

Aalmanagement in Deutschland vor dem Hintergrund aktueller Empfehlungen zum Fang- und Besatzstop

Uwe Brämick¹, Jan Baer², Malte Dorow³, Erik Fladung¹, Jens Frankowski³, Janek Simon¹

¹ Institut für Binnenfischerei e.V.
Potsdam-Sacrow, Im Königswald 2,
14469 Potsdam

² Bildungs- und Wissenszentrum
Aulendorf, Fischereiforschungsstelle
des Landes Baden-Württemberg,
Argenweg 50/1, 88085 Langen-
argen

³ Landesforschungsanstalt für Land-
wirtschaft und Fischerei, Institut für
Fischerei, Fischerweg 408, 18069
Rostock

Korrespondierender Autor

Uwe Brämick
uwe.braemick@ifb-potsdam.de

Eingereicht: 19.05.2023
Begutachtet: 12.07.2023
Akzeptiert: 02.10.2023

Zitierhinweis

Brämick, U., Baer, J., Dorow, M.,
Fladung, E., Frankowski, J., Simon,
J. (2023): Aalmanagement in
Deutschland vor dem Hintergrund
aktueller Empfehlungen zum Fang-
und Besatzstopp. Zeitschrift für
Fischerei 3: Artikel 8: 1-13.
DOI: 10.35006/fischzeit.2023.29

Verantwortlicher Redakteur

Robert Arlinghaus
ra@zeitschrift-fischerei.de

Finanzierung

UB, EF, JS erhielten eine Projekt-
förderung aus Mitteln von vier
Bundesländern (GZ IfB-2021-Mehr-
länderProjekt)

Interessenkonflikt

Keiner

Ergänzendes Material

Abb. S1

[https://www.zeitschrift-fischerei.de/
attachements/anhang_zu_10.35006_
fischzeit.2023.29.pdf](https://www.zeitschrift-fischerei.de/attachements/anhang_zu_10.35006_fischzeit.2023.29.pdf)

Copyright

© Autor(en) 2023, veröffentlicht
unter der creative commons Lizenz
[CC-BY-NC 4.0](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

www.zeitschrift-fischerei.de

Zusammenfassung

Der ICES sieht unter dem Vorsorgeansatz derzeit keine fischereiliche Nutzungsmöglichkeit für den Europäischen Aal und empfiehlt einen Fangstopp für alle Altersstadien im gesamten Verbreitungsgebiet. Ziel ist eine Senkung menschlich verursachter Sterblichkeiten, um darüber den Laicherbestand und die Rekrutierung zu erhöhen. Gleichzeitig würde damit der insbesondere auch in Deutschland als wesentliche Managementmaßnahme durchgeführte Besatz von Binnen- und Küstengewässern und damit das Erreichen der Zielgrößen der EU-Aalverordnung zumindest in Einzugsgebieten mit momentan geringem natürlichem Aufstieg unmöglich. Aktuell sind keine analytischen Modellierungen der Dynamik des Gesamtbestandes des Europäischen Aals und damit auch nicht der Wirkung der Einstellung von Aalfischerei und -besatz auf diesen möglich. Demgegenüber können auf der Ebene von regionalen Managementeinheiten die Effekte von Maßnahmen abgeschätzt werden, allerdings nur für den jeweils betrachteten Teilbestand und nicht für den Gesamtbestand. Wir beschreiben das daraus entstehende Dilemma für das praktische Aalmanagement unter kritischer Würdigung von Effekten und Risiken beim Besatz von Aalen. Die den Lebenszyklus des Europäischen Aals und seine Bestandsdynamik bestimmenden Faktoren unterscheiden sich von denen der meisten marinen Fischbestände, was neben fischereilichen Regularien weitere und zum Teil wirkungsvollere regionale Managementmaßnahmen ermöglicht. Daraus leiten wir konkrete Hinweise und Empfehlungen zur Weiterentwicklung des Aalmanagements in Deutschland ab.

Schlagworte: Aal, Bestandsmanagement, ICES-Empfehlung, EU-Aalverordnung

Abstract

ICES currently sees no possibility to sustainably harvest European eel under the precautionary approach and recommends a fishing closure for all life stages throughout the range. The aim is to reduce human-induced mortality in order to increase the spawning stock and recruitment. At the same time, closing all eel fisheries would make stocking operations in inland and coastal waters impossible. Stocking is a central management measure in German eel management units, and key to achieve the target values of the EU Eel Regulation in catchment areas with low natural immigration. Currently, no analytical modelling of the total stock dynamics of European eel and thus of the effect of stopping eel fishing and stocking is possible. In contrast, the effects of measures can be estimated at the level of regional management units for the sub-stock under consideration. We describe the resulting dilemma for practical eel management, critically assessing the effects and risks of stocking eels. The life cycle of the European eel and key factors controlling its stock dynamics differ from those of most marine fish stocks, which allows for further and partly more effective regional management measures in addition to fishing regulations. From this, we derive concrete suggestions and recommendations to further improve eel management in Germany.

Keywords: Eel, stock management, ICES advice, EU Eel regulation

Fazit für die Praxis

In der aktuellen Situation sehen wir die Fortsetzung regionaler Teilbestandsanalysen und daraus abgeleiteter Managementmaßnahmen als pragmatischen und derzeit einzigen datenbasierten und damit belastbaren Ansatz für das Aalmanagement an. Diese Einschätzung ist jedoch kein Plädoyer für ein „weiter so wie bisher“. Die

nationalen Aalmanagementpläne mit den einzugsgebietspezifischen Maßnahmenkombinationen müssen an den aktuellen Stand des Wissens und die erzielten Erfahrungen angepasst werden. Das beinhaltet beispielsweise eine Optimierung bei der Durchführung von Besatzmaßnahmen, bei der Betrachtung der lokal unterschiedlich wirkenden Mortalitätsgrößen (Fischerei, Wasserkraft, Prädation, etc.) sowie bei der Gewässerentwicklung und bei der Einbeziehung von Anspruchsgruppen. Erfolgt dies nicht, drohen weitere Bestands-, Wohlfahrts- und Vertrauensverluste.

Auch bei einer Optimierung des Bestandsmanagements ebenso wie bei einer Umsetzung der Empfehlung des ICES zu einer Schließung der Aalfischerei einschließlich des Aalbesatzes kann die Wahrscheinlichkeit der Erholung des Gesamtbestandes und damit der Perspektiven fischereilicher Nutzungsmöglichkeiten nicht beziffert werden. Angesichts der insbesondere für Fischereiu Unternehmen im norddeutschen Tiefland aktuell hohen ökonomischen Bedeutung dieser europaweit als kritisch gefährdet kategorisierten Art erwächst daraus ein erhebliches betriebswirtschaftliches Risiko und die Empfehlung an Unternehmen zur Entwicklung von Alternativen.

1. Hintergrund

Der Internationale Rat für Meeresforschung (ICES) entwickelt auf Anfrage für die EU, Island, Norwegen, NASCO und andere Institutionen in jährlichem Turnus als „Advice“ bezeichnete Empfehlungen zu fischereilichen Möglichkeiten für die Erzielung eines maximalen dauerhaften Ertrages für ausgewählte Bestände in marinen Gewässern einschließlich der Ostsee. Diese Empfehlungen werden von Organisationen wie der EU, aber auch bei internationalen Abkommen mit anderen Staaten, bei der Festlegung von Vorgaben für eine nachhaltige Bewirtschaftung gemeinschaftlich genutzter Bestände berücksichtigt und finden darüber beispielsweise Eingang in die jährliche Quotierung von Fangmengen. Sie besitzen somit ein großes Gewicht im fischereilichen Management. Seit 1999 umfassen diese Empfehlungen des ICES auch den Europäischen Aal, der einen Teil seines Lebenszyklus im Meer verbringt. Dessen panmiktischer Bestand (zufällige Verpaarung innerhalb eines Gesamtbestandes, keine genetisch differenzierbaren Populationen) wird entlang der europäischen und afrikanischen Atlantikküste, des Mittelmeeres und der Ostsee fischereilich bewirtschaftet. Am 4. November 2021 hat der ICES für das Jahr 2022 erstmals in eindeutigen Worten einen kompletten Fangverzicht und damit auch den Fangstopp von Glasaalen für Besatzmaßnahmen und die Aufzucht in Aquakultur empfohlen (ICES, 2021a) und hat diese Empfehlung inzwischen für das Jahr 2023 wiederholt. Das hat vielfältige Diskussionen und Meinungsäußerungen unter Behörden, Verbänden, Praktikern, aber auch unter Wissenschaftlern ausgelöst - speziell im Zusammenhang mit der Umsetzung der kürzlich evaluierten und im Grundsatz bestätigten Verordnung EG 1100/2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals („EU-Aalverordnung“, EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2020; RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 2007).

Wir wollen in unserem Beitrag Perspektiven des Aalmanagements in Deutschland im Kontext der aktuellen ICES-Empfehlung aus dem Blickwinkel von Wissenschaftlern beleuchten, die die Akteure und Entscheidungsträger bei der Entwicklung der Managementpläne der deutschen Bundesländer sowie deren Umsetzung fachlich beraten und gleichzeitig zum Teil der seit 1999 etablierten und beim ICES angesiedelten internationalen Expertengruppe zum Aal

(Working Group on Eel, im folgenden WG Eel) angehören. Speziell in dieser Konstellation werden die besonderen Herausforderungen an wissenschaftliche Beratung und Empfehlung deutlich. Managementmaßnahmen zur Erreichung einzugsgebietsbezogener Zielgrößen sind teilweise nicht hinsichtlich ihrer Effekte auf den Gesamtbestand zu bewerten und stehen beispielsweise beim Besatz im Widerspruch zu den Empfehlungen des ICES. Wir wollen damit verbundene Risiken und Chancen von Handlungsoptionen aufzeigen.

2. Basis der aktuellen ICES-Empfehlung zum Aal

Die WG Eel analysiert und bewertet in jährlichen Treffen den Aalbestand und seine Entwicklung. Der Ergebnisbericht wird vom ICES einem internen Audit unterzogen und dient dem zuständigen Advisory Committee als Grundlage für die Formulierung eines Advice. Die bereits erwähnte aktuelle ICES-Empfehlung eines kompletten Fangverzichts von Aalen in allen Altersstadien gilt für Erwerbs- und Freizeitfischerei. In Ergänzung wird geraten, dass auch alle anderen menschlich verursachten Sterblichkeiten komplett eliminiert werden sollten. Damit ähnelt der aktuelle Advice denen der Jahre vor 2022, wurde jedoch in der Wortwahl an die bei allen Beständen von ICES standardmäßig verwendete Terminologie angeglichen. Anstelle der seit 2003 wiederholten Empfehlung zur Reduktion menschlicher Sterblichkeiten einschließlich der Fischerei „so dicht wie möglich an Null“ trat die Formulierung einer vollständigen Schließung der Aalfischerei. Fischer, Angler, fischereiliche Behörden und andere Interessenten fragen sowohl nach der Ursache für diese als Verschärfung wahrgenommenen Empfehlung, als auch nach den Folgen für das bisherige Management auf Basis der Europäischen Aalverordnung in Küsten- und Binnengewässern.

Der Europäische Aal gehört zu den Beständen mit einer unzureichenden Datenbasis für eine analytische quantitative Bestandsbewertung und die Ableitung von Referenzwerten für einen maximalen fischereilichen Dauerertrag (MSY). Bestände mit einer derartig eingeschränkten Datengrundlage werden vom ICES als sogenannte „Kategorie 3 Bestände“

klassifiziert und generell mit dem klassischen Vorsorgeansatz verbunden, wonach ein Mangel an wissenschaftlichen Belegen nicht die Anwendung sinnvoll erscheinender Maßnahmen verhindern soll (siehe auch Diskussion des Vorsorgeansatzes im Abschnitt Besatz aus Vorsorge). Anhaltspunkte für den Zustand eines Bestandes der Kategorie 3 können Datenreihen geben, die die aktuelle fischereiliche Sterblichkeit und/oder Bestandsbiomasse in Relation zum Grenzwert für einen dauerhaften nachhaltigen Ertrag setzen (ICES, 2018). Für den Europäischen Aal liegen für diese beiden Parameter keine repräsentativen und verlässlichen Datenreihen vor. Es sind jedoch Rekrutierungsindizes für Glas- und junge pigmentierte Steigaale etabliert, die basierend auf aktuell 57 (Glasaal) bzw. 22 (Steigaal) Monitoringstellen entlang der europäischen Atlantikküste einschließlich Nord- und Ostsee stark rückläufige Trends des Aufkommens im Zeitraum 1980-2010 in einem wesentlichen Teilbereich des natürlichen Verbreitungsgebietes aufzeigen (ICES, 2022). Zwar setzte sich der Rückgang in den vergangenen zehn Jahren nicht weiter fort, es kam aber auch zu keiner Trendumkehr. Die auf aktuell unter 10 % (Glasaal) bzw. 20 % (Steigaal) gesunkene Rekrutierung im Vergleich zum Referenzzeitraum 1960 – 1979 führt zu dem Schluss, dass die Höhe des Laicherbestandes (Spawning Stock Biomass, SSB) unterhalb des Grenzwertes für einen Bestand innerhalb sicherer biologischer Grenzen (B_{lim}) liegt ($SSB < B_{lim}$). Das impliziert gleichzeitig, dass auch jedwede fischereiliche Sterblichkeit (F) über der Grenzsterblichkeit (F_{lim}) für einen solchen Bestand liegen muss ($F > F_{lim}$). Gemäß ICES-Regularien (ICES, 2016a; ICES, 2018) führt diese Konstellation unter Anwendung des Vorsorgeansatzes automatisch zur Empfehlung eines kompletten Stopps fischereilicher Sterblichkeiten.

Die aktualisierte Empfehlung des ICES für den Europäischen Aal entspringt daher nicht einer veränderten Datenlage oder Einschätzung, sondern folgt den ICES-Prozeduren stringenter als in der Vergangenheit. Und es ist aufgrund der beschriebenen Systematik davon auszugehen, dass die aktuelle ICES-Empfehlung auch in den kommenden Jahren unverändert bleiben wird. Bei der derzeitigen Datenlage würde der Automatismus eines aus dem Vorsorgeansatz resultierenden kompletten Fangstopps erst aufgehoben, wenn sich der Rekrutierungsindex wieder im Bereich des Referenzzeitraums befände ($R \geq R_{lim}$; ICES, 2021a). Das ist derzeit nicht absehbar. In den vergangenen zehn Jahren stagnierte der Glasaalindex für Monitoringstellen in der Nordsee bei 0,5 % - 1,6 %, bei den übrigen Messstellen bei 5,0 % - 12,3 % des Referenzwertes (ICES, 2022). Für den Steigaalindex lagen die Werte in diesem Zeitraum zwischen 12 % und 23 % der Referenz.

Eine zweite Option für eine Änderung der Empfehlung wäre die Verbesserung der Datenlage in einem Umfang, der analytische quantitative Bewertungen für den Gesamtbestand ermöglicht. Dafür fehlen aktuell essenzielle Bestandsparameter. Auch wenn der panmiktische Bestand keine räumliche oder zeitliche genetische Struktur aufweist (ALS et al., 2011), ist die Varianz im Phänotyp und bei vielen Lebens-

merkmalen wie beispielsweise Geschlechtsausprägung und -reifealter, Wachstum, Eimenge zwischen verschiedenen Habitaten und Regionen seines Verbreitungsgebietes sehr viel höher als in Beständen anderer Fischarten. Wobei sich gleichzeitig die Frage stellt, ob Aale aus dem gesamten natürlichen Verbreitungsgebiet in gleichem Maße für die Rekrutierung bedeutsam sind. Wäre das nicht der Fall, ergäben sich daraus ebenfalls weitreichende Konsequenzen für eine analytische Bestandsbewertung. Angesichts der aus dem Lebenszyklus des Aals und der Verbreitung seines Bestandes resultierenden Herausforderungen sind zeitnahe Lösungen hierfür eher unwahrscheinlich. Die WG Eel hat in diesem Kontext einen Plan zur Entwicklung und Prüfung von Modellierungen des Europäischen Aals auf Ebene des Gesamtbestandes bis zum Jahr 2027 vorgeschlagen (ICES, 2021b) und mit dessen Umsetzung begonnen.

3. Konsequenzen und Limitationen für das Aalmanagement

Die sich aus der dargestellten Logik ergebende vorsorgliche Empfehlung zur Einstellung der Fischerei bei datenarmen Beständen mit fischereilicher Übersterblichkeit (hier verstanden als $F > F_{lim}$) ist auf Fischbestände in offenen marinen Systemen zugeschnitten. Klassischerweise unterliegen diese neben der Fischerei kaum weiteren Mortalitäten, die durch Managementmaßnahmen zeitnah steuerbar wären. Das verengt den Handlungsspielraum weitestgehend auf die Begrenzung des Fischereidrucks auf den befischten (Teil)Bestand bis hin zur kompletten Einstellung der Fischerei.

Beim fakultativ katadromen und den Hauptteil seines Lebenszyklus viele verschiedene Lebensräume in Küsten- und Binnengewässern besiedelnden Europäischen Aal ist das anders. Hier unterliegen die Individuen örtlich und zeitlich sehr unterschiedlich ausgeprägten direkten und indirekten menschlich verursachten Beeinträchtigungen und Mortalitäten. Nicht überwindbare Hindernisse beim Aufstieg, Schädigungen bei der Passage von Wasserkraftanlagen oder Belastungen infolge der örtlich beträchtlichen Verschmutzung von Binnengewässern mit Schadstoffen sind nur drei Beispiele. Für das Management und den Schutz des Aals ergeben sich daraus jedoch weitergehende Optionen und gleichzeitig Erfordernisse, als ein ausschließlicher Fokus auf übliche fischereiliche Regularien zur Beschränkung des Fangaufwandes und/oder der Entnahme.

4. Adaptives, regionales Management als Zwischenschritt

Infolge der hohen Varianz bei den menschlich verursachten Belastungs- und Mortalitätsfaktoren ist die Wirksamkeit von Managementmaßnahmen für den Aalbestand örtlich und zeitlich sehr unterschiedlich. Das verlangt nach einem adaptiven, regionalen Management. Auf regionaler Betrachtungsebene ist modellierbar, welche Maßnahmen den

größten Effekt auf den betrachteten Teilbestand haben (z.B. BRÄMICK et al., 2008). Daraus können Entscheidungshilfen entwickelt und darauf basierend Managementprogramme implementiert werden. Das entspricht dem Ansatz der Verordnung der EU zur Wiederauffüllung des Aalbestandes (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION, 2007). Belegt ist auch, dass solche Programme lokal die Blankaalabwanderung erfolgreich stützen oder steigern können (z. B. APRAHAMIAN et al., 2021, BRÄMICK et al., 2016; FLADUNG & BRÄMICK, 2021).

Im Gegensatz dazu sind datenbasierte Analysen zur Wirkung von Maßnahmen auf den Gesamtbestand aktuell nicht möglich. Es kann also nicht quantifiziert werden, welche Effekte eine europaweite Schließung der Aalfischerei, eine Einstellung von Besatzmaßnahmen, die Schaffung von Fischaufstiegs- und -abwanderungsmöglichkeiten an Querbauwerken oder die Eindämmung von Schadstoffeinträgen auf die Blankaalmenge am Laichplatz oder den Rekrutierungserfolg des Gesamtbestandes hätten. Daraus ergibt sich das Dilemma, dass datenbasierte Ableitungen von Managementoptionen und die Einschätzung ihrer Wirkungen derzeit nur für regionale Teilbestände möglich sind, wohingegen die ICES-Empfehlung einem Vorsorgeansatz für den Gesamtbestand folgt und primär Bezug auf die fischereilichen Nutzungsmöglichkeiten nimmt („Advice on fishing opportunities“). Zwar wird hier nachgelagert auch eine Empfehlung zur möglichst vollständigen Reduktion aller anderen anthropogenen Sterblichkeiten gegeben (ICES, 2022). Als ICES-Empfehlung für fischereiliche Bestandsnutzungen be-

steht jedoch per se nicht der Anspruch, Empfehlungen für ein bestmögliches und neben der Regulierung der Fischerei weitere Maßnahmen umfassendes ganzheitliches Bestandsmanagement zu geben – weder auf internationaler, noch auf nationaler und lokaler Ebene.

5. Maßnahmenmix als Basis des Aalmanagements in Deutschland

In Umsetzung der EU-Aalverordnung wurden in Deutschland Managementpläne für neun Aaleinzugsgebiete erstellt, die den jeweiligen regionalen Verhältnissen Rechnung tragen. Sie sind das Rückgrat des Aalmanagements in den deutschen Küsten- und Binnengewässern. Die Effekte der Maßnahmen werden alle drei Jahre in den Umsetzungsberichten an die EU evaluiert (FLADUNG & BRÄMICK, 2021). Während, wie bereits erwähnt, für die Modellierung der Bestandsdynamik des Gesamtbestandes essentielle Parameter fehlen und dadurch keine datenbasierten Analysen zur Wirkung von Maßnahmen möglich sind, können für die neun deutschen Aaleinzugsgebiete mit dem German Eel Model (GEM, OEBERST & FLADUNG, 2012) sowohl die Referenzwerte für die Blankaalabwanderung als auch die aktuelle Bestandsdynamik modelliert werden. Auf dieser Basis ist eine Quantifizierung einzelner Mortalitätskomponenten in den jeweiligen Managementeinheiten möglich (Abb. 1). Daraus werden regional unterschiedliche Relationen deutlich. Während beispielsweise in der Eider keine nennens-

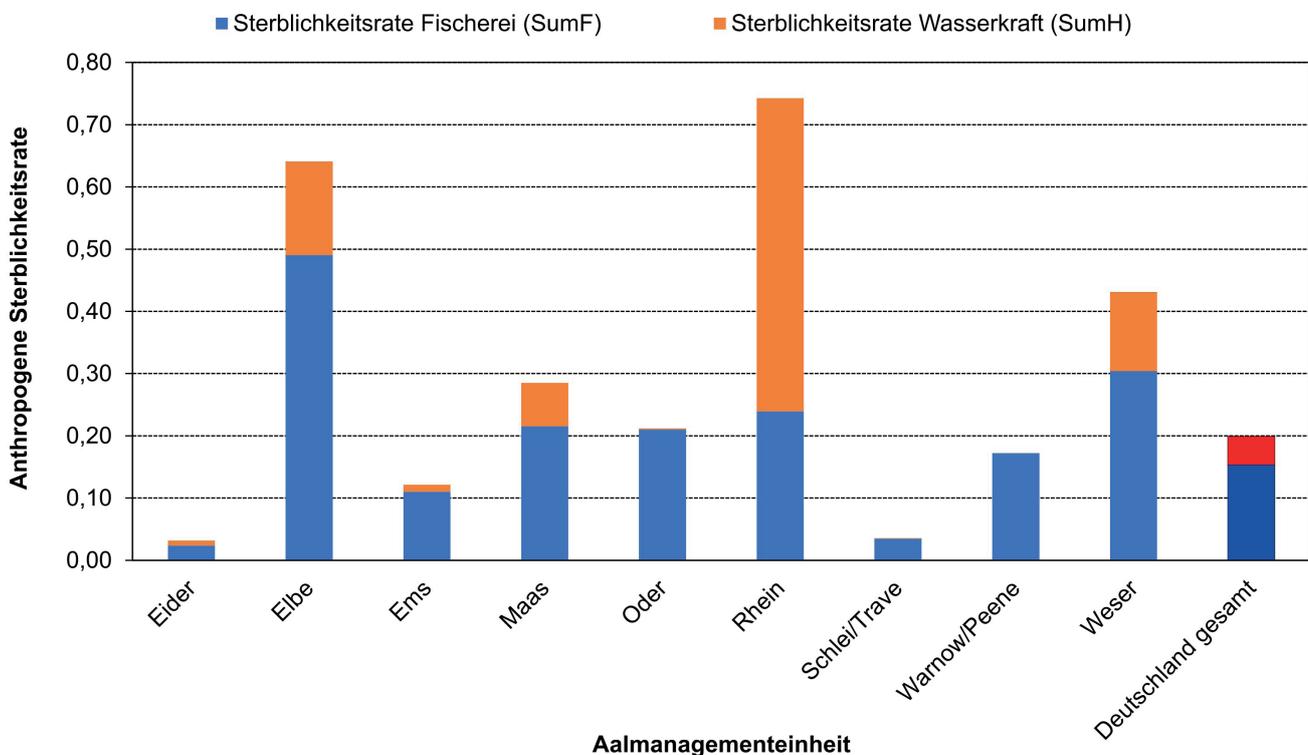


Abbildung 1

Mit dem GEM IIIc modellierte Mortalitätsraten (SumF = Summe aus Erwerbs- und Freizeitfischerei, SumH = Wasserkraftanlagen) in den deutschen Aalmanagementeinheiten

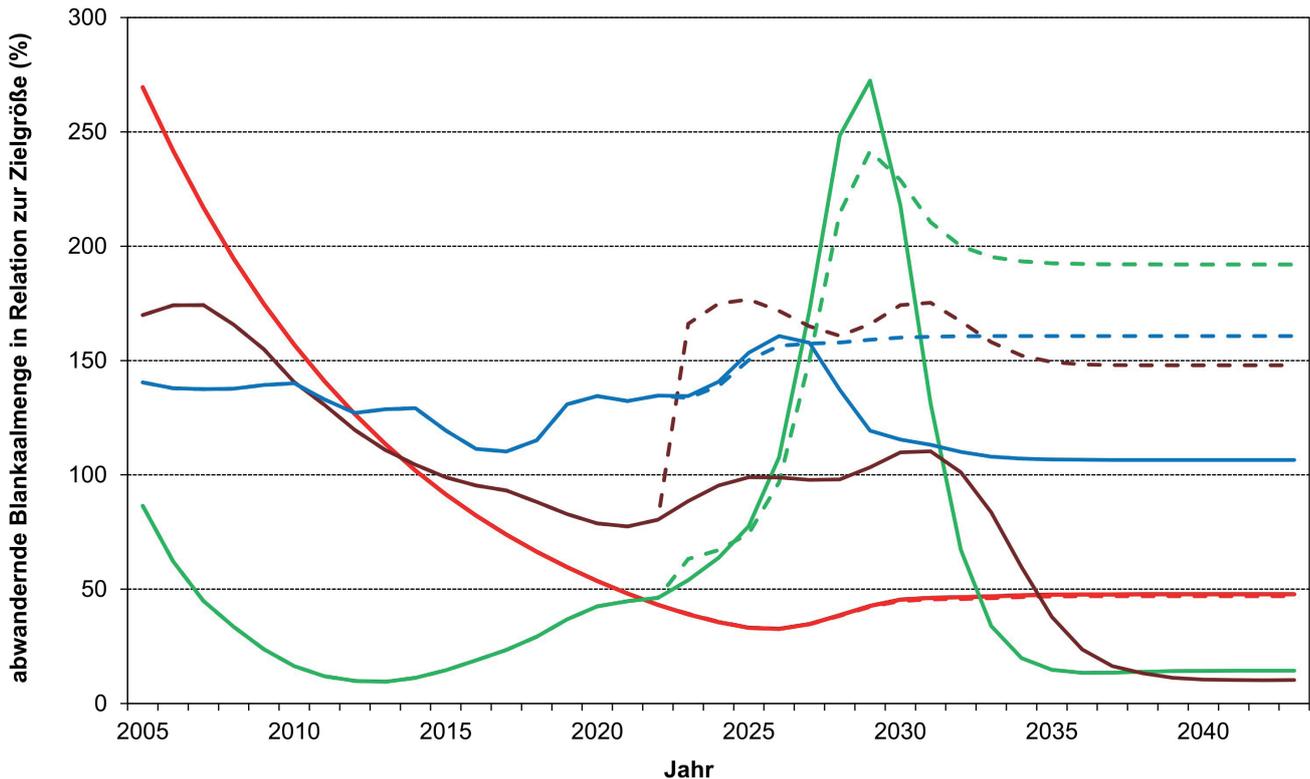


Abbildung 2

Prozentuale Blankaalabwanderung in Relation zur Zielgröße (Wert von 100 entspricht dem Mindestzielwert der Blankaalabwanderung nach EU-Aalverordnung) beispielhaft für ausgewählte Managementeinheiten (rot = Eider, grün = Elbe, braun = Rhein, blau = Schlei/Trave) unter dem Szenario eines Fang- und Besatzstopps (durchgezogene Linien) sowie einer Verhinderung von Sterblichkeiten an Wasserkraftanlagen (gestrichelte Linien). Separate Modellierungen für alle Managementeinheiten unter Angabe der Randbedingungen finden sich in Abb. S1 ([siehe ergänzendes Material](#))

werte fischereiliche Mortalität auftritt, wird ihr Anteil an der menschlich verursachten Gesamtsterblichkeit im Rhein mit 32 % und in der Elbe mit 77 % geschätzt (FLADUNG & BRÄMICK, 2021). Gleichzeitig ist der Umfang von Besatzmaßnahmen sehr verschieden (Tab. 1). Dementsprechend hätte der vom ICES empfohlene Fang- und Besatzstopp unterschiedliche Effekte auf die Blankaalabwanderung aus den einzelnen Managementeinheiten (Abb. 2 sowie S1). In der Schlei/Trave, Warnow/Peene sowie der Oder würde die Zielgröße bei Umsetzung der Empfehlung erreicht, bei den übrigen sechs Einzugsgebieten nicht (Abb. S1). Das gilt ebenso für die Effektivität anderer Maßnahmen wie beispielsweise eine Reduktion der Schädigung von Aalen an Wasserkraftanlagen. Während diese im Rhein die Blankaalabwanderung um mehr als 50 % erhöhen könnte, bliebe sie in der Ems ohne größere Wirkung. Starke regionale Unterschiede reduzieren somit die Wirksamkeit einer „Lösung von der Stange“.

6. Streitpunkt Aalbesatz

Die natürliche Aalrekutierung in deutschen Binnengewässern beträgt heute nur einen Bruchteil der Mengen des Referenzzeitraumes 1960 – 1979. Dafür gibt es zwei wesentliche Ursachen. Zum einen belegen die Rekrutierungsindizes des ICES eine stark gesunkene Menge von Glas- und Steig-

aalen an den europäischen Küsten (ICES, 2022). Es ist also bei einer Übertragung der Indizes auf deutsche Flussmündungsgebiete nur noch 1 – 20 % der im Referenzzeitraum gemessenen Menge an Jungaalen vorhanden, die in Küsten- und Binnengewässern einwandern könnten. Zum zweiten hat die anhaltende Überprägung der Binnengewässer insbesondere durch die Anlage von Querbauwerken im Strom und die Abtrennung von Seitengewässern den Aufstieg von Jungaalen zusätzlich erschwert und teilweise unmöglich gemacht. Aktuell existieren mehr als 200.000 Querbauwerke in Deutschlands Fließgewässern (BELLETTI et al., 2020). Große Teile des natürlichen Binnenverbreitungsgebiets sind ohne Besatz für den Aal nicht mehr erreichbar. Infolge dieser verringerten Rekrutierung in die nicht mehr zugänglichen Aufwuchshabitats von Binnengewässern käme es zu einer dauerhaften Verfehlung der Zielgröße der Blankaalabwanderung (BRÄMICK et al., 2016). Gleichzeitig sind weite Bereiche unserer Binnengewässer sehr geeignete Lebensräume für den Aal. Wachstumsleistungen sowie die Abwanderung gut konditionierter Blankaale aus Besatzmaßnahmen sind Belege dafür (SIMON & DÖRNER, 2014; RIGHTON et al., 2016; STEIN et al., 2015; WESTERBERG et al., 2014). Daher ist Besatz in der Mehrzahl der deutschen Managementeinheiten eine prioritäre und teilweise unabdingbare bestandsaufbauende Maßnahme zur Erreichung der Zielgröße bei der Blankaalabwanderung. Beispiel Rhein: wird dieser nicht besetzt, wan-

Tabelle 1

Summarische Besatzmengen (einfache Aufsummierung von Stückzahlen ohne Korrektur unterschiedlicher Größenklassen über Äquivalente) in den neun deutschen Aaleinzugsgebieten im Zeitraum 2009 – 2019. Dieser Zeitraum wurde gewählt, um Besatzmengen und die für diese kalkulierten Sterblichkeiten während der Umsetzung der Managementpläne vergleichen zu können. Bei der Berechnung der Stückzahl je Hektar Gewässerfläche blieben Küstengewässer unberücksichtigt, da in diesen kaum Besatz stattfindet.

| Aaleinzugsgebiet | Stückzahl (in Tausend) | Stück je Hektar Gewässerfläche |
|------------------|------------------------|--------------------------------|
| Eider | 31 | 0 |
| Elbe | 97.848 | 487 |
| Ems | 8.904 | 202 |
| Maas | 442 | 495 |
| Oder | 3.100 | 39 |
| Rhein | 23.299 | 382 |
| Schlei/Trave | 4.872 | 15 |
| Warnow/Peene | 5.679 | 15 |
| Weser | 23.076 | 416 |

den zukünftig nur noch 3 - 8 % der Blankaale ab, die im Referenzzeitraum den Fluss verließen. Mit Besatzmaßnahmen und damit der Nutzung von oberhalb von Verbauungen und in Nebengewässern gelegenen geeigneten Aufwuchshabitaten beträgt die Abwanderungsrate 35 % und wird bei Beibehaltung dieser und flankierender Maßnahmen wie intelligentes Turbinenmanagement oder das Abfangen von abwanderungswilligen Aalen vor Wasserkraftanlagen und deren Transport in stromab gelegene Bereiche ohne Wanderhindernisse in der nächsten Dekade weiter steigen. Ähnliche Tendenzen sind in anderen Managementeinheiten mit geringen Einwanderungsmöglichkeiten und damit einem hohen Anteil von Besatz an der Gesamtrekrutierung festzustellen (Abbildung S1).

Aalbesatz wird aber vor allem deshalb kritisch diskutiert, weil die Tiere dafür aus anderen Aaleinzugsgebieten entnommen werden müssen. Allein der Fang der Glas- und Steigaale und ihr Export aus dem Einzugsgebiet führen dort zu fischereilicher Mortalität und in der Folge sehr wahrscheinlich zu einer Reduktion der lokalen Blankaalabwanderung. Das kann nur dann für den Gesamtbestand keine zusätzliche Belastung darstellen, wenn die Besatzaale im Laufe von Fang, Transport, Aussetzen und anschließend während der Gelbaalphase bis zur Abwanderung aus dem Besatzgewässer geringeren summarischen Mortalitäten und sonstigen für den Rekrutierungserfolg negativen Beeinträchtigungen unterliegen, als bei einem Verbleib im Herkunftsgebiet. Diese oft als Nettonutzen von Besatz bezeichnete Größe entspricht dem in der Bestandsbewertung etablierten Parameter Laichtier-pro-Rekrut (Spawner-per-Recruit, SPR), bei Erweiterung um den anschließenden Vermehrungserfolg dem Parameter Rekrut-per-Rekrut (Recruit-per-Recruit, RPR).

Eine Quantifizierung der RPR für Aale bei Verbleib im Gewässer ihrer Ankunft als Glasaal im Vergleich zum Szenario ihres Fangs und nachfolgenden Besatzes ist eine bisher

durch wissenschaftliche Untersuchungen nicht ansatzweise gelöste Herausforderung. Insbesondere eine Bemessung des Vermehrungserfolgs von in ihrem Ankunftsgewässer verbliebenen Blankaalen im Vergleich zu Individuen aus Besatzmaßnahmen würde Messungen oder stabile Modellierungen der Rekrutierungshöhe im Laichgebiet erfordern. Solche Studien sind derzeit nicht absehbar. Aber auch schon die Quantifizierung der SPR wirft bisher ungelöste Fragen auf. Dazu gehört beispielsweise die Schätzung der natürlichen Sterblichkeit von Glas- und Steigaalen in ihrem Ankunftsgebiet. Hier ist eine starke Dichteabhängigkeit zu vermuten, mit entsprechend hohen natürlichen Mortalitäten in Ästuaren von Frankreich und England (APRAHAMIAN et al., 2021; BEVACQUA et al., 2011; ACOU et al., 2011; ICES, 2007). Studien schätzen beispielsweise die natürliche Sterblichkeit im Glasaalstadium bei Ansiedlung im Ästuar auf 60 – 80 % (BEAULATON & BRIAND, 2007, LAMBERT, 2008, BEAULATON & BRIAND, 2018). Im Vergleich dazu wurde in kleinen Seen Nordostdeutschlands bei Glasaalen drei Jahre nach dem Besatz und damit nach einem wesentlich längeren Lebensabschnitt eine Gesamtsterblichkeit von 55 – 70 % beobachtet (SIMON & DÖRNER, 2014). Bei besetzten Aalen muss natürlich auch die zusätzliche Sterblichkeit während ihres Fanges, Transportes und des Aussetzens in die Betrachtung einfließen. Diese liegt nach einer jüngsten Studie beim Glasaalfang in Frankreich im Mittel bei 7,4 % (SIMON et al., 2022). Zu den Mortalitäten beim Transport und Aussetzen wird in Brandenburg aktuell eine ergänzende Studie durchgeführt. Auch in Bezug auf Sterblichkeiten und Beeinträchtigungen während der Gelbaalphase sind die lokalen Bedingungen entscheidend. Beispielsweise resultiert ein Besatz von Gewässerabschnitten oberhalb von Querbauwerken mit Wasserkraftanlagen in zusätzlichen Verlusten für den Bestand und eine Verringerung der SPR, wenn nicht Maßnahmen wie angepasstes Turbinenmanagement oder der Fang und das Umsetzen von Blankaalen damit einhergehen. Das gilt unabhängig davon, ob junge Aale innerhalb eines Einzugsgebietes oder in ein anderes Einzugsgebiet umgesetzt wer-

den. Stark verbaute oder belastete Flüsse gibt es sowohl entlang der Hauptankunftsgebiete von Glasaalen (ACOU et al., 2008; FERNANDES et al., 1999; GERAUDIE et al., 2017; LAFFAILLE et al., 2009), als auch in deutschen Aaleinzugsgebieten mit umfänglichen Besatzmaßnahmen wie beispielsweise Rhein und Weser. Insgesamt scheinen deutsche Gewässer mindestens ebenso verbaut und chemisch belastet wie beispielsweise Flüsse in Frankreich (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2023a, b).

Insgesamt stehen empirische Studien zur quantitativen Bewertung der Risiken und des möglichen Nutzens von Besatzmaßnahmen mit Blick auf den Gesamtbestand vor bisher nicht gelösten methodischen Herausforderungen, aber auch für Modellierungen fehlen bislang wesentliche Eingangsgrößen. Dem zu Folge ist nach wie vor keine ausreichende Wissensbasis für die Bewertung des Nettonutzens von Aalbesatz vorhanden (ICES, 2016b; ICES, 2017). Ein Verweis dieser Frage an Manager von regionalen Besatzprogrammen, wie von manchen Wissenschaftler*innen gefordert, ist weder praktikabel noch zielführend. Auf dieser Ebene können nur die regionalen Wirkungen von Besatz bewertet werden. Ebenso ist hier auch keine fundierte Risikoabschätzung für den Gesamtbestand bei der Einstellung von Besatzmaßnahmen infolge eines Glasaalfangverbots möglich. Klar ist aber, dass die menschlich verursachten Sterblichkeiten und Beeinträchtigungen des Vermehrungserfolgs rund um den Besatz selbst und in den Besatzgewässern beispielsweise durch Kontaminanten (FREESE, 2020) so gering wie möglich gehalten werden müssen, um die Wahrscheinlichkeit für einen Nettounutzen zu maximieren. Einige Gedanken dazu finden sich im Abschnitt zur Optimierung des Aalmanagements.

7. Besatz aus Vorsorge?

Die zu Beginn unseres Artikels näher betrachtete Empfehlung des ICES zur Einstellung der Aalfischerei und damit auch des Aalbesatzes verweist auf den Vorsorgeansatz. Dieser ist im Kontext des Umweltschutzes dahingehend definiert, dass bei Vorliegen erheblicher Risiken für ernsthafte oder irreversible Schädigungen ein Mangel an vollständigen wissenschaftlichen Belegen nicht die Anwendung effektiver Maßnahmen zum Schutz vor Umweltdegradationen verzögern soll (VEREINTE NATIONEN, 1992). Dennoch ergeben sich in Anwendung dieses Ansatzes speziell im Zusammenhang mit Aalbesatz zwei konträre Interpretationsmöglichkeiten:

- 1) Kein Fang von Jungaalen für Besatzmaßnahmen angesichts der unterhalb des Referenzwertes liegenden Rekrutierung des Gesamtbestandes versus
- 2) Fortsetzung oder sogar Steigerung des Besatzes von Binnengewässern zur Kompensation der ansonsten unweigerlichen Schrumpfung des natürlichen Verbreitungsgebietes bei gleichzeitig vermuteter hoher dichteabhängiger Sterblichkeit in den Glasaalankunftsgebieten.

Eine Beantwortung dieser auch unter Wissenschaftler*innen umstrittenen Frage (ICES, 2016b) setzt wiederum eine Klärung des Nettonutzens von Besatz voraus, die derzeit nicht in Sicht ist. Eine Deutung des Vorsorgeansatzes in eine Richtung, bei Mangel an wissenschaftlichen Belegen die Natur sich selbst zu überlassen, ist unserer Meinung nach nicht adäquat. Auch französische Flussmündungen, in denen der überwiegende Teil von Glasaalen für den Besatz gefangen wird, sind in erheblichem Umfang menschlich überprägt und in keinem naturnahen Zustand (beispielsweise EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2023b). Vor diesem Hintergrund stellen Fang und Besatz von Jungaalen eher eine Risikostreuung dar. Bei dem aktuellen Kenntnisstand können also nur die Risiken und Chancen bei Besatz und bei einem Verzicht darauf gegenübergestellt werden, was zu der am Ende des vorangegangenen Abschnitts gezogenen Schlussfolgerung führt (ICES, 2016b).

8. Perspektiven zur Optimierung des Aalmanagements

Die Aalmanagementpläne der deutschen Länder wurden vor 15 Jahren entwickelt. Von den darin festgelegten und später ergänzten insgesamt 66 Maßnahmen wurden mittlerweile 42 vollständig umgesetzt. Die übrigen befinden sich mit einer Ausnahme in Umsetzung (BRÄMICK & FLADUNG, 2018; FLADUNG & BRÄMICK, 2021). Dennoch konnten die Ziele der EU-Aalverordnung und damit die Gewährleistung einer Mindestabwanderung von Blankaalen in Höhe von 40 % des Referenzwertes sowie eine Absenkung der anthropogenen Gesamtsterblichkeit unter den einzugsgebietsspezifischen Grenzwert für eine langfristige Zunahme der SPR bisher zwar bei einigen Managementeinheiten, aber nicht summarisch für Deutschland insgesamt erreicht werden. Im Gegenteil, die Blankaalabwanderung in Relation zur Zielgröße nahm seit dem Beginn der Umsetzung der deutschen Aalmanagementpläne auf aktuell 35 % ab und die Anzahl von Einzugsgebieten mit einer Erfüllung der Abwanderungszielgröße sank von acht auf aktuell nur noch zwei. Darüber hinaus wird in drei Gebieten nach wie vor die anthropogene Grenzsterblichkeit überschritten (FLADUNG & BRÄMICK, 2021).

Sind die Managementpläne also ungeeignet, um die Ziele der EU-Aalverordnung zu erfüllen? Der bisherige Rückgang der Blankaalabwanderung in Relation zur Zielgröße kommt nicht unerwartet, er wurde im Ergebnis der Modellierungen für die Managementeinheiten vor allem aufgrund des in Gewässern unserer Region typischen hohen Alters der Aale bei Eintritt der Geschlechtsreife und damit der Abwanderung auch so prognostiziert. Erst ab dem Jahr 2024 ist mit einem Anstieg zu rechnen (Abb. 3). Gleichzeitig hat der Besatz von inzwischen rund 186 Mio. Aalen in Umsetzung der Managementpläne zu einem stetigen Zuwachs des Gelbaalbestandes in den Managementeinheiten geführt (Abb. 3). Das konnte nicht nur durch Modellierungen ermittelt, sondern auch mittels fischerei-unabhängiger Monitoringdatenrei-

hen für einzelne Aalmanagementeinheiten bestätigt werden (BUCK & KULLMANN, 2020; DOROW et al., 2023).

In Bezug auf die Entwicklung der anthropogen verursachten Sterblichkeiten in den Managementeinheiten ist seit Beginn der Umsetzung der Managementpläne eine Abnahme um 17 % zu verzeichnen, wobei die fischereiliche Sterblichkeit mit einer Verringerung um 14 % leicht unter diesem Wert blieb. In Elbe, Maas und Weser überschreitet die anthropogene Sterblichkeit trotz aller bisher umgesetzten Maßnahmen den maximalen Grenzwert zur Erreichung der Zielgröße für die Blankaalabwanderung.

Eine Aktualisierung und Weiterentwicklung des Aalmanagements in Deutschland insbesondere auch zur Reduzierung der Mortalitäten vor dem Hintergrund der ICES-Empfehlung ist daher dringend nötig und angesichts bisheriger Erfahrungen und neuer Erkenntnisse auch durchführbar. Nachfolgend werden hierfür einige Ansätze benannt.

9. Modellierung der Bestandsdynamik und datenbasierte Ableitung von Maßnahmen weiterentwickeln

Die Modellierung von Teilbeständen in deutschen Aaleinzugsgebieten sowie der Auswirkungen von Maßnahmen auf die Entwicklung der Blankaalabwanderung erfolgen mit dem German Eel Model (OEBERST & FLADUNG, 2012). Durch spezielle Analysen können dabei sowohl die Bedeutung von Varianzen bei den Modelleingangsgrößen als auch die

Effizienz von Maßnahmen auf die Blankaalabwanderung abgeschätzt werden. Das erlaubt die Auswahl von Maßnahmen mit höchster Effizienz und die Optimierung einzugsgebiets-spezifischer Programme. Für das Aaleinzugsgebiet Weser konnten beispielsweise im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse die Modelleingangsgrößen im Hinblick auf ihren Effekt auf die Varianz der prognostizierten Blankaalabwanderung gruppiert und darüber hinsichtlich ihrer Bedeutung für die spätere Ableitung von Managementmaßnahmen priorisiert werden (RADINGER et al., unveröffentlicht). Eine aktuelle Schätzung der Blankaalabwanderung an der Ems durch Markierung und Wiederfang von Blankaalen unter Einsatz eines Hamens in Kombination mit akustischer Telemetrie resultierte in deutlich geringeren Abwanderungsmengen im Vergleich zur Modellierung mit dem GEM III (HÖHNE et al., 2023). Diskrepanzen zwischen Markierungsstudien und Modellierungsergebnissen bei der Anwendung des GEM III wurden auch in anderen Studien festgestellt (BRÄMICK et al., 2016; PRIGGE et al., 2013), was die Notwendigkeit zur fortlaufenden Anwendungsprüfung und Evaluation von Modellierungsergebnissen unterstreicht. Eine Verbesserung der Datenbasis für die Modellierung sowie weitergehende Validierungen des Deutschen Aalbestandsmodells können Szenarienanalysen verlässlicher machen und damit die Selektion von Maßnahmen mit den höchsten Potenzialen und eine fundierte Bewertung ihrer Wirkung unterstützen.

10. Besatzprogramme und -kulissen optimieren

Das Hauptargument für den Besatz von Binnengewässern

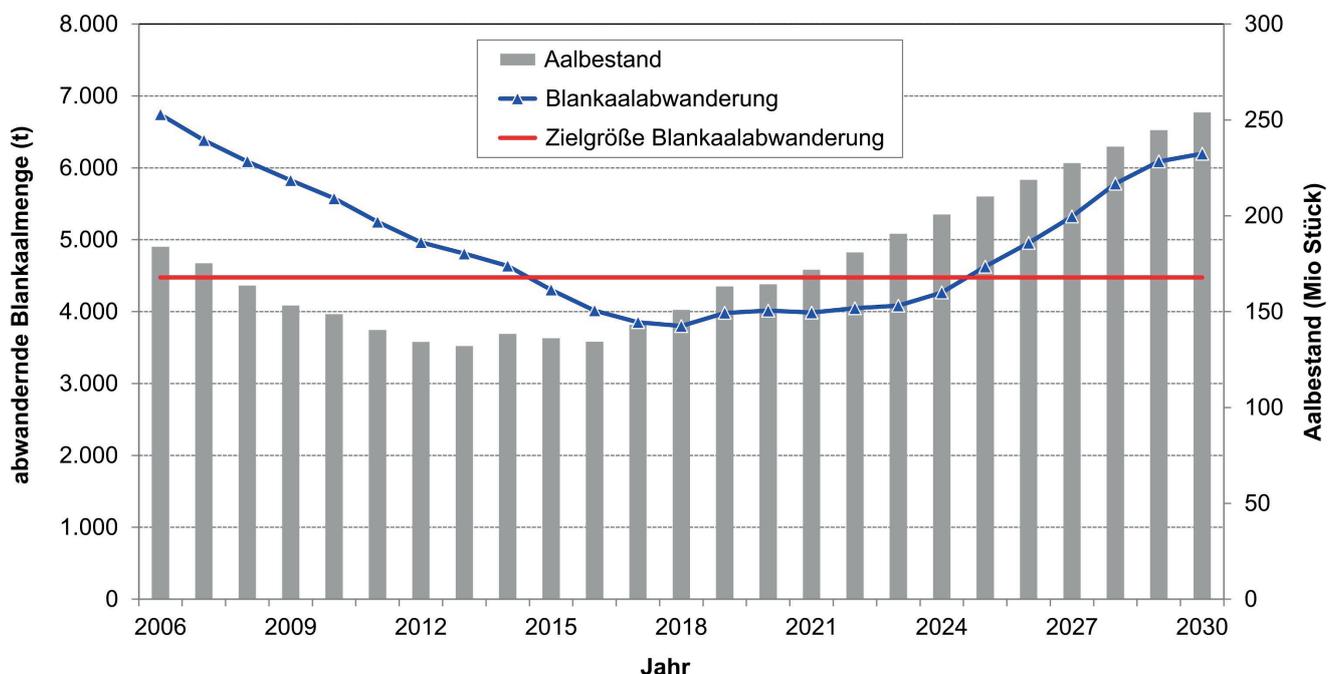


Abbildung 3

Modellierungsergebnisse der bisherigen (2006-2019) und der prognostizierten (2020-2030) Entwicklung des Aalbestandes und der Blankaalabwanderung aller deutschen Managementeinheiten (aus FLADUNG & BRÄMICK, 2021, verändert)

mit Aalen liegt bei der derzeitigen Bestandssituation der Art und den Risiken und Unsicherheiten bezüglich des Nettonutzens in einer temporären Kompensation von Lebensraumverlusten verbunden mit der Schrumpfung des natürlichen Verbreitungsgebietes im Binnenland. Neben der Sicherung der Anwendung von Prinzipien der guten fachlichen Praxis beim Fischbesatz (BAER et al., 2007) sind Erfolgskontrollen und adaptive Anpassungen geboten, um eine positive Wirkung von Besatz auch auf Ebene des gesamten Bestandes zu ermöglichen. Mit der Entwicklung der Erkenntnisse zum Nettonutzen müssen die Effekte von Besatzmaßnahmen stetig neu bewertet und über die Anpassung laufender Programme oder deren Beendigung entschieden werden. Keinesfalls dürfen sie als dauerhaftes Mittel zum Ausgleich hoher anthropogener Sterblichkeiten im betreffenden Einzugsgebiet verstanden werden. In diesem Kontext ist auch der Befund zu diskutieren, dass bei einem Vergleich über die neun deutschen Aaleinzugsgebiete die Höhe der menschlich verursachten Sterblichkeiten sowie die Besatzmengen einen positiven Zusammenhang sowohl auf Ebene der Gesamtbesatzmengen als auch der Besatzmenge pro Hektar Gewässerfläche aufweisen (Abb. 1, Tab. 1; Spearman-Rank-Korrelation, $r^2 = 0,7$ bzw. $0,8$; $p < 0,05$ bzw. $0,01$). Diese Situation ist vor dem Hintergrund des Nettonutzens und der Diskussion um den Vorsorgeansatz problematisch.

Es existieren diverse Studien, die auf verschiedene, mit dem Umsetzen von Aalen in Binnengewässer assoziierte Risiken verweisen. Fang, Hälterung und Transport stressen die Tiere stark und ihr Verbringen in andere Gewässer kann zur Verbreitung von Erregern und Parasiten führen. In Besatzgewässern kann eine Kontamination mit Substanzen erfolgen, die möglicherweise die Vermehrungsfähigkeit reduzieren (BELPAIRE et al., 2019; PALSTRA et al., 2005; FREESE, 2020). Außerdem werden Effekte wie verringertes Wachstum der Besatzaale im Vergleich zu Wildaalen oder Orientierungsprobleme bei der Laichwanderung von umgesetzten Aalen diskutiert (ICES, 2016b; BRIAND et al., 2012; SIMON et al., 2013; SIMON & DÖRNER, 2014; BISGAARD & PEDERSEN, 1991; PAWSON, 2012; KULLMANN, 2014; WESTIN, 2003; DURIF et al., 2013; PRIGGE et al., 2013). Die Vielzahl von Faktoren mit Bedeutung für die SPR in Kombination mit der Verfügbarkeit geeigneter Habitats und den Wachstumsbedingungen erfordern bei Besatzmaßnahmen eine komplexe Bewertung der Eignung von Gewässern und die Ableitung eines Priorisierungsschemas mit möglichst quantitativen Grenzwerten. Dabei wären u. a. auch Vorgaben zur Herkunft sowie zu Fang, Hälterung und Transport von Besatzaalen zu machen, Gewässer ohne Abwanderungsmöglichkeit von Blankaalen vom Besatz auszuschließen, bei Besatz oberhalb von Wasserkraftanlagen eine verlustarme Abwanderung zu gewährleisten und Gewässer mit stärkeren Kontaminationen nicht in Besatzprogramme zu integrieren. Insbesondere müssen auch die Mortalitäten beim Fang der Glasaale stärker in den Fokus rücken. Glasaale sollten nicht aus Fischereien bezogen werden, bei denen hohe Fangverluste entstehen. Schonende Glasaalfischerei nach aktuellem Stand der Technik geht mit Mortalitätsraten von $< 10\%$ einher (SIMON et al., 2022).

11. Entwicklung von Gewässern und Lebensräumen

Ein temporärer Kompensationsbesatz von Binnengewässern mit Aalen kann bestenfalls die Auswirkungen von Lebensraumverlusten im natürlichen Verbreitungsgebiet abschwächen, ändert aber nichts an den Ursachen. Pläne und Vorgaben zur Verbesserung der Bestandssituation müssen unbedingt auch den Schutz und die Renaturierung des Binnenverbreitungsgebietes umfassen. Das erfordert unter anderem eine Stärkung fischereilicher Interessensträger bei Entscheidungsprozessen im Zusammenhang mit der Entwicklung von Gewässern und breite Beteiligungsinitiativen. Ein positives Beispiel dafür ist das Projekt SUDOANG in Südwesteuropa (SUDOANG, 2022). Ein vergleichbarer umfassender Ansatz fehlt in Deutschland bisher, Pläne für eine Vernetzung von Datenerhebungsprogrammen können hier ein erster Schritt sein (THÜNEN INSTITUT, 2022).

12. Menschlich verursachte Sterblichkeiten senken

Wie bereits angeführt, liegt die menschlich verursachte Sterblichkeit trotz der bisher umgesetzten Maßnahmen in Elbe, Maas und Weser nach wie vor über dem einzugsgebietspezifischen Grenzwert zur Erreichung der Zielabwanderung (FLADUNG & BRÄMICK, 2021). Auch in den anderen Managementeinheiten gibt es Möglichkeiten zur weiteren Reduktion. Der Fokus sollte dabei auf die jeweiligen Hauptursachen in den Managementeinheiten gerichtet werden. Im Rhein z. B. war 2019 die Aalsterblichkeitsrate durch Wasserkraftanlagen mit $0,51$ doppelt so hoch wie die summarische Sterblichkeit durch Erwerbs- und Angelfischerei mit $0,25$ (FLADUNG & BRÄMICK, 2021). Bezogen auf alle neun deutschen FEGs ist die Sterblichkeitsrate durch Wasserkraftanlagen im Blankaalbestand insgesamt nahezu konstant geblieben. Wenn hier nicht zeitnah beispielsweise durch intelligentes Turbinenmanagement, Fang- und Transport oder wirksame Abwanderungseinrichtungen mortalitätsreduzierende Maßnahmen ergriffen werden, ist in den nächsten Jahren aufgrund der bereits eingetretenen Aalbestandszunahme in den Binnengewässern und des zu erwartenden Anstiegs der Blankaalabwanderung mit einer deutlich steigenden Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen zu rechnen. Kurzfristig und mit hoher Effektivität wären nächtliche Abschaltungen von Wasserkraftturbinen während Hauptabwanderungszeiten der Blankaale realisierbar (EYLER et al., 2016), die z. B. in den Anhängen I und II zur Taxonomie-Verordnung (EU) 2020/852 beziehungsweise auf die EU-WRRL 2000/60/EG und im Hinblick auf eine nachhaltige Wasserkraftnutzung ausdrücklich als Maßnahme benannt sind (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2021).

Auch in Bezug auf die fischereiliche Sterblichkeit sind weitergehende Maßnahmen notwendig, solange Blankaalabwanderung und anthropogene Sterblichkeit hinter den Zielgrößen zurückbleiben. Neben der im Zuge der aktuellen Quotenverordnung des Europäischen Parlaments erfolgten Erweiterung von Schonzeiten in Gemeinschaftsgewässern (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2022) müssen auch über die bisherigen Min-

destmaß-Regelungen hinausgehende fischereiliche Aufwands- und Entnahmebeschränkungen in Binnengewässern in Betracht gezogen werden. Hier sind entsprechende Modellierungen von Effekten für die einzelnen Einzugsgebiete erforderlich und möglich (z.B. POHLMANN et al., 2016).

13. Anspruchsgruppen einbeziehen

Bei der Ausrichtung des Aalmanagements in Deutschland sollte der akzeptierte Grundsatz des Fischereimanagements gelten, wonach ein erfolgreiches Management nicht nur Kenntnisse der Bestandsbiologie- und -dynamik verlangt, sondern ebenso auf eine wissenschaftliche Betrachtung der betroffenen Anspruchsgruppen, der „Stakeholder“, angewiesen ist (ARLINGHAUS et al., 2002; HUNT et al., 2013). Solche Untersuchungen bilden die Grundlage für die Entwicklung von Managementkonzepten mit breiter Akzeptanz und Unterstützung bei der Umsetzung. Die aktuell geführten Diskussionen in Deutschland verdeutlichen aus unserer Sicht jedoch eine sehr schmale und bestenfalls lokale Datenbasis hinsichtlich der sozioökonomischen Dimension des Aalmanagements oder der wissenschaftlichen Aufarbeitung der Interessenslagen und des Meinungsbilds von nutzungs-orientierten (Fischer und Angler) und nicht nutzungs-orientierten (Natur- und Umweltschutzverbände) Anspruchsgruppen.

So zeigte beispielsweise eine Studie zum Aalangeln in Mecklenburg-Vorpommern, dass die Akzeptanz von stärker einschränkenden Fangbestimmungen bei Anglern von der Regulierung anderer Einflussgrößen wie Erwerbsfischerei, Besatz oder Kormoran abhängt (DOROW et al., 2009). In anderen Studien war es möglich, die von strengeren Fangbestimmungen ausgelösten Verhaltensänderungen zu prognostizieren (DOROW et al., 2010, BEARDMORE et al., 2011) und Wohlfahrtsverluste von Anglern einzuschätzen (DOROW et al., 2010). Auch wurde belegt, dass regionale Akteure lokales Handeln für den Aalschutz als effektiver erachten als die Implementation von Maßnahmen auf europäischer Ebene (DOROW & ARLINGHAUS, 2012). Daher ist nicht nur das Meinungsbild bezüglich der Umsetzung des Aalmanagements sehr komplex.

Konfliktvermeidende oder -verringende Ansätze bei der Implementierung von Maßnahmen, die die Fischerei beschränken und gleichzeitig die sozioökonomischen Dimensionen berücksichtigen, sind in Deutschland bisher nur selten anzutreffen. Ohne eine ausreichende Einbindung der betroffenen Anspruchsgruppen besteht jedoch die Gefahr, dass Managemententscheidungen als unfair und unausgeglichene wahrgenommen werden (DOROW et al., 2021).

14. Ökonomische und soziale Folgenabschätzung

Eine Abschätzung ökonomischer und sozialer Folgen einer Einstellung der Aalfischerei in Deutschland ist bisher kaum erfolgt. Aber sie ist von erheblicher Bedeutung für die Frage, wie man zukünftig das Aalmanagement ausrichtet. So geht

eine sehr grobe Abschätzung für Europa von 500 Mio € an direkten Verlusten für die Fischerei und nachgelagerter Zweige bei einer Fangeinstellung aus (HANEL, 2019). In Deutschland besitzt der Aal für die Binnenfischerei und insbesondere an der Ostsee für die Küstenfischerei eine große ökonomische Bedeutung. Beispielsweise macht der Aalfang im Mittel rund 50 % der Umsatzerlöse aus der Fangfischerei im Binnenbereich von Mecklenburg-Vorpommern aus (FRANKOWSKI et al., 2018). In Brandenburg wird der Erlös aus Fang und Verarbeitung von Aal mit einem Viertel der Gesamterlöse aus Fischfang beziffert. Bei einem vollständigen Fangverbot würden sich die jährlichen Erlöse für einen durchschnittlichen Brandenburger Fischereibetrieb um 7.800 € verringern. Das Betriebsergebnis der meisten Betriebe würde unter das steuerliche Existenzminimum sinken (FLADUNG & EBELING, 2016).

Geänderte Rahmenbedingungen für die Aalfischerei wirken sich ebenso auf die Angelfischerei aus. Um Effekte von Maßnahmenoptionen vergleichen und bewerten zu können, kann das Konzept der sozialen Wohlfahrt angewendet werden (EDWARDS, 1991). Dabei wird der Nutzen eines nicht auf Märkten gehandelten Guts (ein Angelerlebnis) bestimmt, wobei der Wohlfahrtsgewinn (auch Konsumentenrente genannt) der Differenz zwischen der maximalen Zahlungsbereitschaft und den tatsächlichen Kosten für das Angelerlebnis entspricht. In Bezug auf das Angeln kann mit diesem Konzept eine monetäre Abschätzung der Auswirkungen von Managementalternativen vorgenommen werden, was Vorhersagen zur Reaktion auf strengere Regularien ermöglicht (PAULRUD & LAILITA, 2004, OH et al., 2005. OH & DITTON, 2006). Solche Prognosen können in den Abwägungsprozess von Managementoptionen zur Gegenüberstellung von biologischen und sozioökonomischen Effekten eingebracht werden. Vor dem Hintergrund der Umsetzung der Europäischen Aalverordnung wurden die Wohlfahrtseffekte geänderter Angelbestimmungen und Fangerlebnisse für den Bereich des Landes Mecklenburg-Vorpommern beispielhaft bestimmt. Erhebliche Beschränkung wie eine Reduzierung der Anzahl der erlaubten Ruten, eine Erhöhung des Mindestmaßes oder eine zeitliche Beschränkung des Angels hätten Wohlfahrtsverluste in Höhe von 12,5 Mio. € allein für Mecklenburg-Vorpommern zur Folge (DOROW et al., 2010). Eine Erklärung für diesen hohen Wert liegt in der starken Spezialisierung beim Aalangeln, die einem Ausweichen auf andere Zielarten oder eine andere Art des Angelns entgegensteht. Mit demselben Befragungsansatz konnte gezeigt werden, dass die hohe Ressourcenbindung von Aalanglern dazu führt, dass strengere Bestimmung nicht zwangsläufig den gezielten Angelaufwand auf Aal (sprich ausgelöste Verhaltensänderungen durch Managementmaßnahmen) reduzieren (BEARDMORE et al., 2011).

15. Danksagung

Wir danken zwei Reviewern sowie dem Redakteur für Anregungen und Hinweise zur Überarbeitung einer früheren Version des Manuskripts. Juliane Wittkowski unterstützte uns bei der Formatierung des Textes.

Literaturverzeichnis

- Acou, A., Laffaille, P., Legault, A., Feunteun, E. (2008): Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river system. *Ecology of Freshwater Fish*, 17: 432–442. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2008.00295.x>
- Acou, A., Rivot, E., Van Gils, J. A., Legault, A., Ysnel, F., Feunteun, E. (2011): Habitat carrying capacity is reached for the European eel in a small coastal catchment: evidence and implications for managing eel stocks. *Freshwater Biology*, 56: 952–968, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2010.02540.x>
- Als, T. D., Hansen, M. M., Maes, G. E., Castonguay, M., Riemann, L., Aarestrup, K., Munk, P., Sparholt, H., Hanel, R., Bernatchez, L. (2011): All roads lead to home: panmixia of European eel in the Sargasso Sea. *Molecular Ecology*, 20: 1333–1346, <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05011>
- Aprahamian, M. W., Evans, D. W., Briand, C., Walker, A. M., McElarney, Y., Allen, M. (2021): The changing times of Europe's largest remaining commercially harvested population of eel *Anguilla anguilla* L.. *Journal of Fish Biology*, 99: 1201–1221. <https://doi.org/10.1111/jfb.14820>
- Arlinghaus, R., Mehner, T., Cowx, I. G. (2002): Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. *Fish and Fisheries*, 3: 261–31. <https://doi.org/10.1046/j.1467-2979.2002.00102.x>
- Baer, J., George, V., Hanfland, S., Lemcke, R., Meyer, L., Zahn, S. (2007): Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmaßnahmen. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V., Heft 14.
- Beardmore, B., Dorow, M., Haider, W., Arlinghaus, R. (2011): The elasticity of fishing effort response and harvest outcomes to altered regulatory policies in eel (*Anguilla anguilla*) recreational angling. *Fisheries Research*, 110: 136–148. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.03.023>
- Beaulaton, L., Briand, C. (2007): Effect of management measures on glass eel escapement. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1402–1413. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm071>
- Beaulaton, L., Briand, C. (2018): Évaluation de la biomasse d'anguille argentée et des mortalités anthropiques en France. Rapport technique en application de l'article 9 du règlement CE 1100/2007.
- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., Castelletti, A., van de Bund, W., Aarestrup, K., Barry, J., Belka, K., Berkhuysen, A., Birnie-Gauvin, K., Bussetini, M., Carolli, M., Consuegra, S., Dopico, E., Feierfeil, T., Fernández, S., ... Zalewski, M. (2020): More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588: 436–441. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-3005-2>
- Belpaire, C., Hodson, P., Pierron, F., Freese, M. (2019): Impact of chemical pollution on Atlantic eels: Facts, research needs, and implications for management. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 11: 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.06.008>
- Bevacqua, D., Andrello, M., Melià, P., Vincenzi, S., De Leo, G. A., Crivelli, A. J. (2011): Density-dependent and inter-specific interactions affecting European eel settlement in freshwater habitats. *Hydrobiologia*, 671: 259. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0725-1>
- Bisgaard, J., Pedersen, M. I. (1991): Mortality and growth of wild and introduced cultured eels (*Anguilla anguilla* (L.)) in a Danish stream, with special reference to a new tagging technique. *Dana*, 9: 57–69.
- Brämick, U., Fladung, E. (2018): Umsetzung von zusätzlichen Managementmaßnahmen in den deutschen Aaleinzugsgebieten im Rahmen der "Joint Declaration on strengthening the recovery for European eel". Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, 16 pp.
- Brämick, U., Fladung, E., Doering-Arjes, P. (2008): Aalmanagementplan - Flussgebietsgemeinschaft Elbe. Institut für Binnenfischerei Potsdam Sacrow, 46 pp.
- Brämick, U., Fladung, E., Simon, J. (2016): Stocking is essential to meet the silver eel escapement target in a river system with currently low natural recruitment. *ICES Journal of Marine Science*, 73: 91–100. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv113>
- Briand, C., Sauvaget, B., Girard, P., Fatin, D., Beaulaton, L. (2012): Push net fishing seems to be responsible for injuries and post fishing mortality in glass eel in the Vilaine estuary (France) in 2007. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 404: 02. <https://doi.org/10.1051/kmae/2011080>
- Buck, M., Kullmann, L. (2020): Glasaalbesatz in Küstengewässern als Managementoption – Evaluierung eines großskaligen Besatzversuches. LFA MV – Institut für Fischerei Abschlussbericht, 27 pp.
- Frankowski, J., Dorow, M., Fehling, F. (2018): Aalbestandsmonitoring im Binnen- und Küstenbereich des Landes Mecklenburg-Vorpommern sowie managementbegeleitende Untersuchungen im Zuge der Umsetzung der Europäischen Aalverordnung. Landesforschungsanstalt für Fischerei MV, Projekt-Endbericht, 35 S.
- Dorow, M., Kullmann, L., Buck, M., Frankowski, J. (2023): Yellow eel (*Anguilla anguilla*) density trends along the German part of the southern Baltic between 2009 and 2020. *Fisheries Research*, 257: 106497. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106497>
- Dorow, M., Beardmore, B., Haider, W., Arlinghaus, R. (2009): Using a novel survey technique to predict fisheries stakeholders' support for European eel (*Anguilla anguilla* L.) conservation programs. *Biological Conservation*, 142: 2973–2982. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.07.029>
- Dorow, M., Beardmore, B., Haider, W., Arlinghaus, R. (2010):

- Winners and losers of conservation policies for European eel (*Anguilla anguilla* L.): an economic welfare analysis for differently specialised eel anglers. *Fisheries Management and Ecology*, 17: 106–125. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2009.00674.x>
- Dorow, M., Arlinghaus, R. (2012): The relationship between personal commitment to angling and the opinions and attitudes of German anglers towards the conservation and management of European eel. *North American Journal of Fisheries Management*, 32: 466–479. <https://doi.org/10.1080/02755947.2012.680006>
- Dorow, M., Borowski-Maaser, I., Kullmann, L., Frankowski, J. (2021): Konfliktbereiche bei der regionalen Umsetzung der Europäischen Aalverordnung in Mecklenburg-Vorpommern (M-V). *Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern*, 18(4): 51–55.
- Durif, C. M. F., Browman, H. I., Phillips, J. B., Skiftesvik, A. B., Vøllestad, L. A., Stockhausen, H. H. (2013): Magnetic compass orientation in the European eel. *PLoS ONE*, 8: e59212. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059212>
- Edwards, S.F. (1991): A critique of three “economics” arguments commonly used to influence fishery allocations. *North American Journal of Fisheries Management*, 11: 121–130.
- European Environment Agency (2023a): <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/percentage-of-number-water-bodies-2>, recherchiert am 21.7.2023.
- European Environment Agency (2023b): <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/european-river-water-bodies-with>, recherchiert am 21.7.2023.
- Europäische Kommission (2020): Evaluation of Council Regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 establishing measures for the recovery of the stock of European eel. Brussels, 103 pp.
- Europäische Kommission (2021): Delegierte Rechtsakte Anhang I und II zur Ergänzung der Taxonomie-Verordnung (EU) 2020/852 des Europäischen Parlaments und des Rates durch Festlegung der technischen Bewertungskriterien, anhand deren bestimmt wird, unter welchen Bedingungen davon auszugehen ist, dass eine Wirtschaftstätigkeit einen wesentlichen Beitrag zum Klimaschutz oder zur Anpassung an den Klimawandel leistet, und anhand deren bestimmt wird, ob diese Wirtschaftstätigkeit erhebliche Beeinträchtigungen eines der übrigen Umweltziele vermeidet. C(2021) 2800 final, Ziffer 4.5.
- Europäische Kommission (2022): Vorschlag für eine Verordnung des Rates zur Festsetzung der Fangmöglichkeiten für 2023 für bestimmte Fischbestände in Unionsgewässern sowie für Fischereifahrzeuge der Union in bestimmten Nicht-Unionsgewässern sowie zur Festsetzung solcher Fangmöglichkeiten für 2023 und 2024 für bestimmte Tiefseebestände. COM(2022) 559 final. 60 pp.
- Eyler, S. M., Welsh, S. A., Smith, D. R., Rockey, M. M. (2016): Downstream passage and impact of turbine shut-downs on survival of silver American eels at five hydroelectric dams on the Shenandoah River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 145(5): 964–976.
- Fernandes, M. B., Sicre, M.-A., Broyelle, I., Lorre, A., Pont, D. (1999): Contamination by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in French and European rivers. *Hydrobiologia*, 410: 343–348. <https://doi.org/10.1023/A:1003751629504>
- Fladung, E., Brämick, U. (2021): Umsetzungsbericht 2021 zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder 2008. Institut für Binnenfischerei Potsdam Sacrow, 69 pp.
- Fladung, E., Ebeling, M. W. (2016): Struktur und betriebswirtschaftliche Situation der Seen- und Flussfischerei Brandenburgs. *Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow*, Bd. 43, 78 pp.
- Freese, M. (2020): Impacts of chemical pollution during the continental life of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). Ph.D. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-Universität, Kiel, 213 pp.
- Geraudie, P., Gerbron, M., Minier, C. (2017): Endocrine disruption effects in male and intersex roach (*Rutilus rutilus*, L.) from French rivers: An integrative approach based on subcellular to individual responses. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, 211: 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.cbpb.2017.05.006>
- Hanel, R. (2019): Research for PECH Committee – Environmental, social and economic sustainability of European eel management, European Parliament, Policy Department for Structural and Cohesion Policies, Brussels. [http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2019/629189/IPOL_STU\(2019\)629189_EN.pdf](http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/STUD/2019/629189/IPOL_STU(2019)629189_EN.pdf)
- Höhne, L., Freese, M., Pohlmann, J. D., Diekmann, M., Fladung, E., Huisman, J. B. J., Hanel, R., Marohn, L. (2023): Overestimating management progress - modelled vs. monitored silver eel escapement in a North Sea draining river. *ICES Journal of Marine Science*, 0: 1–13. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsad122>
- Hunt, L. M., Sutton, S. G., Arlinghaus, R. (2013): Illustrating the critical role of human dimensions research for understanding and managing recreational fisheries within a social-ecological system framework. *Fisheries Management and Ecology*, 20: 111–124. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2012.00870.x>
- ICES (2007): Report of the 2007 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. Bordeaux, France, 3–7 September 2007. EIFAC Occasional Paper. No. 39.
- ICES (2016a): Advice 2016, Book 12, Definitions of stock status. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.19208049>
- ICES (2016b): Report of the Workshop on Eel Stocking (WKSTOCKEEL), 20–24 June 2016, Toomebridge, Northern Ireland, UK. ICES CM 2016/SSGEPD:21. 75 pp.
- ICES (2017): Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL), 3–10 October 2017, Kavala, Greece. ICES CM 2017/ACOM 15.

- ICES (2018): ICES technical Guidelines. ICES reference points for stocks in categories 3 and 4. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4128>
- ICES (2021a): ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort. ICES Advice 2021 – ele.2737.nea – <https://doi.org/10.17895/ices.advice.7752>
- ICES (2021b): Workshop on the future of eel advice (WKFEA). ICES Scientific Reports, 3(13):, 67 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5988>
- ICES (2022): Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL). ICES Scientific Reports, 4(62): 297 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.20418840>
- Kullmann, B. (2014): Bestandsstruktur und Wachstum des Europäischen Aals *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758) im Nord-Ostsee-Kanal, Elbe-Lübeck-Kanal und Elbe-Ästuar. Masterarbeit, Universität Hamburg, Hamburg.
- Laffaille, P., Lasne, E., Baisez, A. (2009): Effects of improving longitudinal connectivity on colonisation and distribution of European eel in the Loire catchment, France. Ecology of Freshwater Fish, 18: 610–619. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2009.00378.x>
- Lambert, P. (2008): Evaluation des effets possibles de différents niveaux de réduction des impact sur le temps de restauration du stock d'anguille européenne, Cemagref: 15 p.
- Oeberst, R., Fladung, E. (2012): German Eel Model (GEM II) for describing eel, *Anguilla anguilla* (L.), stock dynamics in the river Elbe system. Informationen aus der Fischereiforschung, 59: 9–17. https://doi.org/10.3220/Inf959_09-17_2012
- Oh, C.O., Ditton, R.B. (2006): Using recreation specialization to understand multi-attribute management preferences. Leisure Sciences, 28: 369–384.
- Oh, C.O., Ditton, R.B., Gentner, B., Riechers, R. (2005): A stated preference choice approach to understanding angler preferences for management options. Human Dimensions of Wildlife, 10: 173–186.
- Palstra, A.P., Ginneken, V.J.T. v., Murk, A.J., Thillart, G.E.E.J.M. v.d. (2005): Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama? Naturwissenschaften, 93: 145–148.
- Paulrud, A., Laitila, T. (2004): Valuation of management policies for sport-fishing on Sweden's Kaitum river. Journal of Environmental Planning and Management, 47: 863–879.
- Pawson, M. (2012): Does translocation and restocking confer any benefit to the European eel population? A review. 54 S. https://www.sustainableeelgroup.com/seg_docs/does-restocking-work-a-review-by-mike-pawson/#.VTD0gpPLLv8.
- Pohlmann, J. D., Freese, M., Hanel, R. (2016): Minimum landing size in European eel fisheries management: limitations of simplistic management approaches in a semelparous species. ICES Journal of Marine Science, 73: 2509–2517. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsw090>
- Prigge, E., Marohn, L., Hanel, R. (2013): Tracking the migratory success of stocked European eels *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. Journal of Fish Biology, 82: 686–699. <https://doi.org/10.1111/jfb.12032>
- Rat der Europäischen Union (2007): Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals. Amtsblatt der Europäischen Union, L 248: 17–23.
- Righton, D., Westerberg, H., Feunteun, E., Okland, F., Gargan, P., Amilhat, E., Metcalfe, J., Lobon-Cervia, J., Sjöberg, N., Simon, J., Acou, A., Vedor, M., Walker, A., Trancart, T., Brämick, U., Aarestrup, K. (2016): Empirical observations of the spawning migration of European eels: The long and dangerous road to the Sargasso Sea. Science Advances, 2: 1–14.
- Simon, J., Dörner, H. (2014): Survival and growth of European eels stocked as glass- and farm-sourced eels in five lakes in the first years after stocking. Ecology of Freshwater Fish, 23: 40–48, <https://doi.org/10.1111/eff.12050>
- Simon, J., Dörner, H., Scott, R. D., Schreckenbach, K., Knöschke, R. (2013): Comparison of growth and condition of European eels stocked as glass and farm sourced eels in lakes in the first 4 years after stocking. Journal of Applied Ichthyology, 29: 323–330. <https://doi.org/10.1111/jai.12078>
- Simon, J., Charrier, F., Dekker, W., Belhamiti, N. (2022): The commercial push net fisheries for glass eels in France and its handling mortality. Journal of Applied Ichthyology, 38: 170–183. <https://doi.org/10.1111/jai.14292>
- Stein, F., Doering-Arjes, P., Fladung, E., Brämick, U., Bendall, B., Schröder, B. (2015): Downstream migration of the European Eel (*Anguilla anguilla*) in the Elbe River, Germany: Movement patterns and the potential impact of environmental factors. River Research and Applications, 32(4): 666–676. <https://doi.org/10.1002/rra.2881>
- SUDOANG (2023): Interreg project SUDOANG. <https://sudoang.eu/en/project/>, recherchiert am 23.7.2023
- Thünen Institut (2022): German Work Plan for data collection in the fisheries and aquaculture sectors 2022-2024, Version 1.3, update 2023-2024. https://www.dcf-germany.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Dokumente/Germany_WP_2022-2024_Text_20221005_clean.pdf
- Vereinte Nationen (1992): Report of the United Nations Conference on the Human Environment, Stockholm, 5-16 June 1972. <https://www.un.org/depts/german/conf/agenda21/rio.pdf>
- Westerberg, H., Sjöberg, N., Lagenfelt, I., Aarestrup, K., Righton, D. (2014): Behaviour of stocked and naturally recruited European eels during migration. Marine Ecology Progress Series, 496: 145–157. <https://doi.org/10.3354/meps10646>
- Westin, L. (2003): Migration failure in stocked eels *Anguilla anguilla*. Marine Ecology Progress Series, 254: 307–311.