



**ARBEITEN
DES DEUTSCHEN FISCHEREI-VERBANDES e.V.**

Heft 85

2007

**Der Aal im Spannungsfeld von Fischerei,
Wissenschaft und Recht**

herausgegeben von

**Dr. Mathias v. Lukowicz
Prof. Dr. Volker Hilge
Dr. Klaus Wysujack**

**Deutscher Fischerei-Verband e.V.
Venusberg 36 20459 Hamburg**

ARBEITEN
DES DEUTSCHEN FISCHEREI-VERBANDES e.V.

Heft 85

2007

**Der Aal im Spannungsfeld von Fischerei,
Wissenschaft und Recht**

herausgegeben von

Dr. Mathias v. Lukowicz
Prof. Dr. Volker Hilge
Dr. Klaus Wysujack

ISSN 0415-6641

Deutscher Fischerei-Verband e.V.

Venusberg 36 20459 Hamburg

Deutscher-Fischerei-Verband@t-online.de

www.deutscher-fischerei-verband.de

ÖFFENTLICHE VORTRAGSVERANSTALTUNG

des Wissenschaftlichen Beirates, des Arbeits-
ausschusses für Gewässerschutz und der
Aalkommission im Deutschen Fischerei-Verband

über den Aal im Spannungsfeld von Fischerei,
Wissenschaft und Recht

Eisenach, den 13. September 2007

INHALTSVERZEICHNIS

		Seite
v. Lukowicz, M. Hilge, V. Wysujack, K.	Vorwort	1
Wysujack, K.	Die Bestandsentwicklung des Europäischen Aals – Trends und mögliche Ursachen	5
Lehmann, H. Stürenberg, F.-J. Schäfer, W.	Überblick über die Krankheiten des Europäischen Aals	27
Karl, H.	Qualität und Rückstände beim Aal	37
Mahron, L.	Mikrochemische Analysen an Aalotolithen	51
Brämick, U. et al.	Grundlagen für einen Bewirtschaftungsplan für den Aal im Einzugsgebiet der Elbe	57
Ingendahl, D. et al.	Die Abwanderung von Blankaalen im Rhein: Eine Studie mit Hilfe der Transpondertechnik	81
Leuner, E.	Zur Situation des Aals in Bayern	95
Ubl, C. Schaarschmidt, T. Lemcke, R.	Glasaal- und Jungaalmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern	117
Hanel, R.	Pelagische Fischerei auf Aal im Rahmen der Galathea-3-Expedition in die Sargassosee	139
Conrad, G. Wysujack, K.	Managementmaßnahmen für den Europäischen Aal	163
	Anschriften der Referenten	177

Der Aal im Spannungsfeld von Fischerei, Wissenschaft und Recht

Vorwort

Die Bestände und Fangerträge des Aals sind seit einigen Jahren europaweit dramatisch im Rückgang begriffen. Das Thema ist inzwischen politisch brisant und wird nicht nur innerhalb der Fischerei diskutiert. Längst hat auch der Natur- und Artenschutz das Thema aufgegriffen.

Noch Mitte bis Ende des 20. Jahrhunderts wurden Aalfänge als willkommener Ausgleich für zurückgegangene Erträge der Binnenfischerei in den verbauten und belasteten Fließgewässern der großen Flusssysteme Rhein-Main, Donau, Elbe, Weser u. a. angesehen. Da er in den Grobsteinböschungen der begradigten Ufer gedeiht, schien der Aal ein idealer Ersatz für andere Fischarten zu sein, die sich unter den veränderten Umweltverhältnissen nicht mehr halten konnten. Der Aalfang bildete vielfach die existentielle Grundlage für die Berufsfischer an norddeutschen Seen. Auch für die Angelfischerei war der Aal immer ein wichtiges und beliebtes Fangobjekt.

Wegen seines fischereilichen Potentials wurde der Aal in etlichen Bundesländern kräftig gefördert, vor allem durch Besatz mit Glasaalen, die in reicher Menge zu dem heute unvorstellbaren Preis

von ca. 50,-- DM je kg verfügbar waren. Der teilweise dadurch provozierte Überbesatz führte nicht selten zu Problemen, da Aale in die kleinsten Fließgewässer aufstiegen und andere Fischarten verdrängten. In geeigneten Gewässern wurden Erträge von mehreren kg Speiseaale je ha erzielt.

Zu Beginn des 21. Jahrhunderts wird der Europäische Aal in seinem Bestand als außerhalb sicherer biologischer Grenzen eingeschätzt. Für diese Situation werden verschiedene Gründe angeführt. Hierzu gehören neben der fischereilichen Mortalität die Absperrung der Flüsse durch Wehranlagen, die Tötung abwandernder Fische in Kraftwerksturbinen, Krankheiten und Parasiten und nicht zuletzt der Fraßdruck von sich übermäßig vermehrenden Kormoranen. Das stark verringerte Glasaalaufkommen wird mit der verminderten Abwanderung von Blankaalen und dadurch reduzierter Nachkommenschaft sowie neuerdings mit veränderten ozeanisch-klimatischen Bedingungen erklärt. Dazu kommen der Verzehr von Glasaalen in einigen südeuropäischen Ländern und ganz besonders ihr massenhafter Export nach Ostasien.

In diesem Komplex möglicher Ursachen ist deren Zusammenwirken noch nicht voll verstanden. Die Folgen werden aber allenthalben ernst genommen, und man ist bestrebt, auf internationaler Ebene regulierend einzugreifen. So wurde der Aal in Anhang II des Washingtoner Artenschutzabkommens (CITES) gelistet, und die EU

beschloss eine Verordnung zum Schutz des Europäischen Aals. Solche Regulative mit wirkungsvollen Maßnahmen sind grundsätzlich zu begrüßen. Es wäre jedoch nicht gerechtfertigt, die Fischerei vorrangig für die Behebung eines Problems zur Verantwortung zu ziehen, zu dem sie wahrscheinlich nur in einem vergleichsweise geringen Umfang beiträgt.

Auf dem Deutschen Fischereitag 2007 in Eisenach nimmt sich der Deutsche Fischereiverband der Gesamtproblematik in der öffentlichen Vortragsveranstaltung an, die vom Wissenschaftlichen Beirat, dem Arbeitsausschuss für Gewässerschutz und der Aalkommission ausgerichtet wird. Die Referate behandeln die Bestandsentwicklung des Aals sowie biologische Fragen. Sie liefern Berichte über Untersuchungen und Aktivitäten in einigen maßgeblich betroffenen Bundesländern und schildern Ansätze für ein Management des Europäischen Aals. Neben dem Überblick über die derzeitige Situation steht die Diskussion zukünftiger Lösungen.

Dr. Mathias v. Lukowicz
Vorsitzender des Wissenschaftlichen Beirats
des Deutschen Fischerei-Verbands

Prof. Dr. Volker Hilge
Vorsitzender des Arbeitsausschusses für Gewässerschutz
des Deutschen Fischerei-Verbands

Dr. Klaus Wysujack
Vorsitzender der Aalkommission
des Deutschen Fischerei-Verbands

Die Bestandsentwicklung des Europäischen Aals – Trends und mögliche Ursachen

Klaus Wysujack

Einleitung

Der Europäische Aal (*Anguilla anguilla*) ist eine bedeutende Art für die europäische Binnen- und Küstenfischerei und eine wichtige Zielart für die Freizeitfischerei.

Der Lebenszyklus des Aals ist sehr komplex und wesentlich durch lange Wanderungen sowohl im Meer als auch in den Binnengewässern geprägt. Obwohl noch nie Europäische Aale beim Laichen in der Natur beobachtet werden konnten, ist aufgrund von Untersuchungen davon auszugehen, dass sich der Laichplatz in der Sargassosee und damit etwa 5000 - 6000 km von den europäischen Küsten entfernt im Atlantik befindet. Aale besiedeln und durchwandern also Habitate im Ozean, im Brackwasser und natürlich auch eine Vielzahl unterschiedlichster Binnengewässer. Entsprechend vielfältig sind die verschiedenen Einflüsse, die auf die Bestandsentwicklung der Art einwirken.

Obwohl die Forschungen zu verschiedenen Aspekten der Biologie des Aals in den letzten Jahren verstärkt wurden, bestehen immer

noch große Wissenslücken insbesondere zur Reproduktionsbiologie und zu den ozeanischen Stadien im Allgemeinen. Gegenwärtig wird davon ausgegangen, dass es sich beim Aal um einen panmiktischen Bestand handelt (Dannewitz et al. 2005).

Die Bestandssituation des Aals wird gegenwärtig mit großer Sorge betrachtet. Aufgrund der Bedeutung für den europäischen Fischereisektor und der vermuteten Panmixis hat die europäische Kommission eine Verordnung erarbeitet, durch welche einheitliche Zielvorgaben für die Bestandsbewirtschaftung etabliert werden.

Ziel dieses Artikels ist es, aktuelle Trends in der Bestandsentwicklung und der Fischerei darzustellen, mögliche Gründe für den beobachteten Rückgang des Glasaalaufkommens zu diskutieren, sowie Ansatzmöglichkeiten für eine Bestandsstützung und Optionen für die Zukunft aufzuzeigen.

Trends

Seit Ende der 70er Jahre des letzten Jahrhunderts ist das Glasaalaufkommen in Europa stark gesunken. Verglichen mit den sehr hohen Werten der 70er Jahre gingen die Zahlen auf etwa 1 % zurück, bezogen auf das langjährige Mittel auf etwa 5 % (ICES 2007). Auch die Erträge der kommerziellen Fischerei auf Gelb- und Blankaale sind rückläufig, jedoch in geringerem Maße.

Die gemeinsame EIFAC/ICES Arbeitsgruppe „Aal“ stellte in ihrem aktuellen Bericht aus dem Jahr 2007 dar, dass das Glasaalaufkommen in den meisten Einzugsgebieten auf einem sehr niedrigen Niveau geblieben ist. In einigen Flüssen wurden die niedrigsten jemals verzeichneten Fänge gemeldet, während in anderen ein leichter Anstieg gegenüber dem Vorjahr auftrat (ICES 2007). Insgesamt sind keine Anzeichen einer Bestandserholung erkennbar.

Im Zusammenhang mit dem Glasaalaufkommen bedürfen einige Aussagen einer Relativierung. So war zu lesen, dass die Aalbestände auf 1 % ihrer „normalen“ oder historischen Bestandsgröße gesunken seien. Dieser Darstellung muss jedoch widersprochen werden. Die Zahl 1 % bezieht sich lediglich auf den Rückgang des Glasaalaufkommens, und auch das nur im Vergleich zu den hohen Werten der 1960er und 1970er Jahre. Bei den Gelb- und Blankaalbeständen (hier wird meist nicht genau genug unterschieden, um konkrete Zahlen vorzulegen) liegen die Zahlen gegenwärtig deutlich höher, im Mittel vermutlich bei etwa 20 – 30 %. Auch bei diesen Angaben ist jedoch Vorsicht geboten. Aufgrund unterschiedlicher Bedingungen kommt es wahrscheinlich zu sehr starken Differenzen zwischen verschiedenen Einzugsgebieten und auch Gewässern. In vielen Fällen bezieht man sich hier mangels exakter Bestandsdaten auf kommerzielle Fänge. Diese werden jedoch auch von ökonomischen Rahmenbedingungen beeinflusst. Aufgrund des Anstieges der allgemeinen Kosten und beispielsweise der Konkurrenz durch

ein Ansteigen der Aalaquakulturproduktion haben sich diese Bedingungen in den letzten Dekaden verschärft. Das heißt, dass rückläufige Aalfänge zumindest teilweise auch durch eine Abnahme der Aalfischerei insgesamt zu erklären sind. Außerdem sind die Gelb- und Blankaalbestände einzelner Gewässer in sehr unterschiedlichem Maße von Besatzmaßnahmen beeinflusst.

Laut Statistik sind die Aalerträge der deutschen Binnenfischerei in den letzten ca. 10 Jahren etwa um 50 % gesunken, wobei in den letzten 4 Jahren kein weiterer Rückgang verzeichnet wurde (Abb. 1, Brämick 2007). Sie liegen gegenwärtig laut Statistik bei knapp 200 t pro Jahr. Es ist vor allem den Besatzmaßnahmen zu verdanken, dass zumindest das derzeitige Niveau gehalten werden konnte.

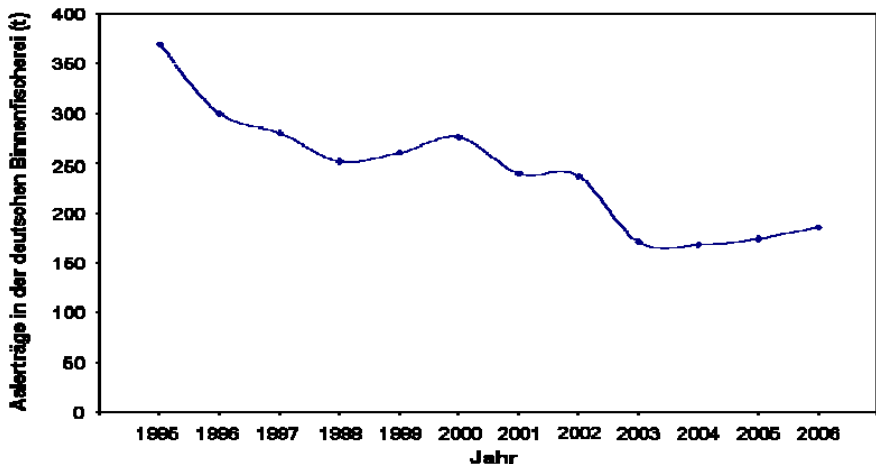


Abb. 1: Aalerträge der deutschen Binnenfischerei (Daten aus Brämick 2007).

In der Küstenfischerei sind seit den 70er Jahren deutliche Ertragsrückgänge zu verzeichnen. Während im Nordseebereich damals Aalerträge von etwa 200 bis 300 t pro Jahr gemeldet wurden (Aker & Koops 1974), lagen die Fänge in den letzten zehn Jahren etwa bei 20 – 40 t (Wysujack & Ingendahl 2007). Dies wurde allerdings auch durch einen Rückgang der Fischereiintensität verursacht. So existierte zeitweilig eine Schleppnetzfisherei auf den Aal, die inzwischen aber wieder eingestellt wurde und die teilweise bis zu 50 % der Erträge ausmachte.

Größere Bedeutung hat die Aalfischerei immer noch in den Küstengewässern der Ostsee. Für Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern wurden zusammen in den letzten Jahren etwa Fänge von 100 – 130 t Aal pro Jahr gemeldet. Auch dies stellt allerdings einen deutlichen Rückgang gegenüber den 70er Jahren dar, als eine derartige Größenordnung allein durch Schleswig-Holstein erreicht wurde.

Abbildung 2 zeigt die Entwicklung der Aalaquakulturproduktion in Europa in den letzten Jahrzehnten. In den 80er und 90er Jahren war ein deutliches Wachstum der Aalproduktion zu verzeichnen, was insbesondere auf die Produktionssteigerung in Dänemark und den Niederlanden zurückzuführen war. Gegen Ende der 90er Jahre war der bisherige Höhepunkt erreicht, seitdem schwanken die euro-

päischen Erträge der Aalaquakultur um etwa 9000 t jährlich (ICES 2007).

In Deutschland lagen die jährlichen Aalerträge aus Aquakultur in den letzten Jahren bei ca. 350 t, wobei im Jahr 2006 ein Anstieg auf über 550 t gemeldet wurde. Im Vergleich mit den Niederlanden (ca. 4000 t) ist dies aber immer noch relativ unbedeutend.

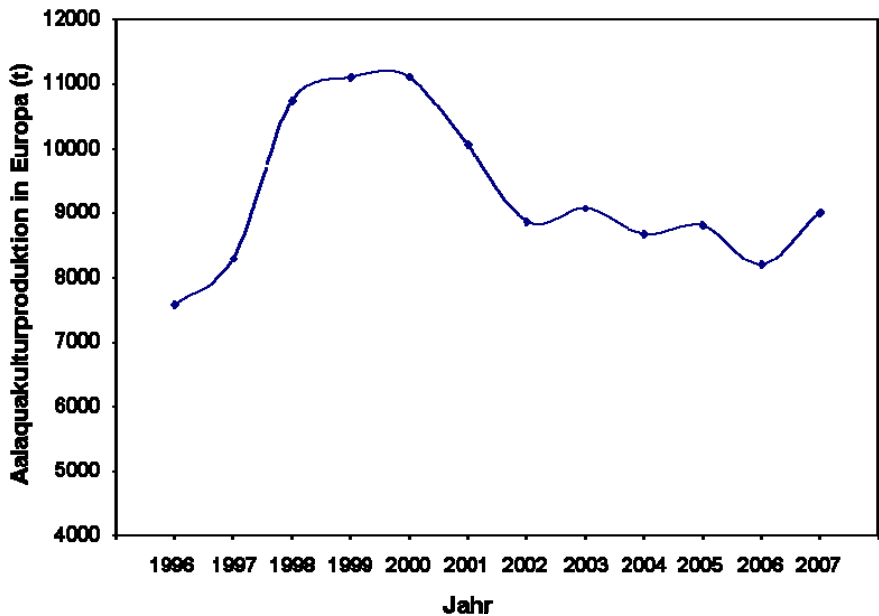


Abb. 2: Aalaquakulturproduktion in Europa (Daten aus ICES 2007)

Mögliche Ursachen des Rückganges des Glasaalaufkommens

Die Gründe für den starken Bestandsrückgang sind noch nicht ausreichend verstanden. Es wurden zwar verschiedene potenzielle Faktoren identifiziert, die relative Bedeutung der einzelnen Ursachen am Rückgang des Glasaalaufkommens ist bisher jedoch noch unklar.

Eine Unterscheidung ist nach verschiedenen Gesichtspunkten möglich. Bisher wird zumeist davon ausgegangen, dass der Rückgang des Glasaalaufkommens durch einen Mangel an Elterntieren hervorgerufen wurde beziehungsweise wird. Dementsprechend werden dann Faktoren in den Mittelpunkt der Betrachtungen gerückt, die zu Mortalitäten ab dem Glasaalstadium führen - also vor allem Fischerei, Kraftwerksmortalitäten, Fraßdruck durch Kormorane oder Krankheiten.

Eine weitere Gruppe von Faktoren bezieht sich nicht nur auf die Quantität der Laichfische sondern auf ihre Qualität. In diesen Bereich fallen beispielsweise Schadstoffbelastungen, wiederum Krankheiten sowie der Befall mit Parasiten.

Ein dritter Erklärungsansatz besteht darin, dass möglicherweise zwar ausreichend Elterntiere zum Laichen kommen, dass aber die

Bedingungen für die jüngsten Lebensstadien der Aale (Larven bis zum Glasaalstadium) die Überlebensraten negativ beeinflussen. Hier wären also ozeanisch-klimatische Faktoren sowie daran gekoppelte indirekte biologische Effekte zu nennen.

Eine detaillierte Bewertung der Situation des Aalbestandes ist vor allem deshalb so schwierig, weil bisher noch nicht schlüssig geklärt werden konnte, welcher der verschiedenen Erklärungsansätze in der Realität die größte Bedeutung hat. Es scheint aber klar, dass insgesamt Faktoren aus allen Gruppen die Bestandsdynamik beeinflussen.

Aus praktischen Gründen ist es sinnvoll, zwischen ozeanisch-klimatischen Faktoren auf der einen, und kontinentalen Faktoren auf der anderen Seite zu unterscheiden, wobei im kontinentalen Bereich sowohl natürliche als auch anthropogene (vom Menschen verursachte) Faktoren wirken. Ansatzpunkte für eine Stützung und Förderung der Aalbestände ergeben sich kurzfristig nur im kontinentalen Bereich.

In der Folge sollen die wesentlichen genannten Faktoren kurz erörtert und Möglichkeiten zur Bestandsstützung diskutiert werden.

Fischerei:

Der Aal ist ein wichtiger Wirtschaftsfisch und wird in allen Lebensstadien befischt. Während an den Atlantikküsten (Frankreich, Portugal, aber auch England) überwiegend Glasaale vermarktet werden, richtet sich die Fischerei im nördlicheren Europa auf die Gelb- und Blankaale. Die Intensität der Fischerei ist dabei regional sehr unterschiedlich. Man kann annehmen, dass zumindest in Deutschland die Intensität der Fischerei nicht so hoch ist dass eine Überfischung des Bestandes vorliegt. Im Gegenteil, Berufs- und Freizeitfischerei investieren Jahr für Jahr erhebliche finanzielle Mittel in Besatzmaßnahmen, ohne welche die Bestände bereits heute wesentlich niedriger wären. Als problematischer sind die Glasaalfischerei und vor allem die Verwendung der Glasaale anzusehen. Nach einer Studie aus dem Jahr 2002 geht der größte Teil aller Glasaale in die Aquakultur (45 %), überwiegend nach Asien. Etwa 20 % werden direkt verzehrt, weitere 20 % stehen für Besatz in europäischen Gewässern zur Verfügung und etwa 15 % wandern natürlich in die Gewässer ein (Ringuet et al. 2002). In Anbetracht der derzeitigen Bestandssituation ist dies ein nicht zu rechtfertigendes Ungleichgewicht.

Im Bereich der Fischerei sind verschiedene Regulierungsmöglichkeiten denkbar (die teilweise schon existieren), beispielsweise Schonzeiten, Mindestmaße, tägliche maximale Entnahmemengen, technische Vorschriften für Fanggeräte (Mindestmaschenweiten,

Anzahl von Reusen pro ha oder pro km Fließstrecke, maximale Absperrung bei stationären Fanggeräten etc.), Fischereischongebiete oder die Förderung von Besatz. Bei einer Einschränkung der Fischerei sollte aber bedacht werden, dass die Binnenfischerei bisher schon enorme finanzielle Anstrengungen unternimmt, um mit Besatzmaßnahmen den Rückgang der natürlichen Zuwanderung zu kompensieren. Gegenwärtig beruhen die Aalbestände in den meisten deutschen Binnengewässern zu einem wesentlichen Teil auf diesen Besatzmaßnahmen (z. B. Brämick et al. 2006). Wird die Fischerei per Gesetz stark eingeschränkt, wird es weder den finanziellen Spielraum noch die Motivation für weitere Besatzmaßnahmen geben. In der Folge wird die paradox erscheinende Situation eintreten, dass eine Einschränkung der Fischerei zu weiter sinkenden Aalbeständen führt. Zudem würde eine Einschränkung der Aalfischerei viele Binnenfischereibetriebe vor Existenzprobleme stellen. Es erscheint wesentlich zielführender, die Möglichkeiten für Besatzmaßnahmen zu erhalten und zu verbessern, beispielsweise durch Fördermaßnahmen. Damit eng verbunden ist die Forderung, die Verwendung der Glasaale der gegenwärtigen Bestandssituation entsprechend zu regeln (mehr für Besatz, weniger in die asiatische Aquakultur, geringerer Direktverzehr).

Die Frage des Aalbesatzes wird in der Wissenschaft differenziert betrachtet. Durch das Verbringen von Aalen in andere Flusseinzugs-

gebiete (üblicherweise ja über große Entfernungen von der europäischen Westküste in die jeweiligen Besatzgewässer im europäischen Binnenland) werden die Risiken des Einschleppens von Krankheiten oder der Verringerung der genetischen Diversität befürchtet. Schwedische Studien erbrachten Hinweise, dass Aale aus Besatzmaßnahmen möglicherweise Probleme beim Finden der richtigen Abwanderungsrouten haben, da sie bei der Einwanderung nicht geprägt worden seien (Westin 1998). Allerdings scheinen neuere Studien diese Ergebnisse nicht zu bestätigen (Westerberg, persönliche Mitteilung). Selbst die verschiedenen Expertengruppen des ICES sind sich in dieser Frage nicht einig. In Anbetracht der stark gesunkenen natürlichen Einwanderung von Aalen stellte der ICES im Jahr 2007 aber fest, dass der Nutzen aus Besatzmaßnahmen die Risiken wahrscheinlich übersteigt. Allerdings sollten Richtlinien für eine risikoarme und effiziente Besatzstrategie erarbeitet werden.

Besatzreduzierung:

Aufgrund der sinkenden Verfügbarkeit der Ressource Glasaal und des damit verbundenen Preisanstieges (besonders verstärkt durch die enorme Nachfrage aus Asien, wodurch horrend hohe Preise von bis zu 1000 €/kg Glasaal zu verzeichnen waren) sind die Besatzmaßnahmen in den vergangenen Jahren ebenfalls zurückgegangen. Dies kann zwar den Bestandsrückgang nicht ursprünglich ausgelöst haben (denn Besatz ist entweder als Kompensation, z. B. für

verringerte Habitatzugänglichkeit oder als echte bestandserhöhende Maßnahme durchgeführt worden), es verstärkt aber den gegenwärtigen Trend in den Binnengewässern.

Habitatverlust und –verbau sowie Mortalität an technischen Einrichtungen (Turbinen, Kühlwasserentnahmen, Schöpfwerke):

Der Mensch hat die Habitate in den Binnen- und teilweise in den Küstengewässern bereits seit sehr langer Zeit durch bauliche Maßnahmen verändert. Besonders große Ausmaße erreichte dieser Einfluss im 20. Jahrhundert (WCD 2000). Speziell die Durchgängigkeit der Gewässer und damit die Zugänglichkeit von Habitaten wurden stark beeinträchtigt, was sich besonders für Wanderfischarten sehr negativ auswirkt. Es gingen jedoch auch ganze Habitate verloren, insbesondere in den Auebereichen. Während ein verringerter Aufstieg an Hindernissen durch Besatzmaßnahmen kompensiert werden kann, ergeben sich bei der notwendigen Abwanderung der Blankaale enorme Probleme durch Kraftwerksturbinen, Schöpfwerke und Kühlwasserentnahmen. Zusammenfassende Studien ergaben, dass pro Kraftwerk je nach den spezifischen Bedingungen (Turbinentyp, Umlaufgeschwindigkeit, Fischlänge u. a.) mit mittleren Schädigungsraten von 30 – 70 % zu rechnen ist, im Falle von Kaplan-Turbinen von etwa 20 – 30 % (ICES 2003). Es gab und gibt zahlreiche Versuche, die Schädigungsraten zu verringern (verschiedene Lösungen mit Rechen- und

Scheuchanlagen), wobei funktionierende Bypass-Lösungen essenziell sind. Eine weitere Möglichkeit besteht in der Kopplung des Turbinenmanagements an die Abwanderungsspitzen der Aale. Natürlich sind auch Projekte möglich, bei denen Aale oberhalb des Kraftwerkes gefangen und dann in abwärts liegende ungefährliche Bereiche ohne weitere Hindernisse gebracht werden. Dies bezieht immerhin den fischereilichen Bewirtschafter ein; fraglich ist allerdings, in welcher Größenordnung derartige Strategien durchführbar sind.

Jegliche Anstrengungen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Gewässer, zur Wiederverfügbarmachung verlorener Auehabitats, zur Verringerung der Mortalität an technischen Einrichtungen sowie zur Verbesserung der strukturellen Vielfalt der Gewässer sind hilfreich.

Verschmutzung:

Die größten Risiken für den Aalbestand scheinen sich weniger aus Katastrophenereignissen, sondern aus chronischen Belastungen mit bestimmten Schadstoffen zu ergeben. So deuten neuere Untersuchungen darauf hin, dass bereits sehr geringe Konzentrationen von dioxinartigen PCBs (polychlorierte Biphenyle) in den Elternfischen zu Schädigungen während der Embryonalentwicklung führen können und dadurch eine erfolgreiche Reproduktion derart belasteter Aale infrage stellen (Palstra et al. 2006). Der Höchststand

der Belastungen der Gewässer mit diesen Substanzen ist mittlerweile zwar überschritten, aber aufgrund der langen Abbauzeiten und der Anreicherung in den Organismen wird das Problem noch auf längere Sicht bestehen bleiben. Hinzu kommt, dass vermutlich in der Zukunft weitere problematische Stoffgruppen identifiziert werden, die bisher noch nicht im Fokus stehen.

Kormoran:

Die Kormoranbestände haben sich in Europa in den letzten Jahrzehnten explosionsartig vermehrt. Kormorane sind obligatorische Fischfresser und haben einen Nahrungsbedarf von ungefähr 450 - 500 g Fisch pro Tag. Der Einfluss auf die Fisch- und insbesondere die Aalbestände ist regional unterschiedlich einzuschätzen. Obwohl die Thematik umstritten ist, existieren mittlerweile einige Untersuchungen, die darauf hinweisen, dass Kormorane auch im Vergleich zu den Erträgen der Binnenfischerei durchaus erhebliche Mengen an Aalen entnehmen. Eine erste, sehr grobe Abschätzung des Kormoranfraßdrucks auf Aale auf europäischer Ebene ergab eine Konsumtion von jährlich etwa 4000 – 6000 t, also etwa 15 – 40 % der kommerziellen Fänge (Brämick & Fladung 2006, Carss 2006, ICES 2007). Angesichts solcher Zahlen sind die Forderungen aus der Fischerei nach einem europaweiten Kormoranmanagement und einer Reduzierung der Kormoranzahlen nicht verwunderlich.

Bei diesem Faktor sind zumindest theoretisch Handlungsoptionen eindeutig gegeben. Die Frage der Umsetzung ist hier vor allem eine Frage des politischen Willens.

Anguillicola crassus:

Der Nematode *Anguillicola crassus*, der ursprünglich beim japanischen Aal auftrat und sich seit Anfang der 80er Jahre auch in Europa massiv ausgebreitet hat, besiedelt die Schwimmblase der Aale und führt dort zu teilweise erheblichen Schädigungen. Untersuchungen belegen, dass die mit dem Befall verbundenen Schädigungen den Energieverbrauch der Fische erhöhen, sodass in Anbetracht der langen Wanderung das Erreichen des Laichgebietes möglicherweise erschwert wird. Zudem sind Probleme beim Druckausgleich während der ozeanischen Wanderung wahrscheinlich. Da sich der Parasit mittlerweile flächendeckend etabliert hat und eine Vielzahl möglicher Zwischenwirte existiert, bestehen gegenwärtig keine Möglichkeiten einer effektiven Bekämpfung.

Krankheiten:

Viruserkrankungen können die Leistungsfähigkeit der Aale bei ihren langen Wanderungen stark beeinträchtigen. Bei Schwimmversuchen starben mit EVEX (Eel Virus European X) infizierte Aale nach 1500 km, während die Kontrollgruppe die volle Distanz problemlos absolvierte (Van Ginneken et al. 2005). Die Entfernung zur Sargassosee beträgt zwischen 5500 und 7000 km. Ob ähnliche Effekte auch bei

Infektionen mit anderen Viren wie beispielsweise HVA (*Herpesvirus anguillae*) auftreten ist gegenwärtig noch nicht bekannt. Auch über die Infektionsraten in den natürlichen Gewässern ist nicht genug bekannt, um eine schlüssige Beurteilung dieses Faktors zu ermöglichen. Zumindest sollte aber beim Vorstrecken von Aalen für Besatzzwecke auf gute hygienische Standards geachtet werden.

Ozeanisch-klimatische Faktoren:

Im Bereich der ozeanischen Faktoren sind großräumige klimatische Phänomene zu nennen (Nordatlantische Oszillation), für die ein gewisser Einfluss auf das Glasaalaufkommen nachgewiesen ist. Der so genannte Nordatlantische Oszillationsindex wird aus den Luftdruckunterschieden zwischen dem Island-Tief und dem Azoren-Hoch berechnet. Die Nordatlantische Oszillation beeinflusst sowohl das ozeanische als auch das kontinentale Klima und sie hat Auswirkungen für die ozeanischen Oberflächenströmungen. Einflüsse auf die Entwicklung des ozeanischen Planktons sind ebenso zu erwarten. Für verschiedene marine Fischarten sind Zusammenhänge zwischen klimatischen Bedingungen und der Jahrgangsstärke eindeutig nachgewiesen. Die Aallarven verbringen etwa drei Jahre im Ozean, sodass die Vermutung nahe liegt, dass das Klima auch beim Aal einen entscheidenden Einfluss auf die Bestandsdynamik hat. So ist eine negative Korrelation des Nordatlantischen Oszillationsindex mit dem Glasaalaufkommen gezeigt worden (hoher NAOI – geringes Glasaalaufkommen; Knights 2003).

Eine aktuelle Studie belegt einen anderen Zusammenhang, der möglicherweise von großer Bedeutung ist (Bonhommeau et al. 2008). Über eine Periode von 11 Jahren fanden die Autoren eine Korrelation zwischen der Primärproduktion im vermuteten Laichgebiet der Aale und dem Glasaalaufkommen. Weiterhin lag eine negative Korrelation zwischen der Temperatur in der Sargassosee und der Primärproduktion vor, sodass die Temperatur zur Abschätzung der Primärproduktion in den letzten vier Jahrzehnten herangezogen werden konnte. Dabei wurde ein Regimewechsel im Jahr 1979 in der Temperatur und damit vermutlich auch bei der Primärproduktion in der Sargassosee festgestellt. Zu diesem Zeitpunkt trat also eine markante Änderung der Temperatur auf, wobei die Erwärmung während der letzten ca. 30 Jahre weiter fortschritt. Dies passt zeitlich exakt zum Beginn des starken Rückganges des Glasaalaufkommens und wird von den Autoren als starkes Indiz dafür gewertet, dass die Primärproduktion im Laich- und Larvenaufwuchsgebiet das Glasaalaufkommen maßgeblich beeinflusst.

Trotzdem ist natürlich noch nicht endgültig klar, ob das Glasaalaufkommen überwiegend von den ozeanischen oder den kontinentalen Faktoren bestimmt wird.

Aktuelle Entwicklungen

Aufgrund des starken Bestandsrückganges und der Bedeutung der Art für den Fischereisektor hat die Europäische Kommission nach wissenschaftlichen Stellungnahmen von Beratungsgremien sowie Beratungen auf verschiedenen politischen Ebenen eine „Verordnung mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals“ erarbeitet (VO (EG) 1100/2007 des Rates). Diese Verordnung ist mittlerweile beschlossen und muss nun in den Mitgliedsstaaten umgesetzt werden.

Das Ziel der Verordnung, die sowohl für die Binnengewässer als auch die maritimen EU-Gewässer gilt, besteht darin, die Abwanderung von 40 % adulter Aale zuzulassen, gemessen am vom Menschen unbeeinflussten Zustand. Um dies zu gewährleisten sollen alle Mitgliedsstaaten für die relevanten Gewässer Aalbewirtschaftungspläne vorlegen. Die Verordnung folgt damit dem Ansatz, dass der Rückgang im Glasaalaufkommen durch einen Mangel an Elterntieren verursacht wird. Ein wesentliches Problem besteht darin, dass zwar von allen Seiten anerkannt wird, dass der Aal in den europäischen Gewässern keineswegs nur von der Fischerei beeinflusst wird. Die Sanktionen für den Fall der Nichtbewilligung der Bewirtschaftungspläne durch die Europäische Kommission richten sich aber ausschließlich gegen die Fischerei. Dies bedeutet ganz klar eine ungleiche und ungerechte Behandlung eines Sektors: Im Ernstfall „zahlt“ die Fischerei für alle. Auf die genauen Inhalte der

Verordnung und der Aalbewirtschaftungspläne soll an dieser Stelle jedoch nicht eingegangen werden.

Als Reaktion auf die EU-Aktivitäten hat das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) eine "Arbeitsgruppe Aal des Bundes und der Länder" gegründet, in der Vertreter aus der Verwaltung, der Wissenschaft, den Verbänden und aus der Praxis mitarbeiten. Die Hauptaufgabe dieser Arbeitsgruppe ist es, die Aalbewirtschaftungspläne zu erarbeiten, um damit auch zukünftig eine verantwortungsvolle Nutzung der Aalbestände zu ermöglichen.

Forschungsbedarf und Optionen für die Zukunft

Obwohl die Vielzahl der angesprochenen kontinentalen Einflussfaktoren schwierig zu beherrschen ist, wäre es prinzipiell möglich, Lösungen dafür zu finden. Bei ausreichendem politischen Willen könnten sowohl die Durchgängigkeit der Gewässer verbessert und fischfreundlichere Regelungen an Wasserkraftanlagen etc. durchgesetzt als auch die Belastungen der Gewässer mit Umweltchemikalien begrenzt werden. Auch ein sinnvolles europaweites Kormoranmanagement ist vorstellbar. Doch auch bei der – gegenwärtig unrealistischen – Annahme, dass alle diese Faktoren berücksichtigt würden, wäre ein Erfolg der Maßnahmen nicht sicher. Denn noch immer ist die Rolle der ozeanischen Faktoren unzu-

reichend bekannt. Das bedeutet, dass auch die besten Bewirtschaftungspläne, selbst wenn sie in ganz Europa vorbildlich umgesetzt würden, noch immer keine Garantie für eine Erholung des Bestandes bieten.

Deshalb gehen viele Wissenschaftler davon aus, dass die Zukunft des Aales wesentlich davon abhängen wird, ob die künstliche Vermehrung und Aufzucht des Aales gelingt. Erfolge beim Japanischen Aal und gewisse Fortschritte, die mittlerweile auch beim Europäischen Aal erzielt wurden (Dänemark, Belgien, Holland), lassen diesbezüglich Raum für vorsichtigen Optimismus. Die Forschungen in diesem Bereich müssen jedoch noch intensiviert werden. Dasselbe gilt für die ozeanischen Lebensstadien des Aals und die dort wirkenden Faktoren. Eine endgültige Aufklärung der Ursachen des Bestandsrückganges wird nur möglich sein, wenn auch zu diesen Faktoren bessere Erkenntnisse gewonnen werden. Ein dritter Punkt ist die Notwendigkeit einer starken Einbindung der Nutzer in die Entscheidungsprozesse. Studien belegen, dass der Erfolg von Restaurierungsprojekten und Ähnlichem von der Zustimmung und Mitarbeit der direkt Betroffenen abhängt. Diese Zustimmung wird nur erzielt werden, wenn die Interessen der Betroffenen ernst genommen werden und eine verständliche, nachvollziehbare Argumentation für die vorgeschlagenen Maßnahmen vorgelegt wird.

Literatur

- Aker, E. & Koops, H. (1974): Zur Aalfischerei in der Deutschen Bucht. Inf. Fischwirtsch. 21 (6): 146-147.
- Bonhommeau, S., Chassot, E. & Rivot, E. (2008): Fluctuations in European eel (*Anguilla anguilla*) recruitment resulting from environmental changes in the Sargasso Sea. Fisheries Oceanography 17(1): 32-44.
- Brämick, U. & Fladung, E. (2006): Quantifizierung der Auswirkungen des Kormorans auf die Seen- und Flussfischerei Brandenburgs am Beispiel des Aals. Fischer & Teichwirt 57(1): 8-11.
- Brämick, U. (2007): Jahresbericht zur deutschen Binnenfischerei 2006. <http://www.portal-fischerei.de/fileadmin/redaktion/dokumente/fischerei/braemick.doc>.
- Brämick, U., Simon, J. & Fladung, E. (2006): Monitoring of European eel stocks in North-East Germany. ICES CM 2006/J:08.
- Carss, D. (2006): Getting to grips with European eel (*Anguilla anguilla*) population dynamics at two spatial scales. ICES, Kopenhagen, CM 2006/J:06.
- Dannewitz, J., Maes, G. E., Johansson, L., Wickström, H., Volckaert, F. A. M. & Järvi, T. (2005): Panmixia in the European eel: a matter of time ... Proc. R. Soc. B 272: 1129-1137.
- ICES (2003): Report of the EIFAC/ICES Working Group on eels. 2-6 September 2002, Nantes, ICES, Kopenhagen, CM 2003/ACFM 06, 87 S.
- ICES (2007): Report of the 2007 session of the joint EIFAC/ICES working group on eels. Bordeaux, 3-7 September 2007, ICES, Kopenhagen: 534 S.

- Knights, B. (2003): A review of the possible impacts of long-term oceanic and climate changes and fishing mortality on recruitment of anguillid eels of the Northern Hemisphere. *The science of the total environment* 310 (1-3): 234-244.
- Palstra, A. P., van Ginneken, V. J. T., Murk, A. J. & van den Thillart, G. E. E. J. M. (2006): Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama? *Naturwissenschaften* 93: 145-148.
- Ringuet, S., Muto, F. & Raymakers, C. (2002): Eels. Their harvest and trade in Europe and Asia. *TRAFFIC Bulletin* 19 (2): 2-27.
- Van Ginneken, V., Ballieux, B., Willemze, R., Coldenhoff, K., Lentjes, E., Antonissen, E., Haenen, O. & van den Thillart, G. (2005): Hematology patterns of migrating European eels and the role of EVEX virus. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C* 140: 97-102.
- WCD (The World Commission on Dams) (2000): Dams and development. A new framework for decision-making. Earthscan Publications Ltd. London: 404 pp.
- Westin, L. (1998): The spawning migration of European silver eel (*Anguilla anguilla* L.) with particular reference to stocked eel in the Baltic. *Fisheries Research* 38:257-270.
- Wysujack, K. & Ingendahl, D. (2007): Report on the eel stock and fishery in Germany 2007. In: ICES (2007): Report of the 2007 session of the joint EIFAC/ICES working group on eels. Bordeaux, 3-7 September 2007, ICES, Copenhagen, S. 249-268.

Überblick über die Krankheiten des Europäischen Aals

Jens Lehmann, Franz-Josef Stürenberg, Werner Schäfer

Der Aal ist auf Grund seiner Lebensweise, seiner besonderen Fortpflanzungsbiologie und dem Anlegen großer Körperfettreserven durch anthropogene Rückstandsbelastungen (PCB's, Dioxine etc.) in besonders starkem Maße gefährdet. Es muss davon ausgegangen werden, dass diese Schadstoffbelastungen als Stressoren nicht nur zu Organschäden und verminderter Fortpflanzungspotenz führen können, sondern durch eine Schädigung des Immunsystems auch mit Auslöser für den Ausbruch erregerbedingter Krankheiten bei Aalen sind (siehe Lehmann et al. 2005, Thillart 2005, EIFAC/ICES 2006).

Drei **virale Erkrankungen** sind beim Europäischen Aal bekannt, die auch in den Gewässern der BRD von Bedeutung sein dürften: EVEX (Eel-Virus-EuropeanX, ein *Rhabdo-Virus* = ARV), EVE (Eel Virus European / European Virus of Eel, serologisch verwandt mit dem *IPN-Virus* – Infektiöse Pankreas Nekrose der Salmoniden, Familie *Birnaviridae*) und HVA (*Herpesvirus anguillae*). Die HVA ist vermutlich das für den Aal relevanteste Virus (Abb. 1). Diese weit verbreitete, oft latent vorliegende und damit „versteckte“ Infektionskrankheit bedarf dringend intensiver Erforschung. In Aalfarmen, die maßgeblich an der Lieferung von Besatzaalen beteiligt sind, ist die

HVA oft verbreitet und „etabliert“! Die Virusinfektionen des Aals könnten mit ein entscheidender Faktor für den Rückgang des Aals sein (van Ginnecken et al. 2005).



Abb. 1: Gelbaal aus der Mosel mit pockenartigen Symptomen der Haut, die vermutlich auf die *Herpes anguillae*-Infektion (HVA) zurückzuführen sind. Der Aal war in der PCR (Polymerase Chain Reaction) HVA-positiv.

Mehrmals wurden auch *Picornaviren* bei Besatzaalen aus Aalfarmen nachgewiesen, über deren Pathogenität zur Zeit nichts ausgesagt werden kann. Die Identifizierung der *Picornaviren* wurde durch das Friedrich Löffler Institut in Riems durchgeführt.

Als wichtigste **bakterielle Erreger** sind die Bakterien des *Aeromonas hydrophila/sobria*-Komplexes zu nennen, die die häufige, oft unter hohen Verlusten verlaufende Süßwasser-Aal-Rotseuche hervorrufen (Abb. 2). Im Salz- und Brackwasser wird eine weitere Aal-Rotseuche durch *Vibrio*-Arten, insbesondere durch

V. anguillarum, verursacht. Weitere Bakterien können insbesondere in Aalfarmen bei erhöhten Wassertemperaturen große Verluste bei den Aalen verursachen, wie *Pseudomonas anguilliseptica* und *Edwardsiella tarda*. Als ein weiteres pathogenes Bakterium, das auch bei Rheinaalen von uns nachgewiesen wurde, ist *Flavobacterium (Cytophaga) psychrophilum* zu nennen. In den Aalfarmen und allgemein bei längerer Hälterung treten wie bei vielen anderen Fischarten unter Stress und ungünstigen hygienischen Wasserverhältnissen auch beim Aal sog. „Myxobakterien“ auf der Haut auf (Bakterien der Gattungen *Flavobacterium*, *Flexibakter*). Die sich dadurch entwickelnden Hautläsionen verpilzen in der Regel zusätzlich durch Pilze der Gattung *Saprolegnia*, die die häufig zu beobachtenden schimmelig-wattebauschartigen Beläge auf der Fischhaut verursachen.



Abb. 2: Gelbaal aus der Mosel mit starken Hautrötungen aufgrund der bakteriellen Infektion durch *Aeromonas hydrophila* (sog. Süßwasser-Aalrotseuche. Ansicht von ventral).

Als weitere, nicht häufige, aber systemische Mykose bei Wildaalen ist der Befall durch *Ichthyophonus (Ichthyosporidium) hoferi* zu erwähnen. Eine befallene Leber und *Ichthyophonusgranulome* bei einem Gelbaal aus der Ruhr sind in Abb. 3 dargestellt.



Abb. 3: Knötchen in der Leber eines Gelbaals aus der Ruhr (NRW), verursacht durch die systemische Mykose mit *Ichthyophonus (Ichthyosporidium) hoferi*. Ausschnitt: *Ichthyophonusgranulome* aus der Leber im Quetschpräparat.

Die wichtigste **Parasitose** stellt weiterhin der inzwischen allgemein bekannte Befall der Schwimmblasen der Aale durch den Fadenwurm (*Nematode*) *Anguillicola crassus* dar (Abb. 4). Die Befallsraten der Gelb- / Blankaale aus Mosel und Rhein (NRW) liegt seit Jahren unverändert zwischen 60 % und 80 %. Auch die jungen Besatzaale sind nach unseren Untersuchungen bereits häufig mit dem Parasiten infiziert. Der Mensch hilft somit hier äußerst effektiv mit bei einer flächendeckenden Verbreitung des Parasiten durch Aalbesatz! Die

Mehrzahl der Fischereibiologen geht inzwischen davon aus, dass *A. crassus*, eingeschleppt in den 80iger Jahren aus dem asiatischen Raum, mitverantwortlich ist für den Rückgang des Aals in Europa.



Abb. 4: Mehrere, aus der Schwimmblase eines Aals herauspräparierte Schwimmblasenwürmer (*Anguillicola crassus*, Nematoda).

Als weitere häufige Parasiten, die nicht nur bei Farmaalen, sondern auch bei Wildaalen festgestellt werden, sind zu nennen: *Myxidium giardi* (Cysten in den Kiemen; ein Sporentierchen = Myxozoa), *Myxobolus sp.* (Hautcysten; ebenfalls zu den Myxozoa gehörend), Ciliaten- (Wimpertierchen) Arten wie *Ichthyophthirius multifiliis* (Erreger der Weißpünktchenkrankheit der Fische), *Trichodina* und *Trichodinella* auf Haut und Kiemen, *Pseudodactylogyrus bini* und *anguillae* (monogene Trematoden = Saugwürmer auf den Kiemen, besonders in den Aalfarmen ein permanentes Problem; Abb. 5), sowie *Acanthocephala*-Arten (Kratzer), Nematoden (z. B. *Rhaphi-*

dascaris) und Bandwürmer (*Cestodea*) im Darmtrakt. Diese hier aufgelisteten Parasiten (siehe hierzu Lehmann et al. 1990/2004) schädigen Aalwildbestände in der Regel nicht ernsthaft (mit Ausnahme von *A. crassus*).



Abb. 5: Der monogene Trematode (Saugwurm) *Pseudodactylogyris* sp. auf den Kiemen eines Gelbaals aus der Mosel (Interferenzaufnahme). In Deutschland existieren zwei Arten: *P. anguillae* und *P. bini*. Beide Wurmartarten haben sich offenbar in den 80iger Jahren von Asien aus in Europa verbreitet und stellen insbesondere in den Aalfarmen ein ernstes Problem dar. In den 90iger Jahren wurde *P. anguillae* bereits in Kanada, in 2001 *P. bini* in Nordamerika beim Amerikanischen Aal (*Anguilla rostrata*) nachgewiesen.

Eine weitere Parasitose insbesondere bei jungen Aalen in der Aquakultur ist die *Dermocystidiose* in den Kiemen, verursacht durch *Dermocystidium branchialis* (Abb. 6). Die systematische Zugehörigkeit dieses Erregers ist noch unsicher. Eventuell handelt es sich um einen niederen Pilz.

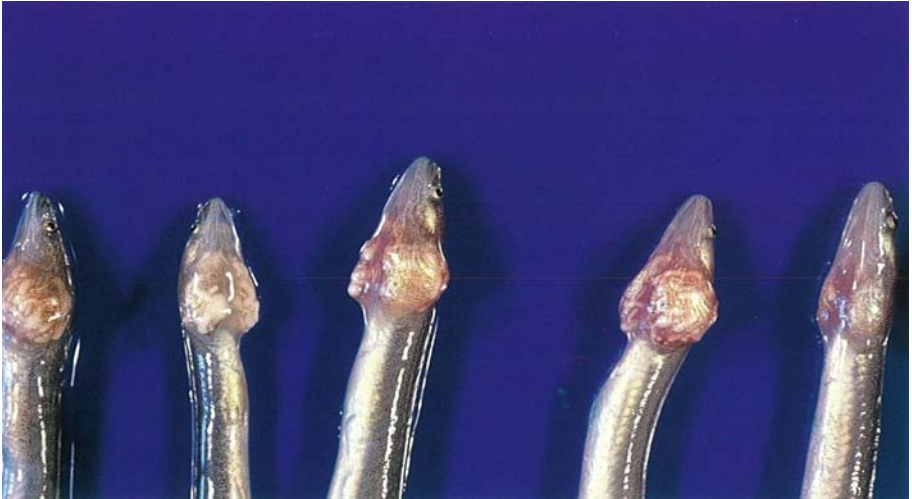


Abb. 6: Dermocystiose (*Dermocystidium branchialis*) in den Kiemen von Glas-aalen aus der Aquakultur. Die weißlichen Zysten, die die Sporen des Parasiten enthalten, verursachen starke Schwellungen im Kiemenbereich der jungen Aale.

Besonders erwähnt sei der Blutflagellat *Trypanosoma granulosum*, der bei über 90 % der untersuchten Gelb-/Blankaale aus dem Rheinsystem (Gebiet NRW) nachgewiesen wurde (Abb. 7). Vektor (Überträger) ist der Fischegel. Fischegel parasitieren an vielen Fischarten, so auch an Aalen (z. B. Arten der Gatt. *Piscicola*, *Hemiclepsis*). Wir haben jedoch zumindest auf Gelb-/Blankaalen aus den Gewässern Nordrhein-Westfalens keine starken Befallsraten durch Egel feststellen können.



Abb. 7: Der Blutflagellat *Trypanosoma granulorum* zwischen Erythrozyten des Aals. (Blutausstrich; May-Grünwald-Giemsa-Färbung).

Weiterhin sind in den Blutzellen der Aale häufig mikroskopische „Strukturen“ zu beobachten, bei denen es sich eventuell um *Rickettsien* ähnliche Organismen handelt. Auch hier besteht noch viel Forschungsbedarf!

Ebenfalls als beim Aal bisher noch nicht beschrieben, ist ein Befall der Kiemen mit *Amöben*, wie dieser bei Forellen in der Aquakultur bereits seit einigen Jahren Probleme bereitet (siehe Lehmann et al. 1990/2004). Ein solcher Befall mit Amöben wurde von uns erstmals bei einem Gelbaal aus einem Zufluss der Talsperre Möhnesee in 2007 festgestellt.

Die insbesondere in den 70iger und 80iger Jahren so häufig beschriebene Blumenkohlkrankheit (*Stomatopapillom*) ist zumindest in NRW weitestgehend verschwunden (Abb. 8).



Abb. 8: Stomatopapillom (sog. Blumenkohlkrankheit des Aals) im Maulbereich eines Aals. Es handelt sich hierbei um eine gutartige Geschwulst, vermutlich viraler Ätiologie. Im Gegensatz zu Schleswig-Holstein und Niedersachsen ist das Stomatopapillom bei Aalen aus Gewässern Nordrhein-Westfalens auch in der Vergangenheit nur sehr selten aufgetreten.

Literatur

EIFAC/ICES (2006): Report of the 2006 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels, Rome, 23 – 27 January 2006, 1 – 352.

Lehmann, J.; Mock, D. und Stürenberg, F.-J.: (1990/2004): Farbatlas der Krankheiten der Süßwasserfische. Hrsg. Landesanstalt für Fischerei NRW (neue Adresse: Bezirksregierung Arnsberg – Fischerei und Gewässerökologie in NRW – Heinsberger Str. 53, 57399 Kirchhundem-Albaum).

Lehmann, J.; Stürenberg, F.-J.; Kullmann, Y. und Kilwinski, J. (2005): Umwelt- und Krankheitsbelastungen der Aale in Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Mitteilungen 2, 35 – 40.

Van Ginneken, V., Ballieux, B., Willemze, R.; Coldenhoff, K.; Lentjes, E.; Antonissen, E.; Haenen, O.; van den Thillart, G.; (2005): Hematology patterns of migrating European eels and the role of EVEX virus. Comparative Biochemistry and Physiology, Part G 140, 97 – 102.

Van den Thillart, G.; (2005): Paling reproductie; welke factoren bepalen het success van den voortplanting? Aquacultuur 20 (2), 26 – 29.

Qualität und Rückstände beim Aal

Horst Karl

Zusammenfassung:

Der Aal wird in Deutschland fast ausschließlich zu Räucherware verarbeitet und meist als ganzer Räucheraal angeboten. Die Rohware wird auf dem Weltmarkt eingekauft und zur Zeit dürfen 4 Arten unter der Handelsbezeichnung Aal und *Anguilla japonica* mit der Zusatzangabe Japanischer Aal vermarktet werden. Mit einem Marktanteil von 0.3 % rangiert der Aal auf Platz 17 der Beliebtheitskala der in Deutschland angebotenen Fischarten.

Die Qualität der geräucherten Aale hängt von vielen Faktoren ab. Wichtige Einflussgrößen sind die Art der Schlachtung der lebenden Rohware, die Eislagerdauer bis zur Verarbeitung, die Lagerzeit und der Schutz vor Oxidation bei Frostware, die Größe der Ware, der Fettanteil und die Fettsäurezusammensetzung. Bei gefarmten Aalen wird die Fettsäurezusammensetzung weitgehend über das eingesetzte Futter bestimmt. Sowohl Wild- als auch Farmaale besitzen einen hohen Anteil an mehrfach ungesättigten n-3-Fettsäuren.

Die Art der Räucherung ist mitbestimmend für Farbe, Geschmack und Haltbarkeit der Produkte.

Vor allem Aale aus europäischen Industriefläüssen können hohe Rückstandsgehalte aufweisen. Aufgrund des hohen Fettgehaltes werden insbesondere fettlösliche, daher meist organische Kontaminanten im Muskelfleisch angereichert.

In Wilddaalen überschreiten die Gehalte an Dioxinen und dioxinähnlichen PCB nach wie vor häufig die EU-weit geltenden Höchstwerte von 4 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg Produkt für Dioxine bzw. 12 ng WHO-TEQ/kg Produkt für die Summe aus Dioxinen und dioxinähnlichen PCB.

Daneben wurden in Aalen auch polybromierte Diphenylether (u. a. bekannt als bromierte Flammenschutzmittel) und fluoridierte organische Verbindungen gefunden.

Marktsituation:

In Deutschland wurden 2006 ca. 3.300 t Aal zu Nahrungszwecken verbraucht. Damit hat der Aal einen Marktanteil von rund 0,3 % und steht auf dem 17. Platz der Beliebtheitsskala des deutschen Verbrauchers. Er wird fast ausschließlich zu Räucherware verarbeitet und meist als ganzer Räucheraal angeboten. Die Rohware stammt aus Wildfängen, aber auch vermehrt aus der Aquakultur. Der Fachmann spricht auch von Natur- und Farmaal. Der überwiegende Teil wird als frische Ware aus den Niederlanden, Italien, Spanien und Dänemark importiert. Die Eigenproduktion betrug ca. 640 t.

Daneben ist auf dem Markt auch Frostware aus Kanada, Neuseeland und China zu finden (FIZ 2006).

Neben dem Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*), der den Hauptanteil der Versorgung des deutschen Marktes ausmacht, dürfen unter der Handelsbezeichnung Aal nach dem Fisch-Etikettierungsgesetz auch *Anguilla australis* (Australischer Aal), *Anguilla dieffenbachii* (Neuseeländischer Aal), *Anguilla rostrata* (Kanadischer oder Amerikanischer Aal) gehandelt werden. Zusätzlich darf *Anguilla japonica* als Japanischer Aal verkauft werden. Für den Einkäufer und Verarbeiter, insbesondere aber für den Verbraucher ist es schwierig, die unterschiedlichen Arten zu erkennen. Um einer möglichen Täuschung des Verbrauchers vorzubeugen, ist es wichtig, dass den staatlichen Kontroll- und Untersuchungsämtern objektive Methoden zur Verfügung stehen, die eine Differenzierung auch im geräucherten Zustand ermöglichen. Mit der DNA-Analyse gelingt heutzutage eine eindeutige Unterscheidung der verschiedenen Arten, sowohl roh als auch heißgeräuchert (Rehbein et al., 2002).

Qualitätseinflüsse bei Aalen:

Die Qualität von Räucheraalen wird von vielen Faktoren beeinflusst. Sehr wichtig sind die Herkunft der Rohware und der Fettgehalt. Auch der Stress beim Schlachten kann die Produktqualität beeinflussen. Bei frischer Rohware ist weiterhin die Lagerdauer in Eis bis zur Verarbeitung, bei Tiefkühlware die Lagerzeit und der Schutz vor

Oxidation sowie das verwendete Räucherverfahren mitbestimmend für Farbe, Geschmack und Haltbarkeit der Räucherware.

Die beste Qualität nützt allerdings nichts, wenn der Aal zu hohe Rückstandsgehalte aufweist.

Rohware und Zusammensetzung

Als Maß aller Dinge gilt bei vielen Verarbeitern nach wie vor der Ostseeblankaal. Er zeichnet sich durch hohe Fettgehalte, eine butterweiche Konsistenz und eine nicht zu dicke Haut aus.

Farmaale aus europäischen Ländern wie den Niederlanden oder Italien werden von den Experten oft auf eine gleiche Stufe gestellt. Die chemische Zusammensetzung von Farmaalen kann vergleichbar sein (**Tabelle 1**), wobei die Höhe des Fettgehaltes und die Fettsäurezusammensetzung in einem gewissen Rahmen über das Futter gesteuert werden können (Garcia-Gallego und Akharbach, 1998).

Weiterhin zeichnen sich sowohl Wild- als auch Farmaale aufgrund des hohen Fettgehaltes durch einen relativ hohen Anteil an ω -3-Fettsäuren aus. Die Gehalte liegen bei Zuchtaalen mit 3 g/100 g für die Summe EPA (20:5 n-3) + DHA (22:6 n-3) im Bereich von Heringen und damit im Vergleich zum Wildaal (ca. 2 g/100 g) sogar etwas höher (Abrami et al., 1992).

Tabelle 1: Zusammensetzung von Wild- und Farmaalen:

Art	Fettgehalt	Proteingehalt	Wassergehalt	Literatur
	%	%	%	
Wildaal (Ostsee)	29-33	16-18	52-54	Tesch, 1999
Zuchtaal (Italien)	25-31	15-17	52-57	Luzzana et al., 2003

Verarbeitung

Das Schlachten von lebenden Aalen regelt die Tierschutz-Schlachtverordnung (2006). Die dort vorgeschriebene Elektrobetäubung mit anschließendem Entschleimen und sofortigem Schlachten der Tiere ist heute Standard in Deutschland. Abgesehen vom Tierschutzaspekt liefert das Verfahren auch eine bessere Ausgangsqualität der Rohware im Vergleich zum früher üblichen Tötung im Salz, wie ein 1997 bis 2000 durchgeführtes EU-Projekt belegen konnte. Die Fische sind weniger gestresst, damit bleibt die Frische länger erhalten und auch der Fettverderb verläuft langsamer (Morzel and van de Vis, 2003). Mit der Einführung des aufwändigeren Tötungsverfahrens hat sich auch die Aalverarbeitung in vielen kleinen und mittelständischen Betrieben verändert. Wurden die Aale früher noch selbst geschlachtet, bezieht man heute fast ausschließlich ausgenommene eisgelagerte Frischware von deutschen oder ausländischen Unternehmen, die sich auf die Schlachtung spezialisiert haben.

Damit müssen auch die Lagereigenschaften von Aalen in Eis berücksichtigt werden.

Die Haltbarkeit in Eis beträgt ca. 8 - 10 Tage, nach 8 Tagen treten erste Veränderungen auf, der Geruch ist nicht mehr frisch und der Fettverderb setzt ein. Die Gesamtkeimzahl von eisgelagerten Aalen lag nach 8 - 10 Tagen bei 10^5 CFU/g (Özogul et al., 2005).

Der weltweite Handel mit Aalen und die vorsorgliche Lagerhaltung für Stoßzeiten wie dem Weihnachtsgeschäft führen dazu, dass zur Herstellung von Räucheraalen auch Tiefkühlware eingesetzt wird. Um eine hohe Qualität der Rohware zu gewährleisten, sollte die Ware zum Schutz vor Frostbrand und Fettoxidation ausreichend glasiert werden. Mit einer guten Schutzglasur ggf. unter Zusatz von Hydrokolloiden können tiefgefrorene Aale mehrere Monate ohne Qualitätseinbußen gelagert werden.

Für den eigentlichen Räuchervorgang gibt es keine „beste Rezeptur“. Die Produktqualität ist geprägt durch die Vielzahl der kleinen und mittelständischen Fischräuchereien, die alle ihre eigene Rezeptur haben. Auch die Antwort auf die Frage: Altonaer Ofen oder Automatikofen muss offen bleiben. Wichtig ist bei frischen Wildaalen eine ausreichende Erhitzung auf eine Kerntemperatur von ca. 60 °C, da sie im Muskel Nematodenlarven enthalten können.

Abbildung 1 zeigt den typischen Temperaturverlauf während der Räucherung von Bundaalen (Durchschnittsgewicht ca. 100 g) in einem Altonaer Ofen. Die Ofentemperatur ist immer deutlich höher als die Temperatur im Aalmuskel, daher ist die Messung der Kerntemperatur so wichtig.

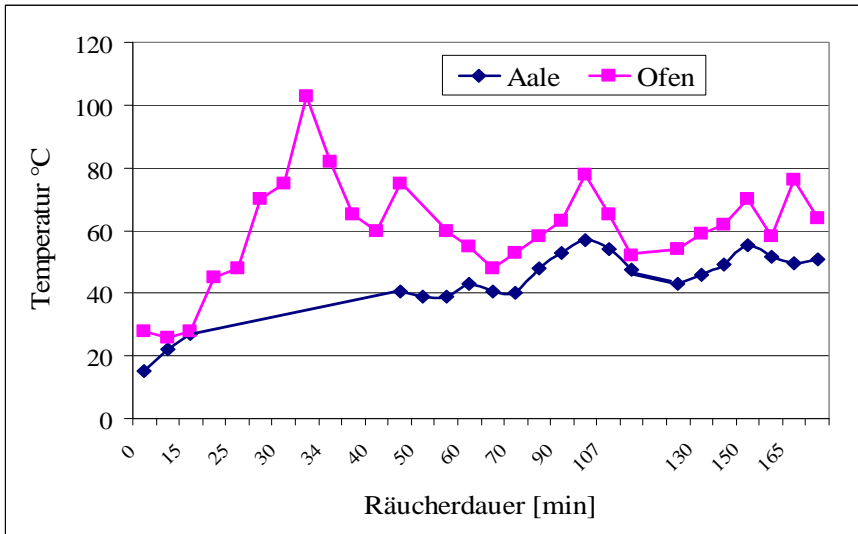


Abb. 1: Temperaturverlauf im Altonaer Ofen beim Räuchern von Bundaalen Charge von 370 Aalen, Kerntemperaturmessung in mehreren Aalen

Rückstände

Dioxine

Aale können sehr unterschiedlich belastet sein. Die Ergebnisse des bundesdeutschen Lebensmittel-Monitorings zeigen, dass die Rück-

standsgehalte von Aalen aus dem Handel meist weit unter den geltenden Grenzwerten liegen. Eine ausführliche Darstellung wurde bereits auf dem Fischereitag 2005 gegeben (Karl, 2005). Wesentlich problematischer ist die Situation von Aalen aus Flüssen mit starker Industrieansiedlung. Aufgrund des hohen Fettgehaltes und der Lebensweise der Aale kommt es zu einer Anreicherung von fettlöslichen organischen Kontaminanten im Muskelfleisch. Überschreitungen der gesetzlich festgelegten Höchstwerte wurden vor allem bei Dioxinen und dioxinähnlichen PCB festgestellt (**Abbildung 2**).

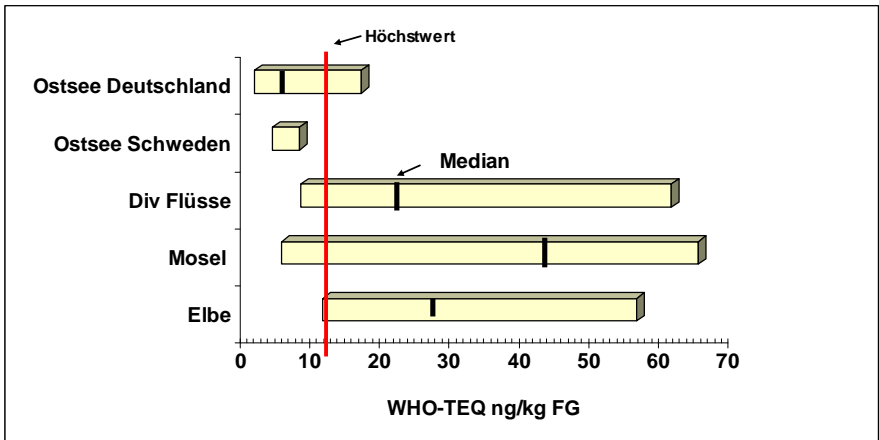


Abb. 2: Belastungssituation von Aalen mit Dioxinen und dl-PCB (Medianwerte und Schwankungsbreite)

Quellen:

Ostsee Deutschland	-	Bladt, 2007
Ostsee Schweden	-	Ankberg et al., 2004
Div. Flüsse	-	UBA Datenbank, 2007
Mosel	-	Int. Kommission zum Schutze der Mosel und der Saar, 2005
Elbe	-	Stachel et al., 2004.

Wildaale aus der Ostsee sind wesentlich geringer belastet als Aale aus diversen Flüssen Europas.

Die kürzlich durchgeführte Studie des Landesamtes für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei in Mecklenburg-Vorpommern (Bladt, 2007) belegt, dass die aktuellen Dioxin/dl-PCB-Gehalte im essbaren Anteil von Aalen aus den dortigen Küstenbereichen bis auf wenige Ausnahmen deutlich unter dem Grenzwert von 12 ng kg w.w. bleiben, der Medianwert von 19 Poolproben liegt bei 7,4 ng / kg w.w. für die Summe WHO-PCDD/F + dl-PCB-TEQ.

Anders stellt sich die Situation für Aale aus dem Rhein und der Mosel und anderen Binnenflüssen da. Hier muss mit einer deutlichen Überschreitung der Grenzwerte gerechnet werden (**s. Abbildung 2**).

Polybromierte Flammenschutzmittel

Die weltweite Produktion an polybromierten Flammenschutzmitteln betrug 2001 ca. 204.000 t. Zu dieser Gruppe zählen verschiedene chemische Verbindungen, die unterschiedliche Anwendungsbereiche haben. Die Verbindungen werden eingesetzt als Flammenhemmende Zusätze bei Elektronik- und Haushaltsgeräten (Computer, Fernseher, Kaffeemaschinen etc.), bei der Herstellung von Kunststoffen für die Auto- und Flugzeugindustrie und bei Polsterungen im Möbelbereich. In Europa ist der Einsatz rückläufig. Einige der

Verbindungen können sich ähnlich den PCB im Fettgewebe von Fischen anreichern, wobei Fische aus nordamerikanischen Seen etwa 10mal höher belastet sind als Fische aus europäischen Gewässern.

In Aalen aus einigen europäischen Industriefläüssen wurden kürzlich erhöhte Gehalte an polybromierten Diphenylethern (PBDE) gefunden (Goemans und Belpaire, 2004), die auf lokale Einleitungen hinweisen, während Aale aus unbelasteten Gewässern vergleichbar niedrige Gehalte wie andere Fische aufweisen können (Greenpeace, 2005).

Perfluorierte organische Tenside (PFT)

Der Begriff „perfluorierte organische Tenside“ (PFT) umfasst eine Gruppe von fluorierten organischen Verbindungen, die seit ca. 50 Jahren industriell als Wasser und Schmutz abweisende Zusätze in Textilien, Oberflächenbeschichtungen, Teppichen und Papierprodukten sowie als Feuer hemmende Substanzen in Feuerlöschmitteln Anwendung finden. Typische Vertreter dieser Gruppe sind Perfluor-octansulfonate (PFOS), Perfluor-octansulfonamide (PFOSA), Perfluor-octansäure (PFOA), Perfluorhexansulfonate (PFHxS) und andere perfluorierte Alkylverbindungen. Die fluorierten organischen Verbindungen werden inzwischen als persistent, bioakkumulativ und toxisch eingestuft. Sie haben sich weltweit verbreitet und können im

Humanblut und in verschiedenen tierischen Lebensmitteln nachgewiesen werden.

In einer Stellungnahme des Bundesinstituts für Risikobewertung (BfR) (2006) werden als toxikologisch bedeutsame Verbindungen u. a. PFOA und PFOS genannt.

Für Menschen wird ein vorläufiger TDI (tolerable daily intake) von 0,1 µg PFOS pro kg Körpergewicht und Tag genannt. Bei einer Person von 60 kg Körpergewicht entspricht dies einer duldbaren Aufnahme von 6 µg PFOS pro Tag. Die toxikologische Bewertung ist allerdings noch nicht abgeschlossen. Insbesondere in Lebern von Süßwasserfischen aus Industrieflächen wurden höhere Werte gemessen. Auch im Muskelfleisch von Aalen können diese Substanzen nachgewiesen werden. Die Gehalte in Aalen aus den Mündungsgebieten von Schelde und Rhein liegen nach einer niederländischen Untersuchung bei 10 - 60 µg/kg FS PFOS (Van Leeuwen et al., 2006). Allerdings gibt es erst wenige Daten, so dass eine allgemein gültige Aussage verfrüht ist.

GENERELL IST DER AAL AUFGRUND SEINER LEBENSWEISE UND DES HOHEN FETTGEHALTES DEN UMWELTEINFLÜSSEN UNSERER INDUSTRIEGESELLSCHAFT BESONDERS AUSGESETZT.

Literatur

- Abrami, G.; Natiello, F.; Bronzi, P.; McKenzie, D.; Agradi, E. (1992). A comparison of highly unsaturated fatty acid levels in wild and farmed eels. *Comp. Biochem. Physiol.* 101 (1/2), 79-81.
- Ankarberg, E.; Bjerselius, R.; Aune, M.; Darnerud, P.O.; Larsson, L.; Andersson, A.; Tyskind, M.; Bergek, S.; Lundstedt-Enkel, K.; Karlsson, L.; Törnkvist, A.; Glynn, A. (2004). Study of dioxin and dioxin-like PCB levels in fatty fish from Sweden 2000-2002. *Organohalogen Compounds* 66, 2061-2065.
- BFR (2006). Hohe Gehalte an perfluorierten organischen Tensiden (PFT) in Fischen sind gesundheitlich nicht unbedenklich. Stellungnahme Nr. 035/2006. www.bfr.bund.de
- Bladt, A. (2007). Daten des Landesamtes für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei, Mecklenburg-Vorpommern. Abteilung Schadstoff- und Rückstandsanalytik.
- FIZ, Fischinformationszentrum (2007). FIZ-Pressegespräch 2. April 2007.
- Garcia-Gallego, M.; Akharbach, H. (1998). Evolution of body composition of European eels during their growth phase in a fish farm, with special emphasis on the lipid component. *Aquaculture International* 6, 345-356.
- Goemans, G.; Belpaire, C. (2004). The eel pollutant monitoring network in Flanders, Belgium. Results of 10 years monitoring. *Organohalogen compounds* 66, 1811-1817.
- Greenpeace (2005). Swimming in Chemicals. Widespread presence of brominated flame retardants and PCBs in eels (*Anguilla anguilla*) from rivers and lakes in 10 European countries. Technical note 12/2005.

- Internationale Kommission zum Schutze der Mosel und der Saar (IKSMS) (2005). Internationales Messprogramm „PCB und verwandte Stoffe an Schwebstoffen und in Fischen der Mosel und Saar 2004. Endbericht PLEN 8/2005 vom Dezember 2005. www.iksms-cipms.org
- Karl, H. (2005). Rückstände im Fisch – Belastungssituation und Verbrauchersicherheit. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes e.V., Heft 81. Hygiene und Verbraucherschutz in der Erzeugung und Vermarktung von Fischen. Herausgeber: M. v. Lukowicz, Seite 91-105.
- Luzzana, U.; Scolari, M.; Campo Dall'Orto, B.; Caprino, F.; Turchini, G.; Orban, E.; Sinesio, F.; Valfre, F. (2003). Growth and product quality of European eel (*Anguilla anguilla*) as effected by dietary protein and lipid sources. J. Appl. Ichthyol. 19, 74-78.
- Morzel, M.; Van de Vis, H. (2003). Effect of the slaughter method on the quality of raw and smoked eels (*Anguilla anguilla* L.). Aquaculture Research 34, 1-11.
- Ozogul, Y.; Özyurt, G.; Özogul, F.; Kuley, E.; Polat, A. (2005). Freshness assessment of European eel (*Anguilla anguilla*) by sensory, chemical and microbiological methods. Food Chemistry 92, 745-751.
- Rehbein, H.; Sotelo, C.G.; Perez-Martin, R.I.; Chapela-Garrido, M.-J.; Hold, G.L.; Russell, V.J.; Pryde, S.E.; Santos, A.T.; Rosa, C.; Quinteiro, J.; Rey-Mendez, M. (2002). Differentiation of raw or processed eel by PCR-based techniques: restriction fragment length polymorphism analysis (RFLP) and single strand conformation polymorphism analysis (SSCP). European Food Research Technology 214, 171-177.
- Stachel, B.; Götz, R.; Krüger, F.; Knoth, W.; Pöpke, O.; Rauhut, U.; Reincke, H.; Schwartz, R.; Steeg, E.; Uhlig, S. (2004): The Elbe flood in August 2002- occurrence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/F) and dioxin-like

PCB in suspended particulate matter (SPM), sediment and fish. *Water Science and Technology* 50 (5), 309-316.

Tesch, F.-W. (1999). *Der Aal*. Paul Parey Verlag Berlin, 3. Auflage.

Tierschutzschlachtverordnung (2006). Verordnung zum Schutz von Tieren im Zusammenhang mit der Schlachtung oder Tötung vom 3. März 1997 (BGBl. I S. 405), zuletzt geändert durch: Artikel 19 des Gesetzes vom 13. April 2006 (BGBl. I S. 855, 859).

UBA Datenbank (2007). Dioxin-Datenbank des Bundes und der Länder. www.POP-DioxinDB.de

Van Leeuwen, S.P.J.; Van der Veen, I.; Leonards, P.E.G.; De Boer, J. (2006). Perfluorinated compounds in edible Dutch fish: a source for human exposure. *Organohalogen Compounds* 68, 535-538.

Mikrochemische Analysen an Aalotolithen

Lasse Marohn

Otolithen, die Gehörsteine von Fischen, sind calcifizierte Archive, in denen sich die Lebensgeschichte einzelner Individuen widerspiegelt. Durch die Ausbildung von täglichen bzw. jährlichen Zuwachsringsen ermöglichen sie die präzise Bestimmung des Alters der Fische und sind daher von herausragender Bedeutung für die Bearbeitung einer Vielzahl von populationsdynamischen Fragestellungen (Alters-Längen-Beziehungen, Mortalitätsberechnungen etc.). Außerdem tragen sie durch ihre artspezifische Morphologie und den linearen Zusammenhang zwischen Fisch- und Otolithenwachstum zum Verständnis von ernährungsökologischen Zusammenhängen bei.

In den letzten Jahren haben sich mikrochemische Analysen als weiteres Feld der Otolithenforschung etabliert. Diese Analytik macht es sich zunutze, dass die in der Umwelt vorhandenen Spurenelemente in Abhängigkeit von verschiedenen exogenen und endogenen Faktoren (z. B. Salzgehalt und Temperatur des umgebenen Wassers, Ernährung, Metamorphosen, Wachstumsgeschwindigkeit) in das Aragonit der Otolithen eingelagert werden. Eine ortsauflösende Quantifizierung der Konzentrationen dieser Elemente ermöglicht die Zuordnung zu bestimmten Lebensabschnitten, da aufgrund der Ringstruktur der Otolithen jeder Messpunkt einem

bestimmten Alter des Tieres zugeordnet werden kann. Dazu werden die Otolithen, gewöhnlich die Sagittae, also die größten der 3 paarig angelegten Gehörsteine im Lagesinnesorgan von Fischen, in der Ebene ihres Zentrums geschliffen und die Elementkonzentrationen auf der Fläche bestimmt. Bevorzugt werden dazu die Laser Ablation inductively coupled plasma Massenspektrometrie (LA-ICP-MS) oder die Elektronenstrahl-Mikrosonde (EMS) verwendet. Diese Methoden zeichnen sich durch eine hohe Ortsauflösung und eine präzise Analytik der verschiedenen Spurenelemente aus und eignen sich hervorragend, um auch kleinskalige Veränderungen in den Elementkonzentrationen zu erfassen.

Besonders geeignet ist eine mikrochemische Otolithenanalyse bei diadromen Fischen wie dem Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*), der eine Vielzahl von unterschiedlichen Habitaten durchwandert und dessen Migrationsverhalten und Habitatwahl noch in vielerlei Hinsicht unbekannt ist. Die Variation der Spurenelemente in den Otolithen spiegelt Veränderungen in den Umweltbedingungen wider, denen der Fisch im Laufe seines Lebens ausgesetzt war. Deren quantitative Messung erlaubt dadurch die Rekonstruktion der Lebensgeschichte eines Fisches. Der Zusammenhang von Strontiumaufnahme und Salzgehalt des umgebenen Wassers ist dabei weitestgehend geklärt. Artübergreifend wurde eine positive Korrelation gefunden (siehe Abb. 1 und Abb. 2), die es ermöglicht, das Strontium-Calcium-Verhältnis im Otolithen als Biomarker für den

Salzgehalt des umgebenen Wassers einzusetzen. Davon wurde in den vergangenen 10 Jahren in einer Vielzahl von Studien sowohl am Europäischen Aal (z. B. Tzeng et al. 1997, Tsukamoto et al. 1998) als auch an anderen Fischarten (z. B. Farrell & Campana, 1996, Campana 1999) Gebrauch gemacht.

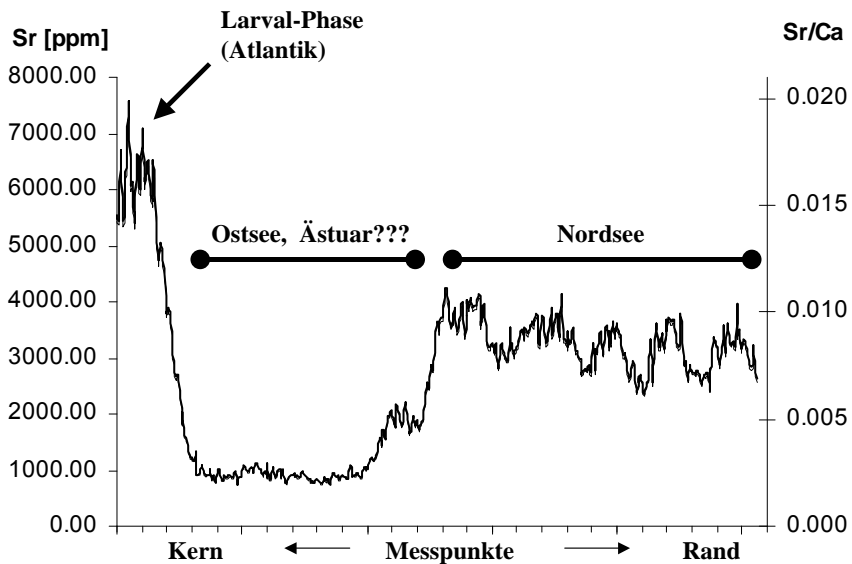


Abb. 1: LA-ICP-MS Messung der Strontiumkonzentrationen vom Kern zum Rand eines Aalotolithen. Aufgeführt ist zusätzlich das Strontium/Calcium-Verhältnis. Die Konzentrationsschwankungen weisen auf den Aufenthalt in unterschiedlichen Habitaten hin. Dieser Aal wurde in der Nordsee vor Helgoland gefangen.

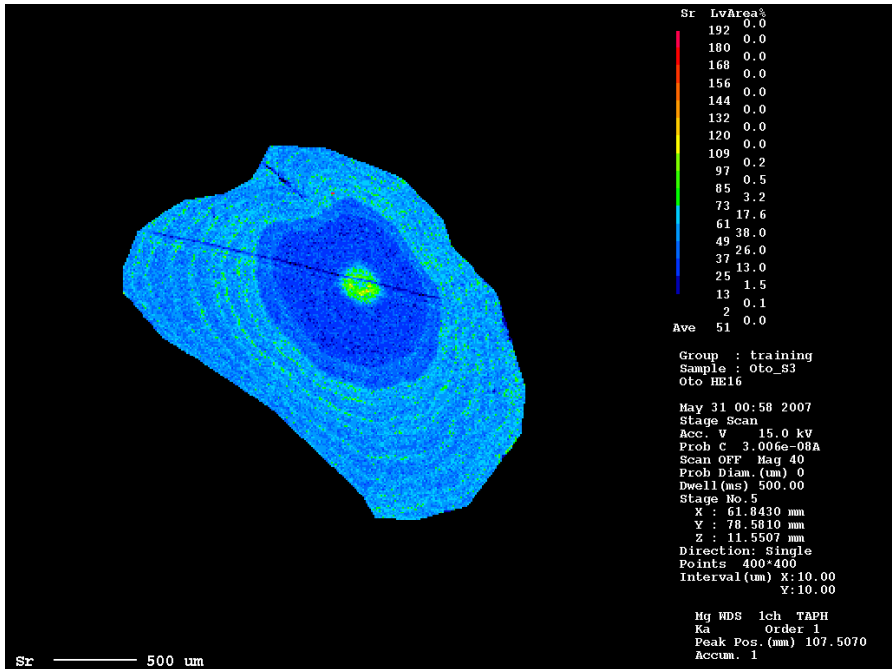


Abb. 2: Elektronenstrahl-Mikrosondenaufnahme der Strontiumkonzentration des Otolithen aus Abbildung 1. Die Konzentrationsunterschiede vom Zentrum zum Rand zeigen den gleichen Verlauf wie nach der LA-ICP-MS (Abb.1). Die Laserspur ist in der Aufnahme zu erkennen.

Auch der Einfluss von Wassertemperatur (Bath-Martin et al.2004; Elsdon and Gillanders 2003), Ernährung (Buckel et al. 2003) oder Wachstumsgeschwindigkeit (Mugiya & Satoh 1997, Sadovy Y & Severin KP 1992) auf die Otolithenchemie konnte bereits bei einigen Fischarten nachgewiesen werden. Allgemeingültige Zusammenhänge wurden dabei aber nicht gefunden. Die Bedeutung dieser Einflussfaktoren auf die Elementverteilung in Aalotolithen muss noch artspezifisch bestimmt und quantifiziert werden. Von Interesse sind

dabei neben Strontium auch die Elemente Barium, Magnesium und Mangan, deren Verteilungen vielversprechende Profile zeigen, die aber bisher weder spezifischen Ereignissen noch variablen Umweltbedingungen zugeordnet werden konnten.

Die stetige Verbesserung der Analytik und die Einbeziehung der Isotopenverteilung lassen erwarten, dass sich das Wanderverhalten des Aals noch genauer beschreiben lässt und auch eine Unterscheidung bestimmter Süßwasserhabitats ermöglicht wird.

Literatur

- Bath-Martin G., Thorrold S.R., Jones C.M. (2004) Temperature and salinity effects on strontium incorporation in otoliths of larval spot (*Leiostomus xanthurus*). *Can J Fish Aquat Sci* 61:34–4
- Buckle J.A., Sharack B.L., Zdanowicz V.S. (2004) Effect of diet on otolith composition in *Pomatomus saltatrix*, an estuarine piscivore. *J Fish Biol* 64: 1469-84
- Campana S.E. (1999) Chemistry and composition of fish otoliths: pathways, mechanisms and applications. *Mar Ecol Prog Ser* 188: 263-297
- Eldson T.S., Gillanders B.M. (2003) Relationship between water and otolith elemental concentrations in juvenile black bream *Acanthopagrus butcheri*. *Mar Ecol Prog Ser* 260:263–272
- Farrell J., Campana S.E. (1996) Regulation of calcium and strontium deposition on the otoliths of juvenile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Comp Biochem Physiol* 115: 103-09
- Mugiya Y., Satoh C. (1997) Strontium accumulation in slow-growing otoliths in the gold fish *Carassius auratus*. *Fish Sci* 63:361-64
- Tsukamoto, K., Nakai, I. and W.V. Tesch. (1998). Do all freshwater eels migrate? *Nature* 396: 635.
- Tzeng 1997 Use of otolith microchemistry to investigate the environmental history of European eel *Anguilla anguilla*. *Mar Ecol Prog Ser* 149: 73-81
- Sadovy Y., Severin K.P. (1992) Trace elements in biogenic aragonite: correlation of body growth rate and strontium levels in the otoliths of the white grunt, *Haemulon plumieri*. *Bull Mar Sci* 50:237–57

Grundlagen für einen Bewirtschaftungsplan für den Aal im Einzugsgebiet der Elbe

Uwe Brämick, Erik Fladung, Peer Doering-Arjes, Janek Simon

1. Einleitung

Vor dem Hintergrund stark rückläufiger Fänge an Glas- und Gelbaalen fordert die am 18.09.2007 verabschiedete EU-Verordnung zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals (AalVO) die Aufstellung von Aalbewirtschaftungsplänen (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2007). In den Plänen ist darzustellen, mit welchen Maßnahmen innerhalb eines angemessenen Zeitraumes – was nach Auffassung des wissenschaftlich-technischen Komitees der EU 2 - 3 Aalgenerationen wären (ICES 2007) - eine Abwanderung von Blankaalen in einem Umfang von mindestens 40 % der Menge gesichert werden kann, die ohne menschliche Beeinträchtigungen von Gewässern und ohne Fischerei abwandern würde. Dabei sind die Bewirtschaftungspläne in Anlehnung an die Europäische Wasserrahmenrichtlinie auf der Ebene von Flussgebiets-einheiten zu erstellen. Voraussetzung und Startpunkt für die Ableitung von zielführenden Bewirtschaftungsmaßnahmen ist eine Modellierung der aktuellen Bestandsdynamik des Aals in Binnen- und Küstengewässern und insbesondere die Abschätzung der derzeitigen Menge abwandernder Blankaale. Im Rahmen der

Aufstellung eines Bewirtschaftungsplans für die Flussgebietseinheit Elbe wurden erste Schritte zur Ermittlung der notwendigen Kenngrößen für eine Modellierung des Aalbestandes unternommen, die im folgenden einschließlich einiger erster Ergebnisse kurz vorgestellt werden sollen.

2. Methodik zur Quantifizierung der Blankaalabwanderung

Grundsätzlich ist eine Quantifizierung der Menge abwandernder Blankaale aus Binnengewässern auf zwei Wegen möglich. Zum einen kann durch ein Bestandsmodell die Menge abwandernder Blankaale theoretisch als Differenz zwischen Rekrutierung und Sterblichkeit abgeschätzt werden (Abb. 1). Dabei ist zu beachten, dass Aale in Abhängigkeit vom Geschlecht, der Nahrungssituation sowie den Abwanderungsmöglichkeiten einen Zeitraum von etwa sechs bis mehr als 20 Jahren in Binnengewässern verbringen. Notwendige Eingangsgrößen sind bei einer derartigen Betrachtung neben der Wasserfläche auch die jährliche Höhe des natürlichen Aalaufstiegs sowie der Besatzmengen über einen Zeitraum von mindestens 20 Jahren. Weiterhin muss das durchschnittliche individuelle Wachstum in der Flussgebietseinheit bekannt sein, um die Entwicklung der Biomasse des Aalbestandes kalkulieren zu können. Unter Abzug sowohl natürlicher als auch menschlich verursachter Sterblichkeiten verbleibt eine Restgröße der Population, die als Schätzwert für die Menge abwandernder

Blankaale dienen kann. Ein derartiges modellbasiertes Vorgehen hat den Vorteil, dass auch die Höhe der Blankaalabwanderung in Abwesenheit menschlich bedingter Sterblichkeiten und damit auch die in der AalVO geforderte Zielgröße (Referenzzustand) geschätzt werden kann. Gleichzeitig ist durch Fortschreibung der Zeitreihe eine Prognose zur zukünftigen Entwicklung der Blankaalabwanderungsmenge möglich.

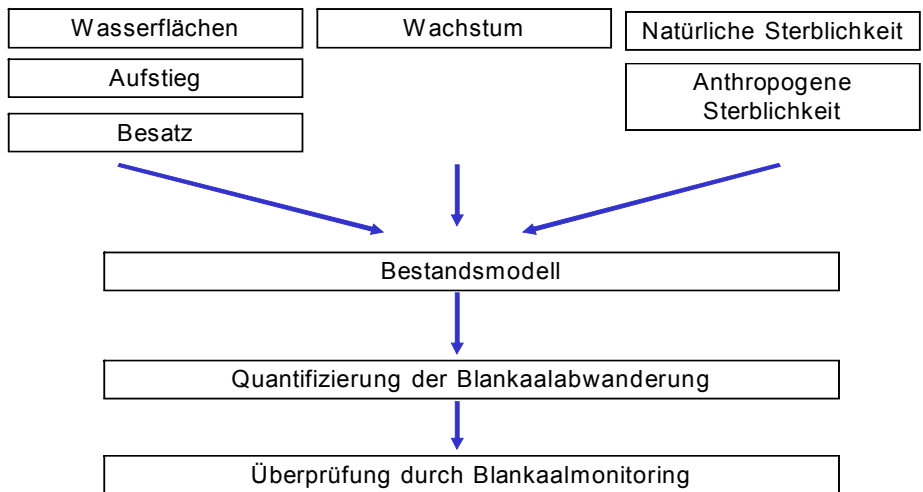


Abb. 1: Konzept zur Ermittlung der Menge abwandernder Blankaale aus der Flussgebietseinheit Elbe

Neben einer modellbasierten theoretischen Ableitung der Blankaalabwanderung kann auch eine direkte Erfassung im Rahmen eines Monitorings erfolgen. Auf diesem Weg sind zwar weder eine Ermittlung der Abwanderung ohne menschliche Beeinträchtigungen

noch Prognosen zur zukünftigen Entwicklung möglich. Es können jedoch die modellbasierten Ergebnisse anhand paralleler direkter Erfassungen überprüft und auf diesem Wege das Modell validiert werden, was wiederum sowohl der darauf basierenden theoretischen Ermittlung der Zielgröße als auch der Qualität der Prognosen zu Gute kommt.

Das Modell selbst basiert auf einem Ansatz von KNÖSCHE (2004) und ist als Tabelle mit schrittweiser Verrechnung von Rekrutierungs-, Wachstums- und Sterblichkeitsparametern nach Kohorten im Programm EXCEL angelegt.

3. Rekrutierung

3.1 *Natürlicher Aufstieg*

Methodik

Auf Basis von Zeitreihen verschiedener Glasaalfangstationen in westeuropäischen Flussmündungsgebieten leitet DEKKER (2004) ab, dass die aktuelle Menge aufsteigender Glasaale im Mittel nur noch etwa 4 % des Wertes von 1980 beträgt. Bei einer differenzierten Analyse nach Flussgebieten und Regionen wird deutlich, dass es dabei jedoch eine sehr hohe Schwankungsbreite gibt (WYSUJACK 2007) Zur Größenordnung des natürlichen Aalaufstiegs im Binnenland sind für die Flussgebietseinheit Elbe ebenso wie für andere deutsche Flussgebietseinheiten kaum quantitative

Erfassungen dokumentiert. Lediglich bei LEMCKE (2003) finden sich Angaben für Löcknitz und Mildenitz, die einen kleinen Eindruck des Aalaufstiegs in der Vergangenheit vermitteln.

Um das aktuelle Ausmaß des Aalaufstiegs in der Flussgebietseinheit Elbe zu ermitteln, wurde in den Jahren 2002 (Mecklenburg-Vorpommern) bzw. 2004 (Brandenburg) mit einem Steigaalmonitoring begonnen. Durch die unverbaute Mündung in die Nordsee und einen für Steigaale weitestgehend frei passierbaren Hauptstrom ist von einer ungehinderten Aufstiegsmöglichkeit für Aale in der Elbe auszugehen. Dieser an sich günstige Umstand erschwert jedoch Messungen des Aalaufstiegs im Hauptstrom, da Steigaale am besten an Wanderhindernissen mengenmäßig erfasst werden können. Daher konzentriert sich das Monitoring des Aalaufstiegs in der Flussgebietseinheit Elbe derzeit auf die Nebengewässer Löcknitz, Havel, Tanger und Mulde, die jeweils in Nähe der Mündung in die Elbe Querbauwerke aufweisen.

Die Erfassung aufsteigender Aale erfolgt in Löcknitz, Tanger und Mulde nach dem Prinzip der Aalleitern oder –bürsten (Abb. 2). An für Aale unüberwindlichen Hindernissen werden Rinnen aus glasfaserverstärktem Kunststoff installiert. Die Rinnen sind als rechteckige U-Profile mit 3 - 5 m Länge, 20 cm Breite und 20 cm Höhe konstruiert und auf der Oberseite zum Schutz vor Prädatoren mit einer Abdeckung versehen. Der Boden ist mit Bürstenmaterial aus

Kunststoff von 60 mm Länge ausgekleidet (SOLOMON & BEACH 2004). Im Unterwasser der Querbauwerke werden die Rinnen in einem Winkel von 25 – 40 Grad zur Wasseroberfläche aufgehängt. Zur Erzeugung eines Lockstroms werden die Rinnen bewässert. Bei Erreichen des oberen Endes fallen die aufsteigenden Aale über einen Trichter und einen Schlauch in einen Auffangbehälter.



Abb. 2: Rinne zur Registrierung des Aalaufstiegs in der Löcknitz

An der unteren Havel kurz vor der Mündung in die Elbe sowie an der Jonitzer Mulde sind die Querbauwerke mit Fischpässen ausgestattet. Die oben beschriebenen Aalrinnen blieben an diesen Bauwerken weitgehend wirkungslos, da die Steigaale den Wanderweg über den Fischpass bevorzugen. Daher wurden an diesen beiden Standorten im Ausstieg der Fischpässe im Oberwasser

engmaschige Spezialreusen (Maschenweite 4 mm) aus Edelstahlgeflecht bzw. Netzmaterial installiert (Abb. 3). Im Unterschied zu den Steigaalrinnen, die nur eine Stichprobe der Menge aufsteigender Aale erfassen, liefern die Reusen einen Anhaltspunkt für die Gesamtzahl der aufsteigenden Aale.

Sowohl die Steigaalrinnen als auch die Kontrollreusen wurden in den Jahren 2005 und 2006 jeweils von Ende April bis Ende Oktober betrieben. Bei Hochwassersituationen mussten die Geräte allerdings entfernt und damit das Monitoring unterbrochen werden.



Abb. 3: Reuse zur Registrierung des Aalaufstiegs am Wehr Gnevsvorf in der unteren Havel

Erste Ergebnisse

Zwischen Mai und Oktober des Jahres 2005 wurden 45.000 Steigaale an zwei Stellen im Einzugsgebiet der Elbe registriert, im Jahr 2006 betrug die Menge 36.500 Steigaale (Abb. 4). Die mit Abstand höchsten Aufstiegszahlen wurden in der unteren Havel beobachtet. Berücksichtigt man die Ausfallzeiten der dort installierten Reuse durch Hochwassersituationen und interpoliert diese Zeiträume anhand der prozentualen zeitlichen Verteilung der Fänge in der Löcknitz, steigen die Mengen auf bis zu 70.000 im Jahr 2005 und 43.000 für 2006. Das entspricht 1,5 – 2 Steigaalen pro Hektar oberhalb gelegener Wasserfläche.

Im Vergleich dazu lag die Anzahl registrierter Steigaale mit 500 - 1.000 Tieren an den anderen Monitoringstellen deutlich niedriger. Ursachen dafür dürften neben der teilweise deutlich geringeren Abflussmenge (z.B. MQ Havel 76 m³/s, MQ Löcknitz 4 m³/s) sowie der unterschiedlichen Entfernung zur Mündung der Elbe in die Nordsee (Löcknitz 255 km, Havel 311 km, Tanger 366 km, Mulde 495 km) ganz maßgeblich auch in der unterschiedlichen Fängigkeit von Reusen (Havel und Jonitzer Mulde) sowie Steigaalrinnen (übrige Standorte) liegen.

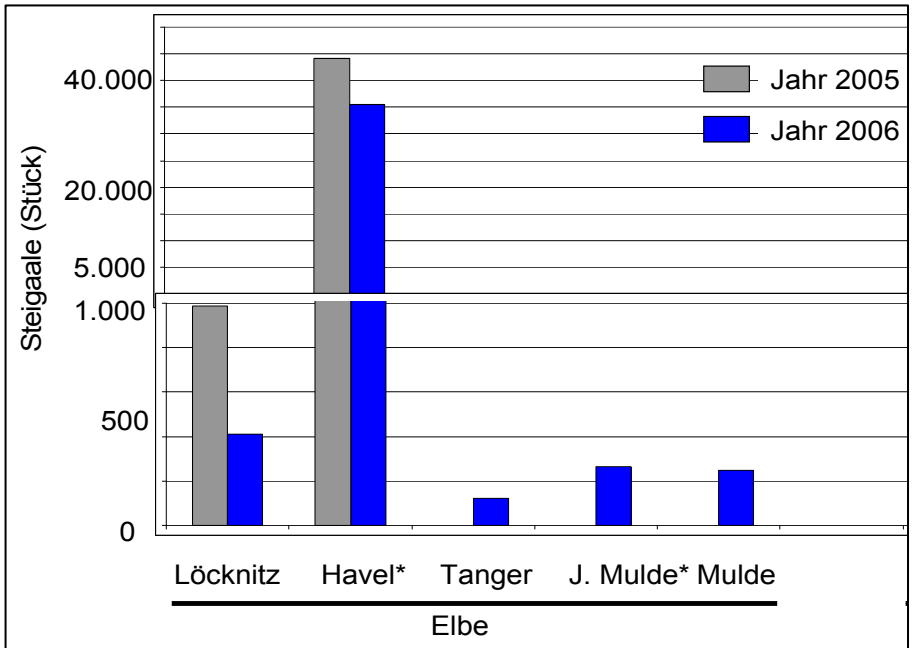


Abb. 4: Registrierte Steigaale an den jeweils untersten Querverbauungen von Nebenflüssen der Flussgebietseinheit Elbe in den Jahren 2005/2006. Die mit * gekennzeichneten Monitoringstellen waren mit Reusen, alle übrigen mit Aalrinnen ausgerüstet. Zu beachten ist der Sprung in der Skalierung der Y-Achse.

Der Aufstiegszeitraum der beobachteten Steigaale erstreckte sich an allen Stationen von Mitte Mai bis in den Oktober. Zwischen einzelnen Tagen und Wochen, aber auch zwischen den Stationen waren starke Fluktuationen zu beobachten. Zwei Drittel der Steigaale wurden von Mitte Juni bis Ende Juli registriert. Die mittlere Länge der Steigaale stieg mit zunehmender Entfernung von der Küste von 17 cm in der Lößnitz über 20 cm in der Havel auf 32 cm in der Mulde und kann als Folge einer etappenweisen Wanderung über längere Zeiträume interpretiert werden. (Abb. 5).

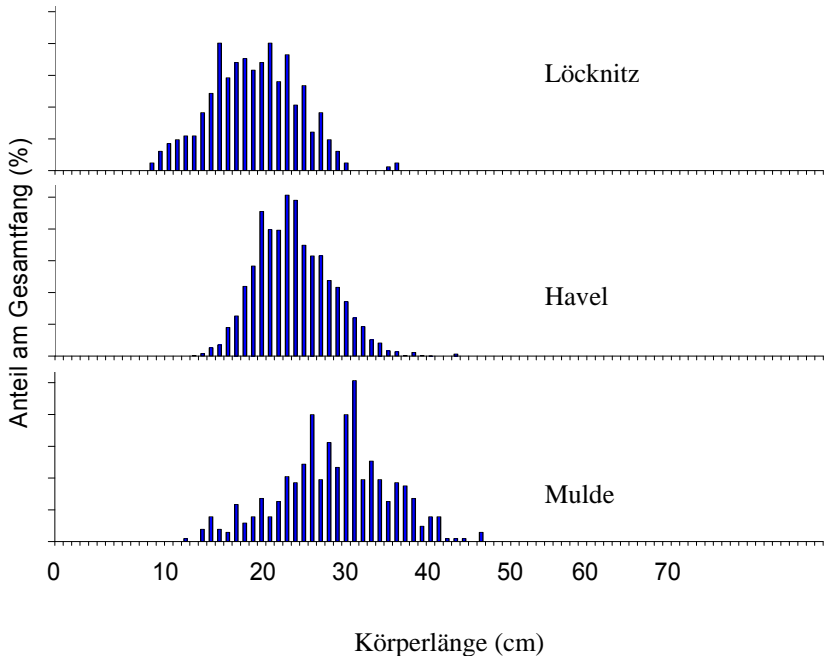


Abb. 5: Häufigkeitsverteilung der Körperlängen von Steigaalen an Monitoringstellen in Nebenflüssen der Elbe

3.2 *Besatz*

Entscheidende Grundlage für die Aalbestände in der Flussgebietseinheit Elbe und damit auch für die Menge abwandernder Blankaale ist der Besatz. Angaben zu den Besatzmengen in vergangenen Jahren lagen aus allen Bundesländern in der Flussgebietseinheit Elbe vor, allerdings für unterschiedliche Zeiträume. Gleichzeitig wurden verschiedene Größengruppen zum Besatz verwendet, was eine Umrechnung auf eine einheitliche Basis erforderte. Als

Bezugsgröße wurden Glasaale (A_0) gewählt, wobei basierend auf der Auswertung von zahlreichen Literaturdaten aus europäischen Gewässern zu Wiederfangraten bei unterschiedlichem Besatzmaterial (KNÖSCHE et al. 2004) ein vorgestreckter Aal (A_V) in 3 und ein Satzaal (A_S) in 4,5 Glasaaläquivalente umgerechnet wurden. Abb. 6 verdeutlicht, dass die Besatzmengen von $>100 A_0/ha$ vor 15 - 20 Jahren auf $30 A_0/ha$ in 2002 zurückgegangen sind. Für die Jahre 2003 bis 2005 liegen derzeit noch keine vollständigen Angaben zu den Besatzmengen in der Flussgebietseinheit Elbe vor, doch ist von einer Größenordnung zwischen 20 und $40 A_0/ha$ auszugehen. Erst im Rahmen eines Pilotprojektes zur „Erhöhung des Laichebestandes im Einzugsgebiet der Elbe durch Besatz“ wurde im Jahr 2006 wieder ein Besatz von $120 A_0$ pro ha Besatzfläche realisiert.

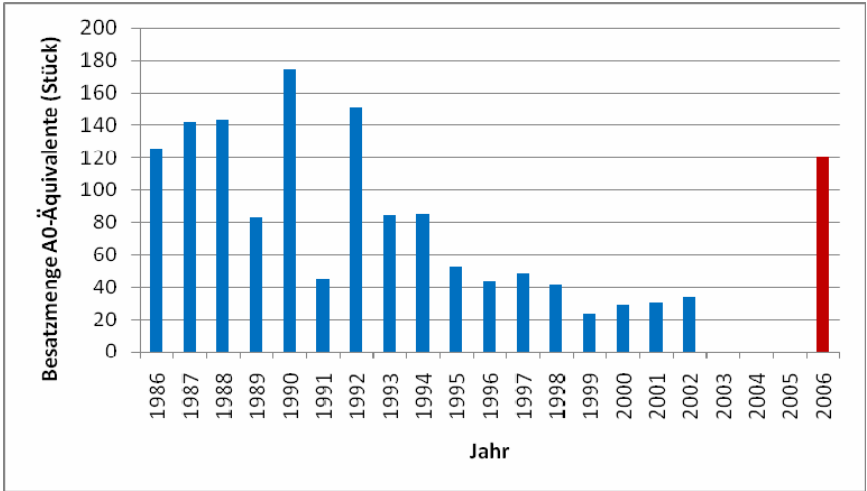


Abb.6: Entwicklung der Besatzmenge an Glasaaläquivalenten in der Flussgebietseinheit Elbe

4. Wachstum

4.1 Wachstumsrückberechnungen

Zum Wachstum von Aalen im Einzugsgebiet der Elbe führte SIMON (2003, 2007a) vergleichende Rückberechnungen an Otolithen von Aalen aus sechs Seen durch. Im Ergebnis ist festzustellen, dass das Mindestmaß von 45 cm Körperlänge und damit eine fischereiliche Nutzbarkeit des Bestandes durchschnittlich erst nach acht Jahren im Süßwasser erreicht wird (Abb. 7). Dieses Ergebnis deckt sich mit früheren Untersuchungen von BERG (1988) zum Aal im Bodensee und liefert eine Grundlage für modellhafte Berechnungen zum Bestandszuwachs und zur fischereilich bedingten Sterblichkeit des Aalbestandes in der Flussgebietseinheit Elbe und damit zur Bestandsdynamik.

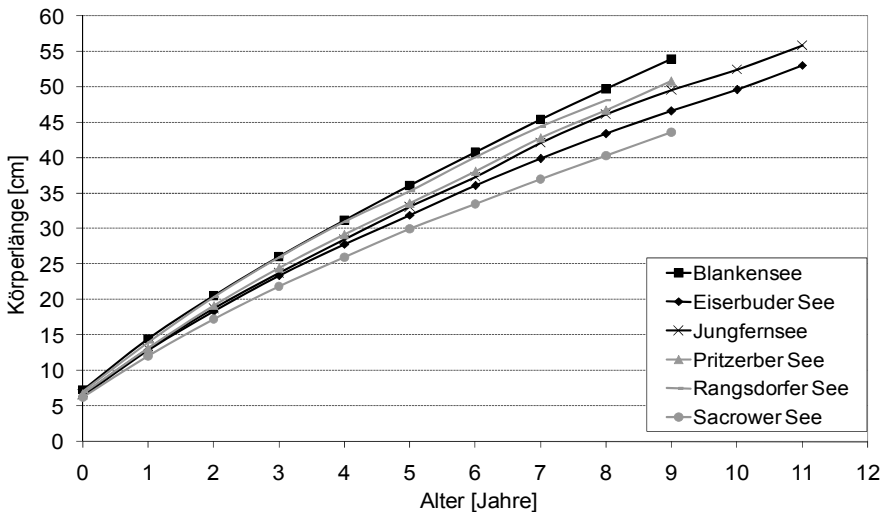


Abb. 7: Wachstum von Aalen im Einzugsgebiet der Elbe auf Basis von Rückberechnungen an Otolithen nach SIMON (2007)

4.2 Versuche zum Wachstum von Aalen in Seen

Neben den Wachstumsrückberechnungen werden am Institut für Binnenfischerei aktuell auch direkte Wachstumsuntersuchungen durch Markierung von Aalen in Seen durchgeführt. Bei den sieben Versuchsseen in Brandenburg handelt es sich um isolierte Gewässer ohne Zu- oder Abfluss von 6 - 17 ha Fläche, 2 - 8 m Tiefe und 90 – 240 µg/l TP. Ab dem Jahr 2004 bzw. 2005 erhielten alle Seen einen kombinierten jährlichen Besatz mit 50 g/ha A_0 und 500 g/ha A_V . Vor dem Besatz wurden alle Glasaale entweder mit OTC oder Alizarin-Rot sowie die A_V mit einem numerisch codierten Draht markiert (SIMON & DÖRNER 2005). Das individuelle Wachstum in den Jahrgängen und Längengruppen wird jährlich an Stichproben erhoben.

Erste Ergebnisse bekräftigen den von SIMON (2003) bei Rückberechnungen beobachteten jährlichen Längenzuwachs von 1 - 4 cm. Gleichzeitig deutet sich an, dass im Glasaalstadium besetzte Aale zunächst eine höhere Wachstumsrate aufweisen, als vorgestreckte Besatzaale (Abb. 8). Nach zwei Jahren hatten erstere den anfänglichen Wachstumsvorsprung der vorgestreckten Artgenossen deutlich verringert und in zwei Seen ausgeglichen. Gleichzeitig zeigte sich eine hohe Schwankungsbreite des Zuwachses zwischen den einzelnen Seen.

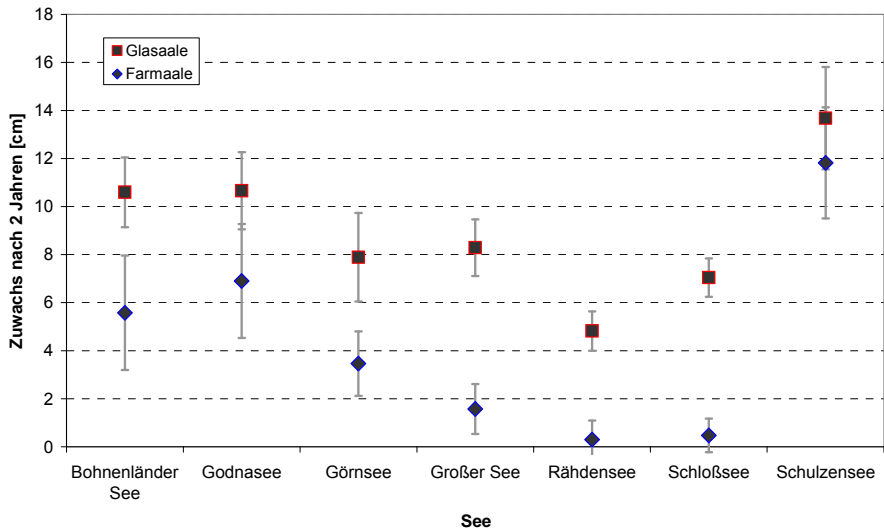


Abb. 8: Durchschnittlicher Zuwachs von Glasaalen (rot) und vorgestreckten Aalen (blau) nach 2 Jahren in verschiedenen Versuchsseen (grauer Balken = Standardabweichung)

5. Natürliche und anthropogen bedingte Sterblichkeiten

5.1 Natürliche Sterblichkeit

Konkrete Angaben zur Höhe der natürlichen Mortalität (M) liegen bislang weder für die Flussgebietseinheit Elbe noch für andere Gewässersysteme in Deutschland vor. Daher sind wir bisher darauf angewiesen, stellvertretend auf Mortalitätsraten zurückzugreifen, die mit einem Modell für Aale einer Adriatischen Lagune ermittelt wurden (DE LEO & GATTO 1995). Hier gehen die Autoren davon aus, dass M in Stufen von 0,65 im ersten Jahr auf 0,07 ab dem zehnten Jahr abnimmt.

Die Übertragung einer natürlichen Sterblichkeit aus einer Mittelmeerlagune auf die Flussgebietseinheit Elbe ist äußerst problematisch, derzeit aber die einzig verfügbare Möglichkeit. Da die sieben Versuchsseen, in denen die Wachstumsversuche stattfinden, weder beangelt noch kommerziell befischt werden, kann zukünftig die natürliche Sterblichkeit aus der Entwicklung der Jahrgangsstärken abgeleitet werden. Aktuell sind aufgrund zu geringer Fangraten jedoch noch keine Schätzungen möglich.

5.2 Kormoran

Die Mortalität durch Kormorane in der Flussgebietseinheit Elbe wird ausgehend vom Längenspektrum der von Kormoranen gefressenen Aale geschätzt. KNÖSCHE et al. (2005) ermittelten ein Längenspektrum der von Kormoranen gefressenen Aale von 25 - 60 cm. Diese Längen entsprechen in einer Bestandsmodellierung für das Jahr 2006 den Kohorten aus dem Besatz und dem natürlichen Aalaufstieg aus den Jahren 1990 - 1999. Für diese Jahre wurde der Mittelwert der Brutpaare und Durchzügler für die Bundesländer in der Flussgebietseinheit Elbe errechnet. Dieser Mittelwert der Kormorananzahl dient schließlich dazu, die durch Kormorane gefressene Menge an Aalen nach BRÄMICK & FLADUNG (2006) abzuschätzen. Die Schätzung basiert auf der Zahl der Kormorane, ihrer Aufenthaltsdauer und dem Biomasseanteil des Aals an ihrem Nahrungsbedarf. Als Bezugsgewässerfläche wird die gesamte

Wasserfläche der jeweiligen Bundesländer und nicht nur die der Flussgebietseinheit Elbe herangezogen, da der Kormoran auch in anderen Gewässern frisst und bei der jetzigen Datenbasis nicht abgeschätzt werden kann, welchen Anteil die Flussgebietseinheit Elbe am Fraßgebiet des Kormoran hat. Insgesamt ergibt sich aus dieser Berechnung ein mittlerer jährlicher Fraß von 0,3 kg/ha Aal durch Kormorane im Zeitraum 1990 - 1999.

5.3 *Wasserkraftanlagen*

Während der Hauptstrom der Elbe in Deutschland frei von Wasserkraftanlagen ist, sind solche Anlagen in den Unterläufen und vor allem in den Oberläufen von Nebenflüssen vorhanden und dezimieren insbesondere die Menge der Blankaale bei der Abwanderung. Die Größe dieser Mortalität kann derzeit in den einzelnen Bundesländern und damit für die Flussgebietseinheit Elbe nicht abgeschätzt werden, weil für die betroffenen Flüsse und Flussabschnitte keine differenzierten Angaben zu Turbinentyp, Durchflussmengen, Schutzvorrichtungen und Größe der Aalbestände oberhalb der einzelnen Wasserkraftstandorte vorliegen.

5.4 *Fischereiliche Sterblichkeit*

Zur Abschätzung der fischereilichen Mortalität wurden die Aalerträge der Fischer und der Angler in der Flussgebietseinheit Elbe zu-

sammengefasst. Die Fänge der Erwerbsfischerei konnten über die Gesamtfänge an Aal in den Bundesländern unter Berücksichtigung der anteiligen Wasserfläche der Flussgebietseinheit Elbe geschätzt werden. Daraus resultiert eine jährliche fischereiliche Sterblichkeit von 0,8 kg/ha. Mit erheblichen Unsicherheiten behaftet ist die Schätzung der Aalfänge durch die Angelfischerei. In Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern konnten die Fänge nur indirekt über die gültigen Fischereischeine und die durchschnittliche Aalfangmenge pro Angler (ermittelt aus detaillierteren Erhebungen des DAV Sachsen-Anhalt) hochgerechnet werden. Zusammen mit Schätzungen aus den anderen Bundesländern ergab sich daraus eine jährliche fischereiliche Sterblichkeit für Aale durch die Angelfischerei von 0,5 kg/ha.

6. Blankaalabwanderung

Zur Analyse der Abwanderung aus dem Einzugsgebiet der Elbe wurden in den Jahren 2005 und 2006 insgesamt 1.085 Blankaale aus der oberen und unteren Havel, dem Rhin und der Elbe mit Elastomerfarbstoffen markiert (SIMON 2007b) und 2 km oberhalb von Hamen (obere Havel und Elbe) sowie Reusen (untere Havel, Rhin) ausgesetzt. Der Rückfang der im September 2005 markierten Aale in den Reusen und Hamen erstreckte sich über den Zeitraum eines ganzen Jahres und belegt, dass Blankaale hohe individuelle Unterschiede hinsichtlich der Abwanderungsgeschwindigkeit

aufweisen (Abb. 9). Während einige Blankaale ihre Abwanderung offensichtlich für längere Zeiträume unterbrechen, legten andere innerhalb von drei Tagen Entfernungen von mehr als 100 km zurück. Diese Beobachtungen decken sich mit Ergebnissen von Untersuchungen zur Blankaalabwanderung am Rhein (KLEIN BRETELER et al. 2007), wo manche Blankaale ihre Abwanderung ebenfalls für mehr als zwölf Monate unterbrechen.

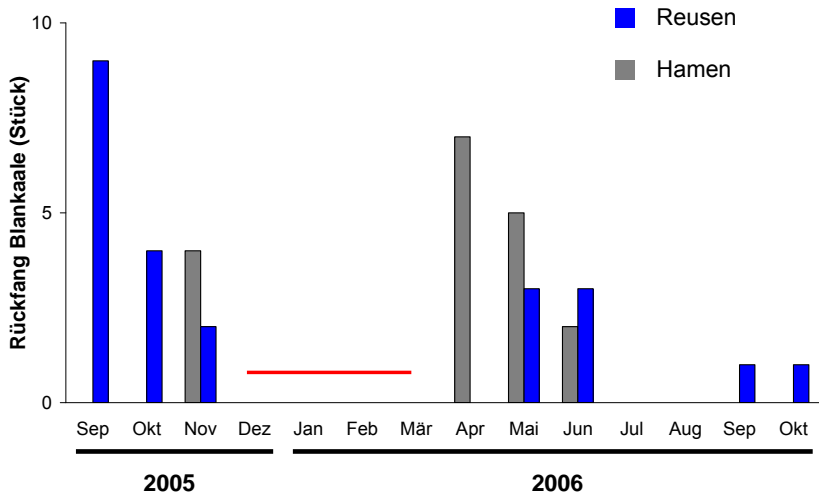


Abb. 9: Rückfang von markierten und im September 2005 etwa 2 km oberhalb von Reusen und Hamen ausgesetzten Blankaalen in den darauffolgenden Monaten. Im Zeitraum zwischen Dezember 2005 und März 2006 (roter Balken) wurden wegen Eisgangs keine Fanggeräte betrieben.

Aus den Rückfängen der markierten Blankaale konnten erste Schätzungen zur Fängigkeit der eingesetzten Reusen und Hamen und damit zur fischereilichen Sterblichkeit abgeleitet werden. Für

Reusen im Rhin variierten die Fangraten zwischen 0,1 – 0,2 %. Angesichts fehlender Rückfänge der Reusen in der unteren Havel waren dort keine Schätzungen möglich. Erwartungsgemäß lagen die Fangraten der Hamen höher und erreichten 2,2 % in der Elbe sowie 11 – 15 % in der oberen Havel (Tab. 1). In Kombination mit den ganzjährigen Fangstatistiken dieser Fanggeräte soll zukünftig die Gesamtmenge an Blankaalen abgeschätzt werden, die diese Stellen passiert. Nach den bisher vorliegenden Daten ist von 4.000 Blankaalen in der oberen Havel und mehr als 300.000 Blankaalen in der mittleren Elbe auszugehen, wobei der Schätzfehler derzeit noch bei über 30 % liegt.

Tab. 1: Anzahl markierter Blankaale und beobachtete Rückfangraten in Reusen und Hamen in Havel, Elbe und Rhin

Gewässer	Jahr	Gerät	Anzahl markierter Aale	Fangrate (%)
obere Havel	2005	Hamen	150	11,3
obere Havel	2006	Hamen	77	15,6
untere Havel	2006	Reuse	57	-
Mittellelbe	2006	Hamen	500	2,2
Rhin	2005	Reusen	150	0,2
Rhin	2006	Reusen	151	0,1

7. Schlussfolgerungen

Für die Erarbeitung eines Bewirtschaftungsplans für den Aal in der Flussgebietseinheit Elbe nach Vorgaben der AalVO sind detaillierte Kenntnisse zur Bestandsdynamik notwendig. Während die Rekrutierung des Bestandes durch Besatz auf Basis von Statistiken der vergangenen Jahre ausreichend rekonstruiert werden kann, findet eine Quantifizierung des natürlichen Aalaufstiegs erst seit kurzer Zeit an wenigen ausgewählten Nebengewässern der Elbe statt. Dabei wurden sehr stark differierende Mengen an Steigaalen nachgewiesen, die von 40 - 70.000 Stück in der Havel bis zu wenigen Hundert Exemplaren in Tanger und Mulde reichen. Durch künftige Untersuchungen sind hier Abhängigkeiten des Aufstiegs von der Wassermenge der Teileinzugsgebiete sowie ihrer Entfernung von der Mündung in die Nordsee zu prüfen, um eine Kalkulation für das gesamte Einzugsgebiet ableiten zu können.

Die entscheidende Größe für den Aalbestand in der Flussgebietseinheit Elbe ist der Besatz. Seit Mitte der 90er Jahre war die Besatzmenge rückläufig und erreichte ein Minimum von etwa 30 Glasaal-Äquivalenten je Hektar. Erst im Jahr 2006 konnte dieser Trend durch einen verstärkten Aalbesatz im Rahmen eines Pilotprojektes gestoppt werden.

Zum Wachstum des Aals in der Flussgebietseinheit Elbe liegen Daten aus Wachstumsrückberechnungen vor. Durch Wachstumsuntersuchungen an Aalen bekannten Alters in Seen werden diese Daten derzeit validiert. Gleichzeitig zeigten sich dabei erhebliche Unterschiede im Wachstum nicht nur in Abhängigkeit vom jeweiligen Gewässer, sondern auch von der Größe beim Besatz.

Die größten Unsicherheiten und Lücken auf dem Weg zu einem besseren Verständnis der Bestandsdynamik des Aals bestehen bei den Sterblichkeitsfaktoren. Während die Mortalität durch Erwerbsfischerei auf Basis von Fangstatistiken überwiegend rekonstruierbar ist, stehen Angaben zu den Faktoren Angelfischerei, Kormorane, Wasserkraft und natürliche Sterblichkeit bisher auf weniger tragfähigen Grundlagen bzw. fehlen im Falle der Auswirkungen von Wasserkraftanlagen komplett.

In der Konsequenz ist eine Bestandsmodellierung als Basis für einen Bewirtschaftungsplan derzeit nur in Ansätzen möglich und mit großen Unsicherheiten behaftet. Eine direkte Schätzung der Menge abwandernder Blankaale durch Markierung und Wiederfang lieferte erste Anhaltspunkte, ist jedoch noch mit einem hohen Schätzfehler behaftet.

Literatur

- Berg, R. (1988): Der Aal im Bodensee. Verlag J. Margraf, Gaimersheim. 246 Seiten
- Brämick, U. & Fladung, E. (2006): Quantifizierung der Auswirkungen des Kormorans auf die Seen- und Flussfischerei Brandenburgs am Beispiel des Aals. *Fischer & Teichwirt* 1: 8-11.
- De Leo, G. & Gatto, M. (1995): A size and age-structured model of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1351-1367.
- Dekker, W. (2004): Slipping through our hands. Population dynamics of the European Eel. Ph.D.-thesis., Universität von Amsterdam, Amsterdam. 186 Seiten
- ICES. (2007): EC request on the Draft EU Guidelines for Eel Management Plans (EC regulation n° 1100/2007), ICES Advice 2007, Book 9, Seiten.
- Klein Breteler, J. G. P., Vriese, T., Borcharding, J., Breukelaar, A. W., Jörgensen, L., Staas, S., Laak, G. D. & Ingendahl, D. (2007): Assessment of population size and migration routes of silver eel in the River Rhine based on a 2-year combined mark-recapture and telemetry study. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1-7.
- Knösche, R., Brämick, U., Fladung, E., Scheurlen, K. & Wolter, C. (2005): Untersuchungen zur Entwicklung der Fischerei im Land Brandenburg unter Beachtung der Kormoranbestände und Entwicklung eines Monitorings. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow. Projektbericht., Potsdam-Sacrow. 121 Seiten

- Knösche, R., Schreckenbach, K., Simon, J., Eichhorn, T., Pietrock, M. & Thürmer, C. (2004): Aalwirtschaft in Brandenburg. Entwicklung der Aalbestände, Schadfaktoren und nachhaltige Aalwirtschaft. Schriftenreihe des Institutes für Binnenfischerei e.V. ,15, Potsdam-Sacrow. 75 p. Seiten
- Lemcke, R. (2003): Start eines Glas- und Jungaalmonitorings in Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 2002 - methodisches Vorgehen und erste Ergebnisse. *Fischer und Teichwirt* 7: 269-273.
- 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.
- Simon, J. (2003): Vergleichende Untersuchungen der Altersstruktur, des Wachstums und der Bruttoenergie von Aalen (*Anguilla anguilla*) aus sieben Brandenburger Gewässern. Dipl.-Arbeit, Humboldt Universität, Berlin. 146 Seiten
- Simon, J. (2007a): Age, growth and condition of European eel (*Anguilla anguilla*) from six lakes in the River Havel system (Germany). *ICES Journal of Marine Science* 64: 1414-1422.
- Simon, J. (2007b): Evaluation of marking European silver eels with visible implant elastomer tags and alcian blue. *J. Fish Biol.* 70: 303-309.
- Simon, J. & DÖRNER, H. (2005): Marking the European eel with oxytetracycline, alizarin red and coded wire tags: an evaluation of methods. *J. Fish Biol.* 67: 1486-1491.
- Solomon, D. J. & Beach, M. H. (2004): Fish pass design for eel and elver. *Environment Agency R&D Technical Report W02-070/TR1*: 63.

Wysujack, K. (2007): The precautionary approach and the management of the European eel (*Anguilla anguilla*) - Critical remarks. *Informationen aus der Fischereiforschung der Bundesforschungsanstalt für Fischerei* 54: 26-33.

Die Abwanderung von Blankaalen im Rhein: Eine Studie mit Hilfe der Transpondertechnik

Detlev Ingendahl, Jan Klein Breteler, Tim Vriese,
Jost Borchering, André Breukelaar, Lothar Jörgensen,
Gerard de Laak, Stefan Staas

Einleitung

Seit Anfang der achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts wird ein starker Rückgang des Glasaalaufstiegs des europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) beobachtet. In den letzten Jahren betrug die Menge der Glasaale an verschiedenen Monitoringstationen nur noch wenige Prozent des langjährigen Mittelwertes. Auch wenn die Ursachen des Rückgangs und ihre jeweilige Bedeutung für diesen Rückgang nicht im Einzelnen geklärt werden können, geht der Internationale Rat für Meeresforschung in seinen Berichten davon aus, dass sich die panmiktische Population des europäischen Aals außerhalb sicherer Bestandsgrenzen befindet (ICES 2004). Als Reaktion auf die kritische Bestandssituation hat die EU eine Verordnung zum Schutz des europäischen Aals erlassen, die insbesondere die Bewirtschaftung und den Schutz des Aals verbessern sollen, um einer genügenden Anzahl von Blankaalen die Abwanderung ins Meer und damit potenziell die Teilnahme an der Reproduktion zu ermöglichen (EU 2007). Die in der Aal-Verordnung festgelegte Quote erfolgreich abwandernder Aale beträgt 40 % des von menschlichen

Aktivitäten unbeeinflussten Bestandes. In den von den Mitgliedsstaaten aufzustellenden Aal-Bewirtschaftungsplänen sollen zukünftig geeignete Maßnahmen ergriffen werden, um eine ausreichende Anzahl von Aalen erfolgreich abwandern zu lassen. Monitoringprogramme in der EU basierten bislang hauptsächlich auf fischereiliche Methoden und betrachten meist Glasaale und Gelbaale. Daten über die Abwanderung von Blankaalen auf Ebene von Einzugsgebieten sind dagegen bislang selten erhoben worden, insbesondere im Hinblick auf die Faktoren, die zu einem Verlust von Blankaalen bei der Abwanderung beitragen (Wasserkraft, Fischerei). In einem gemeinsamen Projekt zwischen den Bundesländern Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz zusammen mit niederländischen Institutionen sollte daher geklärt werden, auf welchen Wanderwegen die Blankaale im Rhein, insbesondere im stark verbauten Rheindelta, ins Meer gelangen, und welcher Prozentsatz der Aale diese Wanderung erfolgreich zurücklegen kann. Zu diesem Zweck wurden zwischen 2004 - 2005 jeweils etwa 150 Blankaale aus der Mosel mit einem Transponder markiert und in den Rhein entlassen. Die mit einem Nedap-Trail-Transponder versehenen Aale können im Rheindelta durch ein eng geknüpftes Antennensystem auf ihrem Weg zum Meer verfolgt werden. Damit wird eine erste Einschätzung möglich, welcher Prozentsatz der Blankaale im Rhein unter den heutigen Bedingungen (Deltaverbau, Fischerei etc.) den Weg ins Meer findet.

Untersuchungsgebiet und Methode

Der Rhein hat ein Einzugsgebiet von 185.000 km², bei einer Fließlänge von 1.250 km (ohne Alpenrhein) und einem mittleren Abfluss von 2.280 m³ s⁻¹ bei Rees, nahe der deutsch-niederländischen Grenze (Abb. 1). Einer der wichtigsten Nebenflüsse des Rheins ist die Mosel mit einem Abfluss von 315 m³ s⁻¹, die bei Koblenz den Rhein erreicht. Die Mosel ist durch 14 Wehre mit Wasserkraftnutzung verbaut (Fichtner 2003). Im weiteren Verlauf des Rheines bis zur niederländischen Grenze befinden sich dagegen keine Querbauwerke. In den Niederlanden gibt es drei Hauptwege, über die der Abfluss des Rheins das Meer erreichen kann:

1. Rhein-Waal-Haringvliet oder über den Nieuwe Waterweg (als einzige frei Verbindung zum Meer)
2. Rhein-Nederrijn-Lek (mit drei Wehren, davon zwei mit Wasserkraft) ebenfalls über den Nieuwe Waterweg ins Meer
3. Rhein-Nederrijn-IJssel ins IJsselmeer und über zwei bei Ebbe geöffnete Schleusen am Abschlussdeich ins Meer.

Der Hauptabfluss des Rheins wird dabei über den Waal geleitet, wobei ein Teil des Wassers je nach Abflussmenge des Rheins über die Haringvlietschleusen im südlichen Bereich des Rheindeltas das Meer erreicht.

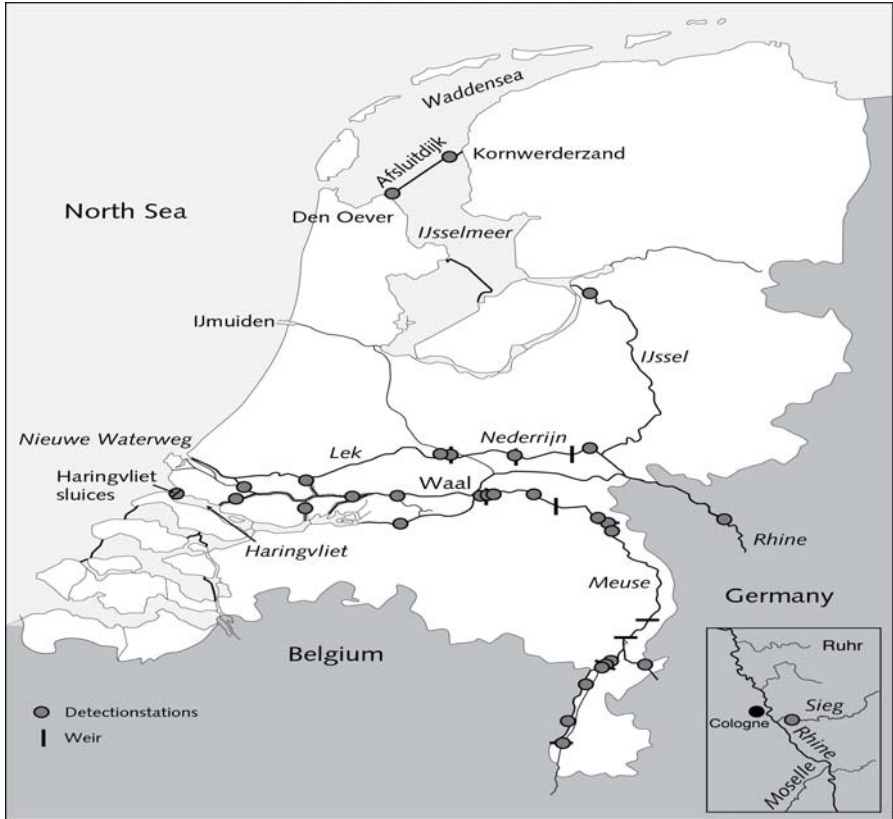


Abb. 1: Rheindelta in den Niederlanden mit der Lage von Wehren (I) und Empfangsstationen (o) für mit einem Transponder markierte Aale.

In der Mosel werden im Rahmen der Aalschutzinitiative des Landes Rheinland-Pfalz abwandernde Aale zum Schutz vor Turbinenmortalität vor den Wasserkraftwerken gefangen und zum Rhein transportiert. Aus der Gruppe der gefangenen Aale wurden Blankale (klassifiziert nach äußerlichen Merkmalen) mit mindestens 70 cm Körperlänge ausgewählt und zum Bootshaus der Universität

Köln in Köln-Bayenthal (Rhein-Kilometer 685) transportiert, wo sie bis zur Markierung zwischen gehalten wurden.

Der Nedap-Trail-Transponder (Länge 65 mm, Durchmesser 15 mm und Gewicht 16 g im Wasser) wurde den betäubten Blankaalen mit einer Mindestgröße von 70 cm Totallänge in die Bauchhöhle implantiert (eine genaue Beschreibung der Markierung findet sich bei Baras & Jeandrain 1998 und Winter et al. 2006). Nach Abklingen der Narkose wurden die Blankaale unmittelbar am Bootshaus der Universität an der linken Uferseite in den Rhein entlassen. Die Markierung fand in der Regel in den Monaten August bis November der Untersuchungsjahre, je nach Verfügbarkeit von Blankaalen der Mosel, statt.

Der Nedap-Trail-Transponder eines wandernden Blankaals wird von einer Empfangsstation aktiviert, wenn der Fisch über die in der Regel auf dem Gewässergrund verlegten Antennenkabel schwimmt. Dabei wird seine individuelle Kennung in einem Datenspeicher des Empfangsgerätes niedergelegt. Nach Ergebnissen von Testmessungen wird ein Transponder registriert, wenn die Antennen bis zu 550 m lang sind, eine Wassertiefe von maximal 15 m und eine Wandergeschwindigkeit von bis zu $5\text{-}6\text{ m s}^{-1}$ nicht überschritten wird (Vaate et al. 2003). Die Lebensdauer der Batterie eines Transponders beträgt zwischen 18 und 24 Monaten. Die erste Empfangsstation im Rhein liegt bei Xanten etwa 150 km rheinabwärts von

Köln (siehe Abb. 2). Das Netz der Empfangsstationen im Rheindelta ist so angeordnet, dass aufgrund der Registrierung abwandernder Aale die Wanderroute in der Regel genau rekonstruiert werden kann. Dabei können die Aale im Rheindelta kurz nach der deutsch-niederländischen Grenze die bereits beschriebenen mindestens drei alternativen Wanderwege nutzen.

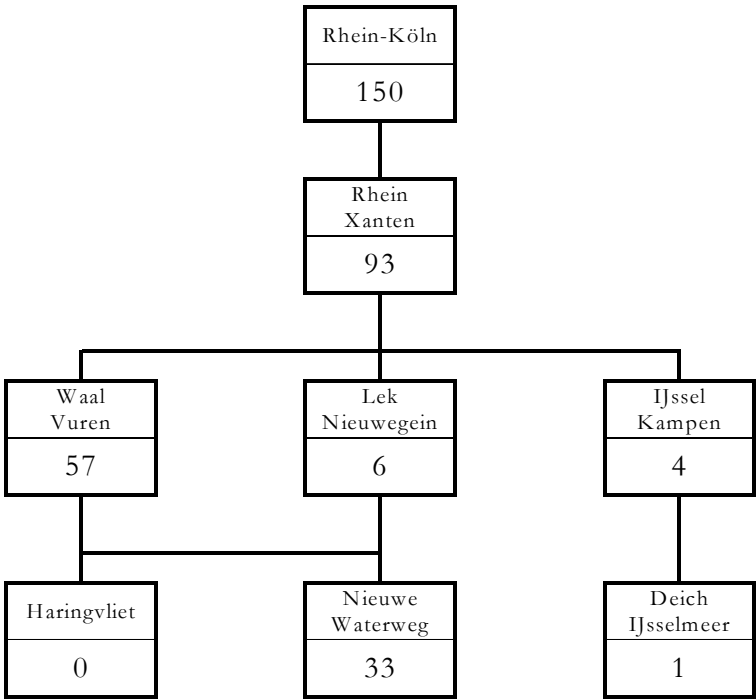


Abb. 2: Anzahl im Herbst 2004 markierter und detektierter Blankaale sowie mögliche Wanderwege im Rheindelta (die Zahl registrierter Aale im Bereich „Nieuwe Waterweg“ und am Abschlußdeich IJsselmeer sind erfolgreiche Abwanderer).

Ergebnisse

In den Jahren 2004 - 2005 wurden je 150 bzw. 157 Blankaale mit einem Transponder markiert. An der ersten Transponderstation in Xanten, ca. 154 km unterhalb des Aussatzortes in Köln wurden 59 - 61 % dieser markierten Fische registriert. Die Abwanderung erfolgte in der Regel wenige Wochen und Monate nach dem Aussetzen der Tiere in Köln, also in der gleichen Wanderperiode. Ein geringer Prozentsatz der Tiere wurde aber auch mehr als 12 Monate nach der Markierung erstmals in Xanten registriert, was die Einschätzung des Blankaalstadiums allein nach dem äußeren Habitus der Tiere in Frage stellen kann.

Im niederländischen Rheindelta hat die Mehrzahl der Blankaale den Weg über den Waal gewählt (57 in 2004 und 50 in 2005), der auch den Hauptanteil des Abflusses der Rheins abführt. Nur 11 (2004) bzw. 10 Individuen gelangten in den Nederrijn und setzten ihre Wanderung über den Lek (7 Aale) bzw. die IJssel (14 Aale fort).

Von den Blankaalen, die den Waal entlang wanderten, gelang mindestens 35 (2004) bzw. 23 Individuen (2005) die erfolgreiche Abwanderung ins Meer. Von den Tieren, die den Waal und den Lek passierten, benutzten die erfolgreichen Abwanderer den Weg durch den Nieuwe Waterweg um ins Meer zu gelangen, dagegen wurde keine erfolgreiche Abwanderung über die Haringvliet-Schleusen registriert, obwohl nachweislich Blankaale in diesen Bereich gelangt

sein müssen. 14 Individuen sind über die IJssel in das IJsselmeer gelangt. Von diesen Fischen hat nur einer die Schleusen am Abschlussdeich passiert und das Meer erreicht. Damit beläuft sich die der Prozentsatz erfolgreich ins Meer wandernder Aale auf 15 bis 23 % der in Köln (2005 bzw. 2004) ausgesetzten Blankaale. In beiden Jahren lag die Hauptwanderaktivität in den Monaten Oktober und November, etwa einen Monat nach der Markierung und dem Aussatz der Fische. Die meisten Aale wanderten mit einer Durchschnittsgeschwindigkeit von weniger als 0.2 m/s von Köln nach Xanten (154 km). Einige Individuen zeigten aber eine sehr schnelle Abwanderung und erreichten in weniger als 2 Tagen das Meer. Demgegenüber begannen andere markierte Aale erst Monate nach dem Aussatz mit ihrer Abwanderung oder unterbrachen diese für mehrere Monate bevor die Wanderung fortgesetzt wurde.

Von den 2004 markierten Aalen wurden zwei Transponder zurückgeschickt während dies bei den 2005 markierten Aalen in zehn Fällen geschah. In 2005 kamen vier Transponder von Berufsfischern aus dem IJsselmeer während zwei von Berufsfischern aus dem Bereich des Hollandsche Diep im südlichen Teil des Deltas stammten. In einem Fall wurde ein Transponder von einem Fischhändler zurückgegeben und ein weiterer wurde anonym zurückgeschickt. Die restlichen zwei Transponder wurden an der Uferlinie aufgefunden. Im Jahr 2004 wurde ein Transponder von

einem Angler in Deutschland zurückgegeben, und der zweite durch einen Fischhändler im Bereich des IJsselmeeres eingesandt.

Diskussion

Mit Hilfe der Transpondertechnik ist es erstmals möglich gewesen, die Abwanderung von Blankaalen im Rheinsystem und insbesondere im verzweigten Rheindelta über Entfernungen von mehr als 350 km zu verfolgen. Die Markierung der Blankaale mit Implantierung eines Transponders in die Bauchhöhle erwies sich als unproblematisch. Alle Aale haben die Narkose und Operation gut überstanden und konnten anschließend in den Rhein ausgesetzt werden. Winter et al. (2005) haben keine erhöhte Mortalität markierter Blankaale im Vergleich zu einer Kontrollgruppe in einem 11 Wochen dauernden Hälterungsversuch feststellen können.

Die überwiegende Anzahl der markierten Aale hat die Wanderung im Herbst desselben Jahres fortgesetzt. Trotzdem wurde ein Anteil von 38 % bzw. 47 % im Jahr 2004 und 2005 an keiner Empfangsstation detektiert. Da ein Aal mindestens 3 Stationen passieren muss, bevor er das Meer erreicht, können Funktionsprobleme des Systems (20 – 32 % der Aale wurden bei ihrer Passage an einigen Stationen nicht registriert) diesen hohen Anteil nicht detektierter Aale nicht erklären. Offensichtlich haben nicht alle markierten Aale ihre Wanderung unmittelbar fortgesetzt. Die erstmalige Registrierung von Blankaalen mehr als 10 Monaten nach

der Markierung weist darauf hin, dass die Fische ihre Wanderung für einen längeren Zeitraum unterbrechen und erst in der folgenden Saison abwandern können (Durif 2004, Durif et al. 2005, Winter et al. 2006). Die Rücksendung von Transpondern auch aus dem deutschen Rheinabschnitt weist daraufhin, dass mit einer (angel-)fischereilichen Mortalität der wandernden Blankaale auch vor dem Erreichen des (niederländischen) Rheindeltas gerechnet werden muss, obwohl eine Berufsfischerei auf dieser Rheinstrecke nur noch im Nebenerwerb ausgeübt wird. Die Mortalität von Blankaalen im Maassystem konnte Winter et al. (2006) zu 16 – 26 % auf den Einfluss der Wasserkraft zurückführen. Auf der Wanderstrecke der Aale unterhalb von Köln gibt es nur Wasserkraftnutzung an zwei Wehren im Lek, der jedoch unter den 2004 und 2005 herrschenden eher niedrigen Abflussverhältnissen nur von wenigen Aalen als Wanderweg genutzt wurde (7 Aale durchwanderten diesen Bereich in 2004 erfolgreich). Daher erscheint die Wasserkraft im Rheindelta nur in Jahren höherer Abflüsse ein nennenswertes Problem für Blankaale darzustellen, für die entsprechende Schutzmaßnahmen ergriffen werden sollten.

Der Hauptwanderweg der Blankaale in beiden Untersuchungsjahren führte über den Waal und nicht durch den Nederrijn/Lek oder über die IJssel zum IJsselmeer. Von den ins IJsselmeer eingewanderten Aalen erreichte nur ein Individuum das Meer. Für den Verlust von 93 % könnte der hohe Befischungsdruck in diesem Bereich eine

denkbare Ursache darstellen (Dekker 2000, 2004a + b). Dennoch muss davon ausgegangen werden, dass deutlich mehr markierte Blankaale im südlichen Teil des Rheindeltas und im deutschen Rheinabschnitt verschwunden sind. Im südlichen Teil des Rheindeltas (Haringvliet) existiert eine bedeutende Berufsfischerei auf (Blank-) Aale und es kann vermutet werden, dass diese zum Teil für den Verlust an Blankaalen verantwortlich sein dürfte. Winter et al. (2006) geht davon aus, dass 22 – 26 % der abwandernden Aal-Population der Maas gefischt wird.

Die in den Niederlanden registrierte Fangmenge von Blankaalen in den großen Flüssen Rhein und Maas erreicht 100 t (Aalcomité 2005). Der Anteil von in Xanten registrierten Blankaalen, der das Meer erreicht, lag bei 37 % bzw. 28 % in den Jahren 2004 und 2005. Nach einer Korrektur für nicht detektierte Aale (20 – 32 %) könnte dieser Anteil bis zu 46 % bzw. 37 % betragen haben, und liegt damit in vergleichbarer Größenordnung zu der Abwanderquote von Blankaalen der Maas mit 37 % (Winter et al. 2006). In einem parallel zur Transponderuntersuchung verlaufenden Markierungs-Wiederauffangexperiment mit mehr als 3.000 farbmarkierten Blankaalen in 2004 und 2005 wurden von Klein Breteler et al. (2007) geschätzt, dass der Verlust von 54 – 63 % Blankaalen einer Biomasse von 300 t (2004) bis zu mehr als 600 t Aal entsprechen könnte. Die vom niederländischen Aalcomité angegebene Fangmenge von 100 t liegt dabei deutlich unter dem mit Hilfe des Markierungsexperimentes

und der Transponderstudie ermittelten Verlustes an Aal-Biomasse im Delta. Wir hoffen, dass eine Fortsetzung der Untersuchung in den kommenden Jahren und eine effektive Datensammlung im Rahmen der Aalmanagementpläne sowie die Analyse weiterer Verlustursachen zur Aufklärung dieser Unterschiede beitragen, und ein effizienteres Management der Blankaalpopulation des Aals im Rhein ermöglichen wird.

Literatur

- Aalcomité, 2005. Nederlands beheerplan aal. Eindrapport November 2005, 27 p.
- Baras, E., and Jeandrain, D. 1998. Evaluation of surgery procedures for tagging eel *Anguilla anguilla* (L.) with biotelemetry transmitters. *Hydrobiologia* 371/372: 107-111.
- Breukelaar, A.W., Vaate, A. bij de, and Fockens, K.T.W., 1998. Inland migration study of sea trout (*Salmo trutta*) into the rivers Rhine and Meuse (Netherlands), based on inductive coupling radio telemetry. *Hydrobiologia* 371/372: 29-33.
- Dekker, W. 2000. Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, The Netherlands. *Dana* 12: 25-40.
- Dekker, W. 2004^b. What caused the decline of the Lake IJsselmeer eel stock after 1960? *ICES Journal of Marine Science* 61: 394-404.
- Dekker, W. 2004^a. Slipping through our hands. Population dynamics of the European eel. Thesis University of Amsterdam, 186 p.
- Durif, C. 2004. La migration d'avalaison de l'anguille européenne *Anguilla anguilla*: Caractérisation des fractions dévalantes, phénomène de migration et franchissement d'obstacles. Thèse de l'Université Toulouse III. Cemagref. 347 p.
- Durif, C., Dufour S., and Elie, P. 2005. The silvering process of *Anguilla anguilla*: a new classification from the yellow resident to the silver migrating stage. *Journal of Fish Biology* 66 (4): 1025–1043.
- EU. 2007. Council regulation establishing measures for the recovery of the stock of European Eel. Commission of the European Communities, COM 2005-472 Final.

- Fichtner. 2003. Die Wettbewerbsfähigkeit von großen Laufwasserkraftwerken im liberalisierten deutschen Strommarkt. Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit (Auftraggeber). Endbericht IA2-020815-45/02.
- ICES. 2004. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels. International Council for the Exploration of the Sea, ICES C.M. 2004/ACFM:09, 195 p.
- Klein Breteler, J., Vriese, T., Borcharding, J., Breukelaar, A., Jörgensen, L. Staas, S., de Laak, G. & D. Ingendahl (2007): Assessment of population size and migration routes of silver eel in the River Rhine based on a 2-year combined mark-recapture and telemetry study. ICES Journal of Marine Science, 64: 1450-1456.
- Vaate, A. bij de, Breukelaar, A.W., Vriese, T., Laak, G. de., and Dijkers, C. 2003. Sea trout migration in the Rhine delta. Journal of Fish Biology 63(4): 892-908.
- Winter, H.V., Jansen, H.M., Adam, B., and Schwevers, U. 2005. Behavioural effects of surgically implanting transponders in European eel. *Anguilla anguilla*, pp 1-9. In: Aquatic telemetry: advances and applications. Ed. by M.T. Spedicato, G. Marmulla, and G. Lembo. COISPA tecnologia & riverca (Rome, Italy)..
- Winter, H.V., Jansen, H.M., and Bruijs, M.C. 2006. Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. Ecology of Freshwater Fish 15: 221-228.

Zur Situation des Aals in Bayern

Eberhard Leuner

Einleitung

In den vergangenen Jahrzehnten ist der Bestand des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) stark zurückgegangen. Vor diesem Hintergrund fordert die EU die Aufstellung nationaler Managementpläne zur Bewirtschaftung der katadromen Fischart bis Ende 2008. Ziel, des für jedes aalrelevante Flusseinzugsgebiet zu erstellenden Managementplans ist es, die anthropogene Mortalität zu verringern und so die Abwanderung von möglichst mindestens 40 % der Biomasse an Blankaalen zuzulassen, die ohne Beeinflussung des Bestands durch den Menschen ins Meer abgewandert wäre. Als Beurteilungsgrundlage für den zu erstellenden EU-Managementplan Main hat Bayern eine Status-quo-Erhebung zur Situation des Aals durchgeführt. Schwerpunkte der Erhebung waren die aktuellen Aalfänge, der eingebrachte Aalbesatz und mögliche Ursachen für den Bestandsrückgang. Die erforderlichen Daten wurden im Rahmen der Folgemaßnahmen Fischartenkartierung recherchiert und bezogen auf den Main, dem in Bayern größten natürlichen Verbreitungsgebiet und der Donau dargestellt. Die in Bayern regional zuständigen Fachberater für das Fischereiwesen der Regierungsbezirke haben dafür Fangstatistiken der Angel- und Berufsfischerei sowie Daten

eigener Befischungen zusammengetragen und dem Institut für Fischerei zur Auswertung zur Verfügung gestellt.

Vorkommen des Aals

Von etwa 70.000 km Fließgewässern in Bayern entwässert der größte Teil über die Donau ins Schwarze Meer bzw. über den Main in den Rhein (Abb. 1). Ein flächenbezogen geringer Anteil fließt über die Elbe, in die Nordsee. Nur wenige, nicht aalrelevante Gewässer oberläufe gehören zum Einzugsgebiet der Weser. Das wichtigste natürliche Verbreitungsgebiet des Aals beschränkt sich in Bayern fast ausschließlich auf das Main Einzugsgebiet. Der rezente Aalbestand im Donaueinzugsgebiet ist dagegen auf Besatzmaßnahmen zurückzuführen. Neben den Fließgewässern gehören auch natürliche Seen und Baggerseen zu seinem Verbreitungsareal.

Die gewässerbaulichen Maßnahmen der vergangenen zwei Jahrhunderte in Main und Donau sowie teilweise auch in den großen Seitengewässern haben die aquatischen Lebensräume und deren Biozönosen nachhaltig verändert. Insbesondere der Querverbau hat lokal zu einer verringerten Fließgeschwindigkeit mit Veränderungen in der Sohlstruktur geführt. Für Wanderfischarten, wie den Aal, ist die Passierbarkeit der Anlagen nur bedingt gegeben. In den großen Fließgewässern war und ist der Aal für die Berufs- und Freizeitfischerei ein wichtiger Wirtschaftsfaktor. Als Ausgleich für die

Beeinträchtigungen der Fischerei in Folge des Gewässerausbaus hat der Freistaat Bayern in den 1970er Jahren den Aalbesatz zu 100 % gefördert. Heute erhalten die Fischereiberechtigten an den großen Fließgewässern, wie Main und Donau, finanziellen Ausgleich von den Betreibern der Wasserkraftanlagen für die Fischverluste in den Turbinen. Die Beschaffung der Besatzfische wird meist zentral über die Bezirksfischereiverbände abgewickelt.

Bei der Beurteilung von Besatzmaßnahmen mit Aalen stellen unterschiedliche Entwicklungsstadien mit Stückgewichten von 0,3 g beim Glasaal, 8 g beim Farmaal oder 25 – 50 g beim Satzaal ein Problem dar. Da mit zunehmender Größe der gesetzten Aale deren Überlebenswahrscheinlichkeit zunimmt wird als Maß für fischbiologische Berechnungen das sog. Glasaaläquivalent verwendet. Knösche et al. (2004) haben festgestellt, dass Aale, die als Satzaale eingebracht werden, etwa 4,5 mal häufiger wiedergefangen werden als solche, die als Glasaal besetzt werden. Für die Berechnung der Glasaaläquivalente wird daher die Anzahl der tatsächlich besetzten Satzaale um den Faktor 4,5 vergrößert. Bei Farmaalen verwendet er den Faktor 3. Diese Umrechnungen werden von den Autoren als vorläufig erachtet und nach Vorliegen neuerer Erkenntnisse zur natürlichen Mortalität angepasst. Der in den folgenden Kapiteln dargestellte Besatz mit Aalen wurde in Glasaaläquivalente umgerechnet.

Gewässer in Bayern

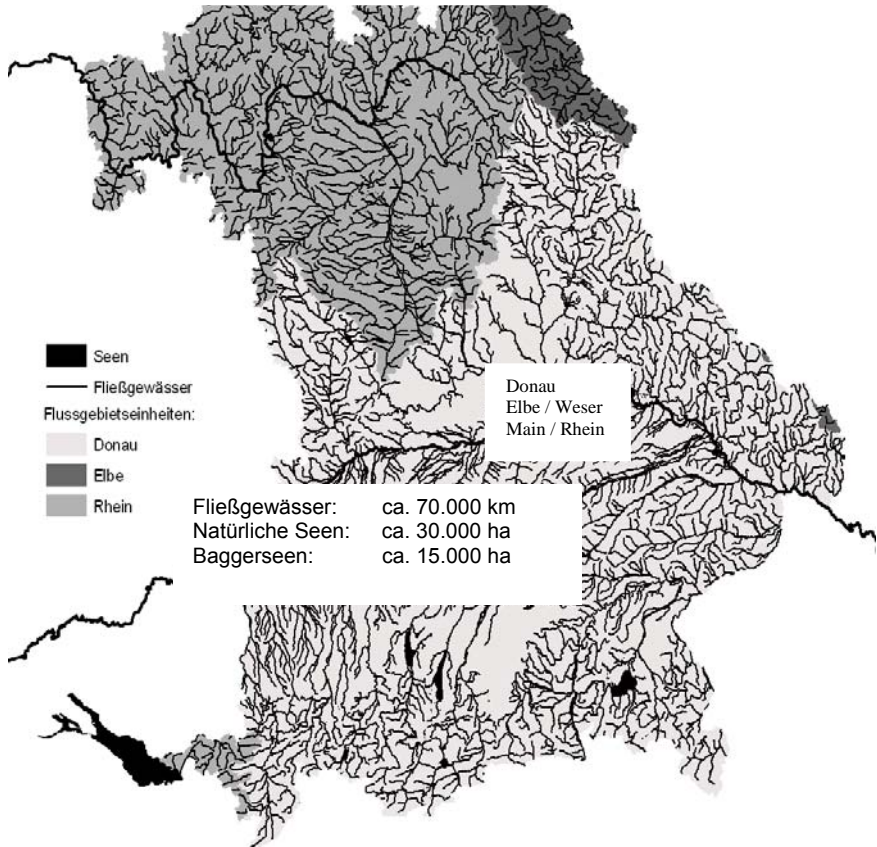


Abb. 1: Die Gewässer in Bayern sowie deren Haupteinzugsgebiete.

Im Folgenden wird auf die aalbezogenen Besonderheiten in den Einzugsgebieten von Main und Donau eingegangen.

Das Einzugsgebiet des Mains

Von dem insgesamt 27.200 km² großen Einzugsgebiet des Mains entfallen ca. 72 % auf Bayern. Der heutige Verlauf und das Abflussverhalten des Mains ist das Ergebnis umfangreicher anthropogener Eingriffe in das ursprüngliche Flusssystem. Die um das Jahr 1850 begonnenen Ausbaumaßnahmen haben ihn bis zum Jahr 1962 in eine Kette von Staustufen verwandelt (siehe auch 3.1).

Von ursprünglich 37 heimischen Fischarten kommen heute nur noch 24 Arten vor. 10 Arten sind als allochthon bzw. gebietsfremd anzusehen. Die ehemals vorkommenden anadromen Arten Meerneunauge, Lachs, Meerforelle, Maifisch und Stör gelten als verschollen bzw. ausgestorben. Von fischereilicher Bedeutung sind neben dem Aal auch Brachse, Karpfen, Nerfling, Rapfen, Rotauge, Hecht, Rutte, Zander, Wels, Bachforelle und Äsche.

Aalertrag und Besatz

Vor dem großen Gewässerausbau rekrutierte sich der Aalbestand im Main aus Steigaalen, die aus der Nordsee über den Rhein in den Main aufgestiegen waren. Mit fortschreitender Verbauung und der

Errichtung unüberwindbarer Kraftwerksanlagen mussten im Sinne einer nachhaltigen Fischerei, zunehmend Aale besetzt werden. Welche quantitative Bedeutung die natürliche Zuwanderung von Glas- bzw. Steigaalen heute noch hat, ist unbekannt. Gemäß § 19 der Ausführungsverordnung zum Fischereigesetz in Bayern (AVFiG) dürfen Aale im Einzugsgebiet des Mains ohne behördliche Genehmigung ausgesetzt werden. Davon ausgenommen sind Fließgewässer der Forellen- und Äschenregion, alle Fließgewässer mit einem sich selbst erhaltenden Edelkrebsbestand sowie Seen. In § 4 der Bezirksverordnung von Unterfranken werden die für den Aalbesatz in Frage kommenden Gewässer, Main sowie die Unter- und Mittelläufe von Baunach, Wern und Fränkische Saale genannt. Aufgrund des begrenzten Angebots an Glasaalen sowie der Vermutung der Fischerei, dass kleine Farmaale eine höhere Überlebenschance haben als Glasaale wurden zwischenzeitlich auch Farmaale besetzt. Der sporadische Besatz mit Satzaalen und fangfähigen Tieren ist dagegen zu vernachlässigen. Im oberfränkischen Main wurden dagegen in derselben Zeit überwiegend Glasaale besetzt.

Auf der Grundlage von Meldungen der Berufs- und Angelfischerei aus den Jahren 2003 – 2006 wird der Aalbesatz im Einzugsgebiet des Mains mit rund 300 Stck. Glasaaläquivalente pro Hektar angegeben. Dies entspricht einem Gewicht von ca. 100 g/ha. In den angebundenen Baggerseen wurde der Besatz hinsichtlich Dichte

und Besatzgröße meist analog zu den jeweiligen Hauptgewässern durchgeführt. Bei einer aalrelevanten Gewässerfläche von 5.330 ha Fließgewässer und Baggerseen ergibt sich ein Besatz von rund 500 kg Glasaaläquivalente (Tab. 1).

Für den Aalertrag im Maingebiet wurde seitens der Fachberater von Unter- Mittel- und Oberfranken ein Mittelwert von 6 kg/ha angegeben. Bei o. g. aalrelevanter Gewässerfläche errechnet sich dort ein jährlicher Ertrag von insgesamt rund 32 t. Als Datengrundlage dienten die Fangaufzeichnungen der Berufs- und Angelfischerei in den aalrelevanten Fließgewässern sowie den angebundenen Altwässern entlang des Mains (schriftliche Mitteilung Klupp, Silkenat, Vordermeier, 2007).

Tabelle 1: Aalertrag und Besatz im Einzugsgebiet des Mains
(aalrelevante Fläche: rund 5.330 ha)

	Ertrag	Besatz (Glasaaläquivalente)
Flächenbezug (je ha)	6 kg	300 Stck.
Einzugsgebiet gesamt	32 t	500 kg

Das Einzugsgebiet der Donau

Etwa 580 km der Donau verlaufen ganz oder teilweise in Bayern. Die bayerische Donau war noch Mitte des 19. Jahrhunderts über weite Strecken ein mäandrierender Fluss, der in seinem Bett nicht festgelegt war. Der Einbau von Querbauwerken hatte erhebliche Veränderungen der Fließdynamik zur Folge. Nach Terofal (1980) ist die Donau das fischartenreichste Gewässer Europas. Von den ursprünglich 52 heimischen Fischarten kommen heute noch 43 Arten vor. Verschollen bzw. ausgestorben sind die anadromen Störarten. Stark rückläufig in ihrem Bestand sind die bodenlebenden Arten Schräzler, Streber und Zingel, Steingressling und Weißflossengründling sowie die Schmerlenartigen Schlammpeitzger und Steinbeißer aber auch die Karpfenartigen Frauennerfling, Zobel und Zope sowie die Forellenartigen Huchen und Äsche. Von wirtschaftlicher Bedeutung sind vor allem Aitel, Barbe, Brachse, Güster, Karpfen, Nase, Nerfling, Rotaugen, Rotfeder, Rapfen, Schleie, Hecht, Aalrutte, Flussbarsch, Zander, Bachforelle und Wels.

Aalertrag und Besatz

Im Einzugsgebiet der Donau ist der Aal gebietsfremd. Historische Angaben zu einem „natürlichen Aufkommen“ des Aals in der Donau beruhen darauf, dass die an der Donau gelegenen Städte seit jeher

mit lebenden Aalen aus anderen Flussgebieten versorgt wurden und diese hierbei gelegentlich auch in die Donau gelangten (Heckel in von dem Borne 1883). Obwohl Untersuchungen aus der unteren Donau und dem Schwarzmeerbereich belegen, dass die Fischart aus dem Atlantik kommend zu einem gewissen Anteil auch über das Mittelmeer gewandert ist (Coach, 1980), hat der Aal wohl auch in früheren Zeiten die bayerische Donau nie erreicht (Herzig und Herzig, 2001). So stellte Albertus Magnus bereits im Mittelalter die Frage (zit. in v. Siebold, 1863), warum der Aal zwar in ganz Deutschland, nicht aber in der Donau oder ihren großen Seitengewässern gefangen wird.

Heute wird der Aal in der Donau und ihren großen Zuflüssen sowie in natürlichen Seen und Baggerseen besetzt. In der Regel werden Glasaale eingebracht. Bei mangelnder Verfügbarkeit von Glasaalen werden auch Satzaale verwendet. Farmaale spielen hier nur eine untergeordnete Rolle.

Auf der Grundlage von Meldungen der Berufs- und Angelfischerei betrug der durchschnittliche Aalbesatz im Einzugsgebiet der Donau 2003 – 2006 rund 85 Stck. Glasaaläquivalente pro Hektar. Dies entspricht bei einem Gewicht von ca. 70 g/ha rund ein Drittel der flächenbezogen im vergleichbaren Zeitraum im Einzugsgebiet des Mains eingesetzten Tiere. Bei einer Fläche von rund 45.000 ha aalrelevante Fließgewässer, Uferzonen von Seen und Baggerseen

ergibt sich dort ein Besatz von rund 3.000 kg Glasaaläquivalente (Tab. 2).

Für den Fang von Aalen im Donaueinzugsgebiet wurde seitens der Fachberater von Ober- und Niederbayern, der Oberpfalz, Mittelfranken und Schwaben im Mittel 2,5 kg/ha angegeben. Hierbei wurden die Fangaufzeichnungen der Berufs- und Angelfischerei in den aalrelevanten Fließgewässern sowie den Baggerseen und natürlichen Seen berücksichtigt. Bezogen auf o. g. aalrelevante Fläche wurde ein Ertrag von jährlich rund 110 t errechnet (schriftliche Mitteilung Born, Harsanyi, Ring, Vordermeier, Wißmath, 2007).

Tabelle 2: Aalertrag und Besatz im Einzugsgebiet der Donau
(aalrelevante Fläche: rund 45.000 ha)

	Ertrag	Besatz (Glasaaläquivalente)
Flächenbezug (je ha)	2,5 kg	85 Stck.
Einzugsgebiet gesamt	110 t	3.000 kg

Der Besatz von Aalen im Donaueinzugsgebiet wird allerdings auch kritisch gesehen, da abwandernde Tiere, sollten sie die Wehre unbeschadet überwinden können, ihr Laichgebiet niemals erreichen. Aus ökonomischen Gründen wird auch im Donaueinzugsgebiet ein mäßiger Besatz akzeptiert, da dort der Aal ebenfalls ein wichtiger

Wirtschaftsfaktor der Fischerei ist. Zumindest während seiner Fressphase findet er auch im Donaeinzugsbereich einen geeigneten Lebensraum, wie beispielsweise in den ausgebauten Gewässern zwischen den Uferblocksteinen. In geringen Beständen übt der Aal auf die Populationen anderer Fischarten desselben Lebensraums keinen schädigenden Einfluss aus, wie die teils massenhafte Verbreitung der marmorierten Grundel belegt. Im Sinne einer ökologisch vertretbaren Besatzstrategie mit einer entsprechend geringen Dichte wird in § 19 AVFiG der Aalbesatz im Donaeinzugsgebiet an eine Genehmigung seitens der Kreisverwaltungsbehörde gebunden. Letztendlich ist der Aalbestand auch im Main auf Besatzmaßnahmen angewiesen, da die Menge der natürlich aufsteigenden Glasaale nicht annähernd der potentiell natürlichen Menge entspricht. Aus genannten Gründen vertreten die fischereifachlichen Stellen Bayerns den Aalbesatz auch im Donaugebiet.

Ursachen für den Bestandsrückgang des Aals

Der Aal wird in der Roten Liste der gefährdeten Fische und Rundmäuler Bayerns (Bohl E., et al. 2003) im Einzugsgebiet des Mains als gefährdet eingestuft. Im Donaugebiet hat er keinen Gefährdungsstatus, da er dort nicht heimisch ist. Die Gründe für den Rückgang der Aalbestände sind vielfältig, teils natürlich, aber vorwiegend auf die Einwirkungen des Menschen zurück zu führen.

Im Folgenden wird auf wesentliche Faktoren für den Bestandsrückgang des Aals in Bayern eingegangen.

Zu- und Abwanderung

Der Main wird durch insgesamt 35 Wasserkraftwerke in eine Kette von Stauhaltungen unterteilt. Diese haben zur Folge, dass die flussaufwärtsgerichteten Wanderungen der Steigaale, sowie die flussabwärts gerichteten Wanderungen der Blankaale behindert werden. Flussabwärtsgerichtete Wanderungen sind zusätzlich mit einer Schädigung der Tiere bei der Passage der Turbinenanlagen verbunden.

Eine erfolgreiche Besiedelung des Mainingebiets mit Aalen kann künftig unter anderem nur dann gelingen, wenn die bereits vorhandenen Fischpässe auch den Aufstieg über die Stauwehre ermöglichen. Bei den Untersuchungen zur Wirksamkeit von Fischaufstiegshilfen am unterfränkischen Main war der Aal eine der am häufigsten nachgewiesenen Fischarten (Born 1995). Daher ist davon auszugehen, dass eine Besiedelung des Mains mit Steigaalen auch heute noch in gewissem Umfang erfolgt.

Im Rahmen von Untersuchungen zu den Verletzungsraten an Fischen nach der Turbinenpassage im Mainkraftwerk Dettelbach fand Holzner (2000) bei Aalen eine Mortalitätsrate von 28 %. Da die

flussabwärtsgerichtete Wanderung der Blankaale mit der Abflussmenge zunimmt und während der Hauptwanderzeit der Aale im Herbst häufig Hochwasserereignisse auftreten, ist davon auszugehen, dass ein Teil der abwandernden Aale die Kraftwerksanlagen nicht durch die Turbinen, sondern weitgehend unbeschadet über die Wehre passiert.

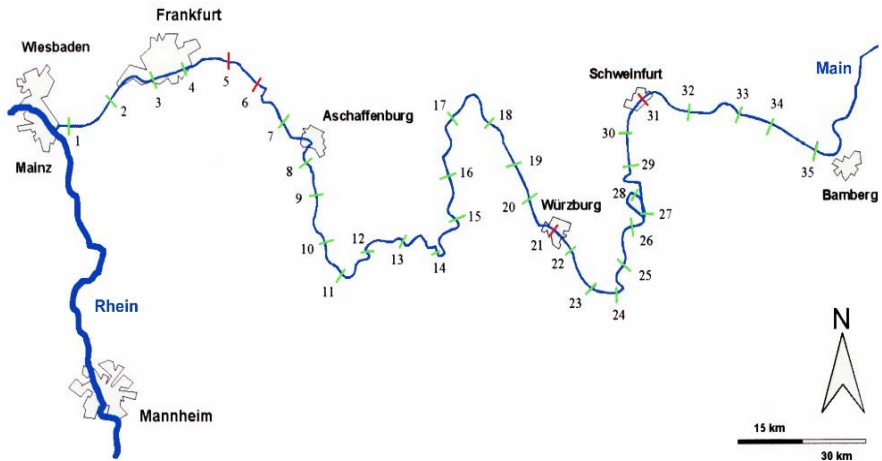


Abb. 2: 35 Staufstufen des Mains. Nr. 5, 6, 21 und 31 ohne Aufstiegshilfe (Stand 2007)

Fischfressende Vögel (Kormoran)

Seit etwa Anfang der 1980er Jahre haben die Brutbestände des Kormorans in Bayern stark zugenommen. Auch die Anzahl durchziehender und überwinternder Vögel hat bis 1994 stetig zugenommen und bleibt seitdem mit durchschnittlich 7000 Individuen konstant (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2008). Von

den Untersuchungen zum Einfluss des Kormorans auf die Fischbestände in Bayern ist bekannt, dass abhängig vom jeweiligen Gewässer und dem darin vorzufindenden Fischbestand etwa 5 % der Kormorannahrung aus Aalen besteht (Keller und Vordermeier, 1994). Bei einer täglichen Entnahme von 0,5 kg Fisch je Vogel entspricht dies 25 g Aal/Tag. Bei einer geschätzten Aufenthaltsdauer von etwa 100 Tagen pro Jahr ergibt sich ein jährlicher Konsum von 2,5 kg Aal/Kormoran. Bei einem Bestand von 7000 Vögeln resultiert daraus bayernweit eine jährliche Entnahme von 17,5 Tonnen Aal. Davon entfallen schätzungsweise 7 t auf die Gewässer des Main-einzugsgebietes und rund 10 t auf die Gewässer des Donau-gebietes.

Chemischen Substanzen

Während seiner 4 bis 10 Jahre dauernden Fress- und Wachstumsphase im Süßwasser ist der Aal auch der stofflichen Belastung seines Lebensraumes ausgesetzt. Neben einer direkten und indirekten Schädigung durch Giftstoffe oder den Auswirkungen hormonartiger Substanzen findet auch eine Anreicherung von Giften im Fettkörper des Aals statt. Die gespeicherten Stoffe werden oftmals erst nach der Umwandlung zum Blankaal auf seinem Weg zum Laichgebiet mobilisiert (Lehmann et al. 2005). Die dabei freigesetzten Gifte gelangen wieder in die Blutbahn und können ihre Wirkung entfalten. Der ICES (2006) hält eine

Schadstoffbelastung, verbunden mit einer schlechten physiologischen Kondition, der in Richtung Laichgebiet abwandernden Blankaale sowie deren beeinträchtigte Fortpflanzungsfähigkeit als eine entscheidende Ursache für die Abnahme seiner Bestände.

Schwimblasenschädigung

Der Schwimblasenwurm *Anguillicola crassus* wurde Anfang der 1980er Jahre vermutlich durch Satzaale sowie lebende Speiseaale von Südostasien nach Europa eingeschleppt. In wenigen Jahren hat er sich weit verbreitet.

Der reife Fadenwurm (Nematode) ernährt sich vom Inhalt der Blutgefäße in der Schwimmblasenwand (Abbildung 3). Das zerstörte Schwimblasengewebe ersetzt der Wirt durch Bindegewebe. Dabei verhärtet die Schwimblasenwand; man spricht von Verschwartung. Es ist daher zu vermuten, dass Aale mit einer derartig geschädigten Schwimblase ihren Laichplatz in großer Tiefe nicht erreichen können.

Die Arbeitsgemeinschaft Binnenfischereiforschung hat im Jahr 1994 ein bundesweites Monitoringprogramm zur Ermittlung der Befallsrate von Aalen ins Leben gerufen. Für Bayern wurden hierfür die Untersuchungsergebnisse von Aalen des Starnberger Sees gemeldet. Der Anteil der befallenen Aale variierte jährlich. Waren zu

Beginn der Untersuchungen noch 88 % der Aale mit *Anguillicola* befallen, erreichte der Parasitenbefall 1998 einen Maximalwert von 91 % und pendelte sich bis 2008 auf etwa 75 % ein. Im selben Zeitraum sank die durchschnittliche Befallsstärke aller, befallener Aale von 19 auf 7 Würmer. Im Laufe der Jahre nahm der Anteil verschwarteter Schwimmblasen, mit eingeschränkter hydrostatischer Funktion, von zunächst 13 % auf heutzutage 66 % zu.



Abb. 3: Aal aus dem Starnberger See (35 cm) mit Befall von Schwimmblasenwürmern (*Anguillicola crassus*) unterschiedlicher Reife. Die Schwimmblase ist transparent.

In Fließgewässern ist das Infektionsrisiko der einzelnen Aale geringer, da der Parasitenkreislauf nur geschlossen wird, wenn langsam fließende Bereiche mit einer Zooplanktonentwicklung

vorhanden sind. Im Rahmen eines bayernweiten Monitorings fand Scheinert (2005) eine Befallsrate mit *Anguillicola* von 66 %.

Aalherpesvirus (HVA)

Seit etwa 10 Jahren werden europaweit in der warmen Jahreszeit vermehrt Aalsterben beobachtet. In Bayern kam es in dem extrem trockenen und heißen Sommer 2003 gebietsweise in stehenden und fließenden Gewässern zu einem massiven Sterben adulter Aale. Der Fischgesundheitsdienst Bayern e.V. hat darauf hin in den Jahren 2004 und 2005 ein Monitoring Programm zum Vorkommen des Aal-Herpes-Virus in den bayerischen Gewässern durchgeführt (Scheinert, 2005). Dabei wurde das Virus bayernweit in nahezu der Hälfte aller Naturseen, Baggerseen und Fließgewässer nachgewiesen. Insbesondere hohe Wassertemperaturen von 20 – 26°C, in Verbindung mit ungünstigen pH-Werten, Wasserverschmutzung sowie geringe Sauerstoffkonzentrationen führen nach Knopf et al. (2002) zu einer intraspezifischen Stresssituation, die den Aal gegenüber Sekundärinfektionen anfälliger macht. Hierzu gehören nach Scheinert et al. (2006) auch verschiedene bakterielle Infektionen, wie beispielsweise die Rotseuche. Bei latentem Befall mit HVA treten die Symptome sowie die Ausscheidung des Virus erst nach Einfluss von Stressfaktoren auf.

Das Überleben des europäischen Aals im Süßwasser sowie der Erfolg seiner Laichwanderung in Richtung Westatlantik und seine Reproduktion sind von verschiedenartigen Umweltfaktoren abhängig. Insbesondere die durch den Menschen beeinflussbaren Ursachen sollten minimiert werden. Hier sind in erster Linie die mangelhafte Durchgängigkeit seiner Wanderwege sowie die Mortalität bei der Passage durch die Turbinen zu nennen. Durch Einbau von Wanderhilfen bzw. ein angepasstes Turbinenmanagement könnte effektiv Abhilfe geschaffen werden.

Literatur

- Bayerisches Landesamt für Umwelt 2008: Kormoran: Schlafplatzzählung 2005/2006.
http://www.lfu.bayern.de/natur/daten/artenmonitoring_schlafplaetze/index.htm. (3.3.2008)
- Bohl, E., Kleisinger, H. und Leuner, E. 2003: Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) Bayern, Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 166, Seite 52-55
- Born; O.; 1995: Untersuchungen zur Wirksamkeit von Fischaufstiegshilfen am unterfränkischen Main. Promotionsarbeit an der TU München / Institut für Tierwissenschaften / Angewandte Zoologie
- Born, O., Harsanyi, A., Ring, T., Vordermeier, T., Wißmath, P. 2007: schriftliche Mitteilung der Fachberater für Fischerei der Bezirke von Schwaben, Niederbayern, Oberpfalz, Mittelfranken und Oberbayern. Bezirksberichte der Fischartenkartierung.
- Borne, M. v. D. 1883: Die Fischerei-Verhältnisse des Deutschen Reiches, Österreich-Ungarns der Schweiz und Luxemburgs. Hofdruckerei W. Moeser, Berlin
- Coach, B. W. 1980: Environmental change and its impact on the freshwater fishes of Iran. *Biological Conservation*, 19:51-80.
- Dekker, W. 2004: Slipping through our hands. Population dynamics of the European eel. PhD Thesis, Universiteit van Amsterdam. 186 pp.
- Frost, W.E. 1950: The Eel fisheries of the river Bann, Northern Ireland and observation on the age of the silver Eels. *J. Cons. perm. int. Explor. Mer.*; 16; S. 358-383;

- Herzig, A., Herzig-Straschil, B. 2001: Das vorkommen des Aales (*Anguilla anguilla*) im Donaeinzugs-gebiet allochthon versus autochthon. Österreichs Fischerei., 54: 230-234
- Holzner, M. 2000: Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach. – Dissertation TU München, Institut für Tierwissenschaften, 335 S.
- ICES 2006: zit. in Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates der EU vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals
- Keller, T. und Vordermeier T., 1994: Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben: Einfluss des Kormorans auf die Fischbestände ausgewählter bayerischer Gewässer unter Berücksichtigung fischökologischer und fischereiökonomischer Aspekte, Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten sowie Landesentwicklung und Umweltfragen, 442 Seiten
- Klupp, R., Silkenat, W. und Vordermeier, T. 2007: schriftliche Mitteilung der Fachberater für Fischerei der Bezirke von Oberfranken, Unterfranken und Mittelfranken. Bezirksberichte der Fischartenkartierung.
- Knopf, K, Sures, B. und Kloas, W. 2002: *Anguillicola crassus* als Stressor beim Europäischen Aal *Anguilla anguilla*. Tagungsband zur IX. Gemeinschaftstagung der Deutschen und Österreichischen Sektion der European Association of Fish Pathologists (EAFP) in Mondsee / Österreich, 30.9.-2.10. 2002, 101-110.
- Knösche, R., Schreckenbach, K., Simon, J., Eichhorn, T., Pietrock, M., Thürmer, C. 2004: Aalwirtschaft in Brandenburg, Entwicklung der Aalbestände, Schadfaktoren und nachhaltige Aalwirtschaft, Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow (Band 15), 76 Seiten

- Lehmann J., Stürenberg F.-J., Kullmann Y. und Kilwinski J. 2005: Umwelt- und Krankheitsbelastungen der Aale in Nordrhein-Westfalen; LÖBF-Mitteilungen 2/05 Seite 35 - 40
- Lowe, R. H.; 1952: The influence of light and other factors on the seaward migration of the silver Eel (*Anguilla anguilla* L.) *Journal of Animal Ecology*; 21; 2; S. 275- 309
- Scheinert, P. 2005: Verbreitung und Auswirkung des Aal-Herpes-Virus auf die Aalpopulation in bayerischen Gewässern. In: Anthropogene und natürliche Ursachen für den Rückgang unserer Wildfischbestände, Fortbildungsveranstaltung am 2. Oktober 2005 in Grub, Referatesammlung 1 - 5
- Scheinert, P., Baath, C. 2006: Untersuchungen zum Vorkommen des Herpesvirus anguillae (HVA) in den Aalpopulationen bayerischer Gewässer. *Fischer & Teichwirt*, 8: 289–293.
- Siebold, C.Th.E.v. 1863: Die Süßwasserfische von Mitteleuropa. Leipzig, 430 Seiten
- Terofal, F. 1980: Ausgestorbene und seltene Fische sowie Neueinbürgerung in bayerische Gewässer. In: 125 Jahre im Dienste der Bayerischen Fischerei. 125 Jahre Landesfischereiverband Bayern e. V.: 104-132.
- Wiedemann, A. 1895: Die Fische des Regierungsbezirkes Schwaben und Neuburg. *Fischbuch für Schwaben und Neuburg*. Augsburg: 35-123.

Glas- und Jungaalmonitoring in Mecklenburg-Vorpommern

Claus Ubl, Thomas Schaarschmidt, Roland Lemcke

Einleitung

Der Aal spielt in der Fischerei in Mecklenburg-Vorpommern eine bedeutende Rolle. Trotz des Ertragsrückganges in den letzten Jahren stellt der Aal die wichtigste Wirtschaftsfischart in der Binnenfischerei mit einem Erlösanteil von ca. 30 % des Gesamterlöses dar. Im Jahre 1992 lag der Erlösanteil am Gesamterlös der Binnenfischerei noch über 50 %. Aber auch in der Kleinen Kutter- und Küstenfischerei werden ca. 15 % der Gesamterlöse mit dem Aal erzielt (Agrarberichte M-V 1994 bis 2005). Außerdem ist er ein begehrtes Fangobjekt der Angler.

Seit einigen Jahren wird ein starker Rückgang des Aalaufkommens beobachtet. Die Gründe dafür sind noch nicht hinreichend geklärt, es werden aber verschieden globale und regionale Einflussfaktoren diskutiert, auf die an dieser Stelle nicht weiter eingegangen werden soll.

Eine der Hauptursachen dürfte im Rückgang des Glasaalaufkommens liegen. In Mecklenburg-Vorpommern ist das Glasaalaufkommen nur exemplarisch in einigen älteren

Publikationen dokumentiert worden, brauchbare Datenreihen fehlen dagegen. Somit beruht auch der diskutierte Rückgang der Steigalmenge im Wesentlichen auf Annahmen.

Zur Verbesserung der Datenlage wurde im Jahr 2001 mit Vorversuchen zur Erfassung des natürlichen Aalaufstieges begonnen (Lemcke, 2003). Darauf aufbauend wurden seit dem Jahre 2002 im Rahmen eines Projektes an mehreren Stellen im Land Daten zur aktuellen Situation des Aalaufstieges erhoben.

Die Ergebnisse haben vor dem Hintergrund der von der EU-Kommission geforderten Erarbeitung von Aal-Managementplänen für die einzelnen Flusseinzugsgebiete große Bedeutung.

Material und Methoden

Die Erfassung der Steigaale erfolgte mit Hilfe von speziell angefertigten und an den jeweiligen Untersuchungsstandort angepassten Aalrinnen bzw. Reusen (siehe Abb. 1 bis 3). Monitoringstationen müssen folgende Voraussetzungen erfüllen:

- Lage in größeren Fließgewässern mit möglichst großem Einzugsgebiet oberhalb der Monitoringstation,

- Kein Aalbesatz unterhalb der Station (Ausschluss aufsteigender Besatzaale!),
- Ein für Aale unüberwindbares Hindernis (Wehr oder Sohlabsturz), möglichst ohne Fischtreppe, so dass sich die aufsteigenden Aale gezielt in der Erfassungsanlage kanalisieren lassen,
- Stromanschluss für Pumpe zur Bewässerung der Rinne, alternativ natürliche Bewässerung aus dem Oberlauf,
- Lage auf möglichst abgeschlossenem Gelände oder baulich bedingt unerreichbar zur Vermeidung von Vandalismusschäden und Diebstahl (Lemcke, 2003)
- Gewährleistung der ständigen Kontrolle durch einen Vor-Ort-Betreuer.

In einem Vorversuch wurde im Jahr 2001 am Hauptwehr der Warnow bei Bützow erstmalig ein derartiges Aalmonitoring über eine ganze Saison realisiert. Dabei wurden vor allem die technischen Aspekte des Vorhabens untersucht. Es kam eine bewässerte Rinne mit angepasstem Fangkorb zum Einsatz. Die Konzeption der Anlage folgte Empfehlungen der Bundesforschungsanstalt für Fischerei (Herr Dr. Kuhlmann). Es zeigte sich, dass bei geeignetem Standort das vorgesehene Aalmonitoring problemlos durchzuführen ist.

Die Aalrinnen wurden jeweils zwischen Anfang Mai und Mitte Oktober betrieben.



Abb. 1: Schwimmende Aalrinne in der Mühlengrube/Wismar



Abb. 2: Fest installierte Rinne in der Uecker am Wehr Torgelow



Abb. 3: Reuse oberhalb der Fischaufstiegshilfe in der Müritz-Elde-Wasserstraße/Dömitz

Bei der Auswahl der Standorte wurden Gewässer des Nordsee- und des Ostseeinzugsgebietes berücksichtigt. Eine Übersicht der Stationen geben Abb. 4 und Tabelle 1.

Die Station im Hellbach in Neubukow stand aus technischen Gründen ab 2004 nicht mehr für das Steigalmonitoring zur Verfügung. Stattdessen wurde ab dem Jahr 2004 am Wallensteingraben (Wismar) eine neue Station etabliert. Im Jahr 2006 wurde eine weitere Aalrinne im Unterlauf der Mühlengrube im Stadtgebiet Wismar in Betrieb genommen, um neben dem Wallensteingraben auch den zweiten Abfluss des Wismarer Mühlenteiches mit zu erfassen. Zwei weitere Aalrinnen wurden 2007

im Farpener Bach am Stausee Alt Farpfen in Betrieb genommen. Im Oktober 2007 wurde mit dem Umbau des Wehres an der Warnow in Bützow begonnen, so dass dieser Standort in Zukunft ebenfalls wegfallen wird.

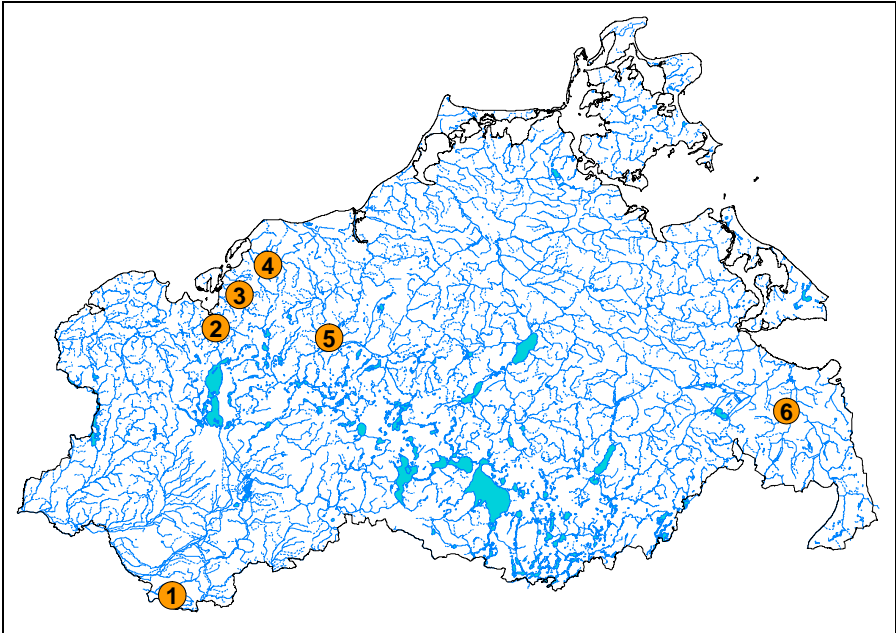


Abb. 4: Übersicht über die Stationen in M-V

- 1 Müritz-Elde-Wasserstraße (Reuse oberhalb der Fischaufstiegshilfe Dömitz) und Dove Elbe (Rinne am Wehr Dömitz)
- 2 Wallensteingraben (Rinne am Wehr Mühlenteich Wismar) und Mühlengrube (Rinne am Sohlabsturz Wismar)
- 3 Farpener Bach (zwei Rinnen unterhalb der Staumauer am Stausee Alt Farpfen)
- 4 Hellbach (Rinne an der Mühle Neubukow)
- 5 Warnow (zwei Rinnen am Hauptwehr Bützow)
- 6 Uecker (Rinne am Wehr Torgelow)

Tab. 1: Übersicht über das Steigalmonitoring in M-V in den Jahren 2001 bis 2007

Gewässer	Station	Gerät	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Ostseeinzugsgebiet									
Warnow ^a	Bützow (Hauptwehr)	2 Aalrinnen	30.05. - 27.09.	06.05. - Oktober	08.05. - Oktober	05.05. - Oktober	26.04. - 14.10	25.04. - 24.10.	27.04. - 05.10.
Heilbach	Neubukow (Mühle)	1 Aalrinne		Mai - Oktober	Mai - Oktober				
Wallenstein- graben	Wismar (Mühlenteich)	1 Aalrinne				Mai - Oktober	Mai - Oktober	04.05. - Oktober	30.04. - 29.10.
Mühlengrube	Wismar (Ziegenmarkt)	1 Aalrinne						22.05. - 03.11.	15.05. - 19.11.
Farpener Bach	Alt Farpen (Stausee/Speicher)	2 Aalrinnen							08.05. - 31.10.
Uecker	Torgelow (Wehr)	1 Aalrinne		Mai - Oktober	Mai - Oktober	Mai - Oktober	21.04. - 18.10.	13.06. - 02.11.	27.04. - 02.11.
Nordseeinzugsgebiet									
Dove Elbe	Dömitz (Wehr)	1 Aalrinne			April - Oktober	April - Oktober	03.05. - Oktober	Mai - Oktober	02.04. - 02.10.
Müritz-Eide- Wasserstraße	Dömitz (Fischpass)	1 Reuse		Mai - Oktober	April - Oktober	April - Oktober	Mai - Oktober	Mai - Oktober	02.04. - 31.10.

^a 2001 Vorversuch mit nur einer Rinne

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse belegen für den gesamten Untersuchungszeitraum und für alle untersuchten Gewässer einen aktuell erfolgenden Aalaufstieg. Die Aalrinnen erwiesen sich als gut geeignet für die quantitative Erfassung von Steigaalen über längere Zeiträume. Bei Sicherstellung einer engagierten Vor-Ort-Betreuung war ein weitgehend störungsfreier und komfortabler Betrieb möglich.

An allen Stationen gab es deutliche Schwankungen der Fänge in den einzelnen Untersuchungsjahren. Diese Unterschiede waren jedoch nicht wesentlich. Lediglich das Jahr 2002 fällt durch leicht erhöhte Steigaalmengen auf. Die Hauptzeit der Steigaal-einwanderung lag zwischen Mai und August.

An der Station Warnow/Bützow kamen in nahezu allen Jahren zwei Aalrinnen zum Einsatz, d.h. beide Ufer wurden erfasst. Die Ergebnisse zeigen, dass dieser erhöhte Fangaufwand auch erhöhte Steigaalfänge erbringt. Es kann daher angenommen werden, dass die realen Steigaalmengen auch an den anderen Untersuchungsstationen über den bisher mit jeweils nur einer Fangeinrichtung registrierten Fängen liegen.

Um einen Vergleich der einzelnen Monitoringstationen zu ermöglichen, wurden die Steigaalfänge standardisiert. Dazu wurde

für jeden Monat aus der Gesamtzahl der gefangenen Steigaale der Einheitsfang als Aale je Fanggerät und Tag berechnet.

In einigen Fällen kam es aus technischen Gründen (kein Wasser während Trockenperioden, Havarien) zu Unterbrechungen der Datenerfassung. Derartige längere Ausfallzeiten wurden bei der Berechnung der Einheitsfänge nicht berücksichtigt, d.h. die Individuenzahlen wurden nur auf den aktiven Zeitabschnitt bezogen. Diese Datenlücken sind aber für die Interpretation der Ergebnisse nur von untergeordneter Bedeutung. Es handelt sich dabei um den vollständigen Ausfall der Jahre 2004 und 2005 an der Station Uecker/Torgelow (Aalrinne war ständig verstopft und somit nicht zuverlässig fängig), um den Ausfall der Sommermonate an der Station Dömitz aufgrund des geschlossenen Wehres bzw. Fischpasses infolge Trockenheit (Sommer 2003) und um den Ausfall der Aalrinne in Dömitz im Oktober 2007 (Pumpe war defekt).

Tab. 2: Übersicht über die absoluten Steigaalfänge in den Jahren 2001 bis 2007

Gewässer	Station	Gerät	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Ostseeeeinzugsgebiet									
Warnow	Bützow (Hauptwehr)	2 Aalrinnen	36 (1 Rinne)	438	143	112	151	79	69
Hellbach	Neubukow (Mühle)	1 Aalrinne		25	29				
Wallenstein- graben	Wismar (Mühlenteich)	1 Aalrinne				176	152	121	296
Mühlengrube	Wismar (Ziegenmarkt)	1 Aalrinne						17	19
Farpener Bach	Alt Farpfen (Stausee/Speicher)	2 Aalrinnen							198
Uecker ^a	Torgelow (Wehr)	1 Aalrinne		71	33	-	-	46	33
Nordseeeeinzugsgebiet									
Dove Elbe ^{b,c}	Dömitz (Wehr)	1 Aalrinne			366	691	701	1.032	894
Müritz-Eide- Wasserstraße ^{b,d}	Dömitz (Fischpass)	1 Reuse		1.043	396	1.517	1.598	1.716	1.477

^a 2004, 2005 aus technischen Gründen nicht auswertbar

^b Wehr bzw. Fischpass in den Sommermonaten 2003 geschlossen infolge Trockenheit

^c Pumpe im Oktober 2007 ausgefallen

^d keine kontinuierliche Erfassung

Tab. 3: Vergleich der standardisierten Steigaalfänge^a 2001 bis 2007

Gewässer	Station	Bezug	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Ostseeinzugsgebiet									
Warnow	Bützow (Hauptwehr)	je Aalrinne	37	230	73	56	76	40	35
Helibach	Neubukow (Mühle)	je Aalrinne		25	33				
Wallenstein- graben	Wismar (Mühlenteich)	je Aalrinne				173	153	123	296
Mühlengrube	Wismar (Ziegenmarkt)	je Aalrinne						17	19
Farpener Bach	Alt Farpen (Stausee/Speicher)	je Aalrinne							101
Uecker	Torgelow (Wehr)	je Aalrinne		70	33			53	32
Nordseeinzugsgebiet									
Dove Elbe	Dömitz (Wehr)	je Aalrinne			1.981	676	721	1.035	890
Müritz-Eide- Wasserstraße	Dömitz (Fischpass)	je Reuse		5.934	2.365	3.145	2.861	3.124	2.440

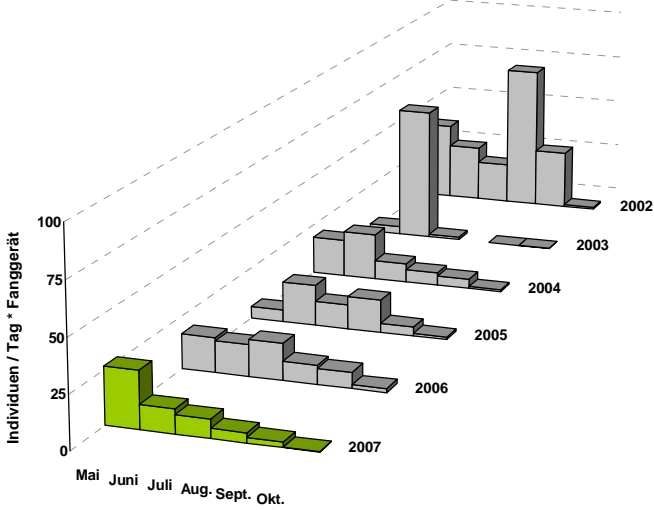
^a Hochrechnung auf Basis der Monatsmittel der Einheitsfänge für den Bezugszeitraum 01. Mai bis 31. Oktober

Die Tabellen 2 und 3 geben eine Übersicht über alle quantitativ auswertbaren Steigaalfänge, die im Rahmen des Steigalmonitorings getätigt wurden. In Abbildung 5 erfolgt eine Zusammenfassung der Daten für das jeweilige Einzugsgebiet. Beim Nordseeeeinzugsgebiet wurden die Daten der Reuse an der Fischaufstiegshilfe und der Aalrinne am Wehr in Dömitz zusammengefasst und beim Ostseeeeinzugsgebiet die Daten der restlichen sechs Stationen, die im Laufe des Monitorings in den Jahren 2002 bis 2007 beprobt wurden. Man kann deutlich erkennen, dass die Fänge im Nordseeeeinzugsgebiet mehr als das 10fache der Fänge im Ostseeeeinzugsgebiet betragen.

Aufgrund der ausgeprägten Variabilität der absoluten Fänge bzw. der Einheitsfänge an den einzelnen Stationen für die einzelnen Untersuchungsjahre wird nachfolgend für jeweils zwei ausgewählte Stationen aus dem Nordsee- bzw. dem Ostseeeeinzugsgebiet der saisonale Verlauf der Steigaaleinwanderung anhand von Box-Whisker-Plots (Abb. 6 und 7) dargestellt (Minimum, Maximum, Mittelwert, 25 %-Quartil, 75 %-Quartil).

Der prinzipielle saisonale Verlauf ähnelt sich an allen Stationen: das Maximum wird überwiegend zwischen Juni und August beobachtet. Spätestens im Oktober kam an allen Stationen der Aalaufstieg praktisch zum Erliegen.

Zusammengefasste Daten: Nordsee-Einzugsgebiet



Zusammengefasste Daten: Ostsee-Einzugsgebiet

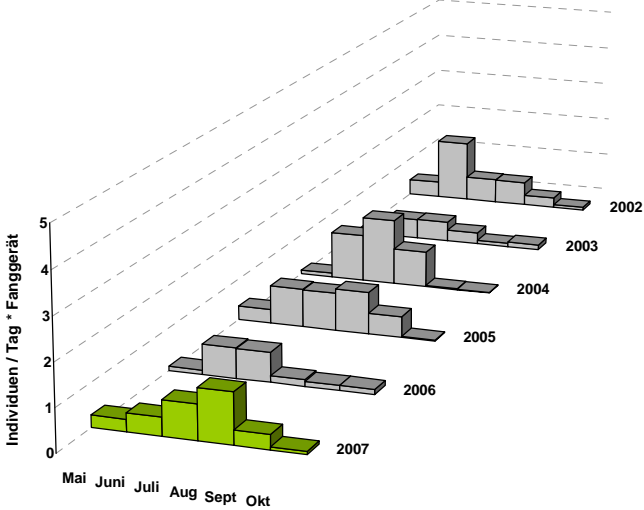


Abb. 5: Übersicht über die Steigaalfänge 2002 – 2007
 Monatsmittel der Einheitsfänge [Aal • Fanggerät⁻¹ • Tag⁻¹]
 (Y-Achsen sind unterschiedlich skaliert.)

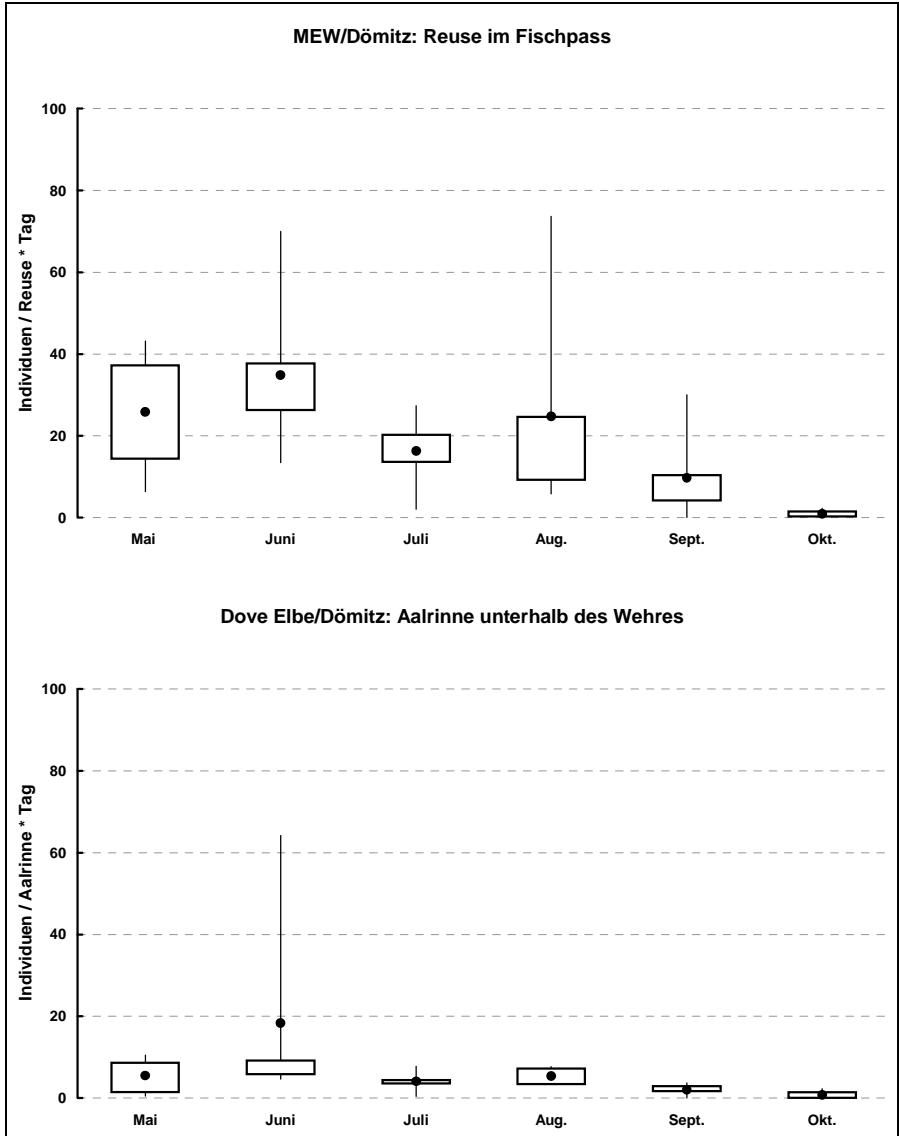


Abb. 6: Verlauf der Einheitsfänge 2002 - 2007
Nordseeinzugsgebiet

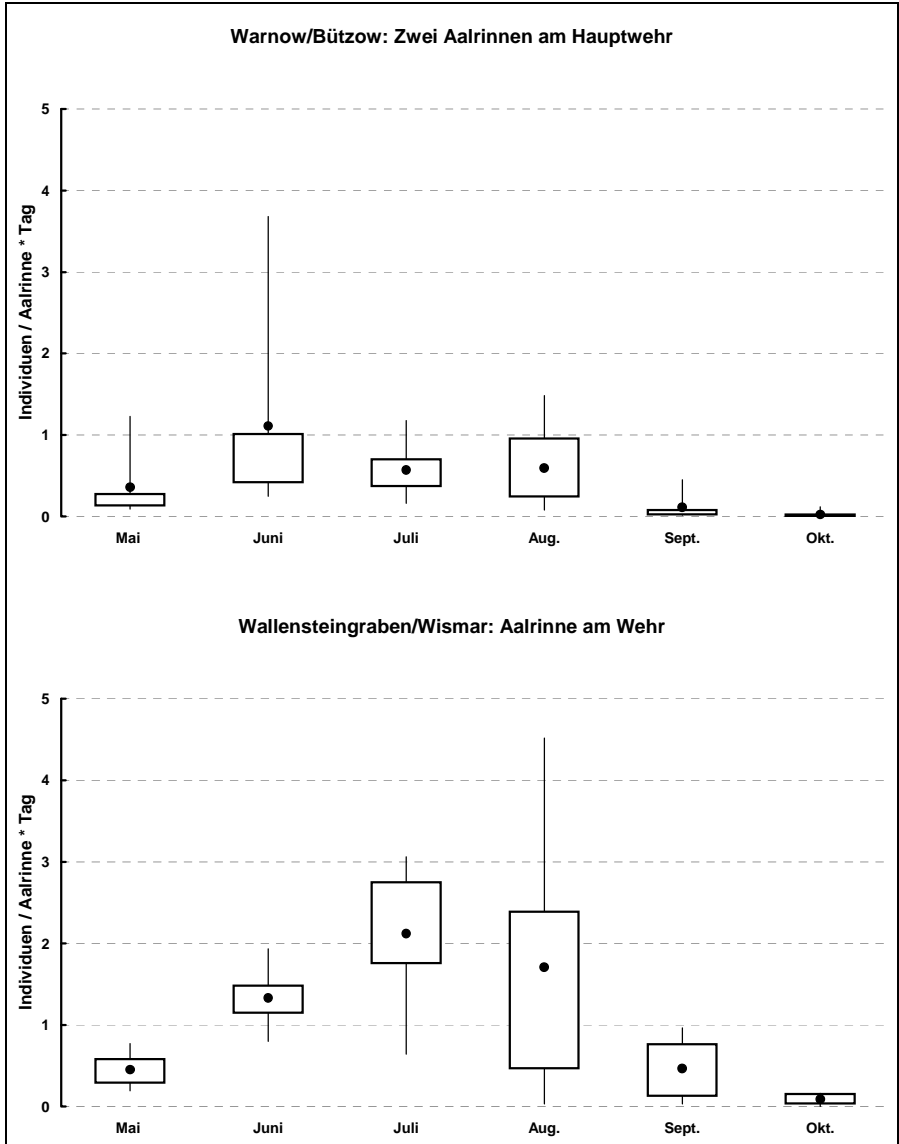


Abb. 7: Verlauf der Einheitsfänge 2002 - 2007
Ostseeinzugsgebiet

Die wichtigsten Daten zu den Längen der gefangenen Steigaale sind in Tabelle 4 dargestellt.

Die größten Steigaale wurden in der Uecker bei Torgelow, im Farpener Bach bei Alt Farpfen und in der Müritz-Elde-Wasserstraße in Dömitz gefangen.

Erwartet wurde, dass mit steigender Distanz der Monitoringstationen zur Nordsee auch die mittlere Länge der Steigaale aufgrund der größeren Verweilzeit in den durchwanderten Habitaten zunimmt. Dies konnte nur an der Station Uecker/Torgelow beobachtet werden. Im Widerspruch dazu steht z.B. die vergleichsweise geringe mittlere Länge der in Dömitz mittels der Aalrinne gefangenen Steigaale oder der Fang verhältnismäßig großer Steigaale in Alt Farpfen im Farpener Bach.

Tab. 4: Übersicht über die Längen der Steigaale 2002 bis 2007

Station	Gewichtetes Mittel [cm]	min. [cm]	max. [cm]	N
Warnow/Bützow (zwei Rinnen)	13,1	4	35	992
Hellbach/Neubukow	13,5	6	24	54
Wallensteingraben/Wismar	11,7	6	45	745
Mühlengrube/Wismar	14,6	7	30	36
Farpener Bach/Alt Farpn (zwei Rinnen) ^a	25,6	6	47	198
Uecker/Torgelow	18,6	6	35	183
Dove Elbe/Dömitz	11,6	5	38	3.684
Müritz-Elde-Wasser- straße/Dömitz (Reuse)	15,9	5	46	7.747

^a kein Mittelwert, da nur ein Untersuchungsjahr

Abschließend soll ein Vergleich der Ergebnisse mit einigen historischen Daten zum Aalaufstieg in Mecklenburg-Vorpommern erfolgen.

Tab. 5: Vergleich des historischen und aktuellen Aalaufstiegs in Mecklenburg-Vorpommern

Gewässer/Ort	Jahr	ca. Anzahl	ca. Masse	Minimum [Ind./Tag]	Quelle
Warnowsystem					
Mildnitz/Zülow	1931	90.000	72 Pfund	650 ^a	Ahrens (1934)
	1932	240.000	196 Pfund	1.750 ^a	Ahrens (1934)
	1933	198.000	160 Pfund	1.440 ^a	Ahrens (1934)
<i>Warnow/Bützow</i>	<i>Aktuell</i>			0,1-1,1 ^b	<i>Eigene Daten</i>
Müritz-Elde-Wasserstraße					
MEW/Dömitz	1958	157.300	1.035 kg	1.600	Gollub (1959)
<i>MEW/Dömitz</i>	<i>Aktuell</i>			10-35 ^b	<i>Eigene Daten</i>
<i>Dove Elbe/Dömitz</i>	<i>Aktuell</i>			2-18 ^b	<i>Eigene Daten</i>
Wallensteingraben					
Wallensteingraben	1950er Jahre	„manchmal 6000-7000/Tag“	„manchmal 3-4 kg/Tag“	60 ^c	Gollub (1955)
<i>Wallensteingraben/Wismar</i>	<i>Aktuell</i>			0,5-2,1 ^b	<i>Eigene Daten</i>

^a Annahme 137 Fangtage (01. Mai-15. September). Die realen Monatsfänge waren möglicherweise höher (kürzere Fangperiode?). Die Schätzung liefert daher einen Mindestwert.

^b Vergleich mit eigenen Daten nur auf Basis der Werte für Mai-September (Jahresmittel aller Untersuchungsjahre).

^c Hochrechnung der angegebenen 6000-7000 Steigaale auf 100 Tage; der reale Werte wird erheblich höher gelegen haben, da diese Zahlen „an manchen Tagen“, also mehrfach, erreicht wurden.

Der Vergleich der aktuellen Ergebnisse mit den Fangmengen aus den 1930er und 1950er Jahren zeigt eindrucksvoll, dass die

gegenwärtig beobachteten Steigaalmengen nur einen Bruchteil der noch in den 1950er Jahren getätigten Steigaalfänge ausmachen.

Müritz-Elde-Wasserstraße bei Dömitz

Die aktuellen Fänge betragen nur noch etwa 1,1 % der Steigaalfänge während der 1950er Jahre (Gollub, 1959)

Warnowsystem

Die aktuellen Fänge betragen nur noch etwa 0,04 % der Fänge der 1930er Jahre (Ahrens, 1934). Der reale Verlust ist vermutlich noch deutlich höher, da an der Station Mildenitz/Zülow nur noch ein Teil der in das Warnowsystem eindringenden Steigaale vorhanden ist; ein Teil der Tiere wandert bereits vorher in andere Nebengewässer ein. An der weiter unterhalb gelegenen Monitoringstation Bützow müssten daher größere Steigaalmengen als in Zülow auftreten.

Wallensteingraben

Selbst mit der nur groben Information der „an manchen Tagen“ auftretenden Steigaalzahlen von mehr als 6000 Individuen in den 1950er Jahren machen die aktuellen Fänge nur noch 2,0 % aus (Gollub, 1955). Auch hier ist der reale Verlust vermutlich weitaus höher, da mehrere derartige Tagesereignisse mit daraus folgenden erheblich größeren Steigaalmengen für eine Saison angenommen werden dürfen.

Zusammenfassung und Ausblick

In fast alle untersuchten Gewässer erfolgt auch gegenwärtig prinzipiell noch ein Aalaufstieg. Dieser hat jedoch für die Aalwirtschaft aufgrund des geringen Umfangs praktisch keine Relevanz. Dies gilt insbesondere für das Ostsee-einzugsgebiet mit gegenüber dem Nordsee-einzugsgebiet deutlich geringeren Steigaalmengen.

Das in Mecklenburg-Vorpommern etablierte Steigaalmonitoring muss im Sinne der Gewinnung einer langjährigen Datenreihe unbedingt weitergeführt werden.

Bei Umbaumaßnahmen bestehender und geeigneter Wehre (z. B. Bützow) sollte geprüft werden, inwieweit sich eine Aalrinne bzw. eine geeignete Fangeinrichtung integrieren lässt. Diese Abstimmung muss in Kooperation mit den zuständigen Behörden erfolgen.

Die gewonnenen Steigaaldaten sind wichtiger Bestandteil der Aalmanagementpläne.

Für die gute Zusammenarbeit und engagierte Vor-Ort-Betreuung der Aalrinnen als entscheidende Voraussetzung für das erfolgreiche Steigaalmonitoring danken wir allen, die am Projekt mitgewirkt haben bzw. noch mitarbeiten, insbesondere den mit der Kontrolle der Fangeinrichtungen beauftragten Kollegen.

Literatur

- Agrarberichte (1994 - 2005) des Landes Mecklenburg-Vorpommern.
- Ahrens, E.-U. (1934): Aalbrutfang am Mildenitzkraftwerk. Mecklenburgische Monatshefte 10: 217-219
- Gollub, H. (1955): Probleme der Aalwirtschaft bei der qualitätsmäßigen Ertragssteigerung in der Binnenfischerei. Deutsche Fischereizeitung 2: 36-42
- Gollub, H. (1959): Über die im Bezirk Schwerin durchgeführten Aalförderungsmaßnahmen. Deutsche Fischereizeitung 6: 86-89
- Lemcke, R. (2003): Etablierung eines langfristigen Glas- und Jungaalmonitorings in Mecklenburg-Vorpommern und erste Ergebnisse. Fischerei und Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern, Jg. 3, Nr. 1: 14-23
- Schaarschmidt, T. (2007): Erfassung des Aufkommens von Glas- und Jungaalen in ausgewählten Fließgewässern im Einzugsgebiet von Nord- und Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern. Abschlußbericht (unveröffentlicht), 33 S.

Pelagische Fischerei auf Aal im Rahmen der Galathea-3-Expedition in die Sargassosee

Reinhold Hanel

Zusammenfassung

Im Rahmen des vom 21. März bis 19. April 2007 durchgeführten Fahrtabschnittes der dänischen Galathea 3 – Expedition sollte neben Analysen der Verteilung von Aal-Eiern und Larven in Relation zu ozeanographischen Besonderheiten und der Zusammensetzung und Produktivität von Planktongemeinschaften in den Laichgebieten des Aals während der errechneten Hauptlaichzeit auch nach laichreifen Elterntiere des Europäischen Aals gefischt werden. Um dieses Expeditionsziel zu erreichen, wurde zusätzlich zum Einsatz der dänischen Korvette „RV Vaedderen“ ein 36 m langer kanadische Fischerei-Trawler, die FV „Newfoundland Alert“, gechartert. Während die Plankton-Probenahmen insgesamt sehr erfolgreich verliefen und sich anhand der gefangenen Aal-Larven neue Erkenntnisse sowohl zur genetischen Diversität als auch zu Verteilung und Physiologie der frühen Lebensstadien des Aals erwarten lassen, war der versuchte Fang adulter Aale nicht von Erfolg gekrönt. Unabhängig von den unerwarteten und wohl einmaligen Erfahrungen bezüglich der durch einen Wal verursachten Schäden und der damit erforderlichen Reparatur des Netzes verbleiben hinsichtlich der Eignung des verwendeten Fanggerätes

massive Zweifel. Das verwendete pelagische Schleppnetz, konstruiert zum Fang von Schwarmfischen, eignet sich vermutlich nicht zum Fang von Aalen und ebenso wenig zur Erfassung der Begleitfauna in Wassertiefen von 200 bis 700 m, dem vermuteten Laichareal des Aals in der Sargassosee.

1. Einleitung

Das Wissen um das Laichgebiet und die Laichzeit des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) beruht bisher einzig und allein auf Beobachtungen des räumlichen und zeitlichen Auftretens der Larven. Im angenommenen Laichgebiet selbst, dessen nördliche Begrenzung vermutlich von der Temperaturfront der subtropischen Konvergenz gebildet wird, konnten bislang trotz mehrmaliger Versuche weder adulte Aale noch Aal-Eier gefunden werden. Auch die Abgrenzung der Laichgebiete des Europäischen (*Anguilla anguilla*) und Amerikanischen Aals (*Anguilla rostrata*) beruht derzeit mehr auf Vermutungen als auf gesicherten Daten. Angenommen wird ein breiter Überlappungsbereich, der auch die Existenz von Hybriden zwischen den beiden Arten erklären könnte. Frühere Bemühungen zur Aufklärung des ozeanischen Teils der Lebensgeschichte des Europäischen Aals lieferten zwar zahlreiche wichtige Teilergebnisse, ohne jedoch die Wanderung der adulten Tiere zur Sargassosee und die Drift der Larven zurück zum Europäischen Schelf vollständig erklären zu können.

Der Fang von laichreifen Aalen würde den Durchbruch in der seit mehr als 100 Jahren anhaltenden intensiven Forschung über Reproduktionsbiologie und Wanderverhalten von Aalen bedeuten. Neben wichtigen Erkenntnissen bezüglich einer möglichen genetischen Struktur der als panmiktisch betrachteten Aalpopulation bestünde durch die in der mikrochemischen Zusammensetzung der Otolithen gespeicherte Information auch die Möglichkeit, Ort und Dauer der kontinentalen Phase im Leben einzelner Aale individuell zu rekonstruieren und damit den Einfluss von Umweltparametern auf die Laichfisch-Qualität zu erforschen. Vor allem die von Tsukamoto et al. (1998) aufgestellte Hypothese, Aale aus marinen Habitaten würden in viel stärkerem Maße, ja vielleicht sogar ausschließlich zur Rekrutierung des Bestandes beitragen, könnte dadurch überprüft werden. Tsukamoto et al. (1998) untersuchten das Strontium/Calcium-Verhältnis in den Otolithen (Gehörsteinen) von Gelb- und Blankaalen sowohl des Europäischen (*Anguilla anguilla*) als auch des Japanischen Aals (*Anguilla japonica*). Keiner der 30 für diese Studie im Meer gefangenen Blankaale zeigte Hinweise auf einen früheren Aufenthalt im Süßwasser (unabhängig von Art, Geschlecht oder Entwicklungsphase), woraus die Autoren der Studie schlossen, dass Aale, die ins Süßwasser aufsteigen, vielleicht gar nicht zum Fortpflanzungserfolg der Art beitragen könnten – eine nicht zuletzt aufgrund der geringen Probenzahl sehr diskussionswürdige Hypothese.

Eine vollständige Entschlüsselung des Lebenszyklus des Aals und die Erhebung physiologischer Kenndaten der Fische an ihren Laichplätzen könnten aber auch entscheidend zur Entschlüsselung der Reproduktionsbiologie und damit letztlich möglicherweise auch zu einer Verbesserung der Erfolgsquote einer künstlichen Reproduktion beitragen.

Aus diesen Gründen stand der letzte Fahrtabschnitt der weltumspannenden dänischen Galathea 3 – Expedition (<http://www.galathea3.dk/dk>) im Bereich der Sargassosee ganz im Zeichen der Aal-Forschung. In der Zeit vom 21. März bis 19. April 2007 sollte während der errechneten Hauptlaichzeit vor allem auch nach laichreifen Elterntieren des Europäischen Aals gefischt werden. Die Gesamtziele der Sargassosee-Expedition waren:

1. Analyse der Verteilung von Aal-Eiern und Larven in Relation zu ozeanographischen Besonderheiten (Strömungen, Fronten, Wirbel, Pyknoklinen)
2. Vergleich der Verteilungsmuster der Leptocephali des Europäischen und des Amerikanischen Aals
3. Vergleich mit den Ergebnissen früherer Expeditionen
4. Analyse der Zusammensetzung und Produktivität von Planktongemeinschaften in den Laichgebieten des Aals. Magen-inhaltsanalysen an Aal-Larven anhand von DNA-Sonden
5. Bestimmung der genetischen Diversität über das Verbreitungsgebiet der Aal-Larven

6. Pelagische Schleppnetzfisherei zum Fang adulter, laichreifer Aale

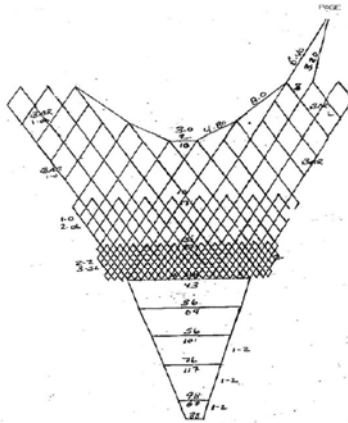
Aufgrund der am Leibniz-Institut für Meereswissenschaften vor allem durch das Projekt „EelTrace – Habitatselektion des Europäischen Aals“ etablierten Methodik der mikrochemischen Analyse von Aal-Otolithen wurde von den dänischen Projektinitiatoren auch eine deutsche Beteiligung angestrebt. Die Spurenelementeinlagerung in Otolithen wird durch physikalische und chemische Parameter des den Fisch umgebenden Wassers bestimmt (Bath-Martin et al., 2004). Sie kann mit Temperatur und Salzgehalt variieren und damit Elementkonzentrationen sowohl in Süß-, als auch in Brack- und Meerwasser widerspiegeln (Tsukamoto, 1998; Arai et al., 2004). Somit speichern Otolithen wesentliche Informationen über Verbreitung und Wanderverhalten von Fischen. Koppelt man die Elementanalyse mit der Altersanalyse der Inkrementringe, so ist es möglich, bestimmte Aufenthaltsgebiete und Wanderungen der Fische ihren verschiedenen Lebensabschnitten zuzuordnen (Correia et al., 2004). Die mikrochemische Analyse von Otolithen ermöglicht den Nachweis selbst kleinskaliger Unterschiede im Salzgehalt verschiedener Seegebiete und stellt somit eine präzise und leistungsstarke Methode zur Untersuchung des Wanderverhaltens von Aalen dar (Zumholz et al., 2003). Jüngst entwickelte methodische Verbesserungen machen es sogar denkbar, Isotopenmuster in den Otolithen der gefangenen Aale nachzuweisen, die auf den

Aufenthalt von Aalen in spezifischen Süßwasser-Regionen, im Idealfall einzelnen Flusssystemen, rückschließen lassen.

2. Material und Methoden

Zum Erreichen der angestrebten Projektziele war der Einsatz von 2 Forschungsschiffen eine notwendige Voraussetzung. Deshalb wurde zusätzlich zum eigentlichen dänischen Expeditionsschiff, der Korvette RV „Vaedderen“, ein 36 m langer kanadischer Fischerei-Trawler, die FV „Newfoundland Alert“, gechartert.

Während auf der „RV Vaedderen“ verschiedene Methoden vor allem zur Plankton-Probennahme, aber auch zusätzliche Fanggeräte wie Langleinen eingesetzt wurden, war die Aufgabe der „Newfoundland Alert“ vor allem der Fang adulter Aale mittels pelagischer Schleppnetz-Fischerei. Dazu wurde ein Netz mit einer horizontalen Öffnung von 80 m und einer Höhe von 18 m eingesetzt. Die gesamte Netzöffnung betrug also 1.440 m^2 bei einer Scherbrett-Distanz von 120 m. Dieser Netz-Typ wird zur kommerziellen Fischerei vor allem auf Rotbarsch im Nordwest-Atlantik eingesetzt. Um eine entsprechende Schleppgeschwindigkeit zu ermöglichen, nimmt die Maschenweite des Netzes von der Netzöffnung bis hin zum Steert kontinuierlich ab. An der Netzöffnung betrug die Maschenweite knapp 1 m, im Steert dagegen 19 mm. Die Vibrationen des Netzes sorgen aber dafür, dass pelagische Schwarmfische in den inneren Netzbereich „geleitet“ und damit effektiv gefangen werden.



NEW MESH MATERIAL:
 CASMAS / BUNAN
 HEADLINE: 4/1.50 m/m



Abb. 1: Pelagisches Schleppnetz an Bord der „Newfoundland Alert“

Weiters sollte auch auf der „Newfoundland Alert“ nach Aal-Larven gefischt werden. Hierfür wurde ein Plankton-Ringnetz mit einem Öffnungsdurchmesser von 2 m und einer Maschenweite von 500 μm eingesetzt.

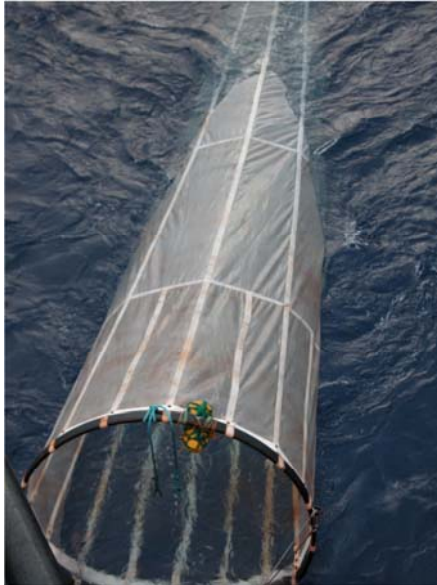


Abb. 2: Plankton-Ringnetz mit einem Öffnungsdurchmesser von 2 m.

Die strategische Planung des Einsatzes der „Newfoundland Alert“ sah vor, entlang der von West nach Ost verlaufenden thermischer Fronten in der südwestlichen Sargassosee anhand von Echolot-Signalen nach Aalen zu suchen und bei Erkennung akustischer Ziele das pelagische Schleppnetz einzusetzen.

Des Weiteren sollte entlang der Fronten und südlich davon, im Besonderen in Bereichen des konzentrierten Auftretens der schwimmenden Braunalgen *Sargassum natans* und *Sargassum fluitans* auch ohne klare Echolot-Signale nachts in Tiefen von 50 bis 100 m und tagsüber in Tiefen von 200 bis 300 m nach adulten Aalen, zwischendurch aber auch unter Einsatz des Planktonnetzes nach Aal-Larven gefischt werden.

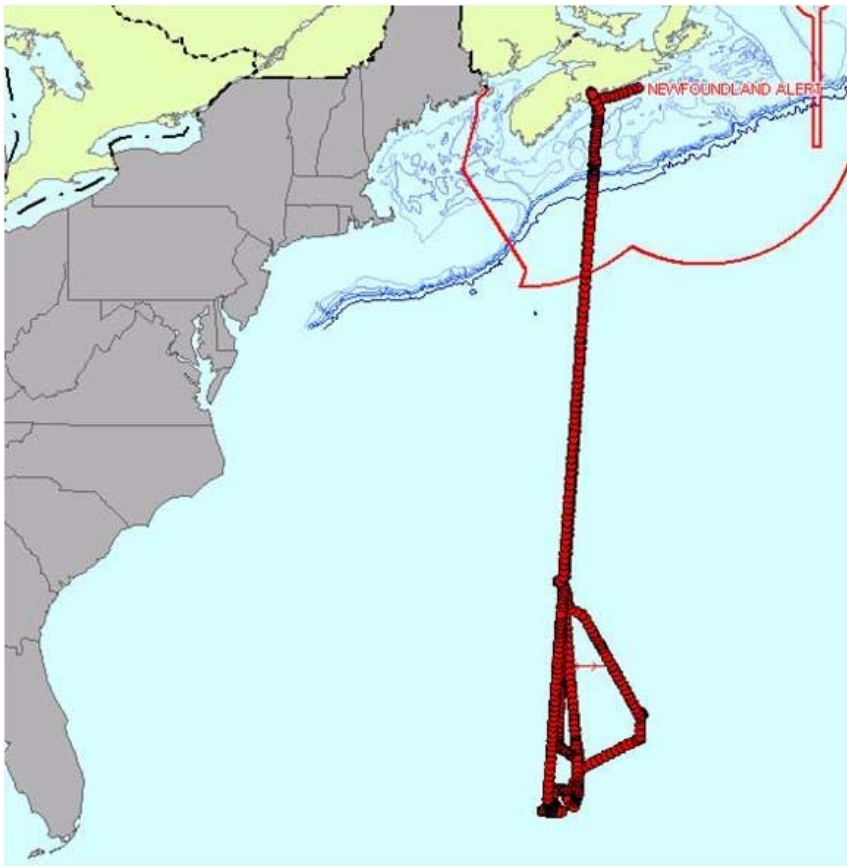


Abb. 4: Fahrtroute der „Newfoundland Alert“

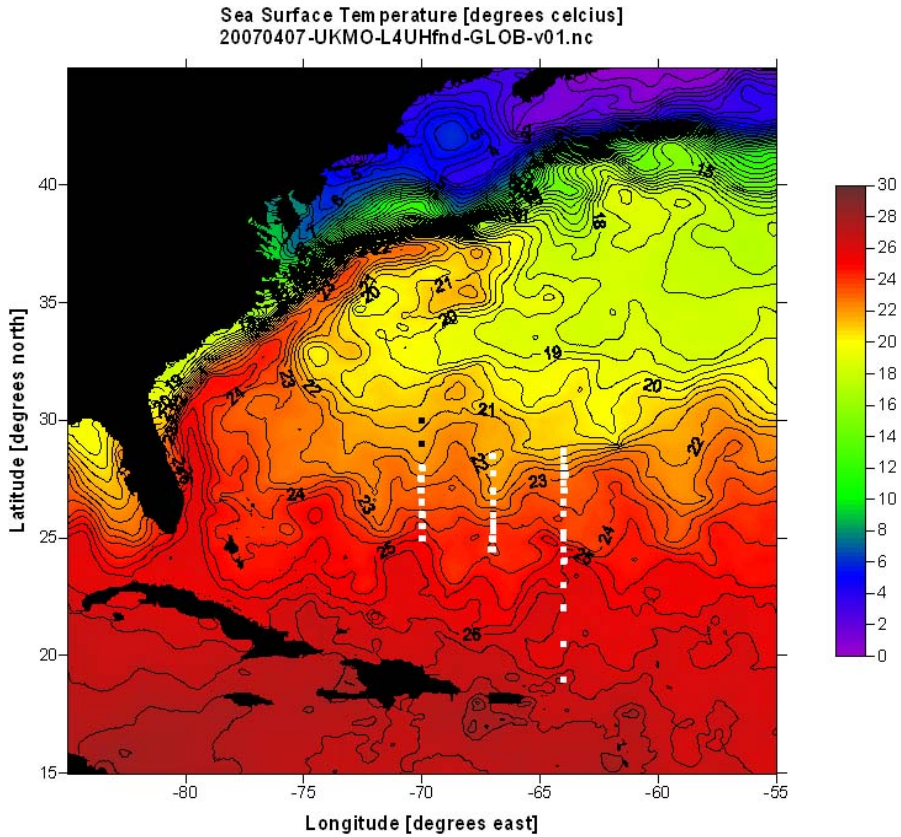


Abb. 3: Infrarot-Satellitenmessung der Oberflächentemperaturen im Bereich der Sargassosee vom 07. April 2007. Die weißen Punkte zeigen die Probenahmestationen der "RV Vaedderen".

Die Bestimmung der exakten Lage von thermischen Frontensystemen wurde durch die tägliche Übermittlung von online-Satellitenbildern in Form von Infrarot-Oberflächentemperatur-Karten (Sea Surface Temperature maps) ermöglicht. Des Weiteren erfolgte

ein ständiger Transfer von Daten zwischen der „Newfoundland Alert“ und der „RV Vaedderen“. Der Einsatz eines Seabird CTDs von Bord der „Newfoundland Alert“ war nur für den Fall des Fanges adulter Aale vorgesehen.

3. Ergebnisse

3.1. Planktonfänge

Insgesamt wurden 9 Ringnetz-Hols durchgeführt, mit dem Ziel, möglichst viele Aal-Leptocephali zu fangen. Des Weiteren wurden Proben direkt unterhalb von dichten *Sargassum*-Feldern und in geringer Entfernung parallel dazu genommen, um den Einfluss von *Sargassum*-Matten auf das Vorkommen von Leptocephali und anderen Fischlarven zu untersuchen. Die exakten Positionen der Fänge sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tab. 1: Stationsprotokoll für das Plankton-Ringnetz

Station	Datum	Zeit	Startposition		Endposition		Schleppgeschw. Knoten	Maximale Tiefe, m
			Grad, N	Grad, W	Grad, N	Grad, W		
NA3	31.03.2007	20:40-21:50	26,25	64,09	26,29	64,08	2	100
NA14	11.04.2007	09:28-10:32	25,99	64,94	26,00	64,98	2,5	10
NA15	11.04.2007	11:40-13:10	26,00	65,01	26,03	64,95	1,9	10
NA16	11.04.2007	13:26-14:30	26,06	64,90	26,04	64,92	2	10
NA 17	11.04.2007	14:41-15:43	26,04	64,91	26,05	64,87	2	10
NA18	11.04.2007	16:00-17:00	26,05	64,87	26,05	64,84	2	10
NA19	11.04.2007	17:15-19:10	26,06	64,84	26,06	64,86	2	10
NA20	11.04.2007	19:35-22:35	26,09	64,86	26,16	64,97	2	100
NA21	11.04.2007	22:55-01:55	26,16	64,98	26,10	64,88	2	100
NA22	12.04.2007	02:15-06:30	26,10	64,87	26,20	65,01	2	100

Vor allem in den letzten 3 Hols wurden mit insgesamt 54 gefangenen *Anguilla*-Leptocephali entsprechend hohe Häufigkeiten des Auftretens von Aal-Larven nachgewiesen. Nachdem aber keine der Larven eine Körperlänge von 10 mm unterschritt (Abb. 5), wiesen auch diese bereits ein Alter von mindestens 2 Wochen auf. Ein direkter Nachweis eines Laichplatzes wurde damit also nicht erbracht.

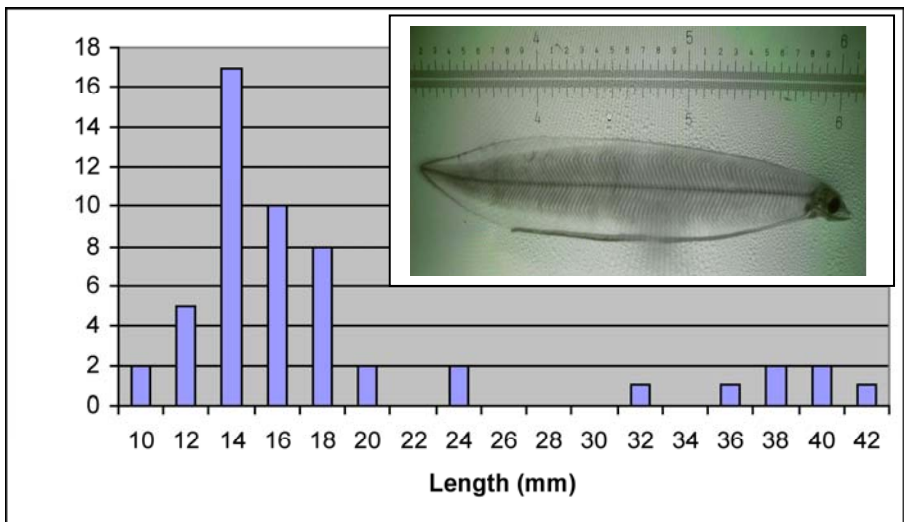


Abb. 5: Längenfrequenzhistogramm der gefangenen *Anguilla* sp.-Leptocephali

3.2. Pelagische Schleppnetz-Fänge

Das pelagische Schleppnetz wurde erstmals am 30.03.2007, kurz nach Erreichen der thermischen Frontensysteme, eingesetzt. Nachdem der erste Fang tagsüber praktisch erfolglos verlief, wurde, wie geplant, nachts im Bereich erhöhter *Sargassum*-Konzentrationen bis in eine Tiefe von 91 m gefischt. Nachdem bereits am frühen Abend Buckelwale in der Nähe des Schiffes gesichtet wurden, geschah in der Nacht das völlig Unerwartete, nämlich die vollständige Zerstörung des Schleppnetzes mehrere Tausend Meter über Grund. Die einzig logische Erklärung für das Abreißen des Netzes ist, dass sich ein Wal in die Netzöffnung verirrt haben muss. Derartige Unfälle mit Großwalen sind kaum bekannt und offensichtlich äußerst selten. Der Vorfall hatte aber gravierende Folgen, nachdem die Reparatur des Netzes insgesamt 7 volle Tage in Anspruch nahm, verbunden auch mit der erforderlichen Rückkehr nach Bermuda, weil eine Endmontage der Netzteile an Bord nicht möglich war.

Nach Rückkehr in das Untersuchungsgebiet wurde die Probenahme am 7. April fortgesetzt, allerdings nur mit mäßigem Erfolg. In den 10 Hols, von denen allein 5 im Bereich 26°N, 65°W, also in der Zone des verstärkten Auftretens von Aal-Larven, durchgeführt wurden, konnten keine adulten Aale nachgewiesen werden.

Tab. 2: Stationsprotokoll für das pelagische Schleppnetz

Station	Datum		Startposition		Endposition		Schleppgeschw. Knoten	Maximale Tiefe, m
	(mm/dd/yyyy)	Startzeit (ADT)	Grad, N	Grad, W	Grad, N	Grad, W		
NA1	30.03.2007	11:50-13:55	27,87	64,09	27,77	64,07	3,3	558
NA2	31.03.2007	04:00-07:00					4	91
NA4	07.04.2007	21:09-00:48	27,75	64,62	27,61	64,39	4	305
NA5	08.04.2007	01:55-07:00	27,58	64,34	27,38	64,03	4	512
NA6	08.04.2007	13:50-15:39	26,57	64,03	26,65	64,04	2,6	695
NA7	08.04.2007	17:08-19:00	26,60	64,04	26,45	64,03	4.5-5.0	302
NA8	08.04.2007	20:15-06:30	26,50	64,05	26,52	64,82	4	470
NA9	09.04.2007	12:13-14:16	25,88	64,85	25,88	64,95	3,4	549
NA10	09.04.2007	20:15-06:33	25,89	64,68	25,88	64,57	3,5	183
NA11	10.04.2007	11:35-14:21	25,92	64,98	26,02	65,08	4.5-2.8	933
NA12	10.04.2007	20:30-00:32	26,05	64,94	25,91	65,19	4,5	101
NA13	11.04.2007	01:20-07:00	25,92	65,18	26,11	64,76	4	91



Abb. 6: Zerstörtes Netz nach vermutlicher Beschädigung durch einen Wal

Es gab auch über die gesamte Zeit keine auswertbaren Echolot-Signale, die auf Fisch-Ansammlungen oder das Auftreten größerer

Einzelfische hingewiesen hätten. Insgesamt lagen die Fangmengen jeweils deutlich unter 1 kg, nur wenige mesopelagische Fische wie Leuchtsardinen, Beilbäuche und Vipernfische sowie einige Tintenfische blieben in den Netzmaschen hängen. Eine vollständige Liste der gefangenen Organismen findet sich in Tabelle 3 im Anhang.

4. Voraussichtlicher Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Hinsichtlich der Plankton-Probenahmen kann die Teilnahme an der Expedition insgesamt als Erfolg gewertet werden. Die Anzahl der gefangenen Leptocephali lässt interessante Ergebnisse sowohl hinsichtlich der genetischen Untersuchungen als auch der Untersuchungen der Otolithenmikrochemie erwarten. Etwa zwei Drittel der Aal-Larven wurden direkt nach dem Fang aus den Planktonproben sortiert und für weitere DNA- und RNA-Analysen in RNAlater[®] fixiert. Alle nicht derart fixierten Larven wurden in Ethanol überführt und stehen nach Feststellung, ob es sich jeweils um *Anguilla anguilla* oder um *Anguilla rostrata* handelt, auch für mikrochemische Untersuchungen am IFM-GEOMAR zur Verfügung. Auch die weitere Bearbeitung der Nicht-*Anguilla*-Ichthyoplankton-Proben der „Newfoundland Alert“ wird am IFM-GEOMAR erfolgen, zumal die taxonomische Expertise verglichen mit den Partner-Instituten hier am besten gewährleistet ist. Eine vorläufige Artenliste für Fischlarven und Cephalopoden findet sich im Anhang.

Hinsichtlich der pelagischen Schleppnetzfisherei konnte trotz des Einsatzes eines kommerziellen Trawlers mit erfahrener Besatzung eines der angestrebten Ziele, nämlich der Fang adulter Aale in der Sargassosee, nicht erreicht werden. Unabhängig von den unerwarteten und wohl einmaligen Erfahrungen bezüglich der Beschädigung des Netzes durch einen Wal verbleiben hinsichtlich der Eignung des verwendeten pelagischen Schleppnetzes zum Fang von Aalen massive Bedenken. Der Netzaufbau mit großen Maschen an der Netzöffnung eignet sich im Besonderen zum Fang von pelagischen Schwarmfischen. Ob Aale im offenen Wasser ein ähnliches Verhalten zeigen und sich durch die Vibrationen des Netzes in den Steert leiten lassen, ist äußerst zweifelhaft. Auch die Verwendung eines hinsichtlich der verwendeten Maschenweiten ähnlich strukturierten Gloria-Trawls lässt kaum eine Verbesserung der Fangeffizienz erwarten. Es wäre daher zu überlegen, bei einem abermaligen Versuch ein modifiziertes Shrimp-Net zu verwenden, um bereits an der Netzöffnung mit deutlich geringeren Maschenweiten ein mögliches Entweichen von Fischen zu erschweren.

Die gewonnenen Erkenntnisse sowohl hinsichtlich der lokalen Eingrenzung des Laichgebietes als auch hinsichtlich der Eignung von Fanggeräten sind für zukünftige Untersuchungen von großem Wert. Zusätzlich sind durch die in Bearbeitung befindlichen Analysen zur genetischen Diversität der Leptocephali, zur mikrochemischen

Zusammensetzung der Otolithen, zu Struktur und Verteilung der Planktongemeinschaften und der genetischen Bestimmung der Mageninhalte der Aal-Larven weitere wichtige Ergebnisse sowohl für die künstliche Reproduktion von Aalen als auch hinsichtlich des Fischereimanagements des Europäischen Aals zu erwarten.

Literatur

- Arai, T., Kotake, A., Lokman, P.M., Miller, M.J., Tsukamoto, K. (2004): Evidence of different habitat use by New Zealand freshwater eels *Anguilla australis* and *A. dieffenbachii*, as revealed by otolith microchemistry. Mar. Ecol. Progr. Ser. 266:213-225.
- Bath-Martin, G., Thorrold, S.R., Jones, C.M. (2004). Temperature and salinity effects on strontium incorporation in otoliths of larval spot (*Leiostomus xanthurus*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 61, 34-42.
- Correia, A.T., Able, K.W., Antunes, C., Coimbra, J. (2004): Early life history of the American conger eel (*Conger oceanicus*) as revealed by otolith microstructure and microchemistry of metamorphosing leptocephali. Mar. Biol. 145: 477-488.
- Tsukamoto, K., Nakai, I. and W.V. Tesch. (1998). Do all freshwater eels migrate? Nature 396: 635.
- Zumholz, K., Schröder, J., Hansteen, T.H., Piatkowski, U., Lechtenberg, F. (2003). Elemental distributions in otoliths of eel. HASYLAB Annual Report, Deutsches Elektronen- Synchrotron DESY.

Anhang



Echionostoma barbatum



Idiacanthus fasciola



Aristostomias sp.



Melanostomias valdiviae



Gonostoma denudatum



Avocettina infans



Ornithoteuthis antillarum



Ceratoscopelus warmingii

Abb. 7: Auswahl gefangener Arten

Pelagische Schleppnetzfisherei – Fischartenliste

Station	Gattung	Art	Familie
NA1	<i>Argyropelecus</i>	<i>aculeatus</i>	Sternoptychidae
NA4	<i>Echiosoma</i>	<i>barbatum</i>	Stomiidae (Melanostomiinae)
NA5	Myctophidae	indet.*	Myctophidae
NA6	<i>Argyropelecus</i>	<i>aculeatus</i>	Sternoptychidae
NA7	<i>Vinciguerria</i>	cf. <i>nimbaria</i>	Phosichthyidae
NA8	<i>Echiosoma</i>	<i>barbatum</i>	Stomiidae (Melanostomiinae)
	<i>Idiacanthus</i>	<i>fasciola</i>	Stomiidae (Idiacanthinae)
	<i>Aristostomias</i>	sp.*	Stomiidae (Malacosteinae)
	<i>Eustomias</i>	sp.*	Stomiidae (Melanostomiinae)
	<i>Gonostoma</i>	<i>denudatum</i>	Gonostomatidae
	<i>Ceratoscopelus</i>	<i>warmingii</i>	Myctophidae
	<i>Diaphus</i>	<i>vanhoefferi</i>	Myctophidae
	<i>Diaphus</i>	sp.*	Myctophidae
	Myctophidae	sp.*	Myctophidae
	Gonostomatidae	sp.*	Gonostomatidae
	Paralepididae	sp.*	Paralepididae
NA9	<i>Margrethia</i>	sp.*	Gonostomatidae
	<i>Argyropelecus</i>	cf. <i>hemigygnus</i>	Sternoptychidae
	<i>Gonostoma</i>	<i>denudatum</i>	Gonostomatidae
	Myctophidae	indet.*	Myctophidae
	Melanostomiinae	indet.*	Stomiidae (Melanostomiinae)
NA10	<i>Idiacanthus</i>	<i>fasciola</i>	Stomiidae (Idiacanthinae)
	<i>Eustomias</i>	sp.*	Stomiidae (Melanostomiinae)
	<i>Diaphus</i>	cf. <i>taaningi</i>	Myctophidae
NA11	<i>Melanostomias</i>	<i>valdiviae</i>	Stomiidae (Melanostomiinae)
	Myctophidae	indet.*	Myctophidae
NA12	<i>Idiacanthus</i>	<i>fasciola</i>	Stomiidae (Idiacanthinae)
	<i>Ceratoscopelus</i>	<i>warmingii</i>	Myctophidae
	<i>Diaphus</i>	<i>perspicillatus</i>	Myctophidae
	<i>Lampanyctus</i>	cf. <i>nobilis</i>	Myctophidae
	<i>Avocettina</i>	<i>infans</i>	Nemichthyidae
	<i>Lampanyctus</i>	<i>photonotus</i>	Myctophidae
	Myctophidae	indet.*	Myctophidae
NA13	<i>Idiacanthus</i>	<i>fasciola</i>	Stomiidae (Idiacanthinae)
	<i>Lampanyctus</i>	<i>photonotus</i>	Myctophidae

* Tiere durch die Netzbewegungen stark beschädigt, Artbestimmung nicht möglich

Managementmaßnahmen für den Europäischen Aal

Gerd Conrad, Klaus Wysujack

Einleitung

Der Bestand des Europäischen Aales (*Anguilla anguilla*) ist in den vergangenen zwei bis drei Jahrzehnten stark eingebrochen (z. B. FAO 2003). Dieser Rückgang betrifft, wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß, alle Lebensstadien. So ist das Glasaalauftkommen auf etwa 5 % des langjährigen Mittels zurückgegangen. Auch die Erträge der kommerziellen Fischerei auf Gelb- und Blankaale sind rückläufig, jedoch in geringerem Maße (Ringuet et al. 2002, Dekker 2003, FAO 2003). Der Internationale Rat zu Erforschung der Meere (International Council for the Exploration of the Sea – ICES) stellte fest, dass sich der Aalbestand „außerhalb sicherer biologischer Grenzen“ befindet.

Die Gründe für diese Entwicklung sind noch nicht ausreichend gut verstanden. Aufgrund fehlender oder ungenauer Daten bleibt Vieles derzeit Spekulation. Aus praktischen Gründen sollte zwischen ozeanisch-klimatischen Faktoren auf der einen, und Einflüssen, die während der kontinentalen Phase der Aale wirken, auf der anderen Seite unterschieden werden. Denn nur bei Faktoren aus der zweiten Gruppe bestehen realistische Möglichkeiten, durch Maßnahmen die

Entwicklung kurzfristig beeinflussen zu können. Bei den kontinentalen Faktoren können wiederum natürliche und anthropogene Faktoren unterschieden werden.

Vom Menschen verursacht werden beispielsweise fischereiliche Mortalitäten, der Verlust oder Verbau von Habitaten (Dämme, Wehre), Sterblichkeiten oder Verletzungen an technischen Einrichtungen (Turbinen, Schöpfwerke, Kühlwasserentnahmen, Schiffsschrauben) sowie die Gewässerverschmutzung. Auch rückläufige Besatzmaßnahmen sind zu nennen.

Als natürliche Faktoren kommen der Fraßdruck durch Kormorane, der Befall mit Parasiten oder Krankheiten in Betracht.

Im Bereich der ozeanischen Faktoren sind großräumige klimatische Phänomene zu nennen, für die ein gewisser Einfluss auf das Glasaalaufkommen nachgewiesen ist. Die klimatischen Bedingungen haben auch indirekte Effekte zur Folge, wie beispielsweise Veränderungen der Primärproduktion, sodass sich Ernährungsbedingungen für die jüngsten Lebensstadien der Aale verschlechtern können.

Der relative Einfluss von ozeanischen und kontinentalen Faktoren auf die Bestandsentwicklung der Aale ist bislang jedoch unklar. Auf

die einzelnen Faktoren soll an dieser Stelle nicht näher eingegangen werden, da sie an anderer Stelle ausführlicher diskutiert werden.

EU-Aktivitäten

Der Europäische Aal ist eine bedeutende Art für die europäische Fischerei. Nach Moriarty & Dekker (1997) erzielten europaweit etwa 25000 Menschen ihr Einkommen aus der Aalfischerei bzw. -aquakultur. Aus diesem Grund sah sich die Europäische Kommission in Anbetracht der besorgniserregenden Bestandsentwicklung des Aals zum Handeln gezwungen. Im Oktober 2003 legte sie ein Konzept zur Entwicklung eines gemeinschaftlichen Aktionsplanes zur Bewirtschaftung des Europäischen Aals vor. Grundsätzlich schlug die Kommission ein zweistufiges Konzept vor, welches einerseits die Fischerei auf alle Lebensstadien des Aals regelt und andererseits die Verbesserung der Habitatqualität anstrebt. Die Grundaussage der Kommission in ihrer Mitteilung vom Oktober 2003 lautete: Eine Verbesserung des Glasaalaufkommens kann durch eine Erhöhung der Blankaalabwanderung erreicht werden.

In der Folge wurden Konsultationen mit Vertretern der Mitgliedsstaaten und der verschiedenen Verbände durchgeführt. Im Oktober 2005 legte die Kommission einen ersten Entwurf für eine „Verordnung des Rates mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals“ vor.

Kernpunkt war die Regelung, dass die Fischerei auf den Aal nur 15 Tage pro Monat erlaubt sein soll. Ausnahmen wären möglich gewesen, wenn man Abwanderung von 40 % der Aale im Vergleich zu einem „jungfräulichen“, vom Menschen unbeeinflussten Zustand nachgewiesen werden konnte. Dieser Entwurf rief jedoch starke Kritik aus allen Lagern hervor. Es wurde der Kommission wiederholt deutlich gemacht, dass eine 15-Tage-Regelung dazu führen würde, dass die Betriebe insbesondere der Flussfischerei in Existenznot geraten. Wäre den Fischern durch einschneidende Fangverbote die Existenzgrundlage genommen worden, so würde auch kein Besatz mehr erfolgen. Solche Fangverbote würden also – anders als in der Seefischerei – nicht zu einer Erholung des Bestandes führen, sondern ganz im Gegenteil zu seinem weiteren Schrumpfen. Im Übrigen wäre im Gegensatz zur Binnenfischerei die Glasaalfischerei infolge der erwogenen Ausnahmeregelung für den Besatzfischfang weitgehend unberührt geblieben, sodass hier auch keine Gleichbehandlung vorgelegen hätte.

Im weiteren Verlauf kam es zu Konsultationen und Anhörungen mit Verbänden und den Vertretern der Mitgliedsstaaten. Aufgrund der starken Ablehnung legte die Kommission im Mai 2006 einen überarbeiteten Entwurf vor. Auch dieser beinhaltete noch zu viele strittige Punkte, sodass sich die Verhandlungen weiter verzögerten und eine gewisse Blockadesituation entstand. Ein wesentliches Problem stellten dabei die unterschiedlichen Interessen zwischen

den Ländern, in denen überwiegend auf Glasaal gefischt wird, und den Ländern, in denen auf Gelb- und Blankaal gefischt wird, dar. Hier wurde lange um einzelne Punkte gestritten, sodass der Prozess nur sehr langsam vorankam.

Unter der deutschen Ratspräsidentschaft im ersten Halbjahr 2007 wurde eine fachliche Einigung erreicht. Die formale Verabschiedung der Verordnung erfolgte im Herbst 2007.

Inhalt der EU-Aalverordnung

Den Kernpunkt der Verordnung stellt die Verpflichtung der Mitgliedsstaaten dar, Aalbewirtschaftungspläne aufzustellen. Durch diese soll mit großer Wahrscheinlichkeit die Abwanderung von 40% Blankaaalen, gemessen an einem vom Menschen unbeeinflussten Zustand, gewährleistet werden. Die Pläne sind nicht für jeden einzelnen Fluss zu erstellen, sondern für Flussgebietseinheiten.

Aufgrund wissenschaftlicher Stellungnahmen vertritt die Europäische Kommission den Standpunkt, dass sich der Aal im Schwarzen Meer und seinen Zuflüssen an der Grenze seines natürlichen Verbreitungsgebietes befindet und lediglich ein sporadisches natürliches Vorkommen festzustellen ist. Die Ausarbeitung von Bewirtschaftungsplänen für diese Gewässer würde einen hohen Aufwand erfordern, dem Bestand aber kaum helfen. Diese Entscheidung hat die Kommission Anfang des Jahres 2008

getroffen. Für Deutschland bedeutet dies, dass für die Flussgebietseinheit „Donau“ keine Aalbewirtschaftungsplan zu erstellen ist.

Die Europäische Kommission hat außerdem einen Leitfaden zur Erstellung der Aalbewirtschaftungspläne erarbeitet. Die wesentlichen notwendigen Inhalte der Pläne sind allerdings auch in der Verordnung selbst festgeschrieben.

Bei der Erstellung der Aalbewirtschaftungspläne müssen die betroffenen Gewässer und Gewässerbereiche definiert und beschrieben sowie ein Referenzzustand und die gegenwärtige Abwanderung ermittelt werden. Daraus wird die Bewertung abgeleitet, ob das 40 %-Ziel erreicht wird. Als Konsequenz aus dem Vergleich von Ziel- und Ist-Zustand müssen dann die entsprechenden Bewirtschaftungsmaßnahmen definiert werden. Bei der Wahl der Maßnahmen lässt die Verordnung den Mitgliedsstaaten prinzipiell einen großen Spielraum. Neben den oder auch anstelle der fischereilichen Maßnahmen sind auch Verbesserungen der Habitatqualität, Maßnahmen gegen Prädatoren (also z. B. Kormorane), Verringerungen der Mortalität an technischen Einrichtungen oder Besatzmaßnahmen möglich. Auf Details soll an dieser Stelle nicht eingegangen werden, da dies an anderer Stelle bereits ausführlicher erfolgt ist (Wysujack 2008). Die Frist zur Einreichung der Pläne bei der Europäischen Kommission endet am 31.12.2008.

Wird der Bewirtschaftungsplan nicht fristgerecht eingereicht, so ist in der betreffenden Flussgebietseinheit ab dem 01.01.2009 der Fischereiaufwand für Aal bzw. der Aalfang um 50 % im Vergleich zum Mittel der Jahre 2004 - 2006 zu reduzieren. Diese Reduzierung der Fischerei kann auch durch gleichwertige nicht-fischereiliche Maßnahmen ersetzt werden.

Die Europäische Kommission lässt die Pläne dann durch ein geeignetes wissenschaftliches Gremium prüfen. Wird der Plan genehmigt, muss er von den Mitgliedsstaaten bis zum 01.07.2009 umgesetzt werden. In diesem Fall ist die Fischerei auf den Aal prinzipiell ganzjährig gestattet, wenn sie den Regelungen des Bewirtschaftungsplanes entspricht.

Wird der Plan von der Kommission abgelehnt, so hat der Mitgliedsstaat drei Monate Zeit, um nachzubessern und die angeführten Kritikpunkte anders zu regeln. Die 50 %ige Fangreduzierung greift in dieser Zeit noch nicht, sondern erst wenn auch die überarbeitete Fassung abgelehnt wird.

Bei grenzüberschreitenden Flussgebietseinheiten sind international koordinierte Managementpläne zu erarbeiten. Falls diese Koordinierung allerdings das Einhalten von Fristen gefährdet, ist auch ein Einreichen für den nationalen Teil der Flussgebietseinheit möglich.

Besondere Regelungen wurden für die Glasaalfischerei vereinbart, die nach einer stufenweisen Anpassung bis zum Jahr 2013 mindestens 60 % aller gefangenen Glasaale für Besatz in europäischen Gewässern zur Verfügung stellen muss. Der Besatz soll dabei Bestandteil eines Aalbewirtschaftungsplanes sein und bei Besatzmaßnahmen soll dargestellt werden, wie dies zum Erreichen des 40 %-Zieles beiträgt. Sollten im Zuge der Verpflichtung der Bereitstellung von Glasaalen für Besatzmaßnahmen der Preis für Glasaale stark fallen, kann die Anpassung ausgesetzt werden.

In den Gemeinschaftsgewässern sind Fang oder Fischereiaufwand auf Aal um 50 % zu reduzieren, gemessen am Mittelwert der Jahre 2004 - 2006. Als Gemeinschaftsgewässer gelten dabei die seeseitig der in den Bewirtschaftungsplänen ausgewiesenen Aalhabitate liegenden Gewässerbereiche. Daraus ergeben sich zwei Optionen. Entweder der Fischereiaufwand in den Küstengewässern wird entsprechend halbiert, oder diese Gewässer werden in die Bewirtschaftungspläne einbezogen. In dem Fall liegen seeseitig der im Plan erfassten Flächen keine weiteren Gewässerflächen.

Die Mitgliedsstaaten müssen der Europäischen Kommission zunächst im dreijährigen Rhythmus Bericht erstatten, danach erfolgt die Berichterstattung alle sechs Jahre.

Die Verordnung erfordert weiterhin die Schaffung einer Kontroll- und Fangüberwachungsregelung durch die Mitgliedsstaaten. Diese soll den Regelungen der VO (EWG) Nr. 2847/93 entsprechen und an die Binnenfischerei angepasst sein. Die genannte Verordnung umfasst die Kontrollregelungen für die Seefischerei im Rahmen der Gemeinsamen Fischereipolitik der EU.

Die Mitgliedsstaaten müssen weiterhin Listen mit allen gewerblichen Fischereifahrzeugen und Fischereibetreibern sowie Erstvermarktern von Aal erstellen und der Kommission auf Anfrage übermitteln. Außerdem sollen regelmäßig die Anzahl der Freizeitfischer und ihre Aalfänge geschätzt werden.

Als letzten Punkt schreibt die Verordnung vor, dass die Mitgliedsstaaten ein System der Herkunftsfeststellung und Rückverfolgung für alle lebend importierten oder exportierten Aale einrichten müssen. Zudem müssen die Mitgliedsstaaten feststellen, ob die exportierten Aale in Übereinstimmung mit den geforderten Erhaltungsmaßnahmen gefangen wurden.

Bewertung

Die verabschiedete Verordnung ist sicherlich nicht als optimal einzuschätzen und bringt, obwohl sie gegenüber den ersten Entwürfen deutlich verbessert wurde, einige Risiken und Probleme für die deutsche Fischerei und die Fischereiverwaltung mit sich. Sie

stellt aber einen Kompromiss dar, der letztlich bei den Mitgliedsstaaten zustimmungsfähig war, und der hoffentlich auch die Erhaltung des Aals als Fischereiobjekt ermöglichen wird.

Eine Bewertung ist insgesamt schwierig, das Thema „Aal“ sehr komplex ist. Auf den Aalbestand wirkt eine Vielzahl verschiedener Faktoren ein, deren Wirkung kaum zu quantifizieren ist. Es gibt neben der Fischerei weitere Mortalitätsquellen und die Fischerei selbst ist sehr heterogen. All das macht eine ausgewogene Betrachtung des Themas und die Ableitung sinnvoller und gerechter Maßnahmen schwierig.

Die Verordnung erlaubt zwar, Verbesserungen auch in den nicht-fischereilichen Bereichen in die Bilanz einzubeziehen und bietet damit prinzipiell eine größere Anzahl von Optionen an. Allerdings bestehen von fischereilicher Seite bisher keine Druckmittel, diese Maßnahmen verpflichtend umzusetzen. Die Sanktionen für den Fall des Scheiterns richten sich aber ausschließlich gegen die Fischerei. Dies bedeutet ganz klar eine ungleiche und ungerechte Behandlung eines Sektors: Im Ernstfall „zahlt“ die Fischerei für alle.

Problematisch ist, dass die Gründe für den Bestandsrückgang bisher noch nicht genau bekannt sind. Es gibt durchaus Indizien, dass ozeanisch-klimatische Faktoren von Bedeutung sein könnten (Bonhommeau et al. 2008). Das bedeutet, dass auch die besten

Bewirtschaftungspläne noch keine Garantie für eine Erholung des Bestandes bieten. Leider hat die Europäische Kommission diesen Teil der Diskussion vernachlässigt. Allerdings ist hier auch ein weiterer Aspekt zu beachten, der im Vorsorgeansatz enthalten ist. Selbst wenn die Fischerei oder die kontinentalen Faktoren insgesamt nicht ursächlich für den Bestandsrückgang verantwortlich sein sollten, so müsste sich die Nutzung der Bestände trotzdem an das niedrigere Rekrutierungsniveau anpassen, um den Bestand nicht zusätzlich zu gefährden.

Nationale Umsetzung

Als Reaktion auf die EU-Aktivitäten hat das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) eine "Arbeitsgruppe Aal des Bundes und der Länder" gegründet, in der Vertreter aus der Verwaltung, der Wissenschaft, den Verbänden und aus der Praxis mitarbeiten. Die Hauptaufgabe der Gruppe besteht darin, die Aalbewirtschaftungspläne zu entwickeln. Gegenwärtig sind die verantwortlichen Bearbeiter in den Flussgebietseinheiten dabei, die notwendigen Daten zur Charakterisierung der Gewässer, der Aalbestände und der Aalfischerei zusammenzustellen. Angestrebt wird eine hinreichend genaue Bilanzierung der Aalbestände, um daraus die notwendigen Managementmaßnahmen ableiten zu können.

Die Flussgebietseinheiten in Deutschland sind Elbe, Oder, Warnow/Peene, Schlei/Trave, Eider, Weser, Ems, Rhein und Maas. Diese Flussgebietseinheiten umfassen auch die Nebengewässer. Wie bereits erwähnt, ist für die Donau kein Bewirtschaftungsplan notwendig.

Die Pläne der einzelnen Flussgebietseinheiten sollen zentral koordiniert und zu einem deutschen Aalbewirtschaftungsplan zusammengefasst werden, der bei der Europäischen Kommission vorgelegt wird. Das Ziel ist es, eine hohe Konsistenz für alle deutschen Flussgebietseinheiten zu erreichen. Eine detaillierte Beschreibung wird von Wysujack (2008) gegeben.

Die Umsetzung der umfangreichen Anforderungen an die Aalbewirtschaftungspläne stellt einen hohen Aufwand für Wissenschaft und Verwaltung dar. Für die Fülle von Aufgaben ist eine Zusammenarbeit von Wissenschaft und Verwaltung mit den Fischern und Anglern notwendig. Wenn die Bewirtschaftungspläne glaubwürdig erstellt werden sollen, brauchen die Bearbeiter möglichst viele und möglichst gute Daten. Es liegt in der Verantwortung und im eigenen Interesse der Nutzer der Aalbestände, in diesen Fragen gut zu kooperieren.

Wenn diese Zusammenarbeit gut gelingt, besteht Anlass zur Hoffnung, dass vernünftige und für die Europäische Kommission

akzeptable Aalbewirtschaftungspläne erarbeitet werden können und der Aal auch langfristig als Objekt für die Berufs- und Freizeitfischerei erhalten wird.

Literatur

- Bonhommeau, S., Chassot, E. & Rivot, E. (2008): Fluctuations in European eel (*Anguilla anguilla*) recruitment resulting from environmental changes in the Sargasso Sea. *Fisheries Oceanography* 17 (1): 32-44.
- Dekker, W. (2003): Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and Ecology* 10: 365-376.
- FAO (2003): Report of the 13th session of the joint EIFAC/ICES Working Group on Eels, Copenhagen, Denmark 28 – 31 August 2001. EIFAC Occasional Paper No. 36, Rome: 62 pp.
- Moriarty, C. & Dekker, W. (1997): Management of the European eel. *Fisheries Bulletin (Dublin)* 15: 1-125.
- Ringuet, S., Muto, F. & Raymakers, C. (2002): Eels. Their harvest and trade in Europe and Asia. *TRAFFIC Bulletin* 19 (2): 2-27.
- Wysujack, K. (2008): Inhalt und Auswirkungen der EU-Verordnung zur Aalbewirtschaftung. *Fischerei Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern* 1/2008:42-48.

ANSCHRIFTEN DER REFERENTEN (Erstautoren)

Brämick, Dr. Uwe	Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow Im Königswald 2 14469 Potsdam
Conrad, MR Gerd	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Ref. 621 Rochusstr. 1 53123 Bonn
Hanel, Prof. Dr. Reinhold	Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei Institut für Fischereiökologie Palmaille 9 22767 Hamburg
Hilge, Prof. Dr. Volker	Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei Institut für Fischereiökologie Außenstelle Ahrensburg Wulfsdorfer Weg 204 22926 Ahrensburg
Ingendahl, Detlev	Bezirksregierung Arnsberg, Fischerei und Gewässerökologie NRW Heinsbergerstr. 53 57399 Kirchhundem
Karl, Dr. Horst	Bundesforschungsanstalt für Ernährung und Lebensmittel Forschungsbereich Fischqualität Palmaille 9 22767 Hamburg

Lehmann, Prof. Dr. Jens	Bezirksregierung Arnsberg Fischerei und Gewässerökologie NRW Heinsberger Str. 53 57399 Kirchhundem-Albaum
Leuner, Dr. Eberhard	Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft Institut für Fischerei Weilheimer Str. 8 82319 Starnberg
Lukowicz, Dr. Mathias v.	Feldafinger Str. 43d 82343 Pöcking
Marohn, Lasse	IFM-GEOMAR Leibniz-Institut für Meereswissenschaften an der Universität Kiel Düsternbrooker Weg 20 24105 Kiel
Ubl, Claus	Landesforschungsanstalt für Landwirt- schaft und Fischerei Mecklenburg- Vorpommern Institut für Fischerei Am Jägerbäk 2 18069 Rostock
Wysujack, Dr. Klaus	Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei Institut für Fischereiökologie Außenstelle Ahrensburg Wulfsdorfer Weg 204 22926 Ahrensburg