Anklamer Stadtbruch. Der Peenestrom stellt zudem für Wasservögel eine direkte Verbindung zwischen dem EU-Vogelschutzgebiet „Peenestrom und Achterwasser“ und dem EU-Vogelschutzgebiet „Greifswalder Bodden und südlicher Strelasund“ (DE 1747-402) dar. Aufgrund der großen täglichen Aktionsradien der zu betrachtenden Wasservögel ist ein Austausch von Individuen zwischen den beiden Gebieten entlang dieser Verbindung zu unterstellen.

2.2 Ermittlung von Schwellenwerten

Allgemeine Schwellenwerte können auch ohne genaue Vorhersage von Kollisionsraten basierend auf populationsbiologischen Daten festgelegt werden, indem der Umfang der zusätzlichen Sterblichkeit bestimmt wird, dem eine Population ausgesetzt werden kann, ohne dass sie in ihrem Fortbestand gefährdet wird. Ein einfaches Verfahren, das eine Bestimmung solcher Schwellenwerte anhand unvollständiger populationsbiologischer Daten auch ohne eine Modellierung des Populationswachstums und einer dichteabhängigen Regulation ermöglicht, ist die Methode des *potential biological removal* (PBR). Das Verfahren wurde für die Beurteilung der Auswirkungen von Beifangverlusten durch die Fischerei entwickelt und in der Praxis auf Populationen von Mee-

ressäugern und Seevögeln angewendet (WADE 1998, DILLINGHAM & FLETCHER 2008). Dabei handelt es sich um langlebige wandernde Arten. PBR ist ein Verfahren, mit dem in einem ersten Prüfschritt ermittelt werden kann, ob ein bestimmtes Ausmaß an zusätzlichen Verlusten potenziell bestandsgefährdende Auswirkungen haben kann. Wenn die tatsächlichen oder erwarteten Verluste den PBR-Schwellenwert unterschreiten ist keine Gefährdung der Population zu erwarten. Wenn die Verluste den Schwellenwert erreichen oder übertreffen, können Auswirkungen auf die Population nicht ausgeschlossen werden und erfordern eine eingehende Bewertung z. B. mit einem umfassenderen Populationsmodell.

Die Berechnung des *potential biological removal* (PBR) erfolgt mit einer einfachen Formel (WADE 1998):

$$PBR = N_{\min} \frac{1}{2} (\lambda_{\max} - 1) f$$

Dabei ist $N_{\min}$ eine konservative Schätzung der Größe der betroffenen Population, $\lambda_{\max}$ deren maximale Wachstumsrate ohne dichteabhängige Regulation und der *recovery factor* f ein Wert zwischen 0,1 und 1,0. Die Verwendung von $N_{\min}$ und f in der Formel verhindern, dass eine Überschätzung der Populationsgröße oder der Wachstumsrate zu überhöhten Schwellenwerten führt (WADE 1998).

$N_{\min}$

Der Bestimmung von $N_{\min}$ liegt im Regelfall eine Schätzung der mittleren Populationsgröße mit einem Konfidenzintervall zugrunde. Nationale oder regionale Bestandsschätzungen von Vogelarten liegen auch häufig als Spanne zwischen einer Maximal- und einer Minimalschätzung vor (z. B. BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015). Da in solchen Fällen kein Konfidenzintervall ermittelt werden kann, wird der Minimalwert als $N_{\min}$ verwendet (BELLEBAUM et al. 2010).

Den Standarddatenbögen der hier zu betrachtenden Schutzgebiete sind weder ein Konfidenzintervall noch eine Spanne zu entnehmen. Diese lassen sich grundsätzlich aus den zugrundeliegenden Ergebnissen der Wasservogelzählungen ermitteln. Für eine konservative Schätzung der Größe der betroffenen Population wird in der vorliegenden Analyse der untere Wert der Bestandsgröße aus I.L.N. GREIFSWALD, IFAÖ & HEINICKE (2009) verwendet.

$\lambda_{\max}$

Im Idealfall kann die maximale Populationswachstumsrate $\lambda_{\max}$ an realen Populationen beobachtet werden (WADE 1998, MILNER-GULLAND & AKÇAKAYA 2001). Die meisten Vogelpopulationen unterliegen jedoch einer deutlichen dichteabhängigen Regulation durch Konkurrenz (NEWTON 1998), so dass ihre Wachstumsraten deutlich unter dem theoretischen $\lambda_{\max}$ liegen. Alternativ kann $\lambda_{\max}$ aus einem (dichteunabhängigen) Leslie-Matrixmodell ermittelt werden. Matrixmodelle erfordern allerdings mehrere demografische Parameter als Eingangsgröße. Für die vorliegend zu betrachtenden Arten kann $\lambda_{\max}$ aus der Entwicklung realer europäischer Brutpopulationen ermittelt werden.

f

Der *recovery factor* von $f < 1,0$ soll Fehler durch Überschätzungen von $N_{\min}$ oder $\lambda_{\max}$ ausschließen, indem er den Schwellenwert senkt. Dabei wird für stabile Populationen gewöhnlich ein höherer Wert als für gefährdete Populationen angenommen. Dazu wird in der Literatur ein maximaler Wert $f = 0,5$ empfohlen, für gefährdete Populationen wurden Werte von 0,1-0,3 vorgeschlagen (WADE 1998, DILLINGHAM & FLETCHER 2007). Diese Werte beruhen auf Simulationen von WADE (1998) für langlebige Meeressäuger mit Werten für $\lambda_{\max} = 1,04-1,12$ und liegen damit im selben Bereich wie die im Freiland ermittelten Wachstumsraten der Populationen des Gänsesägers.

Populationen des Kormorans erreichen unter Freilandbedingungen Wachstumsraten $\lambda_{\max}$ von 1,2. Bei einer Wiederholung der Simulationen von WADE (1998) mit $\lambda_{\max} = 1,2$ wurde das Kriterium einer Populationsgröße von 80 % der Lebensraumkapazität nur für $f = 0,3$ zuverlässig erreicht (weitere Erläuterungen in BELLEBAUM et al. 2010).

3 Ergebnisse

3.1 Gänsesäger *Mergus merganser*

Die maximale Wachstumsrate $\lambda_{\max}$ wurde für die Brutpopulation in Bayern in einer frühen exponentiellen Wachstumsphase ermittelt (BAUER & ZINTL 1995). In ähnlicher Größenordnung wuchs nach den Ergebnissen des schwedischen Brutvogelmonitorings der Brutbestand des Gänsesägers in Schweden im Zeitraum 1975-1995 (jährliche Wachstumsrate 1,083; GREEN et. al. 2017). Für andere Populationen schätzt KALBE (1990) Wachstumsraten von $\lambda_{\max} = 1,11-1,28$, der im Weiteren verwendete Wert kann demnach als konservativ gelten.

Der ermittelte Schwellenwert von 38 Vögeln (Tab. 1) liegt deutlich über der erwarteten Kollisionszahl von maximal 9 Gänsesägern/Jahr (SALIX 2018).

Tab. 1: Eingangsgrößen und ermittelter Schwellenwert für den Gänsesäger.

Parameter	Wert	Grundlage
Populationsgröße (Rastbestand) $N_{\min}$	2672	DE 1747-402, DE 1949-401 (I.L.N. GREIFSWALD, IfAÖ & HEINICKE 2009)
Wachstumsrate $\lambda_{\max}$	1,094	beobachtetes Populationswachstum (BAUER & ZINTL 1995)
Recovery factor f	0,3	Population stabil, regional abnehmend (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015)
Schwellenwert	38	

3.2 Kormoran *Phalacrocorax carbo*

Die maximale Wachstumsrate $\lambda_{\max}$ wurde für die Ostsee-Brutpopulation des Kormorans *Phalacrocorax carbo sinensis* in Dänemark in einer exponentiellen Wachstumsphase ermittelt. Zu dieser Population sind auch die Vögel im Untersuchungsgebiet zu rechnen. Die Gesamtpopulation wächst weiterhin (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015). Wegen der größeren Prognoseunsicherheiten für Populationen mit $\lambda_{\max} = 1,2$ wurde der Schwellenwert auch für $f = 0,3$ als konservativer Ansatz berechnet.

Der ermittelte Schwellenwert von 704 Vögeln (bzw. 422 für $f = 0,3$; Tab. 2) liegt deutlich über der erwarteten Kollisionszahl von maximal 16 Kormoranen/Jahr (SALIX 2018).

Tab. 2: Eingangsgrößen und ermittelter Schwellenwert für den Kormoran.

Parameter	Wert	Grundlage
Populationsgröße (Rastbestand) $N_{\min}$	15.212	DE 1747-402, DE 2147-401 (I.L.N. GREIFSWALD, IFAÖ & HEINICKE 2009)
Wachstumsrate $\lambda_{\max}$	1,185	beobachtetes Populationswachstum (FREDERIKSEN et al. 2001)
Recovery factor f	0,5 (0,3)	großräumig wachsende Population (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015)
Schwellenwert	704 (422)	

4 Bewertung

Für die betrachteten Rastvogelarten liegen die mittels PBR ermittelten Schwellenwerte deutlich über den prognostizierten jährlichen Kollisionen mit der Brücke der B 111 (SALIX 2018). Auswirkungen dieser Kollisionen auf den Erhaltungszustand der Rastbestände im Umkreis der Brücke wären daher selbst dann nicht zu erwarten, wenn die prognostizierte Zahl der Kollisionen überschritten würde.

Das Konzept des *potential biological removal* (PBR) gilt im Vergleich verschiedener Berechnungsmethoden als der Ansatz mit dem geringsten Risiko einer Überschätzung des Schwellenwertes (MILNER-GULLAND & AKÇAKAYA 2001). Das Ziel der Methode ist, die Erhaltung einer Population auf dem Niveau der maximalen Produktivität (*Maximum Net Productivity Level*, MNPL, WADE 1998) sicherzustellen. Dieses liegt bei einer Populationsgröße unterhalb der Lebensraumkapazität, aber mindestens bei der Hälfte der Lebensraumkapazität oder darüber (WADE 1998). Eine Population hat auf dem Niveau der MNPL die Fähigkeit, bei Wegfall der zusätzlichen Mortalität bis auf das Niveau der Lebensraumkapazität zu wachsen. Bisher existiert keine Festlegung darüber, ob das Niveau der MNPL einem günstigen Erhaltungszustand im Sinne des Naturschutzrechts entspricht. Es dürfte aber unstrittig sein, dass der Erhaltungszustand einer Population ungünstig ist, wenn diese

- kleiner ist als das Niveau der MNPL, oder
- in ihrer Fähigkeit zur Erholung von Bestandsrückgängen durch eine erhöhte Sterblichkeit beeinträchtigt wird.

Bei einer anthropogen erhöhten Sterblichkeit oberhalb der Schwellenwerte sollte die Fähigkeit zur Erholung als beeinträchtigt angesehen werden.

Die mit diesem Verfahren ermittelten Schwellenwerte gelten kumulativ für alle zusätzlichen anthropogenen Verluste im Jahreslebensraum der jeweiligen Population. Die Schwellenwerte sind daher nicht nur mit den geschätzten jährlichen Kollisionen zu vergleichen, sondern auch mit zusätzlicher Mortalität aus weiteren Quellen. In den hier betrachteten Fällen wurde die Wachstumsrate $\lambda_{\max}$ für reale Populationen ermittelt, die in ihrem Jahreslebensraum bereits anderen anthro-

pogenen Verlusten ausgesetzt sind. Das betrifft insbesondere Verluste durch Bejagung (einschließlich weiteren Versuchen zur Bestandsreduzierung beim Kormoran) und Fischerei. Demnach sind diese anthropogenen Einflüsse bereits in den hier verwendeten Werten für $\lambda_{\max}$ berücksichtigt. Nur eine weitere Steigerung dieser Verluste würde kumulativ mit den Kollisionen an der Brücke zusammenwirken. Weitere Vorhaben, die zu erhöhten Verlusten in den betrachteten Rastbeständen führen können und daher kumulativ zu berücksichtigen wäre, sind nicht bekannt.

5 Literatur

- BAUER, U. & ZINTL, H. (1995): Brutbiologie und Entwicklung der Brutpopulation des Gänsesägers *Mergus merganser* in Bayern seit 1970. Anz. Orn. Ges. Bayern 34: 1–38.
- BELLEBAUM, J., GRIEGER, C., KLEIN, R., KÖPPEN, U., KUBE, J., NEUMANN, R., SCHULZ, A., SORDYL, H., WENDELN, H. (2010): Ermittlung artbezogener Erheblichkeitsschwellen von Zugvögeln für das Seegebiet der südwestlichen Ostsee bezüglich der Gefährdung des Vogelzuges im Zusammenhang mit dem Kollisionsrisiko an Windenergieanlagen. Abschlussbericht. Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (FKZ 0329948). Neu Broderstorf.
<http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb10/624406555.pdf>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2015): European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- DILLINGHAM, P.W., FLETCHER D. (2008): Estimating the ability of birds to sustain additional human-caused mortalities using a simple decision rule and allometric relationships. Biological Conservation 141: 1783-1792.
- FREDERIKSEN, M., J.-D. LEBRETON, T. BREGNBALLE (2001): The interplay between culling and density-dependence in the great cormorant: a modelling approach. J. Appl. Ecol. 38: 617–627.
- GREEN, M., HAAS, F. & LINDSTRÖM, Å. 2017. Monitoring population changes of birds in Sweden. Annual report for 2016. Department of Biology, Lund University. 84 pp.
- I.L.N. GREIFSWALD, IFAÖ & T. HEINICKE 2009. Analyse und Bewertung der Landschaftspotentiale in Mecklenburg-Vorpommern. Funktion der Landschaft für rastende und überwinternde Wat- und Wasservögel. Karte und Rastgebietsprofile der Vogelrastgebiete in Mecklenburg-Vorpommern. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern.
- KALBE, L. (1990): Der Gänsesäger. Wittenberg Lutherstadt, Ziemsen. 137 S.
- MILNER-GULLAND, E.J. & H.R. AKÇAKAYA (2001): Sustainability indices for exploited populations. Trends in Ecology and Evolution 16: 686-692.
- SALIX – BÜRO FÜR UMWELT- UND LANDSCHAFTSPLANUNG (2018): OU Wolgast im Zuge der B111. Risikoanalyse – Vogelkollisionen an der geplanten Peenestrombrücke. Teil 2: Auswirkungen auf Zielarten Europäischer Vogelschutzgebiete und ausgewählter weiterer Arten. Gutachten im Auftrag der DEGES.
- WADE, P. (1998): Calculating limits to the allowable human caused mortality of cetaceans and pinnipeds. Marine Mammal Science 14: 1–37.