

**Institut für Binnenfischerei e.V.
Potsdam-Sacrow**

Im Königswald 2
14469 Potsdam



**Quantifizierung der Sterblichkeit von Aalen in deutschen
Binnengewässern am Beispiel der Havel
(FKZ 2807HS036, Projektlaufzeit 2009-12)**

Projektabschlussbericht 2012



Zuwendungsgeber: Bundesanstalt für Landwirtschaft
und Ernährung (BLE)
Ref. 514 – Projektträger Agrarforschung
Deichmanns Aue 29
53179 Bonn

Bearbeiter: Dipl.-Fischereiw. E. Fladung
Dipl.-Agraring. J. Simon
Dr. U. Brämick
Dr. P. Doering-Arjes
Dipl.-Geogr. F. Stein
Dipl.-Ing. P. Wolf
Fischereiw. F. Weichler
MTA-L J. Kolew
UST N. Hannemann

November 2012

Inhalt

1	Veranlassung und Zielstellung	4
1.1	Planung und Ablauf des Forschungsvorhabens	4
1.2	Stand der Wissenschaft (an den bei Projektbeginn angeknüpft wurde).....	7
2	Material und Methoden	9
2.1	Untersuchungsgebiet	9
2.2	Quantifizierung des natürlichen Aalaufstieges.....	11
2.3	Erfassung des Aalbesatzes.....	13
2.4	Ermittlung der natürlichen Sterblichkeit an Populationen in isolierten Seen	15
2.5	Ermittlung der Sterblichkeit durch Kormorane	18
2.6	Ermittlung der Sterblichkeit durch die Erwerbsfischerei.....	18
2.7	Ermittlung der Sterblichkeit durch Angler	19
2.8	Ermittlung der Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen	20
2.9	Alters- und Wachstumsuntersuchungen.....	21
2.10	Untersuchungen zu Krankheiten und Parasitierungen im Aalbestand	22
2.11	Literaturrecherche zur Schadstoffbelastung von Aalen	23
2.12	Telemetrische Untersuchungen der Blankaalabwanderung	24
2.13	Blankaalmonitoring	27
2.14	Statistische Datenauswertung.....	29
3	Ergebnisse.....	30
3.1	Quantifizierung der Rekrutierung	30
3.1.1	natürlicher Aalaufstieg (Steigaalmonitoring)	30
3.1.2	Aalbesatz	34
3.1.3	Diskussion	38
3.2	Quantifizierung der Mortalitätsfaktoren.....	41
3.2.1	natürliche Sterblichkeit	41
3.2.2	Sterblichkeit durch Kormoranfraß.....	45
3.2.3	Sterblichkeit durch Erwerbsfischerei	48
3.2.4	Sterblichkeit durch Angler	50
3.2.5	Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen	52

3.2.6	Sterblichkeit während der Blankaalabwanderung	53
3.2.7	Schadstoffbelastung der Aale	58
3.2.8	Diskussion	60
3.3	Quantifizierung weiterer Modelleingangsgrößen und -parameter	68
3.3.1	Wachstum	68
3.3.2	Längen-Gewichts-Relation	75
3.3.3	Diskussion	75
3.4	Modellierung der Dynamik des Aalbestandes	79
3.4.1	Weiterentwicklung des deutschen Aalbestandsmodells (GEM)	80
3.4.2	Aalbestandsentwicklung im Untersuchungsgebiet.....	81
3.4.3	Abschätzung der abwandernden Blankaalmenge	81
3.4.4	Effektivität von Managementmaßnahmen	82
3.4.5	Diskussion	86
3.5	Monitoring der abwandernden Blankaale	89
3.5.1	Quantitative Erfassung der abwandernden Blankaalmenge	89
3.5.2	Bewertung der Laicherqualität der Blankaale	91
3.5.3	Diskussion	94
4	Diskussion, Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse	97
5	Zusammenfassung.....	101
6	Zielerreichung lt. Projektantrag und weiterführende Fragestellungen.....	104
7	Literatur.....	108
8	Anlagen.....	122
Anlage 1	Modelle zur Prognose der turbinenbedingten Schädigungsrate durch Kaplan- und Francis-Turbinen	
Anlage 2	Fangbuch zur Erfassung der Menge und Längen-Häufigkeit von Aalen in den Anglerfängen im Havelgebiet	
Anlage 3	Beschreibung des Aalbestandsmodells GEM II (OEBERST & FLADUNG 2012)	

Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

1 Veranlassung und Zielstellung

In der Elbe sowie ihrem Einzugsgebiet stellt der Aal die ökonomische Basis der Fischereiunternehmen und darüber hinaus eine wichtige Zielfischart der Angelfischerei dar. Trotz rückläufiger Gewässerbelastungen in den letzten 15 Jahren und damit prinzipiell verbesserter Lebensbedingungen haben sich die Aalbestände in den Binnengewässern Mitteleuropas im gleichen Zeitraum deutlich verringert. Von der ICES wird der Aal in seinem gesamten Bestand als gefährdet (außerhalb sicherer biologischer Grenzen) eingeschätzt.

Aus diesem Grund hat das Europäische Parlament eine „Verordnung des Rates mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals“ (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 2007) verabschiedet, in der alle Mitgliedsländer verpflichtet werden, wirksame Maßnahmen zur Gewährleistung einer ausreichenden Blankaalabwanderung zu ergreifen. Dazu sind detaillierte Bewirtschaftungspläne für die Aalbestände von Flussgebietseinheiten aufzustellen, umzusetzen und durch geeignete Monitoringprogramme hinsichtlich ihrer Auswirkungen und Effekte zu überprüfen. Zum Stand der Umsetzung sowie zur Entwicklung des Aalbestandes sowie der Blankaalabwanderung ist regelmäßig an die Europäische Kommission zu berichten.

Sowohl für die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen und Umsetzungsberichten für den Aal gemäß EU-Verordnung 1100/2007 und dabei insbesondere für die Ableitung wirkungsvoller Maßnahmen zur Erhöhung der Blankaalabwanderung aus deutschen Binnengewässern, als auch für die Einschätzung und Bewertung der Bestandsdynamik sind Modellierungen der Süßwasser-Lebensphase eine grundlegende Voraussetzung. Hierfür wiederum sind Kenntnisse zur Höhe und Einwirkdauer von Sterblichkeitsfaktoren auf einen Aalbestand während der kontinentalen Lebensphase essentiell. Für deutsche Flussgebiete lagen solche Kenntnisse bislang nicht in ausreichendem Umfang vor.

Das Ziel des Forschungsvorhabens bestand in der Erarbeitung von wissenschaftlichen Grundlagen für die Quantifizierung von Sterblichkeiten und die Modellierung der Populationsdynamik des Europäischen Aals in Binnengewässern Norddeutschlands am Beispiel der Havel. Die Ergebnisse der Arbeiten sollen die Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals im Sinne der Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 und die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen und Umsetzungsberichten für deutsche Flussgebietseinheiten unterstützen, die auf die Erhaltung der Art als einem Bestandteil der Biodiversität in deutschen Binnengewässern sowie auf die Sicherung der zukünftigen fischereilichen Nutzung des Aals gerichtet sind.

1.1 Planung und Ablauf des Forschungsvorhabens

Als Untersuchungsgebiet für das nachfolgend dargestellte Vorhaben wurde das Einzugsgebiet der Havel gewählt. Grund dafür war zum einen die Zugehörigkeit zum Einzugsgebiet der Elbe, was entsprechend der Aufgabenbeschreibung zur Förderbekanntmachung gefordert war. Innerhalb dieses Einzugsgebietes ist die Havel sowohl als Aufwuchshabitat für den Aal als auch für dessen wirtschaftliche Nutzung das bedeutendste Gewässer, was den zweiten wesentlichen Grund für die Auswahl der Havel als Untersuchungsgebiet darstellte. Schließlich waren auf Basis von Vorstudien und engen Kontakten zu fischereilichen Bewirtschaftern, Verbänden und Behörden die Verfügbarkeit von Daten und die zwingend notwendige Unterstützung bei Untersuchungen vergleichsweise gut gesichert.

Während die Größe des Einzugsgebiets von ca. 65.000 ha Wasserfläche die Havel einerseits als bedeutendes Aalgewässer für eine modellhafte Untersuchung prädestiniert, resultiert daraus andererseits die Notwendigkeit der Kontrolle spezieller Einfluss- und Störgrößen, die für die Validität der Ergebnisse bedeutsam sind. Im Hinblick auf die Havel betraf das neben der Verbindung zu anderen Flusssystemen über Kanäle insbesondere das in einem Seenverbund erheblicher Ausdehnung und schwieriger Abgrenzung liegende Quellgebiet der Havel in Mecklenburg-Vorpommern sowie die Spree als bedeutendsten Zufluss der Havel mit einer sehr speziellen und kleinteiligen Gewässerlandschaft (Spreewaldfließe) sowie deren besonderer

fischereilicher Nutzung. Während für die Quellregion und die Kanäle eine Zuwanderung von Blankaalen durch telemetrische Untersuchungen sowie einen stationären Aalfang überwacht und diese Gebiete aus der Modellierung ausgeschlossen werden konnten, musste die Spree aufgrund einer nicht kontrollierbaren Blankaalabwanderung in die Havel in die Betrachtungen eingeschlossen werden. Eine konkrete Beschreibung des abgegrenzten Untersuchungsgebiets findet sich im Abschnitt 2.1.

Die Bestandsgröße der Aalpopulation im Einzugsgebiet der Havel wird prinzipiell durch drei Phasen bestimmt:

- 1) Rekrutierung,
- 2) Gelbaalphase mit Wachstum und Sterblichkeiten sowie
- 3) Blankaalabwanderung

Innerhalb dieser Phasen wirkt eine Reihe von Faktoren auf den Aalbestand, von denen die wichtigsten für eine anschließende beispielhafte Modellierung der Bestandsdynamik im Rahmen des Projektes beschrieben und quantifiziert wurden.

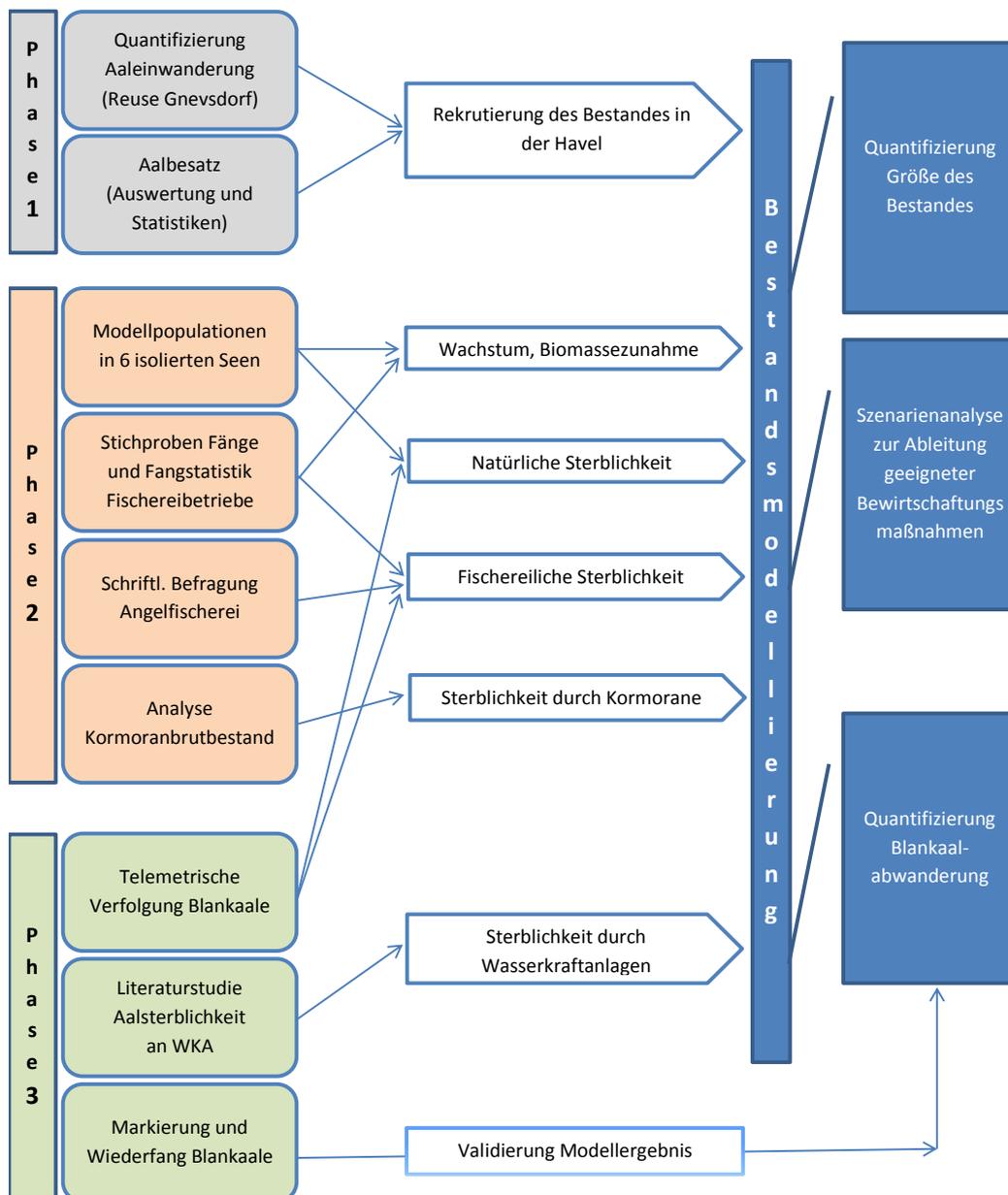


Abb. 1.1: Schema des grundsätzlichen Projektaufbaus und -ablaufs

Für diese Zielstellung wäre eine individuelle Verfolgung von Einzeltieren oder von Kohorten über alle Phasen und damit von der Rekrutierung bis zur Abwanderung ideal. Ein solcher Ansatz war im Rahmen des Vorhabens weder technisch noch aus Gründen der langen Aufenthaltsdauer der Aale im Süßwasser realisierbar. Stattdessen mussten unterschiedliche Lebensphasen zeitlich parallel und teilweise an unterschiedlichen Gewässern und Gewässertypen des Einzugsgebiets beispielhaft betrachtet und daraus Ableitungen für den Gesamtbestand getroffen werden. Diese wurden anschließend zur Modellierung des Bestandes genutzt (prinzipielle Darstellung des Ablaufs siehe Abb. 1.1).

Das dafür verwendete Modell war in seinen Grundzügen bereits in einem vorangegangenen Projekt erarbeitet worden (GEM I, ANONYMUS 2008), musste allerdings an die spezifischen Gegebenheiten des Einzugsgebiets angepasst und insbesondere um die Möglichkeit einer getrennten Modellierung beider Geschlechter erweitert werden. Im Ergebnis der Modellierung wurde die aktuelle Größe des Aalbestandes geschätzt, eine Szenarienanalyse zur Ableitung geeigneter Bewirtschaftungsmaßnahmen durchgeführt sowie die Blankaalabwanderung sowohl in der aktuellen Situation als auch im Referenzzustand gemäß Definition der Verordnung EG 1100/2007 quantifiziert. Schließlich wurde die modellierte aktuelle Blankaalabwanderung einer parallel durchgeführten Schätzung der Blankaalabwanderung auf Basis von Markierungs- und Wiederfangversuchen gegenübergestellt und damit die Validität des Modells überprüft.

Nähere Beschreibungen zum methodischen Ablauf der Untersuchungen in den verschiedenen Phasen finden sich im Abschnitt „Material und Methoden“.

Wie bereits ausgeführt, war eine Verfolgung von Individuen oder ganzen Kohorten über die drei Phasen ihres Lebens in der Havel von vornherein ausgeschlossen. Daher waren parallele Betrachtungen einzelner Faktoren und Größen in unterschiedlichen Bereichen des Einzugsgebiets und an unterschiedlichen Teilbeständen unausweichlich. Nachfolgend soll das Grundkonzept der in Abb. 1.1 dargestellten Teilvorhaben kurz skizziert werden, eine detaillierte Darstellung der Methodik findet sich wiederum im nachfolgenden Abschnitt „Material und Methoden“.

Der Aalbestand der Havel rekrutiert sich aus zwei Quellen: der natürlichen Einwanderung aus der Nordsee über die Elbe sowie den Aalbesatz. Daten zum Aalbesatz im Einzugsgebiet der Havel wurden von der oberen Fischereibehörde des Landes Brandenburg, Betrieben und Verbänden zu Verfügung gestellt und um Angaben aus dem Archiv des Instituts für Binnenfischerei ergänzt. Die natürliche Einwanderung musste dagegen experimentell quantifiziert werden, was durch den Einsatz einer Spezialreuse im Unterlauf der Havel realisiert wurde.

Die Bestimmung des Wachstums sowie der wesentlichen Sterblichkeiten während der Gelbaalphase erforderte eine Kombination verschiedener Untersuchungsansätze. Für eine direkte Bestimmung des Wachstums sowie der natürlichen Sterblichkeit wurden Modellpopulationen in isolierten Kleinseen des Einzugsgebiets genutzt. Diese waren in den Vorjahren durch definierten Besatz mit markierten Aalen aufgebaut worden und wurden im Rahmen des Projektes weiter ergänzt. Die Aalbestände dieser Versuchsseen unterliegen keiner anthropogenen Sterblichkeit, was sie für die direkte Bestimmung der natürlichen Sterblichkeit prädestiniert. Um die Möglichkeiten einer späteren Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Population im offenen Einzugsgebiet der Havel zu überprüfen, wurden Geschlecht, Kondition und Parasitierung sowohl bei den Aalen der Modellpopulationen, als auch bei den natürlichen Einwanderern und den Besatzaalen stichprobenhaft erfasst. Die fischereiliche Sterblichkeit wurde durch Sammlung, Aufbereitung und Auswertung von Fangstatistiken der Erwerbsfischerei und eine schriftliche Befragung von im Gebiet aktiven Anglern quantifiziert. Die von Kormoranen verursachte Aalmortalität wurde theoretisch auf Basis der Größe des Brutbestandes im Einzugsgebiet sowie mittlerer Angaben zur Nahrungszusammensetzung geschätzt.

Die Untersuchungen zum Blankaalbestand konzentrierten sich neben einer Schätzung der Verluste an Wasserkraftanlagen hauptsächlich auf telemetrische Untersuchungen zur Geschwindigkeit der Abwanderung sowie zur Bemessung einzelner anthropogener Mortalitätsursachen während der Abwanderung. Weiterhin wurde das Wachstum als alternativer Ansatz zu den direkten Bestimmungen in den Modellpopulationen an Stichproben von Blankaalfängen aus dem unteren Bereich der Havel durch Wachstumsrückberechnungen an Otolithen bestimmt.

Diese Stichproben der Blankaalfänge wurden daneben auch hinsichtlich Geschlecht, Kondition und Parasitierung mit dem Schwimmblasenwurm *A. crassus* sowie auf eine mögliche Infektion mit dem EVEX-Virus untersucht.

In einem gesonderten Versuchsansatz wurden schließlich abwandernde Blankaale aus Fängen der Erwerbsfischerei markiert, oberhalb der Fanggeräte erneut ausgesetzt und der Anteil erneut im Fang auftauchender markierter Aale registriert. In Kombination mit der jährlichen Fangstatistik dieser Geräte wurde über diesen Ansatz die Menge an Blankaalen geschätzt, die im Laufe der Saison den entsprechenden Standort passierte. Durch eine Gegenüberstellung mit der durch Modellierung geschätzten Blankaalabwanderung wurde eine Validierung der Modellrechnung und damit indirekt auch der in den anderen Teilversuchen ermittelten Sterblichkeitsraten und Rekrutierungsmengen zumindest in ihrer Summe möglich.

1.2 Stand der Wissenschaft (an den bei Projektbeginn angeknüpft wurde)

Arbeiten des dänischen Biologen SCHMIDT (1923, 1925) markieren den Beginn gezielter wissenschaftlicher Untersuchungen zum Aal. Dabei standen jedoch zunächst der ungewöhnliche Lebenszyklus und die Vermehrung der Art in der Sargassosee im Mittelpunkt des Interesses. Danach folgten in größeren zeitlichen Abständen Untersuchungen zu einzelnen Aspekten der Biologie des Aals, ohne jedoch Abhängigkeiten der Populationsentwicklung von internen und externen Faktoren zu betrachten (RAHN 1954, ANWAND & VALENTIN 1981a,b, BERG 1988, LECOMTE-FINIGER 1994, DE LEO & GATTO 1995, HOLMGREN & MOSEGAARD 1996b). Ausgangspunkt für den Beginn detaillierterer Untersuchungen zur Bestandsdynamik von Aalbeständen in Küsten- und Binnengewässern war die Beobachtung stark rückläufiger Mengen von Glasaalen an den europäischen Küsten sowie des stetigen Rückgangs der fischereilichen Aalerträge aus Binnengewässern, die schließlich die ICES zu der Einschätzung veranlassten, dass sich der Bestand des Europäischen Aals außerhalb sicherer biologischer Grenzen befindet (ICES 1999). DECKER (2000, 2003, 2004) trug Daten zur Entwicklung der Glas- und Gelbaalfischerei in Europa zusammen und versuchte auf dieser Basis eine Modellierung des Aalbestandes auf europäischer Ebene. Dabei wurde der Komplex der Sterblichkeiten jedoch als Black-Box betrachtet und nicht für einzelne Faktoren quantifiziert. Andere Untersuchungen beschäftigten sich mit einzelnen Abschnitten aus dem Lebenszyklus des Aals in Binnengewässern. So wurde an verschiedenen Flussgebieten Europas zeitweise der natürliche Aalaufstieg mit unterschiedlichen Methoden ermittelt (z.B. KNIGHTS et al. 2006, ADAM et al. 2007). In Deutschland wurde an einigen Gewässern ebenfalls mit einem Steigaalmonitoring begonnen (LEMCKE 2003, SIMON et al. 2006). Erste Ergebnisse deuten an, dass zumindest in Gewässern mit Mündung in die Nordsee noch ein gewisses Steigaalaufkommen zu verzeichnen ist. In Ostsee-Zuflüssen scheinen dagegen nur noch einzelne Aale aufzusteigen. Gleichzeitig deuten sich auch innerhalb des Nordsee-Einzugsgebietes erhebliche Unterschiede im Aalaufstieg zwischen verschiedenen Flüssen an. Bei einer Analyse der Populationsdynamik in abgegrenzten Flussgebieten ist daher eine konkrete Erhebung der Steigaaleinwanderung für die betroffenen Gewässer unabdingbar.

Zum Wachstum von Aalen in Binnengewässern liegen Untersuchungen aus verschiedenen Regionen Europas vor, die einen starken Nord-Süd-Gradienten verdeutlichen (TESCH 1999, VAN GINNEKEN & MAES 2005). Daneben gibt es auch innerhalb einer Region starke Differenzen zwischen einzelnen Gewässern (SIMON 2007a). Alle bisher getätigten Untersuchungen basieren auf Wachstumsrückberechnungen anhand von Otolithen. Diese Methode führt zwar zu reproduzierbaren Ergebnissen (z.B. BERG 1988, APRAHAMIAN 2000, SIMON 2007a). Gleichzeitig gibt es aber viele Hinweise auf die Anlage von Zwischenringen bei ungünstigen Umweltbedingungen und daraus resultierenden Fehlbestimmungen (DAHL 1967, DOMINGOS et al. 2006). Daher wurde eine direkte Bestimmung des Wachstums an Aalen bekannten Alters als essentiell angesehen.

Untersuchungen zur Quantifizierung verschiedener Sterblichkeiten liegen nur für wenige Einzelgewässer vor. Zum Beispiel wurden am Bodensee durch Wachstumsuntersuchungen und Markierungs-Wiederauffang-Experimente eine Überlebensrate der besetzten Glasaale von ca. 10 %, eine Gesamtmortalität von 25-30 % pro Jahr und eine fischereiliche Mortalität (kommerzielle Fischerei) unter 10 % ermittelt (BERG 1988). Weitere Daten zur fischereilichen Mortalität

können den EIFAC-Daten für einige Länder (z.B. Dänemark) oder den Arbeiten von FEUNTEUN et al. (2003) an der Loire und PEDERSEN & DIEPERINK (2000) entnommen werden. Zur angelfischereilichen Sterblichkeit bei Aalen gibt es lediglich grobe Schätzungen, jedoch keine konkreten Datenerhebungen. Eine Studie in Mecklenburg-Vorpommern erbrachte erstmals Daten zu dieser Fragestellung, die Ergebnisse lagen jedoch zu Projektbeginn noch nicht vor (DOROW 2007). Gleichzeitig ist davon auszugehen, dass die angelfischereiliche Sterblichkeit in einzelnen Gewässern sehr verschieden und nur bedingt von einem System auf ein anderes übertragbar ist. Daher waren Untersuchungen zur Erfassung der Aalfänge durch Angler im Havelgebiet im Rahmen des Projektes notwendig.

Zu Mortalitätsraten an Wasserkraftturbinen gibt es zahlreiche Untersuchungen & Gutachten (meist Einzelfallstudien) für verschiedenste Turbinentypen und Fließgewässergrößen (z.B. LUNDBECK 1927, BUTSCHEK & HOFBAUER 1956, SPÄTH 1998, HOLZNER 2000, ADAM et al. 2004, BORCHERT & LILL 2004, WINTER & JANSEN 2006). Die dabei ermittelte Sterblichkeit lag zwischen 5 und mehr als 30 % und hing neben Turbinentyp und Wassermenge auch von einer Reihe anderer Faktoren wie z.B. Fischschutzanlagen und Fahrweise der Turbinen ab.

Zunehmende Bedeutung hat auch die Mortalität der Aale durch Kormorane, deren Bestandsgröße sich in Europa in den letzten 15 Jahren rasant von wenigen Tausend auf 1,5-2 Mio. Tiere vergrößert hat (SCHRÖDER et al. 2007). Kormorane ernähren sich ausschließlich von Fisch, wobei der Anteil einzelner Arten von deren Häufigkeit im Gewässer sowie der Greifbarkeit für den Kormoran abhängt. Mageninhaltsuntersuchungen von auf Brandenburger Seen geschossenen Kormoranen sowie Speiballenanalysen ergaben einen mittleren Anteil von 13 Gewichtsprozenten Aal an der Nahrung (KNÖSCHE et al. 2005). Unter Berücksichtigung der täglichen Nahrungsaufnahme und der Verweilzeit an Brandenburger Gewässern ergibt sich daraus ein jährlicher Aalfraß durch Kormorane von etwa 100 t (BRÄMICK & FLADUNG 2006). Damit entnehmen Kormorane ähnlich viele Aale aus Brandenburger Gewässern wie die Erwerbsfischerei. Auch für andere Regionen Deutschlands sind derartige Relationen beschrieben (SCHRÖDER et al. 2007).

Eine Reihe von wissenschaftlichen Untersuchungen lässt auf einen erheblichen Einfluss verschiedener Viren (v.a. Herpesvirus des Aals (HVA) und Rhabdovirus des Aals (RVA bzw. EVEX) auf die Überlebensfähigkeit von Aalen schließen (z.B. VAN GINNEKEN et al. 2004, LEHMANN et al. 2005a, SCHEINERT & BAATH 2006). Das HVA-Virus steht unter dem Verdacht, speziell bei hohen Wassertemperaturen sowie verstärktem Stress (z.B. Sauerstoffmangel speziell im Spätsommer) zu erhöhten Verlusten und örtlichen Aalsterben in Binnengewässern zu führen (LEHMANN et al. 2005a). Aale mit EVEX-Infektion sind während ihrer Süßwasserlebensphase zunächst äußerlich unauffällig, bei Schwimmversuchen in Tunneln entwickelten sich jedoch schwere Formen der Anämie, die nach 1.000-1.500 km Wanderung bei allen infizierten Aalen zum Tod führten (EELREP-PROJEKT 2005). Zusammenfassend ist festzustellen, dass Viren sowohl hinsichtlich der Sterblichkeit in Binnengewässern als auch der Wanderung in das Laichgebiet bedeutsam sind und bei Modellierungen der Bestandsdynamik sowie zur Größe der Laicherpopulation und der Reproduktionsrate berücksichtigt werden müssen. Ähnlich verhält es sich mit Stoffgruppen wie Dioxin und dioxinähnlichen Polychlorierten Biphenylen (PCB), welche die Verfügbarkeit von Energie aus der Mobilisation von Fett herabsetzen und gleichzeitig im Verdacht stehen, beim Fettabbau zur Selbstvergiftung durch das freiwerdende Dioxin zu führen. In der Folge können auch Aale mit prinzipiell ausreichenden Fettgehalten von >14% nicht die Sargassosee erreichen (EELREP-PROJEKT 2005), weshalb auch die Belastungssituation von Blankaalen mit diesen Stoffen im Rahmen einer Bestandsmodellierung betrachtet werden muss.

Kenntnisse zur natürlichen Mortalität von Aalen stehen bisher auf einer äußerst dünnen Datenebene. Lediglich BEVACQUA & DE LEO (2007) modellierten die natürliche Sterblichkeit für eine italienische Lagune. Diese Daten sind auf die Verhältnisse in deutschen Einzugsgebieten nicht übertragbar. Zuvor hatte bereits DEKKER (2000a) die jährliche natürliche Mortalität von Aalen mit 14% beziffert. Allerdings handelt es sich dabei lediglich um eine pauschale Angabe, die nicht aus Untersuchungen oder konkreten Datenreihen gewonnen wurde und dessen Validität daher

nicht einzuschätzen ist. Für die Modellierung von Beständen in konkreten und abgegrenzten Einzugsgebieten wie der Havel mit spezifischen Verhältnissen ist sie daher nicht nutzbar.

Zahlreiche Untersuchungen zur Blankaalabwanderung (z.B. DEELDER 1954, TESCH 1994, VØLLESTAD et al. 1994, DURIF et al. 2003, CARON et al. 2003, ADAM et al. 2004, WESTERBERG et al. 2006, KLEIN-BRETELER et al. 2007) zeigten, dass die Intensität der Blankaalabwanderung von der Jahreszeit, dem Wasserstand, der Mondphase, der Strömungsgeschwindigkeit und den Witterungsbedingungen wie z.B. dem Luftdruck abhängig ist. Weiterhin erfolgt die Abwanderung der Blankaale zum Meer nicht kontinuierlich, sondern eher in Etappen und kann sich über mehrere Jahre erstrecken (VØLLESTAD et al. 1994, BRÄMICK et al. 2006, KLEIN-BRETELER et al. 2007).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass bisherige Untersuchungen sich auf verschiedene Lebensstadien des Aals konzentrierten, während eine zusammenhängende Betrachtung der Bestandsdynamik von der Rekrutierung durch Aufstieg und Besatz über das Wachstum, die Quantifizierung verschiedener Sterblichkeiten bis zur Abwanderung der Blankaale an einem einzigen Flussgebiet und eine darauf aufbauende Modellierung bislang nicht erfolgte.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Havel ist ein direkter Nebenfluss der Elbe und hat als Verbindungsgewässer 2. Kategorie eine herausragende Bedeutung für den Biotopverbund des Fließgewässersystems Brandenburgs (QUAST et al. 1996, SCHARF et al. 1998). Sie überwindet auf einer Fließlänge von ca. 325 km einen Höhenunterschied von nur 41 m. Ein sehr geringes Gefälle (durchschnittlich 0,13 ‰), die große Zahl durchflossener Seen, zahlreiche seenartige Erweiterungen sowie viele Verzweigungen und z.T. kanalisierte Abschnitte prägen den Charakter dieses Tieflandflusses (LUA BRANDENBURG 1995).

Das Einzugsgebiet der Havel einschließlich aller Nebengewässer zwischen der Quelle und der Einmündung in die Elbe bei Gnevsdorf umfasst eine Gewässerfläche von 65.795 ha (Tab. 2.1).

Tab. 2.1: Wasserflächen des Haveleinzugsgebietes unterteilt nach Bundesländern
(Kartengrundlage: DLM250^{©GeoBasis-DE/BKG2011}, modifiziert)

Bundesland	Wasserfläche (ha)	Flächenanteil (%)
Brandenburg	45.864	69,7
Mecklenburg-Vorpommern	8.014	12,2
Berlin	5.282	8,0
Sachsen	5.146	7,8
Sachsen-Anhalt	1.489	2,3
Gesamt	65.795	

In Bezug auf die Größe der Wasserflächen kommt sowohl dem Hauptstrom auch den Nebengewässern eine große Bedeutung zu. Von den Nebenflüssen der Havel sind hinsichtlich ihrer Wasserfläche Spree und Dahme am bedeutsamsten.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wurde nicht das gesamte Einzugsgebiet der Havel in die Betrachtungen einbezogen. Der Oberlauf der Havel in Mecklenburg-Vorpommern lässt sich durch einen an der Landesgrenze zu Brandenburg bei Steinförde befindlichen stationären Aalfang abgrenzen. Dieser nimmt einen Großteil des Gewässerabflusses auf und verhindert mit einer lichten Stabweite von 20 mm weitgehend die Passage von Blankaalen. Ein natürlicher Aalaufstieg bis in den Oberlauf der Havel ist aufgrund der zahlreichen Querverbauungen nicht möglich, sodass Austauschprozesse zwischen den Aalpopulationen des Mecklen-

burg-Vorpommerschen Teileinzugsgebietes und der Mittel- und Unterhavel praktisch auszuschließen sind. Das Teileinzugsgebiet der Havel im Mecklenburg-Vorpommern wurde daher - auch aufgrund der schwierigen Datenlage - nicht berücksichtigt.

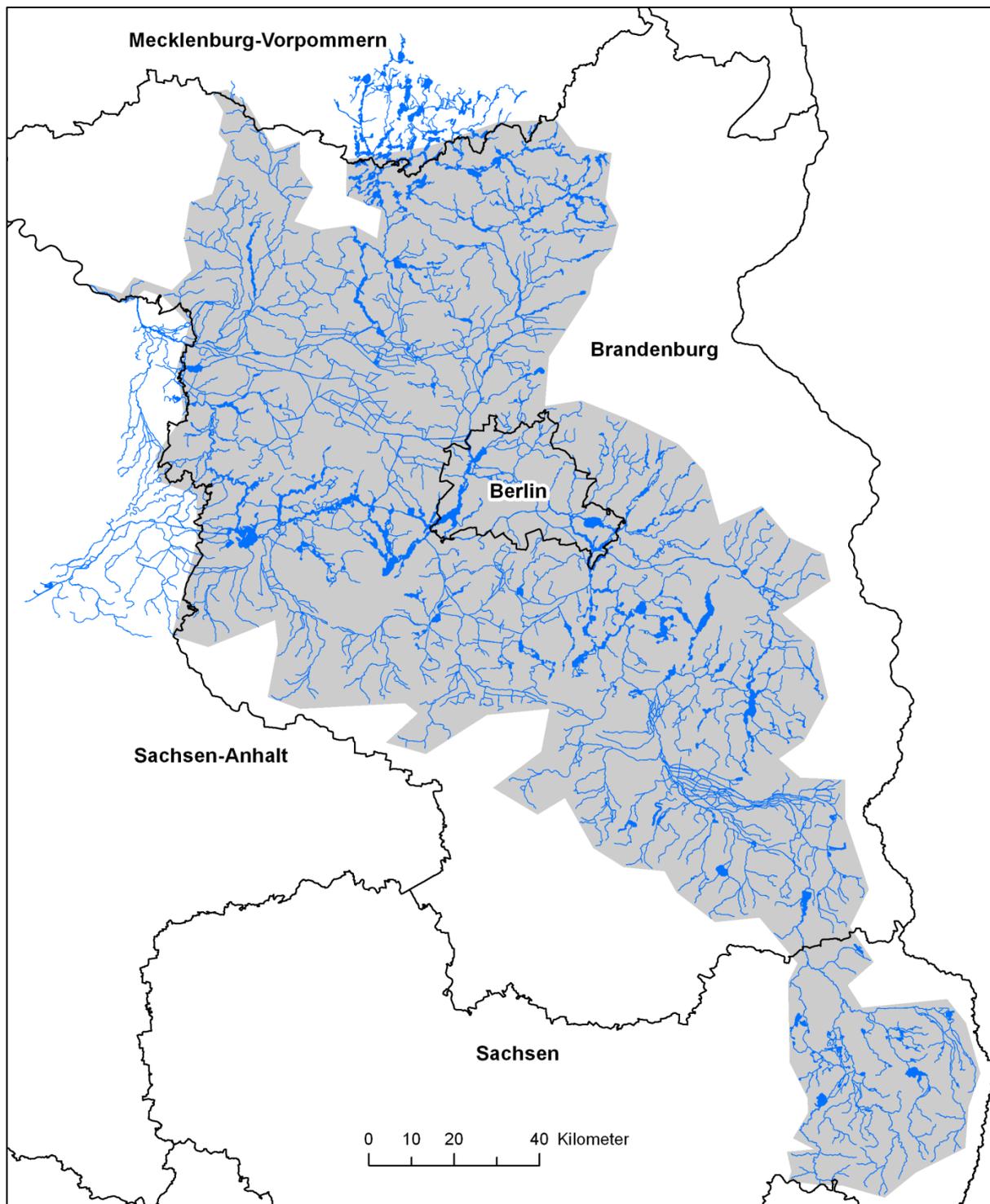


Abb. 2.1: Übersichtskarte der Havel mit Abgrenzung des betrachteten Untersuchungsgebietes UGH (Teileinzugsgebiete Brandenburg, Berlin und Sachsen – graue Fläche)

Das Teileinzugsgebiet der Havel in Sachsen-Anhalt macht mit 2,3 % nur einen sehr geringen Teil des gesamten Haveleinzugsgebietes aus und steht zudem überwiegend mit dem Elbe-Havel-Kanal in Verbindung. Eine Einwanderung von Steigaalen aus der Elbe in den Elbe-Havel-

Kanal ist wegen der vorhandenen Schleusen und der fehlenden Strömung äußerst unwahrscheinlich. Abwandernde Blankaale können den direkten Weg zur Elbe nehmen, ohne den Umweg über die Havel zu machen. Auf Grundlage dieser Annahmen und nicht zuletzt wegen der ebenfalls schwierigen Datenlage erschien es vertretbar, auch das Haveleinzugsgebiet in Sachsen-Anhalt aus den weiteren Betrachtungen auszuklammern. Die zunächst vorgesehene Ausklammerung der Einzugsgebiete von Spree und Dahme konnte dagegen nicht realisiert werden. Ursache dafür war, dass die Wanderungen von Aalen zwischen der Havel und diesen Teileinzugsgebieten nicht quantifiziert werden konnten.

Das Betrachtungsgebiet der vorliegenden Untersuchungen erstreckt sich damit über eine Wasserfläche von 56.291 ha und deckt mehr als 85 % der Wasserfläche im Haveleinzugsgebiet ab (Abb. 2.1). In den weiteren Ausführungen wird dieses Gebiet als Untersuchungsgebiet Havel (UGH) bezeichnet.

Entsprechend der Typisierung nach der Richtlinie 2000/60/EG (EG-WRRL) liegt der Hauptstrom der Havel in der Ökoregion 14 (zentrales Flachland) und ist zum größten Teil dem Typ 20 (sandgeprägter Strom) zuzuordnen. Der Hauptstrom wie auch die maßgeblichen Nebenflüsse sind der Barben- und Bleiregion zuzuordnen und gehören somit zum natürlichen Verbreitungsgebiet des Aals. Unterstützt wird diese Aussage dadurch, dass bei einer Reihe von Autoren der Aal in den vergangenen Jahrhunderten zum Bestandteil der Fischartengemeinschaft im Havelgebiet gezählt wurde (z.B. BEKMANN & BEKMANN 1751, GULDE 1787, BORGSTEDE 1788, ENGELHARDT 1800, WITTMACK 1875, VON DEM BORNE 1882, ENDLER 1891, ECKSTEIN 1908). Mit ihrer Anbindung an die Nordsee über die Elbe, einer Vielzahl von angebundnen Seen sowie mit im Toleranzbereich der Art liegenden biotischen Parametern stellt die Havel auch heute noch einen bedeutsamen Aallebensraum dar.

2.2 Quantifizierung des natürlichen Aalaufstieges

Zur Quantifizierung des natürlichen Aalaufstieges in das UGH wurde im Jahr 2005 im Mündungsbereich der Havel in die Elbe ein entsprechendes Monitoringprogramm begonnen und im Rahmen des hier vorgestellten Forschungsprojektes in den Jahren 2009/10 fortgeführt. Nach erfolgter Standortprüfung wurde dazu am Wehr Gnevsdorf (Gnevsdorfer Vorfluter) eine engmaschige Spezialreuse in der bestehenden Fischaufstiegsanlage installiert und während der Hauptwanderungszeit der Steigaale zwischen Mai und Oktober betrieben (Tab. 2.2).

Tab.2.2: Steigaalmonitoring in der Unterhavel bei Gnevsdorf im Zeitraum 2005-10 (grau unterlegte Zellen markieren das Monitoring im Rahmen des Forschungsvorhabens)

Einzugsgebiet	Gewässersystem	Monitoringstelle	Monitoringzeitraum
Elbe	Havel	Gnevsdorf	03.05. - 04.12.2005
			16.05. - 01.11.2006
			13.04. - 31.10.2007
			15.05. - 06.11.2008
			05.05. - 17.11.2009
			06.05. - 28.07.2010

Bei der am Wehr Gnevsdorf eingesetzten Spezialreuse handelte es sich um eine zweikehlige Kastenreuse (Höhe: 1,8 m, Breite: 1,5 m, Länge: 4,3 m, MW 4 mm), die die Ausstiegsöffnung des Fischpasses vollständig abschloss und somit eine praktisch vollständige Erfassung aller aufsteigenden Fische gestattete (Abb. 2.2). Die Kontrolle der Fangeinrichtung bzw. Leerung des Fangbehälters erfolgte in 2-3tägigem Rhythmus, in Ausnahmefällen auch täglich, durch den Fischereirechtsinhaber. Die gefangenen Aale wurden nach der Längenerfassung in Zentimeterklassen schonend im Oberwasser ausgesetzt. Bei kleineren Fangmengen (< 200 Stück) wurden alle Aale einzeln erfasst, bei größeren Fangmengen hingegen repräsentative Stichproben ausgezählt, vermessen sowie gewogen und über die ermittelte Gesamtfangmasse hochgerechnet. Monatliche Stichproben von 16...80 Tieren (insgesamt 941 Aale) wurden auf Geschlech-

terverhältnis, Gesundheitszustand und Kondition nach der im Abschnitt 2.3 beschriebenen Methodik untersucht.

Von i.d.R. kurzen Ausfallzeiten aufgrund technischer Probleme und Hochwasser abgesehen konnte im Zeitraum 2005-09 eine weitgehend kontinuierliche Erfassung der aufsteigenden Aale sichergestellt werden. Im Jahr 2010 war wegen ungewöhnlich häufiger Hochwassersituationen und Problemen mit der vor-Ort-Betreuung durch den Fischereirechtsinhaber die Durchführung des Steigaalmonitorings nur an insgesamt 36 Tagen möglich. Aufgrund des sehr kurzen Untersuchungszeitraums und der vergleichsweise geringen Fänge (insgesamt 11.000 aufsteigende Aale) können für dieses Jahr nur eingeschränkte Aussagen zum Umfang des Steigaalaufkommens gemacht werden.



Abb. 2.2: Steigaalreuse an der Unterhavel (Wehr Gnevsdorf)

Speziell zur Frage, inwieweit es sich bei den gefangenen Aalen um natürlicherweise eingewanderte Tiere oder um Besatzaale aus dem Einzugsgebiet handelt, waren Untersuchungen durch den Projektpartner IFM Geomar (Kiel) vorgesehen. Diese Untersuchungen zur Lebenshistorie stützen sich auf die Erkenntnis, dass die Mengenrelationen von Spuren- und Nebenelementen in Otolithen die Relationen in den Habitaten widerspiegeln, die der Aal über die Zeit besiedelt hat. Speziell das Strontium/Calcium-Verhältnis kann artübergreifend als Biomarker für den Salzgehalt des umgebenen Wassers eingesetzt werden und ermöglicht z.B. die Unterscheidung einer Brackwasserphase, wie sie für aus der Ostsee (z.B. in die Oder) einwandernde Aale typisch ist. Besatzaale weisen keine diesbezügliche Brackwasserphase auf und können damit eindeutig abgegrenzt werden. Für aus der Nordsee (z.B. in Elbe und Havel) einwandernde Aale waren dem IFM Geomar aufgrund von methodischen Schwierigkeiten kein sicherer Herkunftsnachweis und damit die Unterscheidung von besetzten oder natürlich aufgestiegenen Aalen möglich. Alternative Ansätze zur Abgrenzung besetzter Aale wie z.B. eine Generalmarkierung von Besatzaalen im EZG Elbe konnten im Rahmen des Projektes nicht realisiert werden.

Für die Modellierung des Aalbestandes mittels GEM III wurde ausgehend von den Ergebnissen des Steigaalmonitorings an der Havelmündung bei Gnevsdorf im Zeitraum 2006-09 das Steigaalaufkommen früherer Jahre (1985-2005) anhand der Daten zur Entwicklung des Glasaalaufkommens in Europa (ICES 2008) geschätzt. Wie aus diesen Daten hervorgeht, ist das Steigaalaufkommen in Europa im Zeitraum 1960-80 relativ stabil gewesen und nachfolgend stark zurückgegangen. Daher wurde zunächst für jede der vorliegenden Datenreihen separat die prozentuale Abweichung der einzelnen Jahre 1981-2007 vom jeweiligen Mittel der Jahre 1950-1980 ermittelt und danach über alle Datenreihen die mittlere Abweichung des Steigaalaufkommens im jeweiligen Jahr vom Ausgangszustand (1960-80 = 100 %) berechnet. Für das Steigaalaufkommen in Europa nach 1980 ergibt sich daraus eine stark abfallende Verlaufskurve, die durch eine logarithmische Funktion beschrieben werden kann (Abb. 2.3).

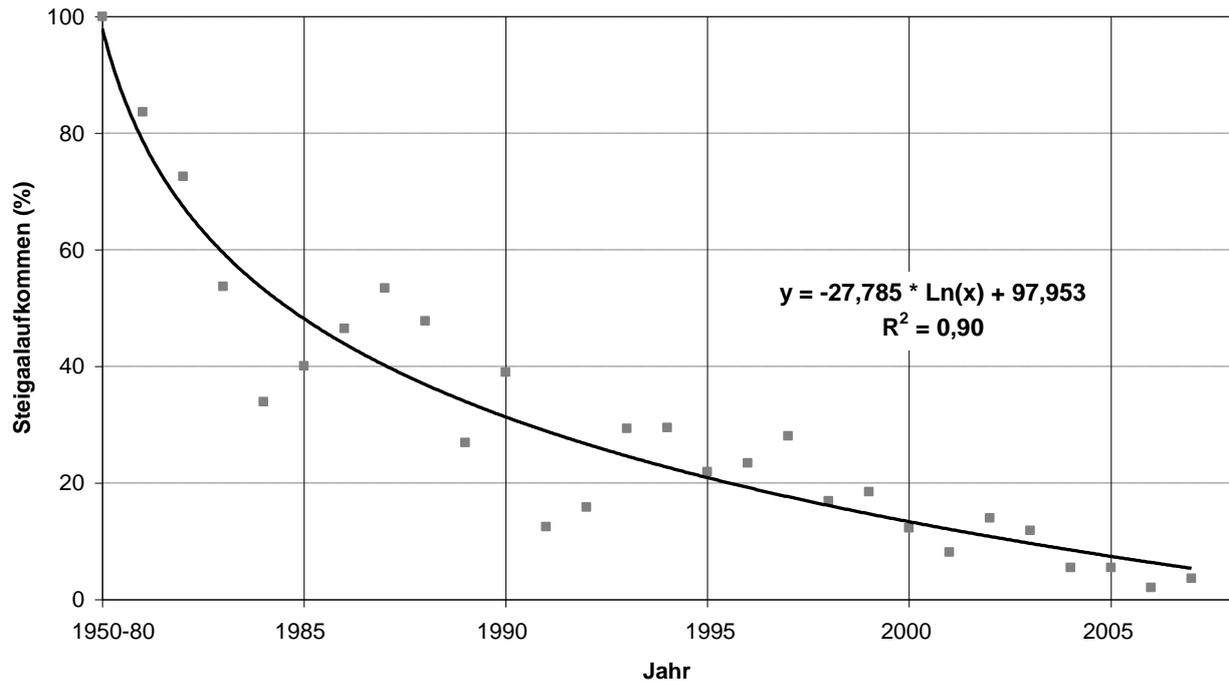


Abb. 2.3: Entwicklung des Steigaalaufkommens in Europa (nach ICES 2008, verändert)

Im Jahr 2007 betrug das Steigaalaufkommen demnach nur noch 5,4 % des mittleren Aufkommens der 1960-80er Jahre. Dementsprechend wurden die im Rahmen des aktuellen Steigaalmonitorings für das UGH geschätzten 33.000 Steigaale pro Jahr ($\bar{\varnothing}$ 2005-09) als 5,4 % des natürlichen Aufstiegs unter Referenzbedingungen angesehen. Über die ermittelte logarithmische Verlaufskurve wurde ausgehend von diesem Wert der natürliche Aalaufstieg für die Jahre 1985-2004 und 2010-11 geschätzt.

2.3 Erfassung des Aalbesatzes

Im Rahmen einer wissenschaftlichen Begleitung von Besatzmaßnahmen wurden die Aalbesatzmengen im UGH erfasst und stichprobenartige Untersuchungen zur Bewertung der Qualität des Aalbesatzmaterials vorgenommen.

Der Aalbesatz im Brandenburger UGH erfolgte in den Jahren 2009-11 an 7-9 Lieferterminen pro Jahr zwischen April – Juni. An allen Besatzterminen wurden durch das IfB Potsdam-Sacrow zur Beurteilung der Qualität des Besatzmaterials relevante Transportparameter (Transportdauer, Fischdichte, Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur in den einzelnen Transportbehältern) erfasst, aus jedem Transportbehälter eine Stichprobe von 6-20 Aalen für weitere Untersuchungen gezogen sowie eine visuelle Einschätzung der Vitalität und möglicher Transportschäden des Besatzmaterials vorgenommen.

Die Stichproben des Besatzmaterials wurden unmittelbar nach der Entnahme in gekühlten Transportbehältern in das Institut für Binnenfischerei transportiert und bis zur Durchführung der weiteren Untersuchungen tiefgekühlt bei -18 °C gelagert. Die weiteren Untersuchungen des Probenmaterials umfassten folgende Parameter:

- allgemeine morphometrische Daten (Länge, Masse, Korpulenzfaktor),
- Geschlechtsbestimmung,
- Gesundheitszustand (makroskopische Untersuchung der Körperoberfläche und inneren Organe auf pathologische Veränderungen und Parasitierungen, insbesondere Befall der Schwimmblase mit *Anguillicoloides crassus*)
- Kondition (Eingeweidefett, Bruttoenergiegehalt)
- molekulargenetische Bestimmung der Art.

allgemeine morphometrische Daten

Die Körperlänge der Aale wurde auf 1 mm genau, das Körpergewicht mit 0,1 g Genauigkeit bestimmt und mittels Korrekturfaktoren (SIMON 2012) auf das lebende Tier zurückgerechnet. Der Korpulenzfaktor (k) errechnete sich nach der Fulton'schen Formel

$$k = \text{Körpergewicht (g)} * 100 / \text{Totallänge (cm)} ^ 3.$$

Geschlechtsbestimmung

Nach Öffnung der Bauchhöhle wurde das Geschlecht der Aale unter Zuhilfenahme eines Binokulars (LEICA GZ6) visuell nach der Methodik von TESCH (1999) bestimmt. Gegebenenfalls wurde der Gonadenstrang mit 96 %igem Alkohol beträufelt, um die Gewebestrukturen besser sichtbar zu machen. Es wurden nur eindeutige Fälle als Männchen oder Weibchen und alle anderen Exemplare als undifferenziert bzw. nicht determiniert bezeichnet.

Gesundheitszustand

Hinsichtlich des allgemeinen Gesundheitszustandes wurden Körperoberfläche, Flossen, Augen sowie die inneren Organe (Magen-Darm-Trakt, Leber, Gallenblase, Niere, Schwimmblase, Gonaden, Milz, Herz) makroskopisch auf pathologische Veränderungen sowie das Vorhandensein von Parasiten untersucht.

Zur Ermittlung der Befallsintensität mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* (MORAVEC 2006) wurde die Schwimmblase geöffnet und die makroskopisch sichtbaren Parasiten gezählt. Der Grad der Schwimmblasenschädigung wurde visuell in Anlehnung an die Klassifizierung nach HARTMANN (1994) und präzisiert nach IfB-Methodenstandard (unveröff.) bestimmt. Der Magen-Darm-Trakt wurde auf voller Länge geöffnet und auf möglichen Befall mit Parasiten, insbesondere Kratzer (*Acanthocephalus* sp.), Rundwürmer (*Camallanus truncatus*, *Raphidascaris acus*) und Bandwürmer (*Proteocephalus* sp.) untersucht.

Kondition

Das Vorhandensein von Eingeweidefett wurde visuell in 4 Kategorien (kein, wenig, mäßig, viel) eingeschätzt. Für die Bestimmung der Bruttoenergie wurden Unterstichproben gezogen. Die Fische wurden zerkleinert, homogenisiert und bei 105 °C bis zur Massekonstanz getrocknet. Der Bruttoenergiegehalt wurde anhand der Trockenmasse nach SCHRECKENBACH et al. (2001) berechnet.

Molekulargenetische Artbestimmung

Für die Artbestimmung wurden zu jedem Liefertermin aus allen Transportbehältern 3-13 Aale zufällig ausgewählt, eine Gewebeprobe aus der Rückenmuskulatur entnommen, in 99,8 %igem Reinstalkohol konserviert und zur Untersuchung an das Institut für Biowissenschaften, Abteilung Stoffwechselphysiologie der Universität Rostock übergeben.

Nach der Isolierung von DNA aus den Proben wurden in Polymerasekettenreaktionen (PCR) die Abschnitte der mitochondrialen Gene für Cytochrom b (cytb) und des nukleären Gens für die 18S r-RNA vervielfältigt. Anschließend erfolgte ein enzymatischer Verdau der PCR-Reaktionsprodukte mit den Restriktionsendonukleasen HinfI (cytb) und BspI/PauI (18S). Die Endprodukte wurden durch Agarose-Gelelektrophorese sichtbar gemacht und ergaben artspezifische Schnittmuster, die in jedem Fall eine eindeutige Identifizierung der Aalart erlaubten (FRANKOWSKI et al. 2009, FRANKOWSKI & BASTROP 2010). Zusätzlich erfolgte eine Sequenzierung der Genabschnitte des Cytochrom b (cytb) von jedem gefundenen Amerikanischen Aal und von etwa der gleichen Anzahl Europäischer Aale.

Die Daten zu den Aalbesatzmengen im UGH wurden folgenden Quellen entnommen:

- 1985-1989: DDR-Durchschnittswerte aus KNÖSCHE et al. (2005)
- 1990-2011: Besatzstatistiken des Landesamtes für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung des Landes Brandenburg, des Fischereiamtes Berlin, der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei sowie eigene Datenerhebungen im Rahmen des Elbepilotprojektes

2.4 Ermittlung der natürlichen Sterblichkeit an Populationen in isolierten Seen

Zur Quantifizierung der natürlichen Sterblichkeit von Aalen wurden sieben abflusslose Seen (< 20 ha) im UGH ausgewählt (Abb. 2.4). Die limnologischen Parameter der Seen (Tab. 2.3) wurden den Seenkatasterdaten des Landes Brandenburg entnommen, die Tiefe mit einem Echolot (LOWRANCE LC X-16ci), die Sichttiefe mittels SECCI-Scheibe und der Gesamtphosphorgehalt anhand einer Wasserprobe (Mischprobe) bestimmt. Die ausgewählten eutrophen Versuchsseen (Gesamtphosphorgehalt von 35...125 µg/l) wiesen eine Sichttiefe von 1,1...>2,0 m auf (Tab. 2.3). Die Zuordnung der Seen zu den fischereilichen Seentypen bzw. -klassen erfolgte nach BAUCH (ANWAND 1973) und MÜLLER (1963).



Abb. 2.4: Übersichtskarte der Versuchsseen im Land Brandenburg: 1 Bohnenländer See, 2 Görnsee, 3 Großer See, 4 Schloßsee, 5 Godnasee, 6 Schulzensee, 7 Rähdensee

Tab. 2.3: Limnologische Kenndaten der Untersuchungsseen

Parameter	Bohnenländer See	Godnasee	Görnsee	Großer See	Rähdensee	Schloßsee	Schulzensee
Fläche [ha]	16,9	18,4	16,2	16,5	10,0	13,1	5,8
maximale Tiefe [m]	1,8	6,5	3,1	8,5	7,0	7,5	2,0
Mittlere Tiefe [m]	1,0	5,5	2,5	6,5	5,0	5,0	0,8
Schichtung?	Nein	Ja	Nein	Ja	Ja	Ja	Nein
Gesamtphosphorgehalt (TP) (µg/l)	36	44	43	93	35	95	125
Sichttiefe im Mai (m)	>1,8	1,6	1,1	2,0	2,9	1,2	>2,0
Trophie	Eutroph1	Eutroph1/ Eutroph2	Eutroph1/ Eutroph2	Eutroph2	Eutroph1/ Eutroph2	Eutroph2	Eutroph1/ Eutroph2
letzter Aalbesatz vor Versuchsbeginn*	1992 Ao	1997 Av	2001 Av	2004 Av	2001 Av	2004 Av	1997 Av
Seentyp nach Bauch	HS III-F-b	HS III-L-b	BI III-F-b	Z I-F-b	BI III-L-a	BI IV-W-a	HS III-W-c
Seentyp nach Müller	A-H-S	A-Z	A-H-Z	A-H-Z	A-H-Z	M-A-H	H-S

* Ao Glasaale, Av vorgestreckte Aale

Hinsichtlich der Besatzhistorie vor Beginn des systematischen Versuchsbesatzes mit markierten Aalen wiesen die Untersuchungsseen Unterschiede auf. Der Große See und der Schloßsee

wurden seit 1993 jährlich mit vorgestreckten Aalen oder Satzaalen besetzt. Die anderen Seen sind dagegen diskontinuierlich mit Glasaalen und vorgestreckten Aalen bis einschließlich 2001 besetzt worden. Der erste Besatz mit markierten Aalen erfolgte 2004 (Bohnenländer See, Godnasee, Görnsee, Schulzensee) bzw. 2005 (Großer See, Rähdensee, Schloßsee) im April mit Glasaalen aus England und im Mai bis Juni mit vorgestreckten Aalen aus deutschen Aalfarmen. Die Besatzmenge betrug in allen Seen ca. 50 g/ha Glasaale und ca. 500 g/ha vorgestreckte Aale. Der kombinierte Besatz wurde alle zwei Jahre in gleicher Menge wiederholt.

Um die beiden Besatzformen (Glasaaale, vorgestreckte Aale) und die später ineinander wachsenden Jahrgänge sicher unterscheiden zu können, erfolgte die Kennzeichnung der Glasaale durch Markierung der Otolithen abwechselnd mit Oxytetracyclinhydrochlorid (OTC) oder Alizarinrot S (ARS) in einem Farbbad wie bei SIMON und DÖRNER (2005) beschrieben (Abb. 2.5).

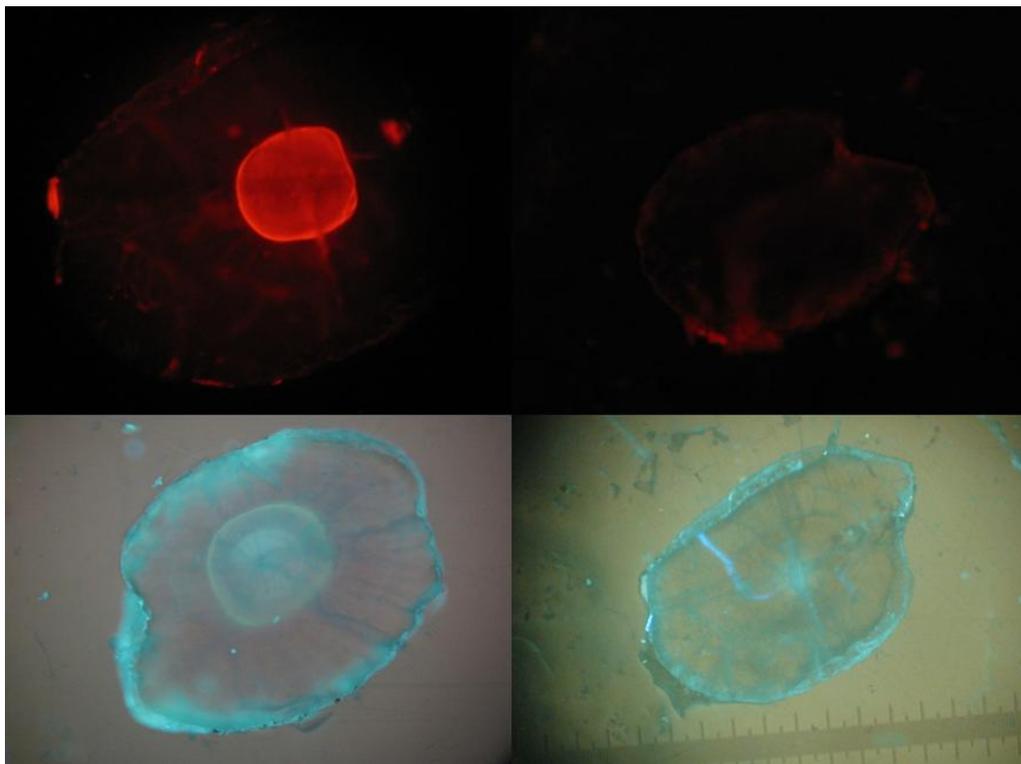


Abb. 2.5: Otolithen von markierten (links) und unmarkierten (rechts) Aalen, die als Glasaale in Alizarinrot S (oben) oder Oxytetracyclin (unten) gebadet wurden

Die vorgestreckten Aale wurden individuell mit einem kleinen Metalldrahtstück (Sequential Decimal Coded Wire Tag™ (DCWT), 1,1 mm lang und 0,25 mm dünn) der Northwest Marine Technology Inc. (USA) markiert (SIMON & DÖRNER 2005). Das Injizieren der DCWTs erfolgte abwechselnd beim ersten Besatz ca. 1 cm hinter dem Kopf in die Rückenmuskulatur der vorgestreckten Aale, beim zwei Jahre später folgenden Besatz in die Muskulatur im Schwanzbereich usw. Vor der Markierung mit den DCWTs wurden die vorgestreckten Aale mit Tricain-Methansulfat (MS 222) betäubt. Nach der Markierung erfolgte eine Erfolgskontrolle mit einem Metalldetektor. Alle drei Kennzeichnungsmethoden führen zu keiner markierungsbedingten Mortalität oder Wachstumsbeeinträchtigungen und sind auch nach Jahren noch bei über 95 % der markierten Aale eindeutig zu erkennen (ALCOBENDAS et al. 1991, SIMON & DÖRNER 2005, SIMON et al. 2009, SIMON & DÖRNER 2011).

Auf die geschlossenen Aalpopulationen in den Seen wirkten keine anthropogenen Mortalitätsfaktoren wie kommerzielle Fischerei oder Angelfischerei und Wasserkraft ein, was eine direkte Ermittlung der natürlichen Sterblichkeit ermöglicht.

In den folgenden Jahren nach dem Besatz wurde durch jährliche Probebefischungen im Frühjahr die Entwicklung der einzelnen Besatz-Kohorten in den Seen begleitet. Der Wiederfang besetzter Aale erfolgte dabei mittels dreimaliger Elektrobefischung vom Boot aus entlang des gesamten Uferstreifens der Seen. Zusätzlich sind ab 2007 16 kleine Aalsäcke (4 mm Maschenweite) im Flachwasser (0,5 - 3,0 m) für 12 h über Nacht gestellt worden. Von allen gefangenen Aalen wurde die Körperlänge (± 1 mm) und -masse (± 1 g) erfasst. Anschließend erfolgte bei allen Aalen die Kontrolle auf eine eventuell vorhandene Markierung mit DCWTs mittels eines tragbaren Metalldetektors. Von den gefangenen Aalen wurde eine jährliche Stichprobe von 210 - 533 Tieren für Untersuchungen auf Wachstum, Geschlechterverhältnis, Parasitierung und Kondition entnommen und bis zur weiteren Untersuchung vakuumverpackt und tiefgefroren bei -20 °C gelagert. Anhand der untersuchten Parameter sollte festgestellt werden, ob die wichtigsten Charakteristika der Aalpopulationen in den isolierten Seen grundsätzlich mit der Aalpopulation im offenen Haveleinzugsgebiet vergleichbar sind und damit eine Übertragung der gewonnenen Ergebnisse vertretbar ist. Alle übrigen Aale wurden nach der vollständigen Erholung aus dem Betäubungsbad wieder in die Freiheit entlassen.

Die Bestimmung des Geschlechtes, der Parasitierung und der Kondition der Aale erfolgte wie bereits unter Punkt 2.3 beschrieben. Bei allen nicht mit DCWT markierten Aalen wurden die Otolithen (Sagitta) entnommen, gereinigt und zum Trocknen in 96 %igen vergällten Alkohol überführt. Ein Otolith von jedem Aal ist auf einem Objektträger in Klarwachs eingebettet und bis zum Zentrum mit Schleifpapier angeschliffen worden. Anschließend wurden die so präparierten Otolithen unter einem Lichtmikroskop bei 125-facher Vergrößerung betrachtet, um mittels zweier UV-Filter festzustellen, ob die Aale mit OTC oder ARS markiert waren (Abb. 2.5). In allen Fällen war die Markierung eindeutig erkennbar.

Zusätzlich zum jährlichen Monitoring der Kohorten erfolgte im Jahr 2010 die Ermittlung der natürlichen Sterblichkeit der einzelnen Besatzjahrgänge anhand eines Markierung-Wiederfang-Versuches. Dazu wurden von Ende April bis Ende Juni 6...10 Elektrobefischungen entlang des gesamten Uferbereichs pro See durchgeführt. Bei jeder Befischung sind alle Aale vermessen, mit einem Farbpunkt im Flossensaum (Visible Elastomer Tag, Northwest Marine Technology Inc., USA) markiert (SIMON & DÖRNER 2011) und anschließend über den See verteilt wieder ausgesetzt worden. Bei den letzten beiden Befischungen erfolgte dann die Erfassung der Anzahl markierter und unmarkierter Aale im Fang. Aus deren Verhältnis konnte so die noch vorhandene Bestandsgröße der einzelnen Besatzjahrgänge im Gewässer geschätzt werden. Die Abtrennung der Jahrgangsklassen erfolgte an den im Labor untersuchten Stichproben mit Hilfe der Modal Sequenz Analyse sowie der „BHATTACHARYA's Methode“ (BHATTACHARYA 1967) im Programm FISAT II (GAYANILO et al. 1995). Die Bestandsschätzung wurde nach dem von SETTELE et al. (1998) beschriebenen und nach BAILEY (1951, 1952) korrigierten LINCOLN-PETERSEN-Schätzverfahren sowie nach SCHNABEL (1938) durchgeführt. Bestandsschätzungen mit nur einem wiedergefangenen markierten Aal oder mit einem Variationskoeffizienten von über 0,5 wurden bei der Ergebnisdarstellung nicht berücksichtigt.

Die für den Besatz der Versuchsseen gelieferten Glasaale hatten eine Durchschnittslänge von 7,0 cm (Spannweite: 5,7...8,5 cm) und eine mittlere Stückmasse von 0,28 g (Spannweite: 0,12...0,55 g). Sie wiesen mit einer durchschnittlichen Bruttoenergie von 4,4 MJ/kg (Spannweite: 2,3...5,7 MJ/kg) eine gute Kondition auf.

Die vorgestreckten Aale hatten eine Durchschnittslänge von 17,0 cm (Spannweite: 10,4,...27,6 cm) und eine mittlere Stückmasse von 6,7 g (Spannweite: 1,0...30,2 g). Sie wiesen mit einer durchschnittlichen Bruttoenergie von 8,4 MJ/kg (Spannweite: 5,1...12,7 MJ/kg) ebenfalls eine gute Kondition auf.

Bei den 2009 bis 2011 durchgeführten Probebefischungen wurden insgesamt 1.432 Aale für die Untersuchungen im Labor aus den Versuchsseen entnommen. Aufgrund der im Winter 2009/2010 durch Ausstücker aufgetretenen Totalverluste im Schulensee und Teilverlusten im Bohnenländer See konnten im Schulensee in den Jahren 2010 und 2011 keine Proben für die Laboruntersuchungen mehr entnommen und in beiden Seen aufgrund keiner bzw. zu geringer Wiederfänge 2010 keine Bestandsschätzung durchgeführt werden. Deshalb waren zu diesen beiden Seen keine Aussagen zur natürlichen Sterblichkeit der Aale mehr möglich.

2.5 Ermittlung der Sterblichkeit durch Kormorane

Die Kalkulation der durch Kormorane gefressenen Menge an Aalen erfolgte anhand der Zahl der Kormoranbrutvögel im UGH, durchschnittlicher Aufenthaltsdauer, Nahrungsbedarf und Aalanteil in der Kormorannahrung nach BRÄMICK & FLADUNG (2006).

Die jährlichen Brutvogelzahlen wurden von den Staatlichen Vogelschutzwarten der betreffenden Bundesländer getrennt nach Kolonien für den Zeitraum 1985-2011 zur Verfügung gestellt. Der Aktionsradius der jagenden Brutvögel beträgt nach KNÖSCHE et al. (2005) ca. 20 km. Anhand der Lage der Brutkolonie und dem angenommenen Aktionsradius wurde unter Nutzung eines geografischen Informationssystems (ARC-GIS 10.1, ESRI GmbH) für jede einzelne Brutkolonie die bejagte Gewässerfläche ermittelt. Entsprechend des Flächenanteils des UGH an der Gesamtgewässerfläche im Aktionsradius um die Kolonie wurden die Brutpaare dem UGH zugeordnet. Kartengrundlage für die Ermittlung der Gewässerflächen bildete das digitale Landschaftsmodell DLM250^{©GeoBasis-DE/BKG2011}.

Aufgrund des weitgehenden Fehlens von Daten zu Nichtbrütern / Überwinterern / Durchzüglern wurden die Fraktionen der Nichtbrüter und überwinternden Brutvögel analog BRÄMICK & FLADUNG (2006) anhand der Brutvogelzahlen geschätzt und nach der oben beschriebenen Vorgehensweise per Flächenanteil dem UGH zugeordnet. Die sonstigen Überwinterer sowie die Durchzügler blieben hingegen bei der Kalkulation der Sterblichkeit von Aalen durch Kormorane unberücksichtigt, da sie innerhalb Europas über weite Distanzen ziehen und eine Zuordnung zu Brutkolonien und damit eine realistische Schätzung anhand von Brutvogelzahlen in Brandenburg nicht möglich ist (KNÖSCHE et al. (2005)). Die für das UGH ermittelten Mengen der von Kormoranen erbeuteten Aale stellen demzufolge einen Mindestwert dar.

Die durchschnittliche Aufenthaltsdauer und der Nahrungsbedarf der unterschiedlichen Kormoranpopulationen wurden FLADUNG (2006) entnommen. Der Aalanteil in der Kormorannahrung wurde mit 13 % angesetzt und zudem an die Bestandsgröße der betroffenen Aaljahrgänge im Aalbestandsmodell gekoppelt. Dabei wurde angenommen, dass der für das Jahr 2002 von KNÖSCHE et al. (2005) ermittelte durchschnittliche Aalanteil von 13 % in der Kormorannahrung einen Maximalwert darstellt, der proportional zum Rückgang des Aalbestandes im UGH gesunken ist. Bei höheren Aalbeständen im Vergleich zu 2002 wird im Bestandsmodell der Aalanteil in der Kormorannahrung bei maximal 13 % gekappt.

2.6 Ermittlung der Sterblichkeit durch die Erwerbsfischerei

Für die Ermittlung der Aalfänge durch die Erwerbsfischerei wurden Statistiken der jeweils zuständigen Fischereibehörden herangezogen, die auf Fangmeldungen der Fischereibetriebe aus dem Zeitraum 1985-2011 basieren. Im Zeitraum 1985-1996 mussten aufgrund einer lückenhaften Datenbasis z.T. Schätzungen und Hochrechnungen vorgenommen werden. So basieren die Zahlen für das Brandenburger UGH in den Jahren 1985-1990 auf einer Hochrechnung der Aalerträge von DDR-Betrieben, die Gewässer im heutigen Brandenburg bewirtschaftet haben. Im vergleichsweise kleinen Teileinzugsgebiet der Havel in Sachsen sind keine Erwerbsfischer tätig. Für die Jahre ab 1996 waren detaillierte Fangangaben vorhanden oder qualifizierte Hochrechnungen möglich. Insgesamt ist die Genauigkeit der Abschätzung der Aalfangerträge der Erwerbsfischerei als ausreichend anzusehen, da grobe Schätzungen und Hochrechnungen nur frühe Jahre betreffen, die im Aalbestandsmodell nur geringe Auswirkungen auf die Abschätzung der aktuell abwandernden Blankaalmenge haben.

Speziell zur Frage einer möglichen Größenselektivität bei der Fangentnahme bzw. der Längen-Häufigkeits-Verteilung im Fang der Fischer wurden im Jahr 2010 die Aalfänge von vier repräsentativen Fischereibetrieben im UGH stichprobenartig vermessen. Erfasst wurde jeweils der gesamte Aalfang aus insgesamt 15 Befischungszeiträumen während der Hauptfangzeit für Aal im April-November (Tab. 2.4). Insgesamt wurden 1.592 Aale vermessen.

Tab. 2.4: Probenahmezeitraum und Anzahl der untersuchten Tiere zur Ermittlung der Längen-Häufigkeit der Aale in den Fängen von vier Berufsfischereibetrieben

Fischereibetrieb	Befischungszeitraum	Anzahl Aale
Betrieb 1 (Oberhavel b. Zehdenick)	01.04.-21.04.2010	70
	03.06.-10.06.2010	84
	05.11.-08.11.2010	61
Betrieb 2 (Mittelhavel b. Potsdam)	06.04.-13.04.2010	121
	06.09.-09.09.2010	205
	08.11.-10.11.2010	97
	20.08.-23.08.2010	193
	20.10.-25.10.2010	130
	28.05.-02.06.2010	72
Betrieb 3 (Obere Unterhavel b. Brandenburg)	08.11.-09.11.2010	122
	18.09.-21.09.2010	53
Betrieb 4 (Untere Unterhavel b. Quitzöbel)	02.11.-03.11.2010	36
	04.07.-14.07.2010	133
	14.07.-16.07.2010	53
	20.07.-27.07.2010	162
Gesamt		1.592

2.7 Ermittlung der Sterblichkeit durch Angler

Die Abschätzung der Aalfänge der Angler im UGH erfolgte auf Grundlage von Fangaufzeichnungen in einem speziell dafür entwickelten und an Angler verschickten Fangbuch. Im Hinblick auf eine wirklichkeitsnahe und detaillierte Datenerhebung wurde als Erfassungsmethode eine schriftliche Fangbuchaktion gewählt, wobei die ausgewählten Angler zur Erzielung eines möglichst hohen Rücklaufs als Qualitätskriterium von empirischen Umfragen jeweils dreimal angeschrieben wurden (vgl. POLLOCK et al. 1994, SALANT & DILLMAN 1994). Sowohl bei der Gestaltung des Fangbuches (Anlage 2) als auch bei der Form der Versendung wurde großer Wert auf professionelles, hochwertiges Aussehen und eine persönliche Note gelegt, da sich dies positiv auf die Rücklaufquote auswirkt (SALANT & DILLMAN 1994). In den Anschreiben wurde der Angler persönlich (mit Namen) angesprochen, die Versendung erfolgte in mit Briefmarken frankierten Briefumschlägen per Post. Für die Rücksendung der Fangbücher wurden vorfrankierte und bereits adressierte Rückumschläge beigelegt, was die Rücklaufquote in der Regel erhöht (SALANT & DILLMAN 1994). Als zusätzlicher Anreiz wurden 50 hochwertige Angelrollen unter den sich beteiligenden Anglern verlost.

Da ursprünglich aus methodischen Gründen eine Abtrennung der Teileinzugsgebiete Spree und Dahme vom UGH vorgesehen war, erstreckte sich der Versand der Fangbücher über 7 Brandenburger Landkreise (Ostprignitz-Ruppin, Oberhavel, Uckermark, Barnim, Havelland, Potsdam-Mittelmark, Teltow-Fläming) und 2 kreisfreie Städte (Brandenburg an der Havel, Potsdam) sowie das Land Berlin. Unter Einbeziehung der Unteren Fischereibehörden und des Fischereiamtes Berlin wurde unter den insgesamt 89.459 im Jahr 2009 in diesem Gebiet registrierten Fischereischeininhabern per Zufallsauswahl eine Stichprobe von 1.385 Anglern ausgewählt. Im Ergebnis einer Überprüfung der Anschriften auf Vollständigkeit und Korrektheit wurde das Fangbuch am 18.03.2010 (Brandenburg) bzw. am 25.03.2010 (Berlin) an insgesamt 1.244 Angler verschickt (Bruttostichprobe). Ende Juni 2010 folgte ein Erinnerungsschreiben (Postkarte) und am 21.02.2011 ein letztes Anschreiben mit der Bitte, die ausgefüllten Fangbücher bis zum 15. März 2011 zurückzusenden.

Auf Basis der Aufzeichnungen in auswertbaren Fangbüchern erfolgte anschließend eine Hochrechnung des Anteils der Aalangler im UGH und der durchschnittlichen Aalfangmenge pro Angler separat für jeden Landkreis, die kreisfreien Städte und Berlin. Da die vorgesehene Abtrennung der Teileinzugsgebiet Dahme und Spree vom UGH letztendlich nicht möglich war, mussten für die betreffenden Landkreise Märkisch-Oderland, Oder-Spree, Dahme-Spreewald, Oberspreewald-Lausitz, Spree-Neiße sowie die kreisfreie Stadt Cottbus Hochrechnungen

vorgenommen werden. Nicht berücksichtigt wurden die Landkreise Elbe-Elster und Frankfurt (Oder) aufgrund der geringen Fläche am UGH (je 1 ha) sowie die Prignitz wegen des geringen Anteils des UGH (3,2 %) an der Gesamtwasserfläche des Landkreises. Im Ergebnis von verschiedenen statistischen Auswertungen konnte kein Zusammenhang zwischen dem Anteil der Aalangler im UGH bzw. dem CPUE und der Zahl der Fischereischeininhaber pro ha Gewässerfläche, der Größe des UGH, dem Anteil des UGH an der Gesamtwasserfläche oder dem Verhältnis von Gewässerfläche zur Lauflänge der Fließgewässer gefunden werden. Die Zahl der Aalangler sowie die durchschnittliche Aalfangmenge im Spree/Dahme-Einzugsgebiet wurden daher über den gewichteten Durchschnittswert aller im Rahmen der Fangbuchaktion betrachteten Landkreise und kreisfreien Städte geschätzt.

Die Aalerträge der Angler im sächsischen UGH wurden vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Referat 93, Fischereibehörde) zur Verfügung gestellt und basieren auf Auswertungen von Fangkartendaten, die über den Flächenanteil des UGH an der bewirtschafteten Gesamtwasserfläche Sachsens hochgerechnet wurden.

2.8 Ermittlung der Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen

Die Kalkulation der Aalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen (WKA) erfolgte kumulativ auf Grundlage der Anzahl und der Lage der Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen im UGH über die stromauf gelegene Einzugsgebietsfläche und die spezifische Sterblichkeitsrate am jeweiligen Anlagenstandort.

Informationen zu den im UGH vorhandenen Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen wurden vom Landesumweltamt Brandenburg zu Verfügung gestellt bzw. im Rahmen eigener Recherchen (Internet, eigene Forschungsprojekte mit thematischem Bezug) zusammengetragen. Die Lage der Anlagen wurde per GIS verortet und anschließend mit Hilfe des digitalen Landschaftsmodells DLM250^{©GeoBasis-DE/BKG2011} die jeweils oberhalb liegende Einzugsgebietsfläche des UGH ermittelt.

Von insgesamt 45 bekannten Anlagen lagen für 31 Wasserkraftanlagen und 7 Kühlwasserentnahmestellen Angaben vor, die für eine Mortalitätsabschätzung genutzt werden konnten. Einige Standorte verfügen über Fischaufstiegsanlagen, geeignete Fischabstiegsanlagen fehlen dagegen fast vollständig. Daher ist an jedem Standort von einer turbinenbedingten Mortalität für abwandernde Blankaale auszugehen. Zu einem vermutlich geringeren Teil dürften auch Gelbaale im Zuge kleinräumiger Habitatwechsel von einer Sterblichkeit durch WKA betroffen sein. In Ermangelung konkreter Untersuchungen zu diesem Aspekt blieben Gelbaale bei der Ermittlung der Sterblichkeit durch WKA im Rahmen der hier vorliegenden Untersuchungen außer Betracht.

Die Mortalitätsrate durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen hängt von standortspezifischen Faktoren wie z.B. Bautyp, Schluckvermögen und Umdrehungsgeschwindigkeit der Turbinen sowie dem Vorhandensein von Fischschutz- und -ableitvorrichtungen ab und kann sehr stark variieren (EBEL 2008). Zu den Möglichkeiten einer Abschätzung der Aalsterblichkeit in Wasserkraftanlagen wurde eine Literaturrecherche durchgeführt und dazu Fachliteratur, Publikationen und Forschungsberichte gesichtet. Mit der Publikation von EBEL (2008) liegt ein einfaches Bewertungsschema für Kaplan-Turbinen vor, das eine Abschätzung der prozentualen Aalsterblichkeit auf Basis einiger weniger konstruktiver bzw. hydraulischer Parameter gestattet. Für die ebenfalls recht häufig eingesetzten Francis-Turbinen stehen hingegen bislang ausschließlich physikalische Modelle zur Verfügung, die einen vergleichsweise hohen Datenerfassungsaufwand erfordern (Anlage 1). Da für die Wasserkraftstandorte und Kühlwasserentnahmestellen im UGH jedoch weder konkrete Untersuchungsergebnisse zur Aalsterblichkeit noch die für eine Prognose (z.B. nach EBEL 2008) benötigten spezifischen Anlagenkenndaten vorlagen, musste für die Modellierung mit einer pauschalen mittleren Aalmortalitätsrate von 30 % für Wasserkraftanlagen (ICES 2003) und 0,5 % für Kühlwasserentnahmestellen (auf Grundlage der Untersuchungen von RAUCK 1980, MÖLLER et al. 1991) kalkuliert werden. Sofern an den Wasserkraftanlagen zusätzliche Schutzvorrichtungen (Abweisergritter) vorhanden bzw. bekannt waren, wurden entsprechend der verwendeten Stabweiten Abschläge von der zugrunde gelegten Aalmortalitätsrate vorgenommen (Tab. 2.5).

Tab. 2.5: gebräuchliche Stabweiten von Absperrgittern vor Wasserkraftanlagen sowie Populationsanteil passierender Blankaale in der Havel

Stabweite = Kopfbreite (mm)	Körperlänge Aal entsprechend der Kopfbreite (cm)	Populationsanteil passierender Blankaale (%)
10	32,8	1
15	43,8	24
18	49,8	28
20	53,7	33
23	59,4	46
25	63,0	62
30	71,7	86
35	80,1	97
40	88,1	99

Anhand der Informationen zum Standort und der kalkulierten Sterblichkeitsrate wurde anschließend die kumulative Mortalität für die betreffenden Teilflächen des UGH ausgehend von der Mündung in die Elbe schrittweise für Teilflächen mit gleicher Anzahl von Wasserkraftanlagen berechnet. Die Teilflächen gingen nach Sterblichkeitsklassen zusammengefasst (Flächen mit Sterblichkeit 10 %, 20 % usw.) in das Modell ein (s. Tab. 3.16) und bildeten die Grundlage für die Ermittlung der Gesamtsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmen für die aus dem UGH abwandernden Blankaale.

2.9 Alters- und Wachstumsuntersuchungen

Die Altersbestimmung erfolgte anhand der Winterringe auf den Otolithen (Sagitta) der Aale. Den Empfehlungen von ICES (2009) folgend wurde zum Präparieren der Otolithen die „Cutting & Burning-Methode“ verwendet. Das Auszählen der Jahresringe erfolgte unter dem Lichtmikroskop (LEITZ Laborlux S, Fa. Ernst Leitz Wetzlar GmbH) bei 125-facher Gesamtvergrößerung mit Hilfe einer externen Lichtquelle (KI2500LCD, Fa. Schott AG) unter Aufsicht. Es wurden nur die sogenannten „Süßwasserringe“ des Otolithen gezählt (EHRENBAUM & MARUKAWA 1914, MORIARTY 1975) und das Alter in Kontinentaljahren angegeben. Die Altersgruppeneinteilung erfolgte nach EHRENBAUM & MARUKAWA (1914). Aale, die im Herbst gefangen wurden, sind für die grafischen Darstellungen und Wachstumsrückberechnung sowie zur Ermittlung der BERTALANFFY-Funktion bei der Altersklasseneinteilung bereits der nächsten Altersklasse zugeordnet worden, da es sonst zu einer Überschätzung des Wachstums kommt.

Für die Längen- bzw. Wachstumsrückberechnung wurde der Abstand zwischen den einzelnen Winterringen der Otolithen unter dem Lichtmikroskop mit Hilfe eines Okularmikrometers (Fa. Ernst Leitz Wetzlar GmbH) bei 125-facher Vergrößerung vermessen (Messgenauigkeit ±11,11 µm). Die Wachstumsrückberechnung (Längenrückberechnung) erfolgt nach der Formel von BERG (1988):

$$ln = (On : Og) \times lg$$

- ln = die Aalgesamtlänge zur Zeit der Bildung des Winterrings n,
- lg = die Aalgesamtlänge zum Zeitpunkt der Otolithenentnahme,
- On = der Otolithenradius zum Winterring n in ventraler Ebene und
- Og = der Otolithengesamtradius in ventraler Ebene

Mit der Wachstumsrückberechnung sind die Altersangaben kalibriert und so die ermittelten Wachstumsverhältnisse präzisiert worden. Voraussetzung für die Rückberechnung des Längenwachstums ist eine lineare Korrelation zwischen der Körperlänge und dem Otolithenradius, welche beim Europäischen Aal gegeben ist (PENÁZ & TESCH 1970, LÖWENBERG 1979, BERG 1988).

Die BERTALANFFY-Wachstumsfunktion (BERTALANFFY 1957) wurde durch Anpassen der zurückberechneten Längen je Altersklasse an L_{∞} , k und t_0 der BERTALANFFY-Funktion (Maximum Likelihood Methode) nach der Formel von BEVERTON & HOLT (1956) berechnet:

$$L_t = L_{\infty} \times (1 - e^{-k(t-t_0)})$$

- L_t = die Länge im Alter t ,
- L_{∞} = die physiologisch maximal mögliche Endlänge,
- k = der Wachstumsgeschwindigkeitsparameter,
- t = das Alter der Aale in Jahren und
- t_0 = das Alter bei Einwanderung ins Süßwasser bzw. der Beginn der Wachstumskurve

Das Wachstum der Männchen und Weibchen kann sich voneinander unterscheiden (z.B. SINHA & JONES 1967, PENAZ & TESCH 1970). Deshalb wurden Alter und Wachstum nach Geschlechtern getrennt untersucht und betrachtet.

2.10 Untersuchungen zu Krankheiten und Parasitierungen im Aalbestand

Untersuchungen zu Krankheiten und Parasitierungen von Aalen wurden für verschiedene Lebensstadien und Herkünfte (Steigaale, Besatzaale, Gelbaale, Blankaale) nach vergleichbarer Methodik durchgeführt.

Die Untersuchungen auf Krankheiten umfassten den allgemeinen Gesundheitsstatus (s. Abschnitt 2.3) sowie speziell Virusinfektionen. Aktuelle wissenschaftliche Untersuchungen lassen auf einen erheblichen negativen Einfluss verschiedener Viren (v.a. HVA, EVEX) auf die Überlebensfähigkeit von Aalen in der Süßwasser-Lebensphase (HVA) bzw. während der 6.000 km langen Wanderung in das Laichgebiet (EVEX) schließen. Daher wurden im Zeitraum 2009-11 insgesamt 121 Gelbaale aus den Versuchsseen auf HVA und weitere 60 abwandernde Blankaale aus der Unterhavel auf EVEX untersucht. Den zufällig ausgewählten Tieren wurden dazu Organproben (Niere, Milz, Leber, Herz, Kiemen) entnommen, bei -80 °C zwischengelagert und auf Trockeneis zur weiteren Untersuchung an die Abteilung Fischkrankheiten & Fischhaltung der Tierärztlichen Hochschule Hannover übersandt.

Spezielle methodische Untersuchungen an der Tierärztlichen Hochschule Hannover (STRUBE 2008) haben gezeigt, dass die Wachstums- und Vermehrungsfähigkeit von Aalviren bereits nach wenigen Wochen Lagerung bei -20 °C stark nachlässt bzw. erlischt. Dies hat insbesondere Auswirkungen beim Virennachweis auf Basis einer Anzüchtung in Zellkulturen. Für die Erhaltung der Wachstums- und Vermehrungsfähigkeit der Aalviren ist in diesem Falle eine Lagerung der Gewebeproben bis zur Untersuchung bei -80 °C notwendig.

Von allen Aalen wurden Organproben mittels PCR-basierter Verfahren auf den Befall mit Viren untersucht. Die Nachweise erfolgten mittels real-time PCR basierend auf dem Virusgen OFR 109 für HVA (VAN BEURDEN et al. 2010) und nach VAN BEURDEN et al. (2011) für EVEX. Bei den Untersuchungen auf EVEX wurden zur Absicherung der Methodik parallel herkömmliche Zellkulturen angelegt und untersucht (Abb. 2.6).

Bei beiden PCR-Verfahren wurde dem Gewebepool jeweils 25 mg Gewebe entnommen, mittels Standardmethoden die DNA bzw. die RNA isoliert sowie deren Menge und Reinheit photometrisch (Nanodrop, PeqLab, Germany) bestimmt.

Für die Untersuchung auf HVA wurden in der PCR (Stratagene Mx 3005P Thermocycler, Fa. Agilent, USA) folgende Reaktionsgemische eingesetzt: 1 x Master Mix (Maxima Probe qPCR Mastermix, Fermentas, Germany), 300 nM des Vorwärts-Primers, 900 nM des Reverse-Primers und 200 nM der fluoreszierenden Sonde sowie 5 µl der isolierten DNA. Das qPCR Profil bestand aus einem anfänglichen Schritt zur Denaturierung der DNA bei 95 °C für 10 min, gefolgt von jeweils 40 Zyklen von 95 °C für 15 s sowie 60 °C für 60 s. Die Sequenzen von Primer und Sonde können Tabelle 2.6 entnommen werden.

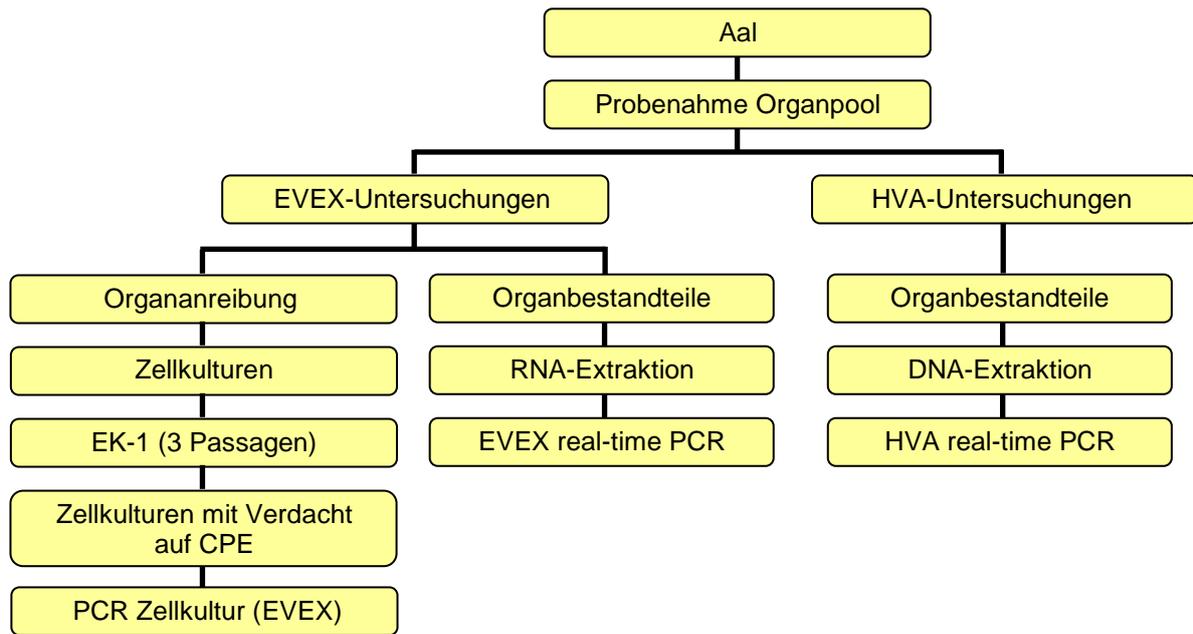


Abb. 2.6: Flussdiagramm der Methodik der Virusuntersuchungen an der TH Hannover

Tab. 2.6: Sequenzen von Primer und Sonde für die real time PCR zum Nachweis von HVA

Primer / Sonde	5`- 3` Sequenz
AHV1_O109_qF1	gcgattgacggtgatggtg
AHV1_O109_qR1	accttgctctggttgag
AHV1_O109_qP1	FAM-tgtgagcaagctacgtgcga-BHQ1

Die PCR-Untersuchungen auf EVEX folgten hinsichtlich Reaktionsgemisch, Temperaturprofil und Sequenzen von Primer und Sonde dem von VAN BEUREN et al. (2011) publizierten Verfahren. Zusätzlich wurden bei den EVEX-Untersuchungen von allen Aalen Organanreibungen auf Zellkulturen aufgebracht und bei Auffälligkeiten ein PCR-Nachweis durchgeführt. Als Zelllinien dienten im ersten Schritt EK-1 (Eel kidney cells), auf denen sich sowohl HVA als auch EVEX vermehren können. Jede Probe wurde dreimal in den Zellkulturen passagiert, um einen zytotoxischen Effekt der angeriebenen Organe auf die Zellen, der in den ersten Passagen häufig auftritt, auszuschließen. Zellkulturen, auf denen viruspositive Proben aufgetragen werden, weisen nach einer Inkubationszeit von maximal sechs Tagen einen zytopathischen Effekt (CPE) auf. Hierbei auffällige Proben wurden erneut in EK-1 Zellkulturen vermehrt, anschließend RNA isoliert und mittels PCR nach dem von BEUREN et al. (2011) publizierten Verfahren untersucht.

Die Untersuchungen zu Parasitierungen der Aale konzentrierten sich auf eine makroskopische Erfassung des Befalls der Schwimmblase mit dem Nematoden *Anguillicoloides crassus* sowie des Verdauungstraktes mit Kratzern (*Acanthocephalus* sp.), Rundwürmern (*Camallanus truncatus*, *Raphidascaris acus*) und Bandwürmern (*Proteocephalus* sp.). Im Zusammenhang mit den Untersuchungen zum „Gesundheitsstatus“ wurden zudem Ektoparasiten sowie ein Parasitenbefall der inneren Organe makroskopisch erfasst. Eine Beschreibung der Methodik findet sich im Abschnitt 2.3.

2.11 Literaturrecherche zur Schadstoffbelastung von Aalen

In den Datenbanken „Aquatic Sciences and Fisheries Abstract“, „Science Citation Index“ und „Current Contents“ wurde nach relevanten Literaturquellen mittels kombinierter Stichwortsuche (Aal, Anguilla und Bioakkumulation, Bioindikator, Biomonitoring, Chemikalien, DDT, Dioxine, Embryonalentwicklung, PAK, Pathologische Veränderungen, PCB, PCDD, Pestizide, PFOSs,

Schadstoffe, Schwermetalle, Screening, TEQ, Toxizität, Umweltverschmutzung, VOC) recherchiert. Durch Anfragen bei den zuständigen Landesbehörden in Brandenburg (Oberste Jagd- und Fischereibehörde, Landesveterinäramt) und die Befragung nationaler und internationaler Aalexpernten konnten weitere Literaturquellen („graue Literatur“) erschlossen werden.

2.12 Telemetrische Untersuchungen der Blankaalabwanderung

Um die Sterblichkeitsfaktoren für Blankaale während ihrer Abwanderung aus dem UGH abzuschätzen und Informationen zum Wanderverhalten zu gewinnen wurden im Rahmen des Forschungsprojektes telemetrische Untersuchungen durchgeführt. Grundprinzip war die Ausrüstung von Blankaalen mit aktiven akustischen Sendern und die Positionierung von Empfangsstationen an ausgewählten Abschnitten entlang der Havel.

Die für die Untersuchung vorgesehenen Blankaale wurden von zwei Berufsfischern während der Hauptabwanderungszeit der Blankaale im Herbst (21.09.-26.11.2009) mittels Hamen im Bereich der späteren Aussetzstellen in Ober- und Unterhavel gefangen und zur Verfügung gestellt. Ausgewählt wurden 57 (Oberhavel) bzw. 53 (Unterhavel) äußerlich weitgehend unbeschädigte vitale Tiere, die eine Mindeststückmasse von 600 g (Sendergewicht < 2 % der Körpermasse) und eine fortgeschrittene Geschlechtsentwicklung (Blankaalstadium 3 - 5 nach DURIF et al. 2005, 2009) aufwiesen. Die mittlere Körperlänge der Blankaale betrug 78 cm (Spannbreite: 67...99 cm) und die mittlere Stückmasse 1.014 g (Spannbreite 672...2.208 g). Aufgrund des ausgeprägten Geschlechtsdimorphismus beim Aal (TESCH 1999) kann bei einer Körperlänge der besenderten Aale > 65 cm davon ausgegangen werden, dass es sich ausschließlich um weibliche Blankaale handelte.



Abb. 2.7: Einschieben des Senders in die Bauchhöhle

In insgesamt sechs Markierungsaktionen im Zeitraum 28.09.-26.11.2009 wurden die Blankaale mit zwei verschiedenen Typen von akustischen Sendern (Tab. 2.7, AMIRIX Systems Inc., Halifax, Nova Scotia, Canada) nach folgender Vorgehensweise bestückt: Die Fische wurden zunächst in einer Sedierlösung (MS 222) betäubt. Anschließend wurden von jedem Aal Körperlänge und -masse sowie mittels Schieblehre ($\pm 0,1$ mm) Augendurchmesser und Brustflossenlänge zur Bestimmung des Blankaalstadiums nach DURIF et al. (2005, 2009) erfasst. Das Implantieren der Sender in die Bauchhöhle der Aale erfolgte nach der bei BARAS & JEANDRAIN (1998) sowie WINTER et al. (2006) beschriebenen Methodik. Die Bauchdecke der betäubten

Aale wurde zentral durch einen ca. 3 cm langen Schnitt geöffnet, der Sender durch die Schnittstelle in die Bauchhöhle geschoben (Abb. 2.7) und seitlich hinter dem Einschnitt platziert. Danach wurde die Bauchhöhle mittels OP-Nadel und nicht resorbierbarer OP-Seide (DALCON Nylon USP 5/0) durch 4-5 separate Knoten wieder verschlossen. Die Aale wurden anschließend in belüftete Frischwasserbehälter verbracht und nach vollständiger Erholung in Flachwasserbereiche in unmittelbarer Nähe zum Fangort wieder ausgesetzt.

Die verwendeten Sender vom Typ V9-2L-A69-1303 bzw. V13-1L-A69-1303 wiesen folgende technischen Kenndaten auf:

Tab. 2.7: Technische Daten und Anzahl der in der Studie verwendeten Sender der Fa. VEMCO (Frequenz 69 kHz)

Sender-Typ	Anzahl	Durchmesser (mm)	Länge (mm)	Masse (g)	Mittlerer Abstand Sendeintervalle (s)	Senderlaufzeit (Tage)
V9	34	9	29	5	70	333
V13	65	13	38	11	70	706

Die kleineren und leichteren V9-Sender wurden für die Besenderung der kleineren Blankaale, die größeren und schwereren V13-Sender für die Besenderung der größeren Aale verwendet. Insgesamt wurden 110 Aale, davon 26 Aale mit V9-Sendern und 31 Aale mit V13-Sendern in die Oberhavel sowie 10 Aale mit V9-Sendern und 43 Aale mit V13-Sendern in die Unterhavel, ausgesetzt. Die höhere Zahl der besenderten Blankaale (110) im Vergleich zu geringeren Zahl von Sendern (99) resultiert aus dem Umstand, dass 11 Tiere innerhalb weniger Tage bzw. Wochen nach dem Aussetzen von Fischern und Anglern gefangen und getötet wurden. Die Sender dieser Tiere konnten daher erneut verwendet werden.

Zur Lokalisation der mit Sendern bestückten Aale im UGH wurden 14 automatische Empfänger (VR2W, Fa. VEMCO) an acht Empfangsstationen installiert (Tab. 2.8). Der Aufbau der Empfangsstationen erfolgte mit Unterstützung des Wasser- und Schifffahrtsamtes (WSA) Brandenburg jeweils 2-6 km ober- und unterhalb der beiden Aussetzorte von mit Sendern bestückten Blankaalen in der Oberhavel (Zehdenick) sowie in der Unterhavel (Ketzin), oberhalb von Berlin (Hennigsdorf) sowie in der Nähe der Havelmündung in die Elbe (Havelberg). Für die Überwachung möglicher Irrläufer wurden zwei weitere Empfangsstationen im Oder-Havel-Kanal sowie im Elbe-Havel-Kanal eingerichtet (Abb. 2.9). An jeder Empfangsstation wurden Tests zur Reichweite der Empfänger durchgeführt. Darauf basierend erfolgte die Installation von ein bis drei Empfängern je Empfangsstation, verteilt über die gesamte Flussbreite mit einer maximalen Distanz von 70-85 m zwischen den Empfängern, um eine möglichst lückenlose Erfassung der Aale zu gewährleisten. Die einzelnen Telemetrieempfänger wurden durch ein System aus Drahtseilen, Auftriebs- und Beschwerungskörper ca. 1 m über dem Gewässergrund schwebend platziert und zur Verhinderung des Verdriftens an speziell ausgelegten Schifffahrtsbojen bzw. vorhandenen Dalben befestigt (Abb. 2.8).

Die eingesetzten Empfänger wurden an den Empfangsstationen von September 2009 bis November 2011 weitestgehend kontinuierlich betrieben und in einem Abstand von ca. zwei Monaten mittels der Software VUE Version 1.6.4 ausgelesen. Fehlzeiten ergaben sich durch Verluste von insgesamt 6 Empfängern durch Schifffahrt (3), Eisgang (2) und Diebstahl (1). Da dies nur Stationen mit mehreren Empfängern sowie vergleichsweise kurze Zeiträume betraf, resultierte daraus kein wesentlicher Datenverlust. Bis auf Einzelfälle wurden alle besenderten Blankaale, die ein stromabwärts gerichtetes Wanderverhalten zeigten, lückenlos an den stromabwärts liegenden Empfangsstationen registriert. Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass weitgehend alle - eine Empfangsstation passierenden - Blankaale auch erfasst wurden. Zusätzlich sind vor dem Erlöschen der Sender beide Aussetzbereiche mit Hilfe eines Bootes und mittels eines mobilen telemetrischen Empfängers (VR100, Fa. VEMCO) abgesucht worden, um verbliebene lebende oder tote Aale sowie verlorene Sender aufzuspüren.

Tab. 2.8: Übersicht der Empfangsstationen für die telemetrischen Untersuchungen in der Havel

Stations-Nr.	Stationsbezeichnung	Anzahl Empfänger	Skm	UTM - Lagekoordinaten	
				Rechtswert	Hochwert
1	Eisenbahnbrücke Zehdenick	1	18,2	387720	5873655
2	Kampbrücke Zehdenick	1	14,9	388748	5871011
3	S-Bahn-Brücke Hennigsdorf	1	12,1	379294	5832889
4	Mole Paretz	2	33,2	355180	5814561
5	Deetzer Knie	3	42,2	347511	5813589
6	Elbe-Havel-Kanal	2	354,0	298177	5809910
7	Havelberg	2	143,7	304534	5856283
8	Oder-Havel-Kanal	2	84,3	434780	5857440

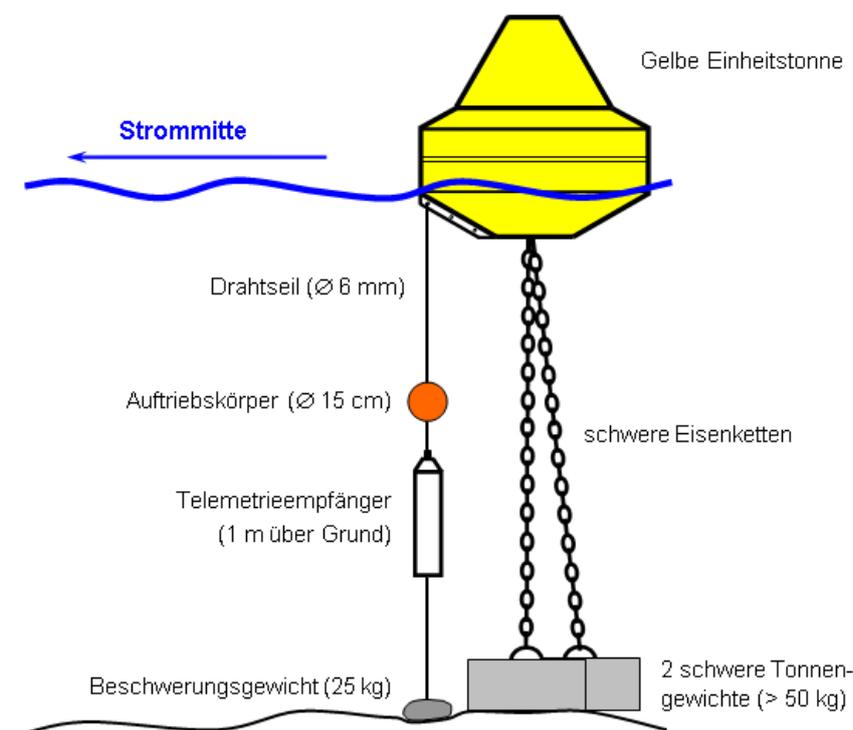


Abb. 2.8: Beispiel für die Befestigung eines Telemetrieempfängers an einer Schiffahrtsboje

Um möglichst vollständige Rückmeldungen zum Fang von besenderten Blankaalen durch Fischer und Angler zu erhalten, wurde über die telemetrischen Untersuchungen und das Aussetzen von besenderten Aalen zeitnah und wiederholt in den betreffenden lokalen Medien (Fischerei- und Angelzeitschriften) informiert. Zusätzlich wurden alle im Havel- und Elbegebiet tätigen Erwerbsfischer mehrfach während der Projektlaufzeit angeschrieben. Den Pressemitteilungen und Briefen waren Informationen zu Projektinhalt- und -zielen und den Erkennungsmerkmalen besonderer Aale zu entnehmen. Die Fischer wurden darin gebeten, wiedergefangene besenderte Aale nach Möglichkeit lebend zu halten und unverzüglich zu melden. Zeitnah erfolgte dann das Auslesen des Sendercodes durch einen Institutsmitarbeiter mit Hilfe eines mobilen Telemetrieempfängers (VR100, Fa. VEMCO) und - sofern sich der Aal in einem äußerlich guten, vitalen Zustand befand - die anschließende Freilassung am Fangort. Für die Abgabe einer Fangmeldung war anfänglich eine Prämie von 25 € ausgelobt, die zur Steigerung der Motivation im Projektverlauf auf 40 € erhöht wurde.

In die Ergebnisdarstellung und -auswertung zum Wanderverhalten wurden weitere telemetrische Untersuchungen an 289 Blankaalen einbezogen, die vom Auftragnehmer im Havel- und Elbegebiet im Zeitraum 2007-11 durchgeführt wurden (Tab. 2.9, Abb. 2.9). Detailliertere Informationen zur Methodik dieser Untersuchungen können STEIN et al. (2012) entnommen werden.

Tab. 2.9: Übersicht weiterer, im Elbe/Havel-Gebiet durchgeführter telemetrischer Untersuchungen an Blankaalen, die in die Ergebnisdarstellung / -auswertung einbezogen wurden

Markierungsjahr	Aussetzbereich	Anzahl besonderter Aale
2007	Oberhavel	44
	Unterhavel	55
2008	Oberhavel	52
	Unterhavel	51
2009	Oberhavel	11
	Spree	15
2010	Elbe	40
	Unterhavel	21
	Gesamt	289

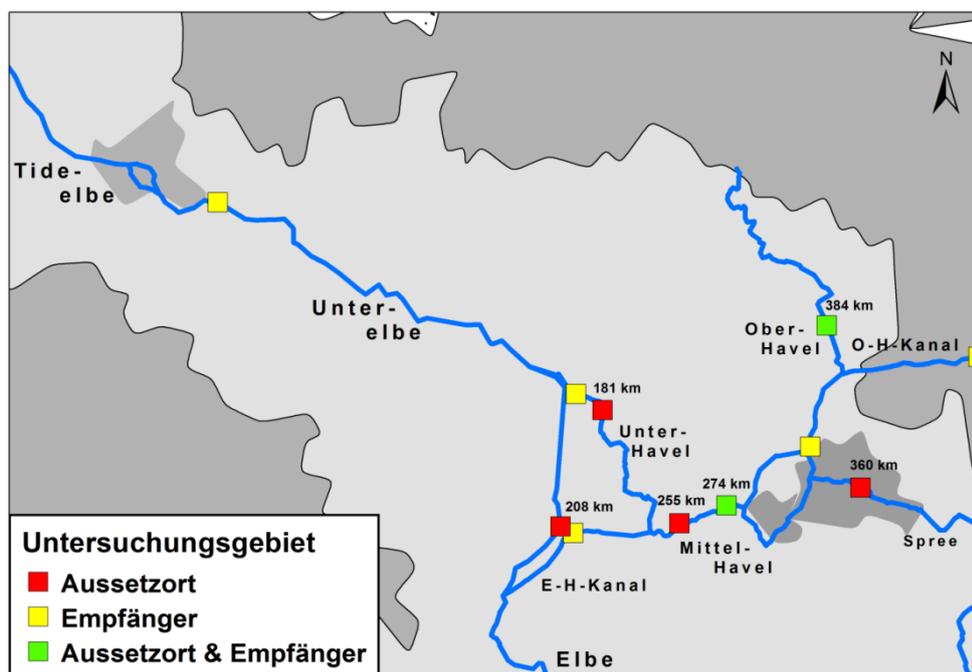


Abb. 2.9: Übersichtskarte der Monitoringstationen und Aussetzorte im Elbe/Havel-Gebiet für die telemetrischen Untersuchungen im Zeitraum 2007-11

2.13 Blankaalmonitoring

Im Untersuchungszeitraum 2009-11 wurden während der Hauptabwanderungszeiten der Blankaale an zwei Monitoringstationen (Oberhavel b. Zehdenick, Unterhavel b. Quitzöbel) insgesamt 547 Blankaale aus Hamenfängen der Erwerbsfischer per Zufallsstichprobe ausgewählt, markiert und 1-3 km oberhalb der Stationen wieder ausgesetzt, um über die Fängigkeit der dort befindlichen Fischereigeräte (Hamen, Großreuse) auf den Gesamtbestand abwandern der Blankaale schließen zu können (Markierung-Wiederfang-Versuch).

Von allen Versuchstieren wurde nach vorheriger Betäubung mit Tricain-Methansulfat (MS 222) Körperlänge und -masse sowie mittels Schieblehre ($\pm 0,1$ mm) Augendurchmesser und Brustflossenlänge zur Bestimmung des Blankaalstadiums nach DURIF et al. (2005) erfasst. Anschließend erfolgte zur visuellen Erkennung eine Farbmarkierung der Blankaale auf der Bauchunterseite in Afternähe mittels verschiedenfarbiger Elastomerfarbstoffe (VIE) nach der von SIMON (2007b) beschriebenen Methodik (Abb. 2.10). Der individuellen Unterscheidung dienen Sequential Decimal Coded Wire Tag™ (DCWT, Abb. 2.11), die jedem Aal zusätzlich in die Rückenmuskulatur appliziert wurden (s. Abschnitt 2.4). In entsprechenden Vorversuchen hatte

keine der beiden Kennzeichnungsmethoden eine erhöhte Mortalität im Vergleich zu unmarkierten Aalen zur Folge (SIMON 2007b, SIMON & DÖRNER 2011).



Abb. 2.10: Farbmarkierung eines Blankaales mittels Elastomerfarbstoff (VIE)

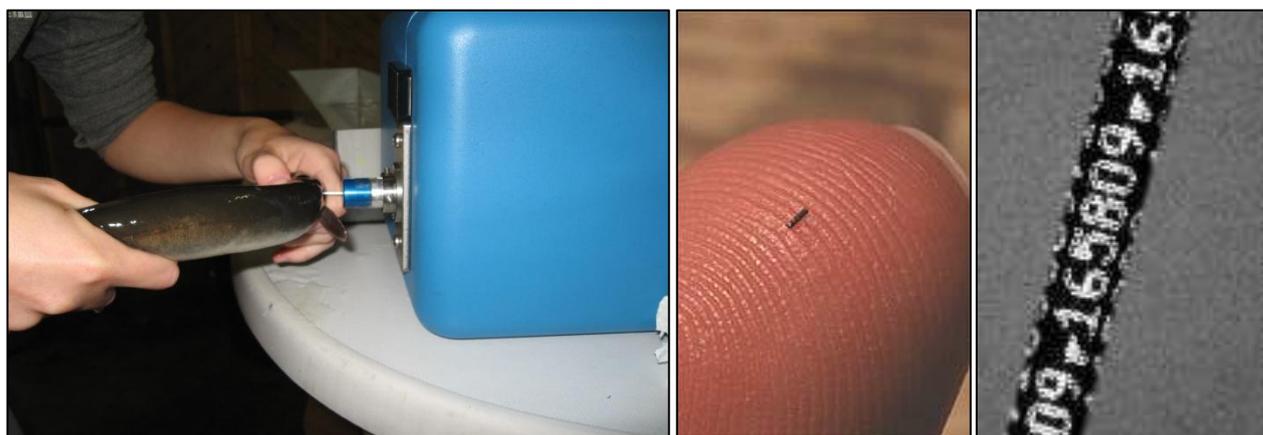


Abb. 2.11: Individuelle Markierung eines Blankaales mittels Decimal Coded Wire Tag™ (DCWT)

Neben den Wiederfängen markierter Aale wurden von den betreffenden Berufsfischern auch alle im Untersuchungszeitraum gefangenen, unmarkierten Aale getrennt nach Fanggerät, Fangdatum und Reifezustand (Gelbaal / Blankaal) mit Stückzahl und Gesamtgewicht erfasst.

Um die Laicherqualität der abwandernden Blankaale beurteilen zu können, wurden an beiden Monitoringstationen parallel Stichproben von insgesamt 127 Blankaalen hinsichtlich Geschlecht, Gesundheitszustand, Virosen und Kondition untersucht. Eine detaillierte Beschreibung der Untersuchungsmethodik ist den Abschnitten „Erfassung des Aalbesatzes“ sowie „Untersuchungen zu Krankheiten und Parasitierungen im Aalbestand“ zu entnehmen. Weiterhin wurden an insgesamt 150 Blankaalen Alters- und Wachstumsuntersuchungen durchgeführt. Der Fang der zu untersuchenden Aale erfolgte in der Unterhavel kurz vor der Mündung in die Elbe unterhalb des Ortes Nitzow von Juli 2010 bis November 2011 mit Hilfe eines Hamens. Aus den Fängen wurden für die weiteren Untersuchungen visuell als Blankaale identifizierte Tiere folgender Größenklassen und in folgender Zielstichprobengröße entnommen, mit MS 222 getötet und bis zur weiteren Untersuchung vakuumverpackt und tiefgefroren bei -20 °C gelagert:

Größenklasse (cm)	Anzahl
< 40	25
40-50	45
50-60	20
60-70	20
70-80	20
> 80	20

Nach dem Auftauen der Aale wurden Körperlänge und –masse, Geschlecht sowie die Artzugehörigkeit - wie im Abschnitt 2.3 beschrieben - bestimmt. Die Methodik der anschließenden Altersbestimmung und Wachstumsuntersuchungen ist im Abschnitt 2.9 näher erläutert.

2.14 Statistische Datenauswertung

Die statistische Auswertung wurde mit Hilfe des Statistikprogramms SPSS 9.0 vorgenommen. Der Vergleich von zwei Gruppen erfolgte nach vorangegangenem Test auf Normalverteilung (Kolmogorov-Smirnov-Test) mittels U-Test (n. Mann & Whitney). Unterschiede zwischen mehr als zwei Gruppen wurden bei vorliegender Normalverteilung mittels einer ANOVA (post hoc Tukey-Test), im anderen Falle mittels H-Test (n. Kruskal und Wallis) auf Signifikanz geprüft. Häufigkeitsdaten wurden mittels Chi-Quadrat-Test (χ^2 -Test) auf Unterschiede getestet. Die Nullhypothese wurde - wenn nicht anders angegeben - bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p \leq 0,05$ abgelehnt.

Für die Prüfung der Zusammenhänge der Wanderungsaktivität von Blankaalen mit verschiedenen Umweltparametern kam ein Generalisiertes Lineares Modell (GLM) zur Anwendung. Beim GLM handelt es sich um eine Logistische Regression mit einer logit link Funktion. GLMs beinhalten eine additive Kombination von einzelnen parametrischen Termen, die jeweils eine lineare Funktion eines Prädiktors repräsentieren. Aufgrund der Simplizität erlauben GLMs eine breite Varietät an statistischen Analysen. Nichtlinearitäten und Prädiktorinteraktionen können mit expliziten Definitionen von zusätzlichen Prädiktorvariablen betrachtet werden (VORPAHL et al. 2012). Für die Auswahl der 6 adäquatesten aus 33 potentiellen Prädiktorvariablen wurden das Akaike Informationskriterium (AIC) berechnet und die Variablen auf Korrelation überprüft. Nach Anwendung einer Step-Funktion verblieben nur die Variablen „Wassertemperatur“ und „Niederschlagssumme der letzten 7 Tage“ im Modell. Validiert wurde das Modell anhand einer internen Kreuzvalidierung mit 10.000 Modellschätzungen. Die Modellgüte des validierten Modells wird mit area-under-the-curve (AUC) und der Proportion der erklärenden Varianz (Variationskoeffizient R^2) angegeben.

3 Ergebnisse

3.1 Quantifizierung der Rekrutierung

3.1.1 natürlicher Aalaufstieg (Steigaaalmonitoring)

Im Rahmen des Steigaaalmonitorings im Mündungsbereich der Havel (Gnevsdorf) wurden im Zeitraum 2005-10 insgesamt ≈ 177.000 aufsteigende Aale nachgewiesen (Tab. 3.1). Die Fangmengen zeigten dabei einen rückläufigen Trend: Während im ersten Monitoringjahr 2005 noch ≈ 43 Tsd. Steigaale gefangen wurden, ging die Menge in den Folgejahren auf 21-27 Tsd. Steigaale zurück. Die Ergebnisse des Jahres 2010 sind als nicht repräsentativ zu betrachten, da sie auf einer sehr geringen Zahl von 36 Monitoringtagen basieren.

Tab. 3.1: Anzahl der im Zeitraum 2005-10 an der Steigaaalmonitoringstation Gnevsdorf nachgewiesenen Aale mit Angaben zum Monitoringzeitraum

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Ø 2005-09
Monitoringzeitraum	03.05.- 04.12.	16.05.- 01.11.	13.04.- 31.10.	15.05.- 06.11.	05.05.- 17.11.	06.05.- 28.07.	
Monitoringtage (d)	152	143	163	156	176	36	158
Gesamtanzahl Aale	43.469	35.608	38.432	20.899	27.551	10.990	33.192
Anzahl Steigaale < 40 cm	43.232	35.448	38.010	20.784	27.520	10.906	32.999

Das Längenspektrum der gefangenen Aale reichte von 11...64 cm. Bei 99,4 % der Tiere handelte es sich um 11...40 cm (Ø 27,2 cm) lange Exemplare, die als stromauf wandernde Steigaale angesehen wurden. Dabei ist davon auszugehen, dass nur die kleinste Größengruppe mit einer Körperlänge bis 15 cm im selben Jahr auf direktem Wege aus dem Küstenbereich aufgestiegen ist. Größere Aale stammen dagegen mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit aus Glasaal-Kohorten vorangegangener Jahre und haben bereits längere Zeit in der Unter- und Mittelelbe verbracht, bevor sie in die Havel einwanderten (Abb. 3.1).

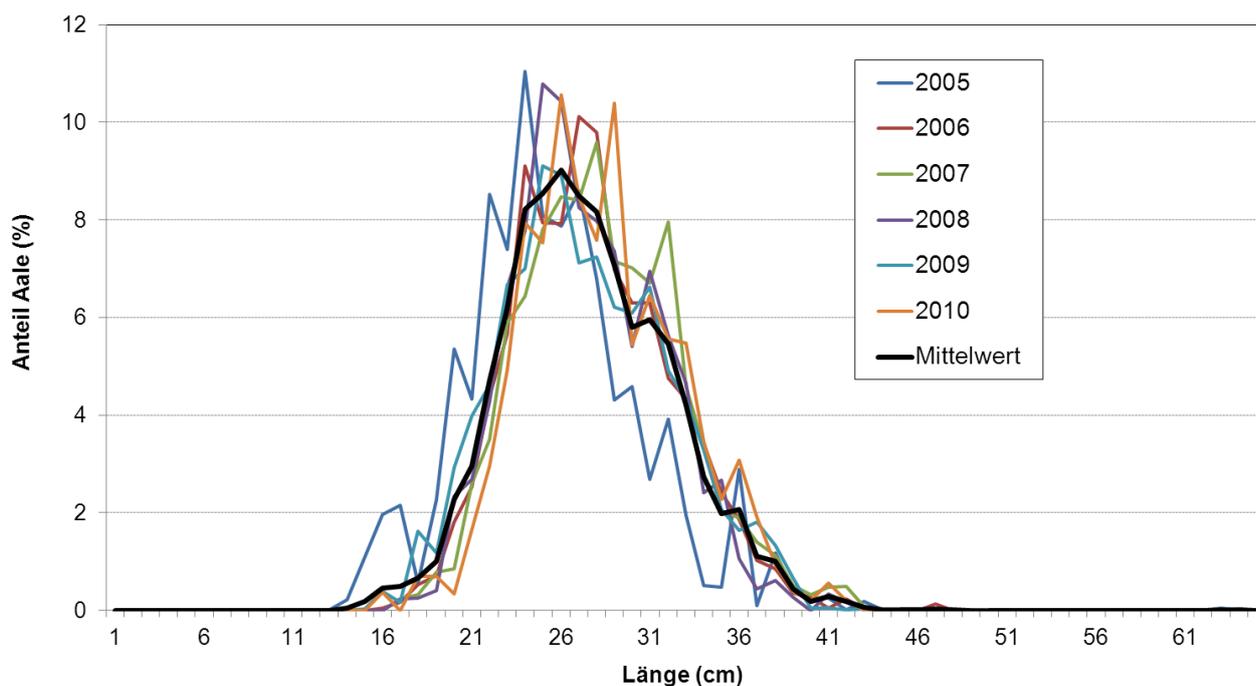


Abb. 3.1: relative Längenhäufigkeitsverteilung der in den Jahren 2005-10 in die Havel aufgestiegenen Aale (n = 176.949)

Aale mit Längen >40 cm wurden ebenfalls - wenn auch in sehr geringer Stückzahl - beim Aufstieg durch den Fischpass nachgewiesen. Es ist zu vermuten, dass diese nur im Zuge kleinräumiger Habitatwechsel gefangen wurden und in vergleichbarer Größenordnung aus der Havel in die Elbe zurückgewandert sind. Daher wurden sie in der weiteren Auswertung nicht als Steigaale berücksichtigt.

Im Zeitraum 2005-09 vollzog sich der Aalaufstieg in die Havel vorwiegend in den Monaten Juni-August mit Schwerpunkt Juli. Die Wanderungen waren dabei von zahlreichen und z.T. abrupten Aktivitätswechseln geprägt (Abb. 3.2). Kleinere Einwanderungswellen traten im Mai und September auf. Vereinzelt Wanderbewegungen waren bis Ende Oktober bzw. Anfang November zu beobachten.

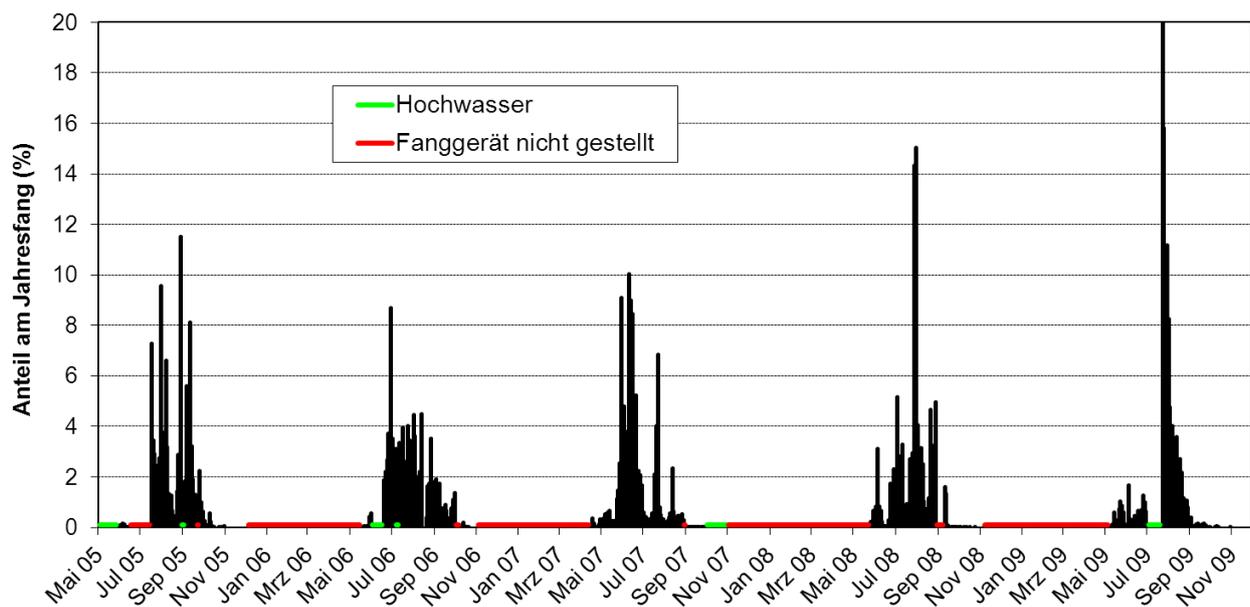


Abb. 3.2: zeitlicher Verlauf des Aalaufstiegs in die Havel im Untersuchungszeitraum 2005-09

Zur weiteren Untersuchung kamen insgesamt 975 Steigaale aus monatlichen Stichproben der Untersuchungsjahre 2005-09, die Körperlängen von 15...40 cm (\bar{x} 28,1 cm) und Stückgewichte von 5...97 g (\bar{x} 33,3 g) aufwiesen. Die Untersuchungsergebnisse aus dem Jahr 2010 stützen sich auf eine einzelne Stichprobe, die nicht zuletzt aufgrund des geringen Stichprobenumfangs ($n=30$) als nicht repräsentativ angesehen werden muss und daher nicht in die weitere Auswertung einbezogen wurde.

Die untersuchten Aale wiesen einen vergleichsweise hohen Anteil geschlechtlich nicht differenzierter Aale von 30 % auf. Bei den geschlechtsdeterminierten Tieren handelte es sich in der Mehrzahl um weibliche Tiere. Im Vergleich der Untersuchungsjahre (Tab. 3.2) zeigten sich keine grundsätzlichen Unterschiede im Geschlechterverhältnis.

Tab. 3.2: Geschlechterverhältnis der Steigaale an der Monitoringstation Gnevsdorf (Havel)

Untersuchungsjahr	Geschlecht determiniert		Geschlecht nicht determiniert (%)
	davon weiblich (%)	davon männlich (%)	
2005 (n = 189)	84,4	15,6	42,3
2006 (n = 209)	72,9	27,1	18,7
2007 (n = 196)	89,2	10,8	38,8
2008 (n = 217)	89,7	10,3	32,7
2009 (n = 130)	100,0	0	19,2
Ø 2005-09	87,2	12,8	30,3

Die makroskopisch durchgeführten Untersuchungen zum Gesundheitsstatus ließen (mit Ausnahme der Schwimmblase) keine pathologischen Veränderungen der Organe oder ungewöhnlichen Häufungen von Parasitierungen erkennen. Gelegentlich (23,4 %) trat ein zumeist geringgradiger Befall mit Kratzer und in einem Fall (0,1 %) mit Bandwürmern auf. 37 Aale (3,8 %) wiesen makroskopisch erkennbare Symptome der Blumenkohlkrankheit auf.

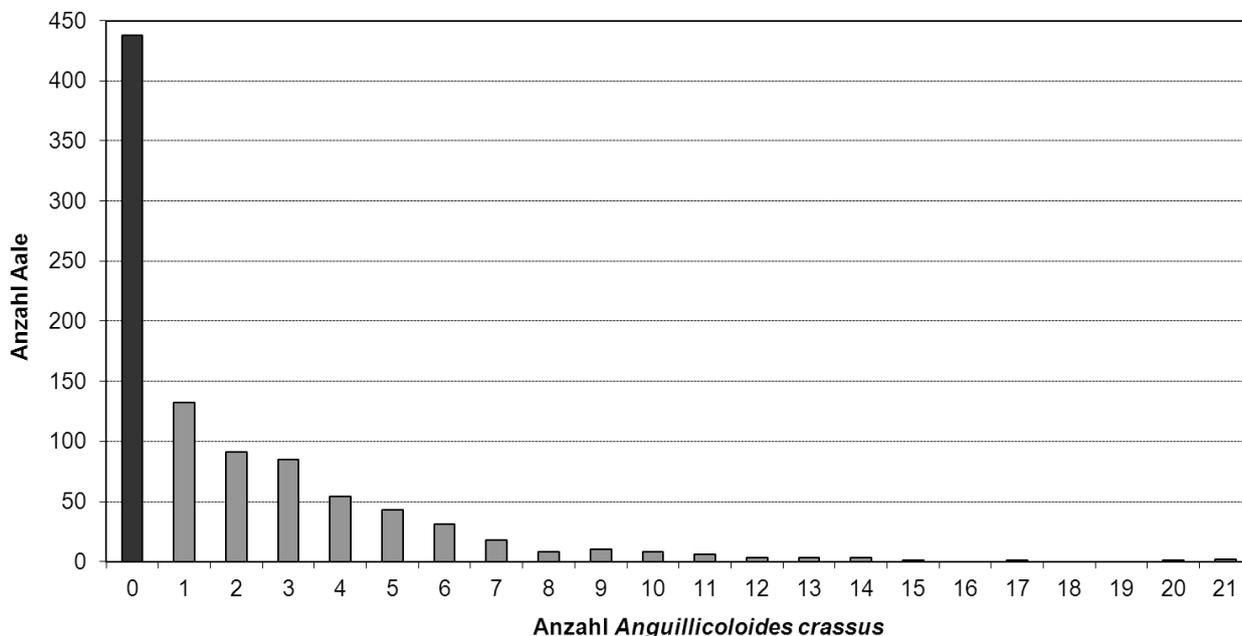


Abb. 3.3: Abundanzverteilung von *Anguillicoloides crassus* in Steigaalen aus der Havel (n=938)

Bei etwa der Hälfte (52,8 %) der untersuchten Aale war ein zumeist geringgradiger Befall mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* festzustellen (Abb. 3.3). Die Befallsrate (Prävalenz) der Aale war mit $\approx 53\%$ in allen Untersuchungsjahren ähnlich hoch, während die mittlere Befallsintensität eine leichte Zunahme von 3,3 auf 4,2 Nematoden pro befallenem Aal zeigt (Tab. 3.3).

Tab. 3.3: Befallsrate und -intensität der Steigaale (n = 938) mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus*

Jahr	Befallsrate (%)	mittlere Befallsintensität (Anzahl Nematoden / Fisch)
2005 (n = 189)	54,5	3,4
2006 (n = 209)	51,7	3,3
2007 (n = 193)	46,6	3,2
2008 (n = 217)	62,2	4,1
2009 (n = 130)	49,2	4,3
Ø 2005-09	53,5	3,9

Der Anteil der Steigaale mit befallsbedingten Schwimmblasenschädigungen betrug im Durchschnitt der Jahre 2005-09 79 %. (Tab. 3.4). Dabei stellten Aale mit leichten Schädigungen gemäß der Klassifizierung nach HARTMANN (1994) den größten Anteil, Aale mit starken und sehr starken Schädigungen waren vergleichsweise selten. Über den hier betrachteten Zeitraum lässt sich eine leichte Verschiebung hin zu stärkeren Schädigungsklassen feststellen.

Der Bruttoenergiegehalt der Steigaale aus der Havel betrug im Mittel der Jahre 2005-09 7,2 MJ/kg (Spannweite 4,9...15,9 MJ/kg) (Abb. 3.4). Der für Fische kritische Grenzwert von 4 MJ/kg (SCHRECKENBACH et al. 2001) wurde bei keinem der untersuchten Aale unterschritten.

Tab. 3.4: prozentualer Anteil der Steigaale aus der Unterhavel mit Schwimmblasenschädigungen durch den Nematoden *Anguillicoloides crassus*

	2005 (n =188)	2006 (n =209)	2007 (n =196)	2008 (n =217)	2009 (n =130)	Ø 2005-09
Hartmannklasse 1 (ungeschädigt)	21,3	9,1	59,7	4,1	9,2	20,7
Hartmannklasse 2 (leicht geschädigt)	50,0	43,1	30,1	37,8	38,5	39,9
Hartmannklasse 3 (deutlich geschädigt)	21,8	34,4	9,7	38,2	34,6	27,8
Hartmannklasse 4 (stark geschädigt)	6,9	6,2	0,5	14,7	12,3	8,1
Hartmannklasse 5 (sehr stark geschädigt)	0,0	7,2	0,0	5,1	5,4	3,5

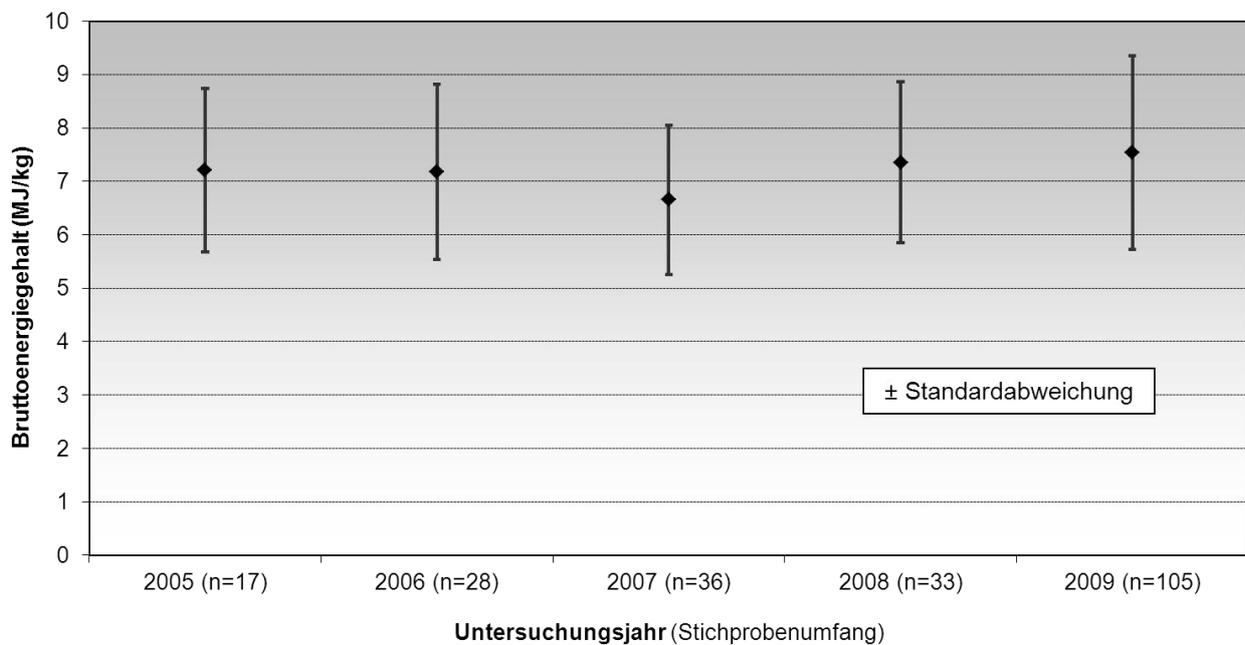


Abb. 3.4: Durchschnittliche Bruttoenergiegehalte der untersuchten Steigaale aus der Havel in den Untersuchungsjahren 2005-09

Die Ergebnisse zum Bruttoenergiegehalt wurden durch die visuelle Einschätzung des im Körper eingelagerten Eingeweidefettes bestätigt (Tab. 3.5). Etwa 15 % der untersuchten Aale wiesen keine, 61 % geringe und 24 % mäßige bis starke Fetteinlagerungen auf.

Tab. 3.5: prozentualer Anteil der Steigaale aus der Havel mit eingelagertem Eingeweidefett

Jahr	Fetteinlagerung in den Eingeweiden			
	keine	geringe	mäßige	starke
2006 (n = 208)	17,3	49,0	25,0	8,7
2007 (n = 196)	18,4	66,3	14,3	1,0
2008 (n = 217)	14,7	63,6	18,4	3,2
2009 (n = 130)	11,5	64,6	19,2	4,6
Ø 2006-09	15,5	60,9	19,2	4,4

3.1.2 Aalbesatz

Abbildung 3.5 zeigt die Aalbesatzmengen im UGH für die Jahre 1985-2011. Während noch im Zeitraum 1985-95 mit durchschnittlich 7,6 Mio. Aalen pro Jahr noch größere Aalmengen besetzt wurden, ging der Besatz danach aufgrund rasant steigender Glasaalpreise und zunehmender finanzieller Probleme vieler Fischereibetriebe auf 1,4 Mio. Besatzaale pro Jahr ($\bar{\varnothing}$ 1996-2005) zurück. Gleichzeitig erfolgte eine Umstellung des Besatzmaterials von Glasaal auf vorgestreckte und Satzaale. Insbesondere die größeren Satzaale dürften bereits in den folgenden Jahren wieder heraus gefangen worden oder als geschlechtsreife Tiere abgewandert und damit nicht mehr ertragswirksam sein. Seit 2004 wurden fast ausschließlich vorgestreckte Aale besetzt. Im Zeitraum 2006-11 konnten v.a. durch die EU-geförderten Besatzmaßnahmen im Rahmen des Pilotprojektes „Laicherbestandserhöhung beim Europäischen Aal im Einzugsgebiet der Elbe“ die Menge im UGH besetzter Aale mit durchschnittlich 4,4 Mio. Besatzaalen pro Jahr im Vergleich zum Zeitraum 1996-2005 mehr als verdreifacht und damit auf 60 % des Niveaus der 1980-90er Jahre angehoben werden.

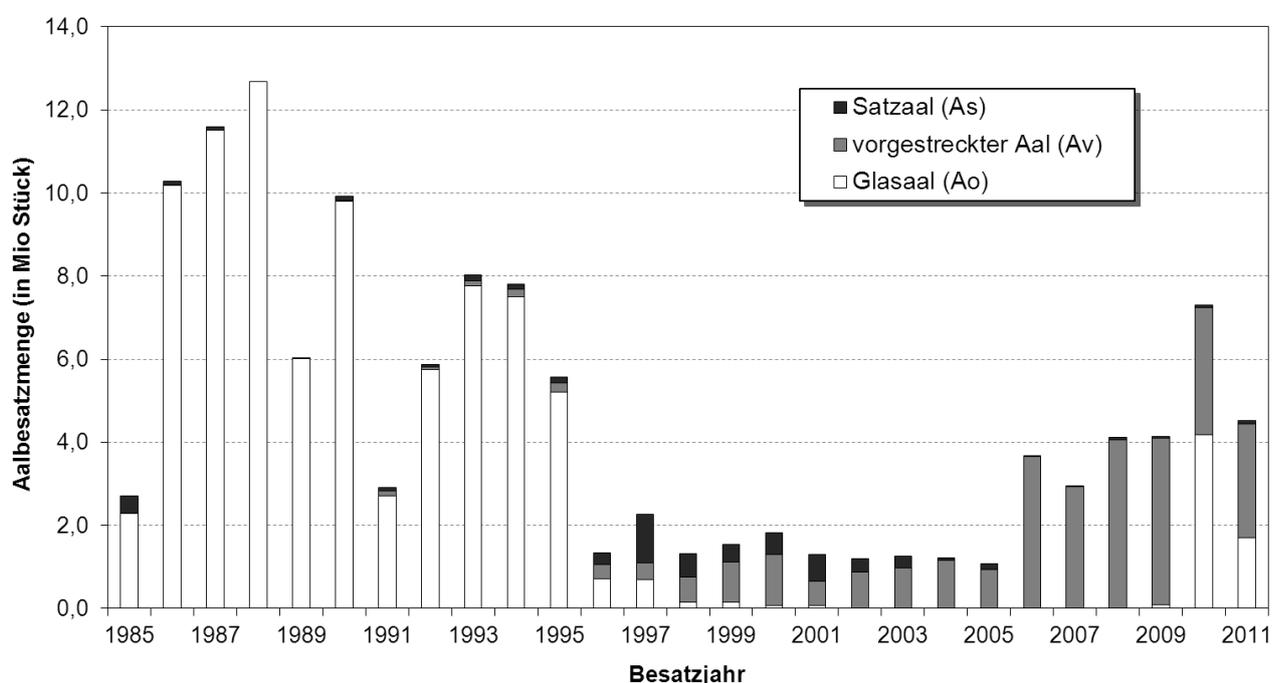


Abb. 3.5: Aalbesatzmengen im UGH in den Jahren 1985-2011

Die im Zeitraum 2009-2011 speziell im Brandenburger UGH getätigten Besatzmengen sind nachstehender Tabelle 3.6 zu entnehmen:

Tab. 3.6: Übersicht über den im Zeitraum 2009-2011 im Brandenburger UGH getätigten Aalbesatz

Jahr	Satzfischgröße *	\varnothing -Stückgewicht (g)	Besatzmenge (kg)	Besatzmenge (Mio. Stück)
2009	A ₀	0,3	32	0,098
	A _V	4,5	16.141	3,558
	A _S	90,0	3.849	0,043
2010	A ₀	0,3	1.105	4,183
	A _V	5,3	13.852	2,596
	A _S	85,8	4.058	0,047
2011	A ₀	0,3	571	1,691
	A _V	4,2	9.865	2,352
	A _S	80,8	6.133	0,076

* A₀ = Glasaale, A_V = vorgestreckte Farmaale, A_S = Satzaale

Es wurden überwiegend vorgestreckte Aale von durchschnittlich 4-6 g Stückgewicht aus dänischen und deutschen Aalfarmen, zunehmend jedoch auch wieder Glasaale aus Frankreich und Spanien sowie Satzaale (Wildfänge) aus Skandinavien besetzt.

Die weiteren Untersuchungen der Stichproben von insgesamt 3.164 Aalen aus 24 Lieferungen bestätigten den Vor-Ort gewonnenen Eindruck eines qualitativ guten Aalbesatzmaterials.

Das Besatzmaterial wies eine recht ungleichmäßige Sortierung auf (Abb. 3.6). Bezogen auf die Gesamtbesatzmenge betrug die Durchschnittslänge der Farmaale 14,2 cm (6,8...27,4 cm) und das Durchschnittsgewicht 4,4 g (0,9...34,2 g). Die Glasaale waren im Durchschnitt 7,1 cm lang und 0,29 g schwer. Aufgrund ihrer geringen Körpergröße konnten die Glasaale bei den weiteren Untersuchungen nicht berücksichtigt werden. Alle folgenden Angaben beziehen sich daher auf die untersuchten Farmaale (n = 867) und stellen Hochrechnungen – ausgehend von der Untersuchungsergebnissen der Stichproben – auf die Gesamtbesatzmenge im Bezugsjahr bzw. -zeitraum dar.

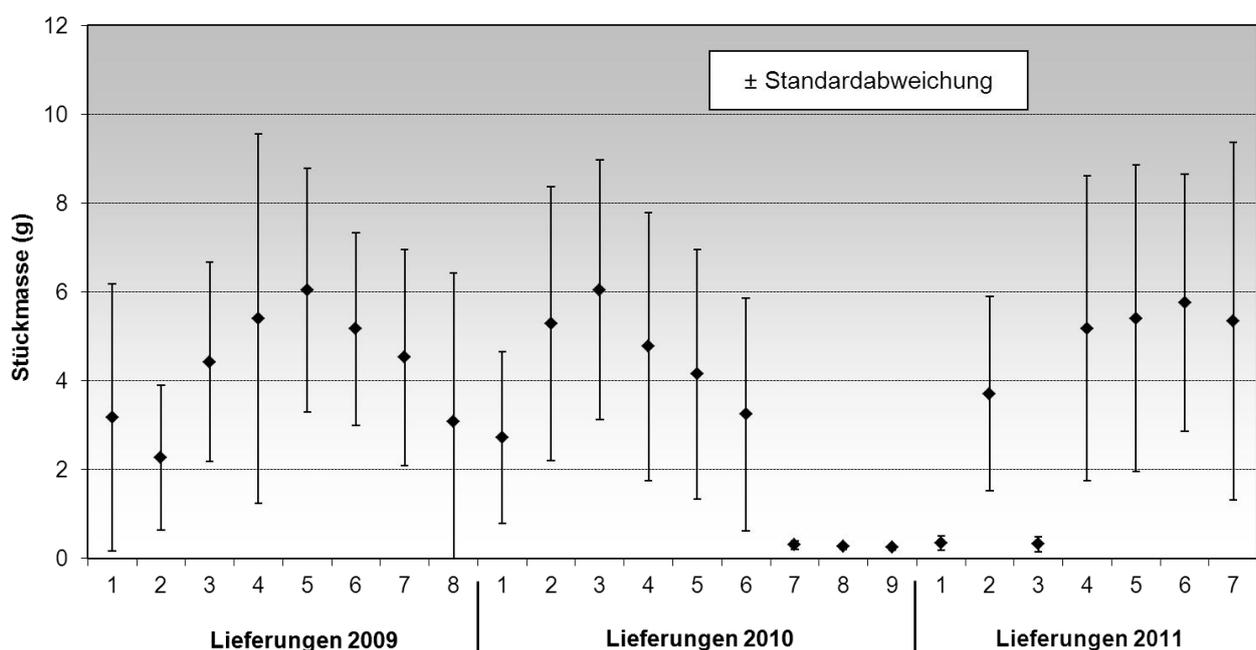


Abb. 3.6: Durchschnittsgewichte der Aale in den 7 Besatzlieferungen im Jahr 2011 (n = 1.290) im Vergleich mit den Ergebnissen aus 2009 (n = 921) und 2010 (n = 953)

Der Farmaalbesatz der Jahre 2009-11 wies ein Geschlechterverhältnis von 12 Rogner : 1 Milchner auf - bei einem Anteil von 79,1 % nicht geschlechtsdifferenzierter Tiere. Damit sind keine gesicherten Aussagen zur späteren Ausprägung des Geschlechterverhältnisses im Gelb- und Blankaalstadium möglich, ein überwiegender Weibchenanteil erscheint jedoch wahrscheinlich.

Die makroskopisch durchgeführten Untersuchungen zum Gesundheitsstatus der Farmaale ergaben keine ungewöhnlichen Häufungen von pathologischen Veränderungen des Körpers sowie der inneren Organe. 8 Aale (0,3 %) wiesen eine fehlende Schwanzflosse, 4 Tiere (0,2 %) Deformationen des Mauls, 3 Tiere (0,1 %) Vergrößerungen des Herzens, 2 Tiere (0,1 %) punktförmige Blutungen in der Haut und weitere 2 Aale einen Bandwurmbefall auf. Bei einem Farmaal war eine deutliche Verdickung der Magenwand, bei einem weiteren auffällige Leberveränderungen festzustellen, deren Ursachen nicht weiter spezifiziert werden konnten.

Durchschnittlich 10 % der Farmaale waren im Besatzzeitraum 2009-11 mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* befallen, wobei die Befallsrate (Prävalenz) in den einzelnen Lieferungen 0...38 % betrug. Im Vergleich zu den Vorjahren 2009 und 2010 waren im Jahr 2011 sowohl die Befallsrate als auch die mittlere Befallsintensität deutlich erhöht (Tab. 3.7).

Tab. 3.7: Befallsrate und -intensität der Farmaale im Besatzzeitraum 2009-11 mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus*

Jahr	Befallsrate (%)	mittlere Befallsintensität (Anzahl Nematoden / Fisch)
2009	5,6	1,2
2010	10,0	1,2
2011	18,3	1,5
Ø 2009-11	10,3	1,3

Der Anteil der Fische mit befallsbedingten Schwimmblasenschädigungen lag im Jahr 2011 mit durchschnittlich 29 % gleichfalls deutlich höher, wenngleich der Grad der Schwimmblasenschädigungen (zumeist nur leicht geschädigt) insgesamt gering war (Tab. 3.8). Die Ergebnisse aus dem Jahr 2010 sind nur eingeschränkt vergleichbar, da hier durch einen personellen Wechsel bei der Probenbearbeitung subjektive Unterschiede bei der Zuordnung in die visuell sehr ähnlichen Kategorien „nicht geschädigt“ bzw. „leicht geschädigt“ einen erheblichen Einfluss hatten. Im Zuge der Weiterentwicklung der Untersuchungsmethodik am Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow und einer nunmehr weitgehenden Objektivierung der Zuordnung zu den von HARTMANN (1994) definierten Schädigungsklassen („IfB-Methodenstandard“) muss jedoch eingeschätzt werden, dass zumindest im Jahr 2011 das Aalbesatzmaterial erhöhte Befallsraten mit *A. crassus* und entsprechend höhere Schädigungsraten der Schwimmblase im Vergleich zu den Vorjahren aufwies.

Tab. 3.8: prozentualer Anteil der Farmaale mit Schwimmblasenschädigungen durch den Nematoden *Anguillicoloides crassus* in den einzelnen Untersuchungsjahren

	2009	2010	2011	Ø 2009/11
HARTMANN-Klasse 1 (ungeschädigt)	99,3	5,2	70,8	88,5
HARTMANN-Klasse 2 (leicht geschädigt)	0,7	83,0	24,4	9,7
HARTMANN-Klasse 3 (deutlich geschädigt)	0	10,8	2,1	0,8
HARTMANN-Klasse 4 (stark geschädigt)	0	0,8	2,4	0,9
HARTMANN-Klasse 5 (sehr stark geschädigt)	0	0,2	0,3	0,1

Die Kondition des Besatzmaterials kann als gut bis sehr gut bezeichnet werden (Abb. 3.7). Der mittlere Bruttoenergiegehalt der Farmaale in den Besatzjahren 2009-11 betrug 8,6 MJ/kg (Spannweite 3,9...13,6) und liegt damit deutlich über dem Durchschnittswert der Farmaale, die im Zeitraum 2006-08 in Brandenburger Gewässer besetzt wurden (8,0 MJ/kg, n. FLADUNG et al. 2009). 10 % der Besatzaale wiesen mit Bruttoenergiegehalten von 4...6 MJ/kg eine geringe Kondition bzw. einen vergleichsweise schlechten Ernährungszustand auf. Der für Fische kritische Grenzwert von 4 MJ/kg (SCHRECKENBACH et al. 2001) wurde jedoch nur von einem der insgesamt 361 untersuchten Aale unterschritten.

Die Ergebnisse zum Bruttoenergiegehalt wurden auch durch die visuelle Einschätzung des im Körper eingelagerten Eingeweidefettes bestätigt (Tab. 3.9). Rund 85 % der besetzten Farmaale wiesen zumeist geringe bis mäßige Fetteinlagerungen auf, wobei kaum Unterschiede in den einzelnen Besatzjahren auftraten. Die Korpulenzfaktoren lagen mit durchschnittlich 0,13 (Spannweite 0,04...0,35) im Normalbereich für kleinere Aale (vgl. SCHRECKENBACH 1998).

Aus sämtlichen Transportbehältern wurden insgesamt 624 Aale hinsichtlich ihrer genetischen Herkunft untersucht (Abb. 3.8). Bei allen diesen Tieren handelte es sich um den Europäischen Aal (*A. anguilla*). Damit ist gewährleistet, dass der Aalbesatz potentiell zur Erhöhung des Laicherbestandes des Europäischen Aals beitragen kann.

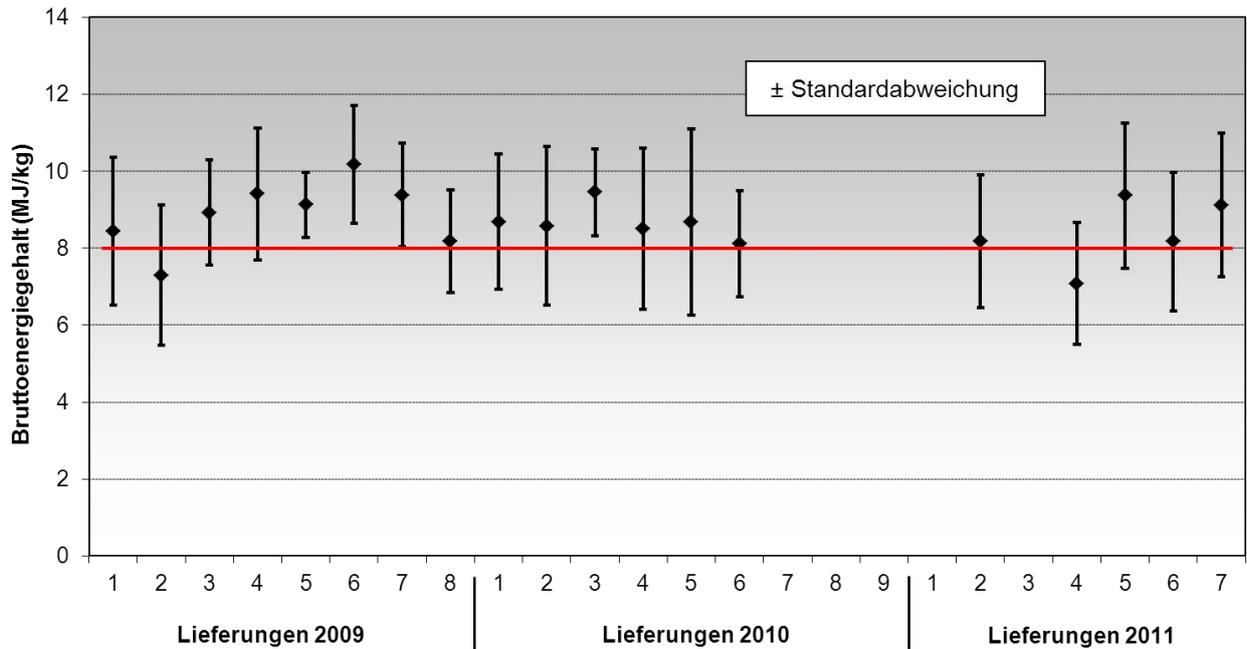


Abb.3.7: mittlere Bruttoenergiegehalte der Farmaale in den Besatzlieferungen der Jahre 2009-11 im Vergleich zum Durchschnittswert aus Brandenburger Besatz der Vorjahre 2006-08 (rote Linie, n = 875)

Tab. 3.9: prozentualer Anteil der Farmaale im Besatzzeitraum 2009-11 mit eingelagertem Eingeweidefett

Jahr	Fetteinlagerung in den Eingeweiden			
	keine	geringe	mäßige	starke
2009	22	27	21	30
2010	10	45	35	10
2011	10	36	37	18
Ø 2009-11	15	35	29	20

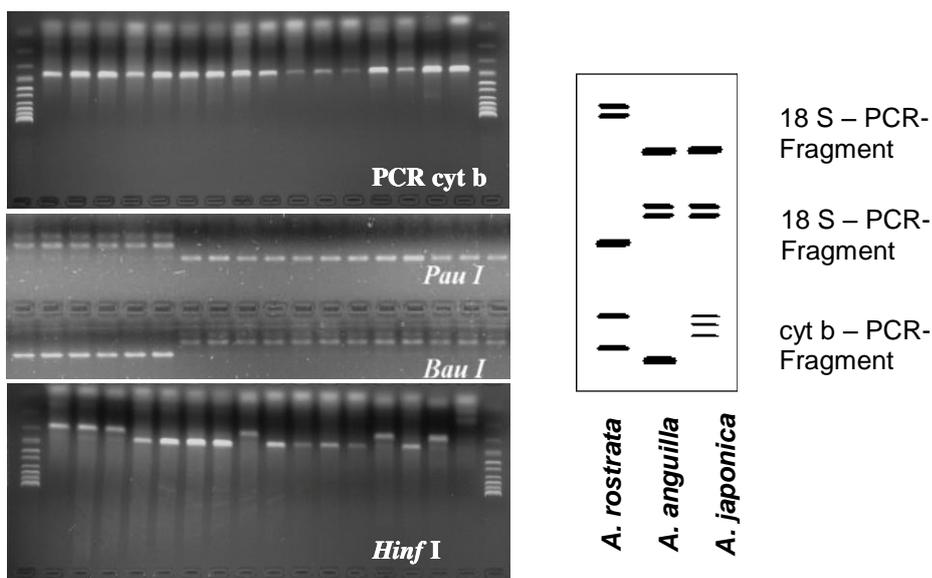


Abb. 3.8: Beispiele der Elektropherogramme (links) und schematische Darstellung der daraus resultierenden Restriktionsmuster (rechts) der verschiedenen Aalarten

3.1.3 Diskussion

Wie die Steigaalfänge an der Monitoringstation Gnevsdorf sowie die Ergebnisse aus den Vorjahren von weiteren Elbnebenflüssen (SIMON et al. 2006, FLADUNG et al. 2007, 2009) zeigen, ist im Elbegebiet noch immer ein – wenn auch insgesamt geringer – natürlicher Aalaufstieg vorhanden. Aufgrund der Untersuchungsergebnisse zur Längen-Häufigkeits-Verteilung der Steigaale an weiter stromabwärts gelegenen Monitoringstationen (FLADUNG et al. 2007, 2009), der verwendeten Maschenweite der Kontrollreuse (4 mm) sowie der Konstruktionsweise und des weitgehend kontinuierlichen Betriebs der Kontrollreuse kann davon ausgegangen werden, dass die am Wehr Gnevsdorf aufsteigenden Aale nahezu vollständig erfasst wurden.

Wegen der im Abschnitt 2.2 beschriebenen Probleme gelang es nicht, den Lebensweg der im Rahmen des Steigaalmonitorings erfassten Aale nachzuvollziehen und damit eine Möglichkeit zur Unterscheidung zwischen natürlichen Zuwanderern in das Elbeinzugsgebiet und aus Besatzmaßnahmen stammenden Jungaalen zu schaffen. Anhand der Größenklassen ist eine solche Unterscheidung nicht möglich. Untersuchungen in einem französischen Fließgewässersystem kamen zu dem Ergebnis, dass der Wechsel aufsteigender Aale zu einer stationären Lebensweise von der Aaldichte im Habitat sowie der Größe der Tiere abhängt, wobei in dem geschilderten Fall Jungaale bis 24 cm Körperlänge und damit mit bereits mehreren Lebensjahren im Süßwasser noch wanderten (IMBERT et al. 2010). In Abhängigkeit von den speziellen Verhältnissen in der Elbe bzw. der Havel ist auch hier damit zu rechnen, dass stromauf gerichtete Migrationen nicht auf das erste Lebensjahr beschränkt bleiben, sondern deutlich länger anhalten können. Da im betrachteten Zeitraum der hier vorliegenden Untersuchungen im Einzugsgebiet der Elbe jährlich zwischen 9 und 13 Mio. Jungaale besetzt wurden (FLADUNG et al. 2012), können diese im Zuge von großräumigen Migrationsbewegungen auch in die Monitoringstation an der Havelmündung gelangt und als Steigaal registriert worden sein. Zu erwarten wäre allerdings, dass dies vor allem auf solche Jungaale zutrifft, die in das unterhalb der Havelmündung gelegene Stromgebiet der Elbe ausgesetzt wurden. Deren Anzahl ist nach eigenen Recherchen sehr gering. Die ganz überwiegende Mehrzahl der Besatzmaßnahmen erfolgte in Nebengewässern der Elbe. Es ist unwahrscheinlich, dass diese Jungaale zuerst stromab in den Hauptstrom der Elbe wanderten und nach einer Wanderung darin in das Mündungsgebiet der Havel und damit wieder der Strömung entgegen wanderten. Zudem wurden fast ausschließlich Glas- und Farmaale mit einer Körpergröße von max. 20 cm besetzt. Daher wird vermutet, dass der überwiegende Teil der gefangenen Steigaale tatsächlich natürlicherweise aus der Nordsee in die Elbe eingewandert ist. Für die Abschätzung des natürlichen Aalaufstiegs in die Havel wurden daher die Ergebnisse des Steigaalmonitorings 2005-09 in vollem Umfang berücksichtigt. Durch weitere Untersuchungen sollte jedoch geprüft werden, ob und in welchem Umfang Besatzaale in den Fängen vertreten sind, um eine exaktere Quantifizierung der natürlichen Einwanderung vornehmen zu können. Derzeit führt die volle Berücksichtigung der Steigaalfänge als natürliches Aalaufkommen möglicherweise zu einer Überschätzung der Rekrutierung und damit zu einer höheren Ungenauigkeit der Modellergebnisse, da u.U. Besatzmengen doppelt berücksichtigt wurden.

Der Aalaufstieg in die Havel vollzog sich im Untersuchungszeitraum hauptsächlich in den Monaten Juni-August (Schwerpunkt Juli) und damit um etwa einen Monat später als in der Unterelbe bei Geesthacht (BECKEDORF & SCHUBERT 1995, SCHUBERT & BECKEDORF 1995, 1996, SCHUBERT 1997) sowie an der 75 km stromab befindlichen Löcknitzmündung (FLADUNG et al. 2009). Gleichzeitig lässt sich - stromaufwärts betrachtet - für die Elbe eine Zunahme der mittleren Körpergröße der Steigaale (≤ 40 cm) von 21,4 cm in der Löcknitz, 28,0 cm in der Havel, 29,1 cm in der Tanger bis 30,1 cm in der Mulde (IfB Potsdam-Sacrow, unveröff. Daten) feststellen. In Übereinstimmung mit WALTER (1910) und EHRENBAUM (1930) deutet dies auf eine etappenweise Wanderung der Steigaale über mehrere Jahre hinweg hin. Möglicherweise werden die Aale in weiter stromauf gelegenen Elbabschnitten erst durch die aus der Unterelbe nachdrängenden Tiere zur Aufnahme der Wandertätigkeit veranlasst. Französische Kollegen gehen im Ergebnis ihrer Studie allerdings davon aus, dass ältere residente Aale nicht von jüngeren „Nachrückern“ zur Wiederaufnahme der Migration veranlasst werden (IMBERT et al. 2010). Stattdessen wandern Aale aus nachfolgenden Jahrgängen so lange stromauf, bis sie ein geeignetes und noch

nicht zu stark belegtes Habitat gefunden haben. Im Falle der französischen Untersuchung stoppte die Migration allerdings bei einer maximalen Länge von 24 cm. Entsprechend der genannten Beobachtungen zur mittleren Größe von Steigaalen in Mündungen von Nebengewässern entlang der Elbe hält hier der Migrationsdruck möglicherweise über diese Größen-gruppe hinaus an.

Die weiteren Untersuchungen zu Geschlechterverhältnis, Gesundheitszustand und zur Kondition der Steigaale ergaben weitgehend im Normalbereich liegende Ergebnisse. Der Weibchenanteil unter den geschlechtsdeterminierten Tieren betrug im Durchschnitt 87 % und entsprach damit in etwa den Verhältnissen in den Gelbaalbeständen der Unterhavel (FLADUNG et al. 2006, 2011). Die Ergebnisse der makroskopisch durchgeführten Untersuchungen zum Gesundheitsstatus waren insgesamt unauffällig. Grundsätzlich kritisch zu bewerten ist der festgestellte Befall der Aale mit dem Schwimmbblasennematoden *A. crassus*, der sich vermutlich negativ auf die Reproduktionsfähigkeit der adulten Aale auswirkt (vgl. Abschnitt 3.3.3). Sowohl die Befallsrate als auch die Befallsintensität der aus der Elbe in die Havel aufsteigenden Jungaale liegt damit unterhalb bzw. im unteren Bereich aktueller Befunde in Gelbaalbeständen in der Unterhavel (FLADUNG et al. 2011) sowie in Brandenburger Gewässern (KNÖSCHE et al. 2004), für die eine mittlere Befallsrate von 67-71 % und eine mittlere Befallsintensität von 3,0...7,4 gefunden wurden. Der Bruttoenergiegehalt der Steigaale aus der Havel betrug im Mittel der Jahre 2005-09 7,2 MJ/kg (Spannweite 4,9...15,9 MJ/kg) und liegt damit deutlich unterhalb des Durchschnittswertes (8,7 MJ/kg) Brandenburger Gewässer (KNÖSCHE et al. 2004). Ein vergleichsweise schlechter Ernährungszustand wurde bereits in früheren Untersuchungen von Aalen aus dem Elbstrom festgestellt (7,0 MJ/kg n. KNÖSCHE et al. 2001). Die Steigaale sind anhand der vorliegenden Untersuchungsergebnisse jedoch insgesamt als noch ausreichend bis gut ernährt zu beurteilen. Die Korpulenzfaktoren lagen mit durchschnittlich 0,14 (Spannweite 0,08...0,24) im Normalbereich für kleinere Aale (vgl. SCHRECKENBACH 1998).

Bezüglich der Besatzaale konnte sowohl bei der Vor-Ort-Begutachtung als auch bei den nachfolgenden Untersuchungen eine insgesamt gute Qualität des Besatzmaterials festgestellt werden. Alle untersuchten Aale gehörten der Art *Anguilla anguilla* (Europäischer Aal) an. Aufgrund des hohen Anteils von 79 % nicht geschlechtsdifferenzierter Tiere sind keine gesicherten Aussagen zur späteren Ausprägung des Geschlechterverhältnisses im Gelb- und Blankaalstadium möglich. Ein überwiegender Weibchenanteil erscheint jedoch angesichts des vorgefundenen Geschlechterverhältnisses von 12 Rogner : 1 Milchner wahrscheinlich. Ein ähnlich hoher Weibchenanteil wurde auch in früheren Untersuchungen von Besatzmaterial Brandenburger Gewässer vorgefunden (SCHRECKENBACH & THÜRMER 2001, SCHRECKENBACH 2003, THÜRMER 2004, 2005) und ist für die Gelbaalbestände in unseren Binnengewässern typisch (KNÖSCHE et al. 2004).

Die Ergebnisse der makroskopisch durchgeführten Untersuchungen zum Gesundheitsstatus waren - mit Ausnahme der Schwimmbblase - ebenfalls unauffällig. Rund 10 % aller Besatzaale wiesen einen zumeist geringgradigen Befall mit dem Schwimmbblasennematoden *Anguillicoloides crassus* auf. Die Befallsintensität lag bei durchschnittlich 1,3 Nematoden je infiziertem Fisch. Der Anteil der Fische mit befallsbedingten Schwimmbblasenschädigungen betrug zwar 29 %, der Grad der Schwimmbblasenschädigungen war aber insgesamt sehr gering. Ein *A. crassus*-Befall von vorgestreckten Aalen ist insofern ungewöhnlich, als diese fast ausschließlich mit Trockenfuttermitteln aufgezogen werden (was eine Infektion ausschließt) und in zahlreichen früheren Untersuchungen bislang auch kein Befall bei Farmaalen festgestellt werden konnte (SCHRECKENBACH & THÜRMER 2001, SCHRECKENBACH 2003, THÜRMER 2004, 2005). Es sollte daher geprüft werden, ob die zur Aufzucht verwendeten Glasaale sich bereits früher über die Nahrungsaufnahme der als Zwischenwirte fungierenden Copepoden und Ostracoden (vgl. KNÖSCHE et al. 2004) infiziert haben oder ob bzw. auf welchem Wege der Befall in der Aufzuchtanlage selbst erfolgt ist. Der festgestellte - zumeist geringgradige - Befall der Besatzaale mit dem Schwimmbblasennematoden *A. crassus* ist grundsätzlich ungünstig zu bewerten, liegt jedoch noch deutlich unter den Befallsraten und -intensitäten, die aktuell in den Gelbaalbeständen unserer heimischen Gewässer anzutreffen sind (vgl. BRÄMICK et al. 2008). Damit tragen die besetzten Aale nicht zu einer Ausbreitung von *A. crassus* in den Gelbaalbeständen der Havel

bei. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass sich umgekehrt ein der beobachteten Befallsrate in den Gelbaalbeständen entsprechender Anteil der Besatzaale nach dem Aussetzen infiziert. Die Kondition der besetzten Aale war anhand des Bruttoenergiegehaltes, des Korpulenzfaktors und des eingelagerten Eingeweidefettes als durchschnittlich gut bis sehr gut einzuschätzen. Der Transport zu den Besatzgewässern erfolgte unter weitgehend optimalen Bedingungen. Insgesamt gesehen sind somit alle Voraussetzungen für ein verlustarmes Etablieren des Besatzmaterials mit durchschnittlichen Überlebensraten in den Folgejahren gegeben.

Aufgrund der zahlreichen Querverbauungen im UGH kann ein natürlicher Aalaufstieg nur in begrenztem Umfang in den Unterlauf der Havel erfolgen. Der Mittel- und Oberlauf und damit weite Teile des Havelgebietes sind hingegen zur Bestandserhaltung auf Aalbesatz angewiesen. Wegen des in den letzten zwei Jahrzehnten stark gesunkenen natürlichen Aalaufkommens gewinnt der Besatz immer mehr an Bedeutung. Abbildung 3.9 zeigt die summarische Rekrutierung des Aalbestandes aus natürlichem Aalaufstieg und Besatz im Zeitraum 1985-2011. Während der natürliche Aalaufstieg im Jahr 1985 noch etwa 10 % der Gesamtrekrutierung ausmachte, beträgt sein Anteil aktuell noch etwa 0,5 %. Ohne Besatz würden die Aalbestände im UGH zusammenbrechen und könnten folglich nicht zur Bestandserhaltung des Europäischen Aals aus diesem Binneneinzugsgebiet beitragen.

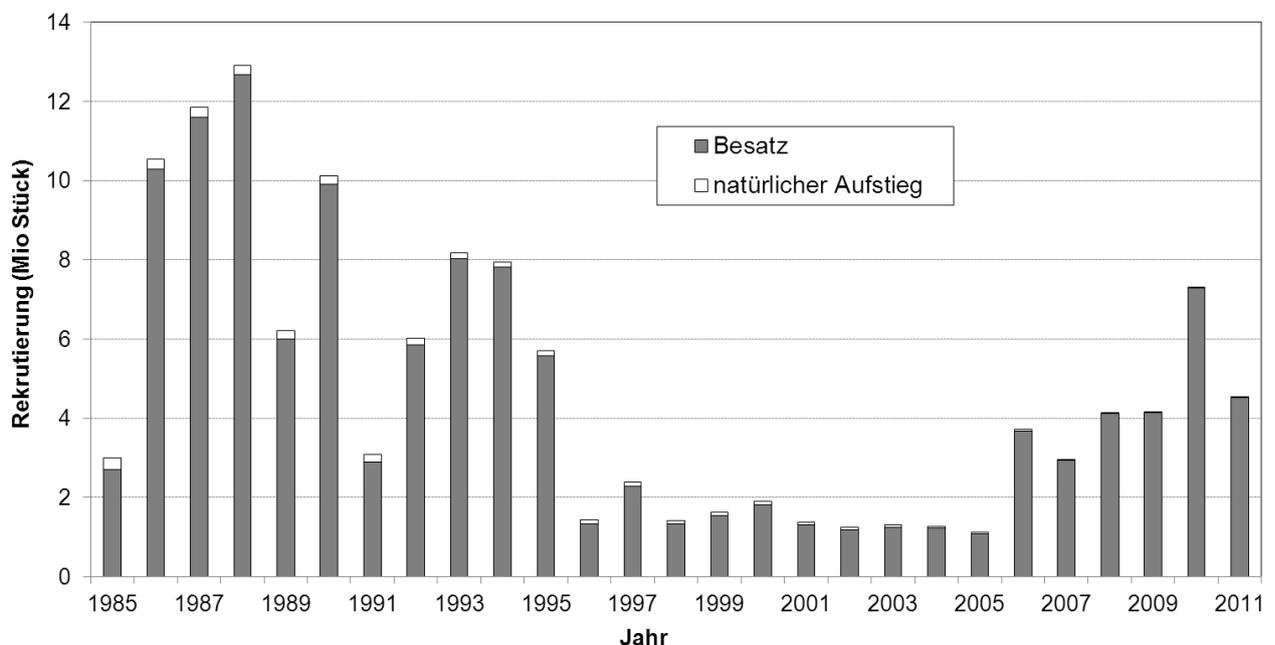


Abb. 3.9: Rekrutierung des Aalbestandes im UGH im Zeitraum 1985-2011, aufgesplittet nach Besatz und natürlichem Aalaufstieg

Die Qualität der Besatzaale steht dabei der von natürlich aufgestiegenen Aalen in nichts nach: Der Weibchenanteil der geschlechtsdeterminierten Besatzaale ist etwa doppelt so hoch wie der der Steigaale und eignet sich mit einem Geschlechterverhältnis von 12 Weibchen : 1 Männchen für den Aufbau weibchendominierter Aalbestände, wie sie für unsere Binnengewässer typisch sind (KNÖSCHE et al. 2004). Die Befalls- und Schädigungsrate der Schwimmblase mit dem Nematoden *A. crassus* ist bei Besatzaalen signifikant geringer (χ^2 -Test, $p < 0,001$), die Kondition (gemessen am Bruttoenergiegehalt) signifikant besser (U-Test, $p < 0,001$). Die genetischen Untersuchungen zur Artbestimmung ergaben, dass alle 624 diesbezüglich untersuchten Besatzaale der Aalart *Anguilla anguilla* (Europäischer Aal) zuzuordnen sind.

Aus den Ergebnissen der Versuchsseen deutet sich allerdings an, dass die gegenwärtige Besatzpraxis mit in Farmen vorgestreckten Aalen hinsichtlich Wachstum und Überlebensrate suboptimal ist und mit Glasaalbesatz vermutlich bessere Überlebensraten erzielt werden können (s. Abschnitt 3.3).

3.2 Quantifizierung der Mortalitätsfaktoren

3.2.1 natürliche Sterblichkeit

Die Höhe der natürlichen Sterblichkeit des Aalbestandes ist Grundlage für das Verständnis der regionalen Populationsdynamik des Aals, da ihr - quantitativ betrachtet - die mit weitem Abstand höchste Bedeutung unter den Mortalitätsfaktoren zukommt. Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurden 2004 begonnene Untersuchungen in sieben Versuchsseen in Brandenburg mit dem Ziel fortgeführt, regionalspezifische Daten zur natürlichen Sterblichkeit im UGH zu erlangen. Erste Ergebnisse dazu werden im Folgenden vorgestellt.

Die Anzahl der in den Untersuchungsseen als Glasaale und vorgestreckte Aale im Zeitraum 2004-2007 besetzten Aale, die 2010 im Rahmen der Bestandsschätzung gefangen und farbmarkiert wurden, variierte zwischen 40...333 (Glasaal) und 2...42 (vorgestreckte Aale) pro See und Besatzjahrgang (Tab. 3.10). Bei den beiden nachfolgenden Elektrobefischungen wurden von diesen 1...23 markierte Glasaale und 0...3 markierte vorgestreckte Aale pro See und Besatzjahrgang wiedergefangen (Tab. 3.10). Die auf dieser Basis geschätzten Populationsgrößen im Jahr 2010 der als Glasaale besetzten Jahrgänge betrug $120 \pm 49 \dots 2.233 \pm 1.083$ Aale nach dem LINCOLN-PETERSEN-Schätzverfahren und 270...1.201 Aale nach SCHNABEL (1938) (Tab. 3.11, 3.12). Im Verhältnis zu der ursprünglich besetzten Anzahl an Aalen betrug die Überlebensraten nach drei bis sechs Jahren danach 5...45 % bei den als Glasaale besetzten Aalen und 8...17 % bei den als vorgestreckte Aale besetzten Aalen (Tab. 3.12). Der Prozentsatz überlebender Aale schwankte dabei nicht nur zwischen den Seen, sondern auch zwischen den Jahrgängen innerhalb eines Sees stark.

Tab. 3.10: Anzahl besetzter Aale, die während des Markierungs-Wiederauffang-Experimentes im Jahr 2010 insgesamt gefangen, mit einem Farbpunkt markiert (Markierungsrate) und bei den letzten beiden Befischungen wiedergefangen (Wiederauffangrate) wurden.

Besatzform	See	Besatz-jahr	Anzahl markiert	Markierungsrate (%)	Anzahl markierte Aale wiedergefangen	Wiederauffangrate (%)
Glasaale	Godnasee	2005	109	3	10	9
		2006	134	2	2	1
	Görnsee	2004	123	2	4	3
		2006	62	1	2	3
	Großer See	2005	55	2	3	5
		2007	199	5	16	8
	Rähdensee	2005	298	15	8	3
		2007	333	12	23	7
	Schloßsee	2005	40	2	2	5
		2007	57	2	1	2
vorgestreckte Aale	Godnasee	2004	21	4	2	10
		2006	22	2	2	9
	Görnsee	2004	4	0	0	0
		2006	15	1	0	0
	Großer See	2005	9	1	0	0
		2007	42	4	2	5
	Rähdensee	2005	12	2	1	8
		2007	40	5	3	8
	Schloßsee	2005	2	0	0	0
		2007	9	1	0	0

Tab. 3.11: Ermittelte Populationsgrößen der besetzten Aale in den Versuchsseen bei dem 2010 durchgeführten Markierungs-Wiederfang-Experiment

Besatzform	See	Besatz-jahr	Populations-größe	SD	VK	95% CI
Glasaale	Godnasee	2005	486	123	0.254	242
		2006	2.233	1.083	0.485	2122
	Görnsee	2004	664	245	0.369	480
		2006	393	180	0.459	353
	Großer See	2005	399	166	0.415	325
		2007	1.311	285	0.217	558
	Rähdensee	2005	596	133	0.224	261
		2007	1.249	214	0.171	419
	Schloßsee	2005	120	49	0.408	96
	vorgestreckte Aale	Godnasee	2004	51	22	0.426
2006			103	46	0.443	89
Großer See		2007	155	69	0.447	136
		Rähdensee	2007	120	44	0.365

SD = Standardabweichung, VK = Variationskoeffizient, CI = Konfidenzintervall

Tab. 3.12: Ermittelte Überlebensraten (%) der besetzten Aale beim 2010 durchgeführten Markierungs-Wiederfang-Experiment

Besatzform	See	Alter in 2010	LINCOLN-PETERSEN-Schätzverfahren		SCHNABEL	
			Populations-größe	Überlebens-rate (%)	Populations-größe	Überlebens-rate (%)
Glasaale	Godnasee	5	486	16	509	16
		4	2233	41		
	Görnsee	6	664	8	730	9
		4	393	9	908	18
	Großer See	5	399	16	371	15
		3	1311	32	1201	30
	Rähdensee	5	596	32	660	35
		3	1249	45	1088	40
	Schloßsee	5	120	5	270	12
	vorgestreckte Aale	Godnasee	6	51	11	
4			103	8		
Großer See		3	155	17		
		Rähdensee	3	120	17	

Begleitend zur Abschätzung der natürlichen Sterblichkeit in den Versuchsseen wurden Gesundheitsparameter mit Schwerpunkt auf Parasitierungen und Viruserkrankungen untersucht, die einen wesentlichen Einfluss auf die natürliche Sterblichkeit im Aalbestand haben. Auf diese Weise sollten die Bedingungen näher definiert werden, für die die ermittelten Überlebensraten gelten.

Bei Aalen aus den Besatzjahrgängen 2004 bzw. 2005 ließen die makroskopisch durchgeführten Untersuchungen zum Gesundheitsstatus (mit Ausnahme der Schwimmblase) keine pathologischen Veränderungen der Organe erkennen. Eine ungewöhnliche Häufung von Parasitierungen mit Bandwürmern (*Proteocephalus* sp.) wurde im Bohnenländer See und Godnasee beobachtet (Tab. 3.13). In drei weiteren Versuchsseen trat ein geringgradiger Befall mit Bandwürmern auf. Kratzer (*Acanthocephalus* sp.) wurden nur in zwei der Versuchsseen nachgewiesen. Über alle besetzten Jahrgänge betrachtet wiesen darüber hinaus vereinzelt Aale aus dem Godnasee Symptome des Befalls mit dem Hautparasiten *Ichthyophthirius multifiliis* und Aale aus dem Großen See Symptome des Befalls mit *Dermocystidium anguillae* Zysten auf.

Tab. 3.13: prozentuale Befallsraten mit dem Schwimmblasennematoden *A. crassus*, Bandwürmern (*Proteosephalus* sp.) und Kratzern (*Acanthocephalus* sp.) der 2004 bzw. 2005 in die Versuchsseen besetzten und im Untersuchungsjahr 2011 wiedergefangenen Aale

See	Glasaale				vorgestreckte Aale			
	n	<i>A. crassus</i>	<i>Proteosephalus</i> sp.	<i>Acanthocephalus</i> sp.	n	<i>A. crassus</i>	<i>Proteosephalus</i> sp.	<i>Acanthocephalus</i> sp.
Bohnenländer See	18	50	28	0	0			
Godnasee	26	47	45	12	11	55	45	0
Görnsee	32	58	9	6	3	33	33	0
Großer See	24	42	8	0	2	50	0	0
Rähdensee	21	43	5	0	7	43	0	0
Schloßsee	16	44	0	0	2	50	0	0

Die Befallsrate (Prävalenz) der besetzten Aale mit dem Schwimmblasennematoden *A. crassus* variierte in den Jahren nach dem Besatz mit 0...100 % stark, sowohl zwischen den Seen, als auch zwischen den einzelnen Jahren (Abb. 3.10). Im Mittel schwankte die Befallsrate von 24...56 % (Abb. 3.10). Dabei wurden Befallsintensitäten von 1...16 Nematoden pro befallenen Aal gefunden (Abb. 3.11). In allen Jahren nach dem Besatz wiesen in den Versuchsseen die als Glasaale besetzten Fische eine vergleichbare Befallsrate und -intensität mit *A. crassus* wie die vorgestreckten Aale auf (Abb. 3.10, 3.11).

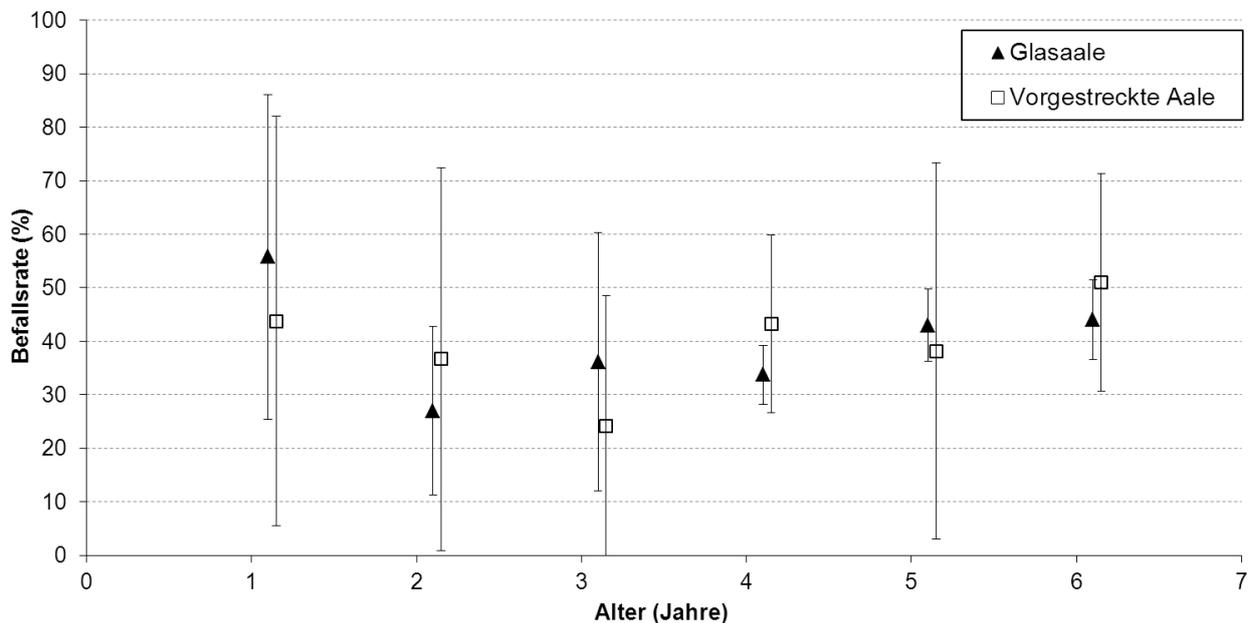


Abb. 3.10: Mittlere Befallsraten (%) ± SD mit dem Schwimmblasennematoden *A. crassus* der 2004 bzw. 2005 in die Versuchsseen besetzten Aale in den folgenden Jahren nach dem Besatz

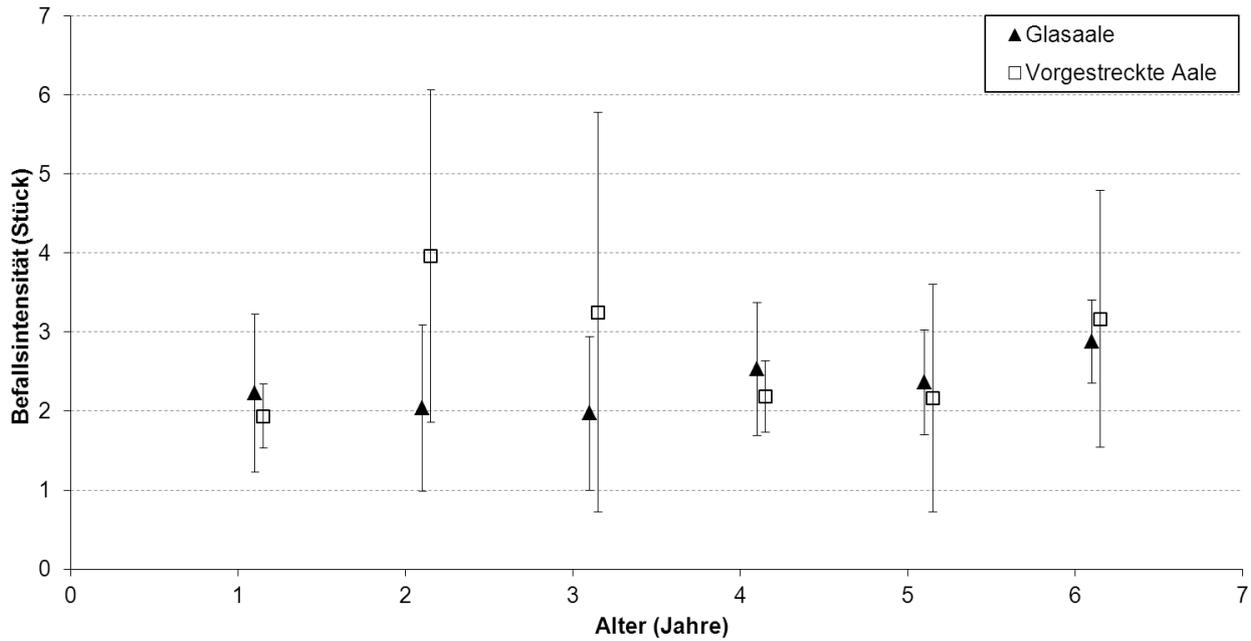


Abb. 3.11: Mittlere Befallsintensität (%) ± SD der 2004 bzw. 2005 in die Versuchsseen besetzten und mit dem Schwimmblasennematoden *A. crassus* befallenen Aale in den folgenden Jahren nach dem Besatz

Der Anteil besetzter Aale ohne Schwimmblasenschädigung ging in allen Versuchsseen in den Jahren nach dem Besatz kontinuierlich zurück und der Grad der Schwimmblasenschädigung stieg mit zunehmendem Alter der besetzten Aale an (Abb. 3.12). Bei den 2011 untersuchten Stichproben wiesen von den 2004 und 2005 in die Seen besetzten Glasaalen nur noch im Großen See einige Aale (8 %) eine ungeschädigte Schwimmblase auf (Tab. 3.14). Der überwiegende Teil der ehemaligen Glasaale wiesen leichte bis deutliche Schädigungen der Schwimmblase auf.

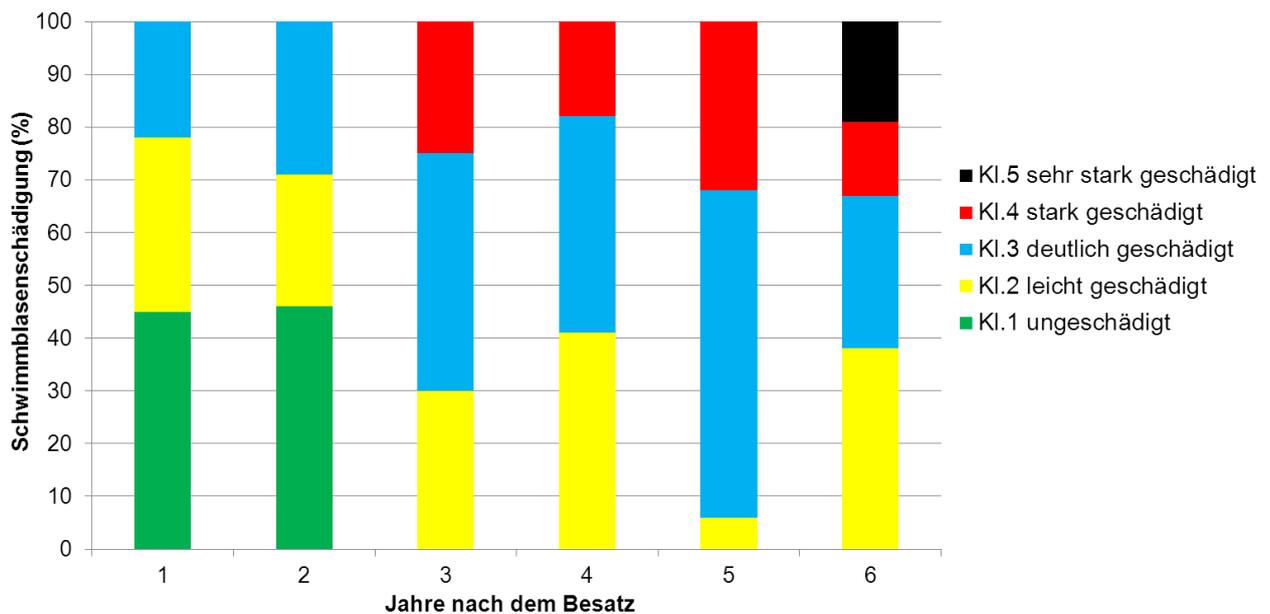


Abb. 3.12: prozentualer Anteil der 2005 als Glasaale besetzten Aale aus dem Rähdensee mit befallsbedingten Schwimmblasenschädigungen durch den Nematoden *A. crassus* in den Jahren nach dem Besatz

Tab. 3.14: Prozentualer Anteil der 2004 bzw. 2005 in die Versuchsseen als Glasaale besetzten und im Untersuchungsjahr 2011 wiedergefangenen Aale mit befallsbedingten Schwimmblasenschädigungen durch den Nematoden *A. crassus*

See	Hartmannklasse *				
	1	2	3	4	5
Bohnenländer See	0	61	33	6	0
Godnasee	0	19	66	15	0
Görnsee	0	31	53	13	3
Großer See	8	29	29	29	4
Rähdensee	0	38	29	14	19
Schloßsee	0	19	50	25	6

* 1 = ungeschädigt, 2 = leicht geschädigt, 3 = deutlich geschädigt, 4 = stark geschädigt, 5 = sehr stark geschädigt

Die durchgeführten Untersuchungen auf Virusinfektionen mit dem HVA-Erreger ergaben positive Befunde in fünf von sechs untersuchten Versuchsseen (Tab. 3.15). Die Infektionsrate schwankte bei den als Glasaale besetzten Aalen von 0...24 %, bei den als vorgestreckte Aale besetzten Aalen von 0...67 % und war in drei Versuchsseen bei den vorgestreckten Aalen signifikant höher als bei den Glasaalen (χ^2 -Test, $p < 0,01$).

Tab. 3.15: Infektionsraten (%) mit dem HVA-Virus der 2004 und 2005 als Glasaale bzw. vorgestreckte Aale besetzten Aale in sechs Versuchsseen

See	Glasaale			Vorgestreckte Aale		
	N	HVA		N	HVA	
		negativ	positiv		negativ	positiv
Bohnenländer See	17	100	0	2	100	0
Godnasee	9	100	0	9	89	11
Görnsee	17	76	24	0	-	-
Großer See	13	85	15	8	75	25
Rähdensee	11	91	9	12	58	42
Schloßsee	11	91	9	12	33	67

3.2.2 Sterblichkeit durch Kormoranfraß

Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) ist als einheimisches Raubtier a priori ein Bestandteil der natürlichen Sterblichkeit. Aufgrund seiner Bestandsentwicklung in den letzten 20-25 Jahren (Abb. 3.14) und der bestehenden Möglichkeiten einer Bestandsregulierung durch entsprechende Managementmaßnahmen wurde eine gesonderte Abschätzung der Aalsterblichkeit durch Kormorane vorgenommen. Die methodische Vorgehensweise ist im Abschnitt 2.5 beschrieben.

Aufgrund ihrer Lage und eines angenommenen Aktionsradius der jagenden Kormorane von 20 km im Umkreis waren für das UGH im Zeitraum 1985-2011 insgesamt 66 Brutkolonien relevant, von denen 41 in Brandenburg, 6 in Mecklenburg-Vorpommern, 3 in Berlin, 6 in Sachsen-Anhalt und 10 in Sachsen liegen (Abb. 3.13).

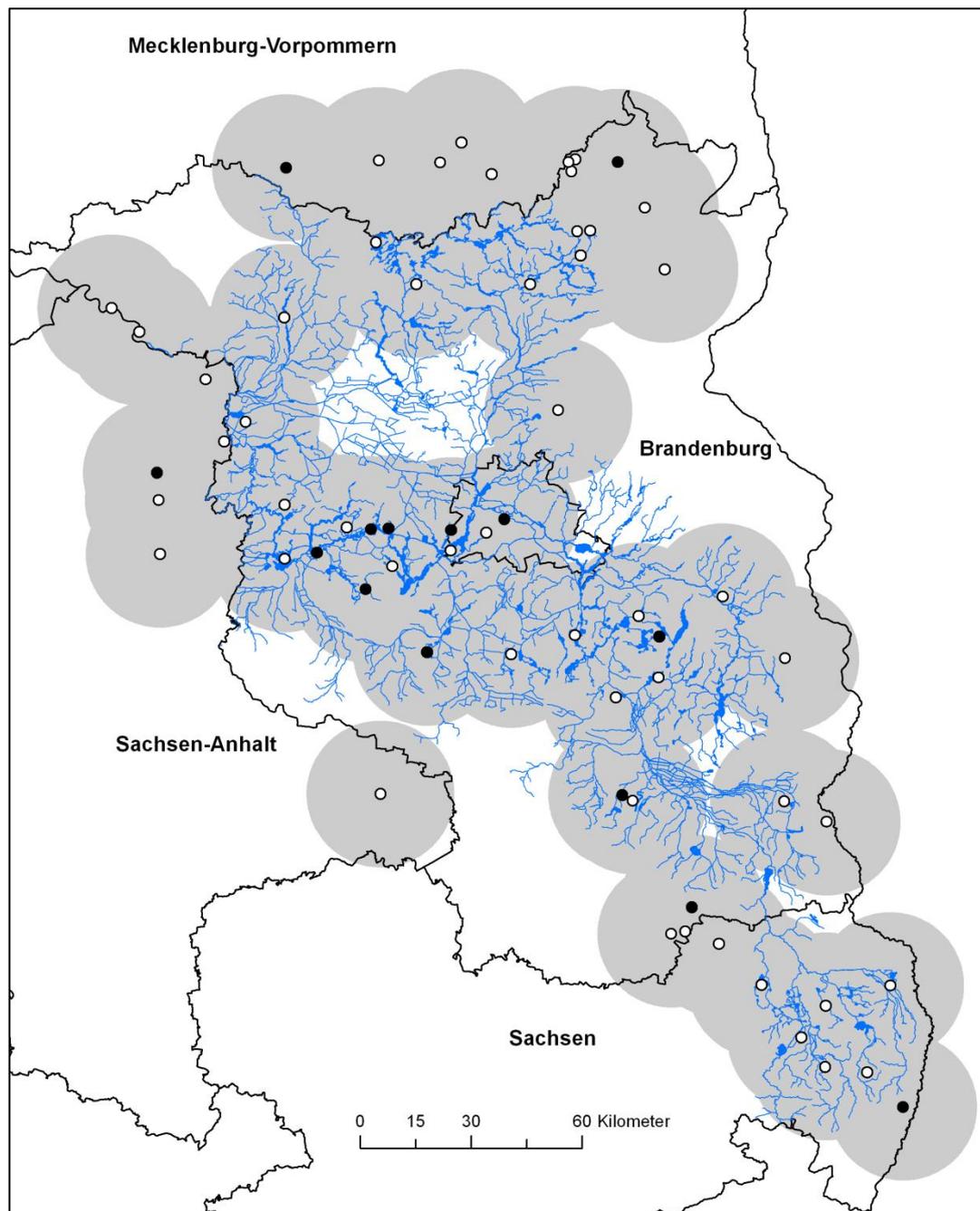


Abb. 3.13: Lage, Größe und 20km-Aktionsradius (graue Kreise) der im Zeitraum 1985-2011 für das UGH relevanten Kormoranbrutkolonien (schwarze Punkte: im Jahr 2011 existente Kolonien)

Die jährlichen Brutvogelzahlen wurden anhand der Lage der Brutkolonien und des Aktionsradius der Brutvögel per Flächenwichtung dem UGH zugeordnet. Aus der grafischen Darstellung der Ergebnisse (Abb. 3.14) wird ersichtlich, dass der Kormoranbestand im UGH von zunächst wenigen Tieren ab dem Jahr 1990 sprunghaft angestiegen ist. Im Jahr 1997 wurde mit ≈ 1.300 Brutpaaren ein erster Plateauwert erreicht. Danach stieg der Bestand deutlich moderater bis zum Jahr 2008 auf 1.627 Brutpaare und sank in den letzten 3 Jahren rapide auf aktuell 826 Brutpaare.

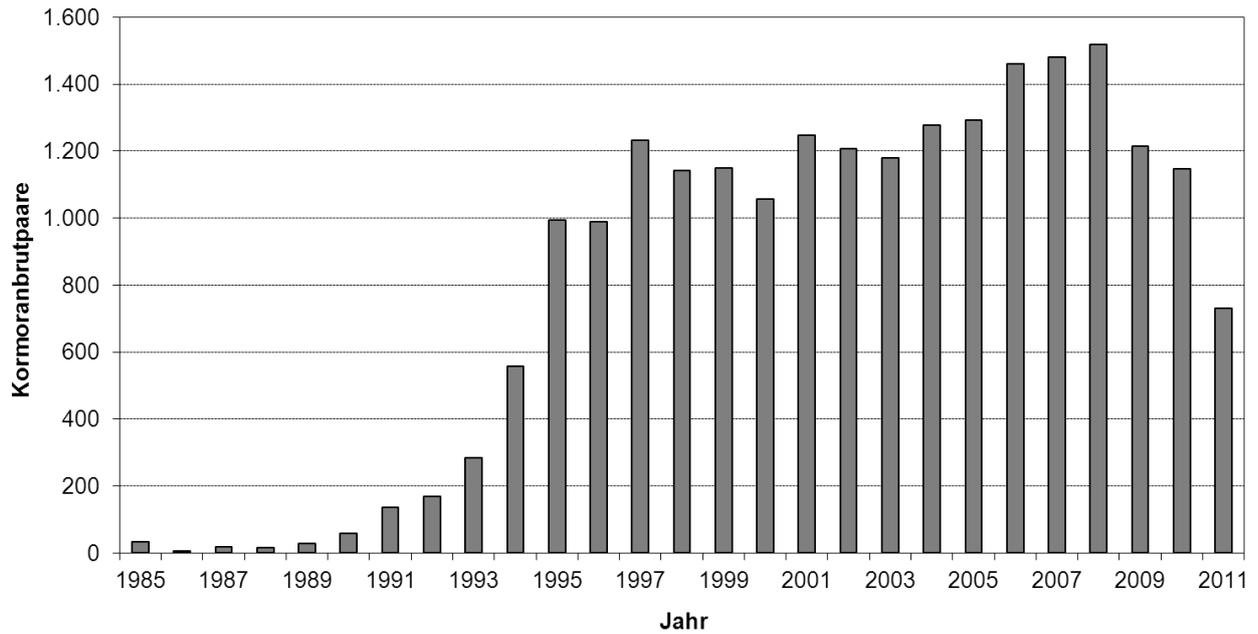


Abb.3.14: Entwicklung des Kormoranbrutpaarbestandes im UGH im Zeitraum 1985-2011

Die kalkulierten Aalfräsmengen durch Kormorane sind trotz einer Zunahme der Kormoranbrutpaare bis 2008 aufgrund zurückgehender Aalbestände seit dem Jahr 2002 rückläufig und können aktuell auf 33 t pro Jahr geschätzt werden (Abb. 3.15). Der geschätzte Aalanteil in der Kormorannahrung ging im gleichen Zeitraum von 13 % (2002) auf etwa 7 % (2007) zurück und beträgt aufgrund der Erhöhung des Aalbestandes durch Besitzmaßnahmen aktuell wieder ca. 13 %.

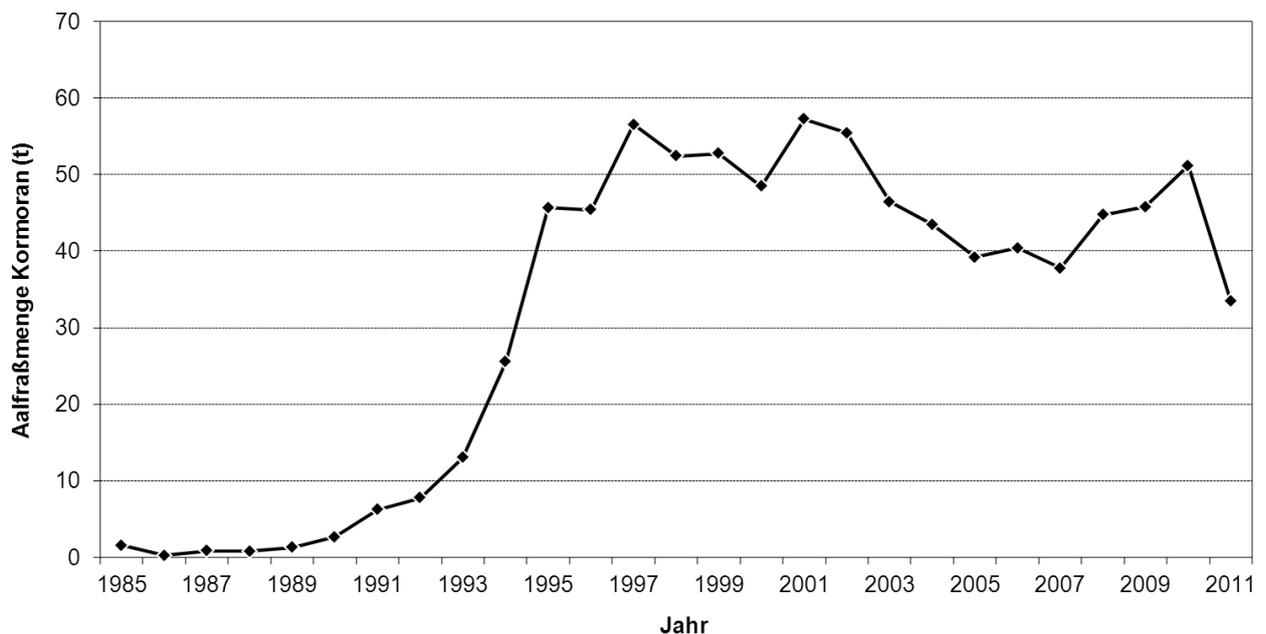


Abb. 3.15: geschätzte Aalfräsmenge durch Kormorane im UGH in den Jahren 1985-2011 unter Berücksichtigung der modellierten Aalbestandsentwicklung seit 2002

3.2.3 Sterblichkeit durch Erwerbsfischerei

Abbildung 3.16 zeigt die durch Erwerbsfischer im UGH erzielten Aalerträge. Nach den vorliegenden Fangstatistiken wurden die mit durchschnittlich 280 t pro Jahr höchsten Aalerträge in den Jahren 1985-90 erzielt. Mit dem gesellschaftlichen Umbruch im Jahr 1990 und den daraus resultierenden Veränderungen in der fischereilichen Gewässerbewirtschaftung ging der Aalertrag schlagartig auf 180 t zurück und sank in den Folgejahren mit längerfristigen Schwankungen auf durchschnittlich 120 t pro Jahr im Zeitraum 2006-11. Die aktuellen Aalerträge der Erwerbsfischerei im UGH betragen etwa 122 t und somit weniger als die Hälfte (43 %) der im Zeitraum 1985-90 erreichten Erträge. Mit aktuell 2,2 kg/ha erzielen die Erwerbsfischer im UGH dennoch mehr als doppelt so hohe Aalerträge wie ihre Berufskollegen im Elbeeinzugsgebiet (\varnothing 1,0 kg/ha im Jahr 2010 n. FLADUNG et al. 2012).

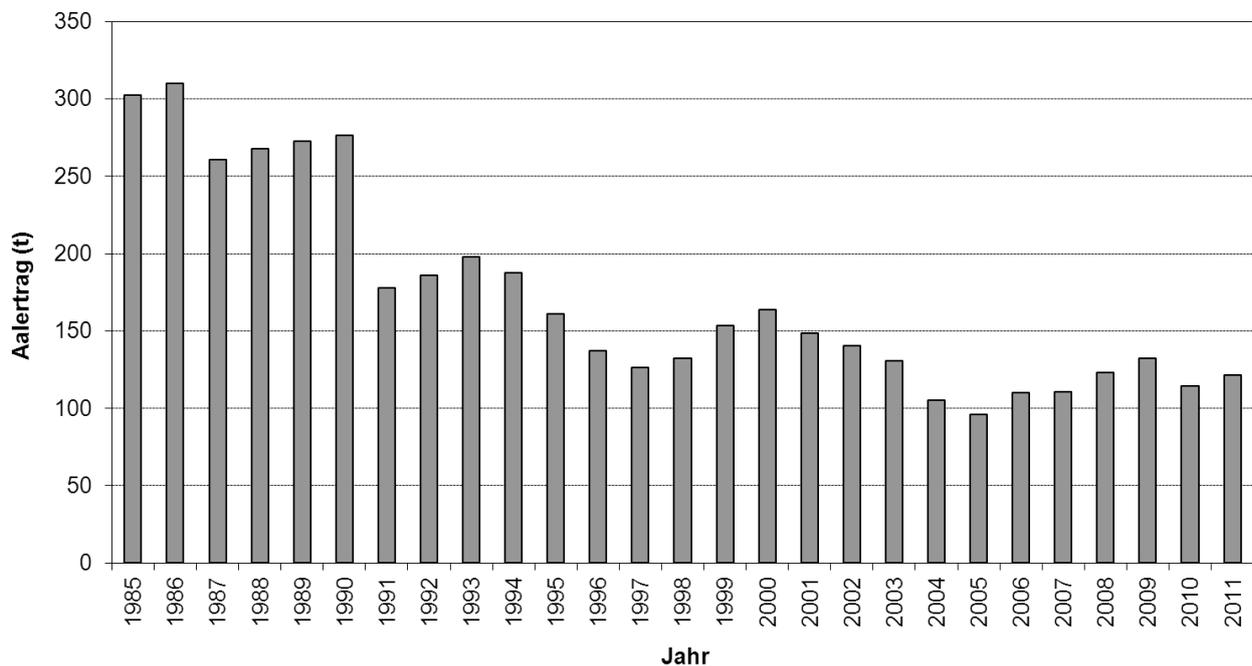


Abb. 3.16: Aalerträge der Erwerbsfischerei im UGH in den Jahren 1985-2011

Speziell zur Frage einer möglichen Größenselektivität bei der Fangentnahme wurden im Jahr 2010 Untersuchungen zur Längen-Häufigkeits-Verteilung der Aale in den Fängen von vier Fischereibetrieben im UGH durchgeführt. Von diesen werden zum Aalfang Reusen und Hamen mit Maschenweiten von 15-18 mm eingesetzt, durch die nur Aale < 50 cm Körperlänge schlüpfen können (SIMON, IfB Potsdam-Sacrow, unveröff. Daten). Gefangen wurden von den Erwerbsfischern dementsprechend Aale im Längenbereich 50...105 cm oberhalb des in Brandenburg gültigen Mindestmaßes von 50 cm.

Die grafische Darstellung der sehr ähnlichen Längen-Häufigkeits-Verteilungen in den Fängen zeigt entgegen der Erwartungen keinen exponentiell abfallenden Verlauf (der der theoretischen Häufigkeitsverteilung im Gelbaalbestand entspräche), sondern vielmehr eine linksschiefe eingipflige Verteilung (Abb. 3.17). Es entsteht daher zunächst der Eindruck, dass die Fischereibetriebe selektiv mittlere und große Aale dem Bestand entnehmen und kleinere Aale von 50-60 cm Länge häufiger zurücksetzen. Mit Ausnahme eines Betriebes wurde dies jedoch von den Erwerbsfischern grundsätzlich verneint.

Wie die weitere Datenauswertung zeigte, machten Blankaale im Untersuchungsjahr 2010 den bei weitem größten Teil (ca. 90 %) des Fanges der betrachteten Fischereibetriebe aus (Abb. 3.18).

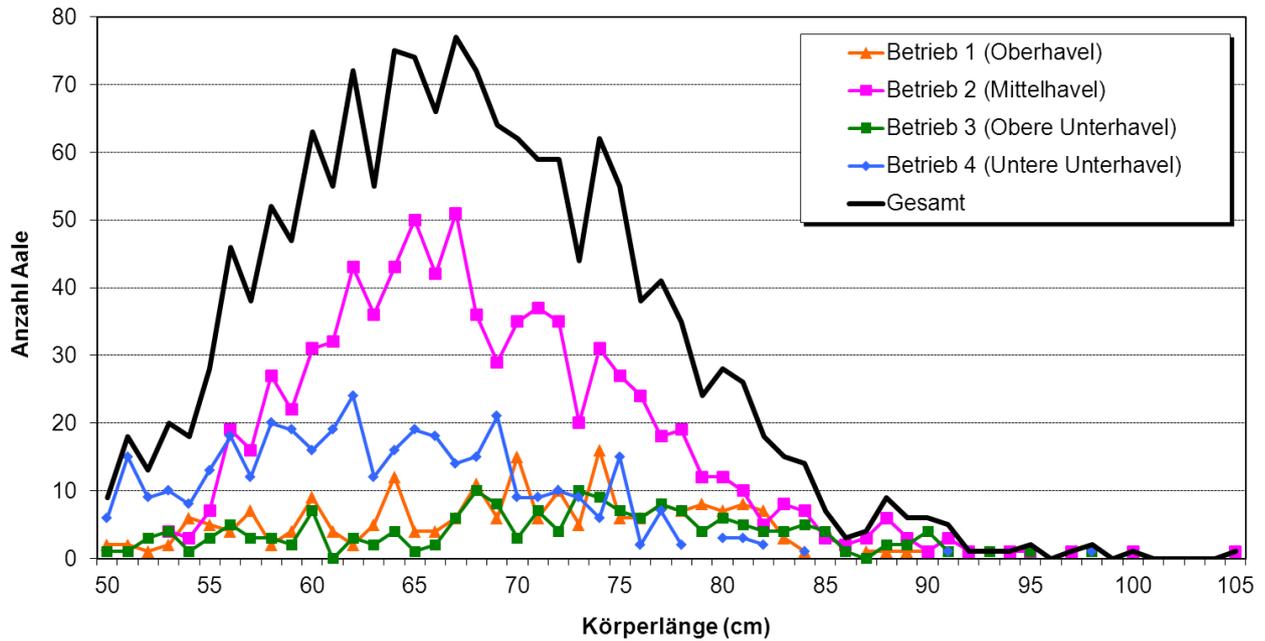


Abb. 3.17: Längen-Häufigkeitsverteilung der Aale in den Fängen von 4 Fischereibetrieben im UGH (n = 1.592)

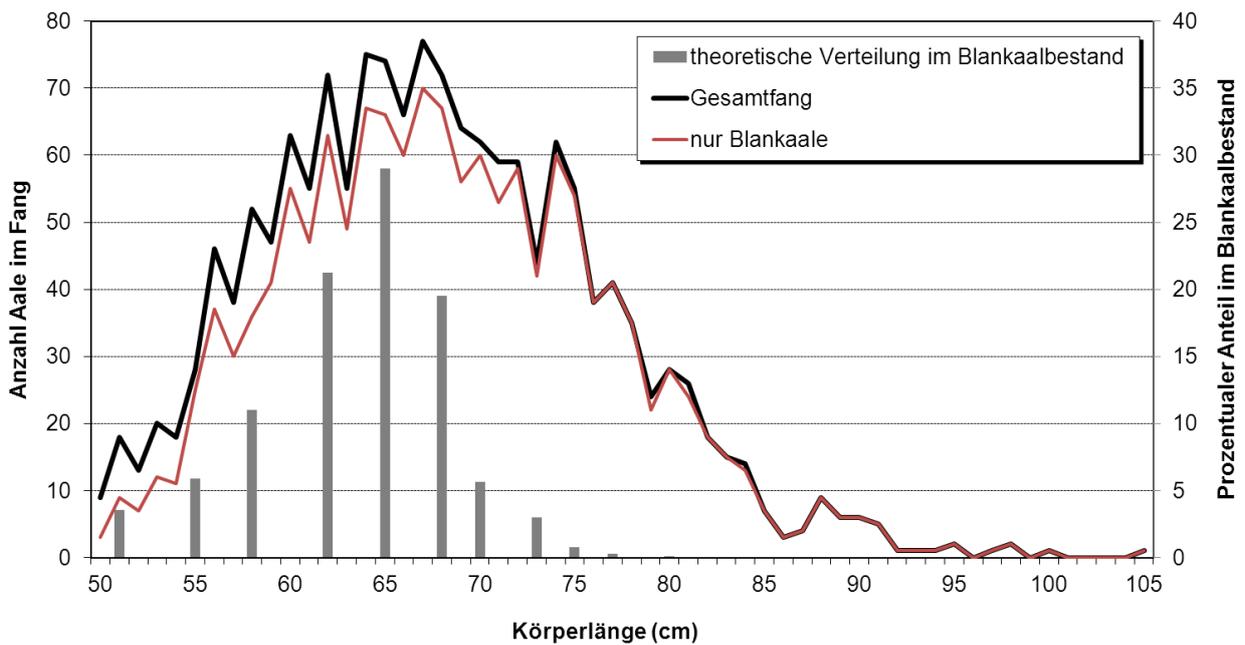


Abb. 3.18: Längen-Häufigkeitsverteilung der Aale in den Fängen von vier Fischereibetrieben im UGH (n = 1.592) als Gesamtfang bzw. Blankaalfang im Vergleich zur theoretischen Häufigkeitsverteilung im modellierten Blankaalbestand (Bezugsjahr 2010)

Aus der grafischen Gegenüberstellung der Längen-Häufigkeits-Verteilung in den Fischerfängen mit der theoretischen Häufigkeitsverteilung der Blankaale im (modellierten) Aalbestand wird eine relativ gute Übereinstimmung beider Kurvenverläufe deutlich (Abb. 3.18). Im Ergebnis lassen sich keine Hinweise auf eine selektive Entnahme von Blankaalen aus dem Bestand durch die Erwerbsfischerei im UGH ableiten. Gleiches gilt vermutlich auch für gefangene Gelbaale, wenngleich dies aufgrund des geringen Anteils von Gelbaalen im Fang der untersuchten Fischereibetriebe nicht sicher belegt werden kann. Im Aalbestandsmodell für das UGH wurde daher die fischereiliche Sterblichkeit ausschließlich an die Zusammensetzung des modellierten Aalbestandes - ohne Berücksichtigung einer zusätzlichen Größenselektivität - gekoppelt.

3.2.4 Sterblichkeit durch Angler

Für die Abschätzung der Aalerträge der Angler im Brandenburger UGH wurde im Jahr 2010 eine Fangbuchaktion in 9 Brandenburger Landkreisen und kreisfreien Städten sowie in Berlin durchgeführt. Von den 1.244 verschickten Fangbüchern waren 200 (= 16,1 %) nicht zustellbar. 503 Fangbücher wurden zurückgesendet. Bezogen auf die Zahl von 1.044 zustellbaren Fangbüchern (Nettostichprobe) konnte somit eine vergleichsweise hohe Rücklaufquote von 48,2 % erzielt werden. Für das sächsische Teileinzugsgebiet lagen Daten der dortigen Obersten Fischereibehörde vor.

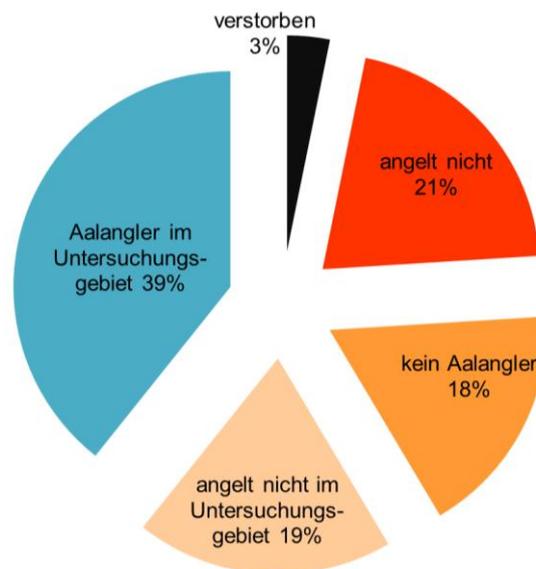


Abb. 3.19: Angelerverhalten der befragten Fischereischeininhaber in 9 Brandenburger Landkreisen und kreisfreien Städten sowie im Land Berlin im Jahr 2010 (n = 503)

Wie die Ergebnisse der Fangbuchstudie zeigen, angelten im Jahr 2010 nur 57 % der Fischereischeininhaber im UGH, zwei Drittel davon auf Aal. Bezogen auf alle Fischereischeininhaber beträgt der durchschnittliche (gewichtete) Anteil der Aalangler 39 % (Abb. 3.19). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Regionen waren mit Aalangleranteilen von 24-44 % vergleichsweise gering. Allein die kreisfreie Stadt Potsdam wies mit knapp 67 % einen überproportional hohen Anteil von Aalanglern im Untersuchungsgebiet auf, der vermutlich auf die Besonderheit zurückzuführen ist, dass praktisch die gesamte Gewässerfläche in der Stadt sowie im nahen Umland zum UGH gehört und kaum alternative Gewässer verfügbar sind.

Die dokumentierten Aalfangmengen differierten zwischen den Anglern beträchtlich. So wurden von den im Rahmen der Fangbuchstudie antwortenden Berlin-Brandenburger Anglern für das Angeljahr 2010 Fangerträge zwischen 0 - 22 kg Aal pro Angler gemeldet. Rund $\frac{2}{3}$ (69 %) der Aalangler im Untersuchungsgebiet entnahmen im Jahr 2010 überhaupt keinen Aal aus den Gewässern, währenddessen 14 % der Aalangler mit jährlichen Entnahmemengen von >5 kg mehr als 50 % des Gesamtaalertrages realisierten (Abb. 3.20). Die im Untersuchungsgebiet aktiven Aalangler fingen im Jahr 2010 durchschnittlich 1,4 Aale bzw. 663 g Aalbiomasse pro Angler. Bezogen auf alle Fischereischeininhaber (unabhängig von ihren Angelaktivitäten und -vorlieben) waren es durchschnittlich 0,6 Aale bzw. 288 g Aalbiomasse pro Jahr.

Abbildung 3.21 zeigt die Längen-Häufigkeits-Verteilung der von den befragten Anglern im UGH gefangenen Aale. Der ausgewiesene, sehr geringe Anteil von Aalen < 50 cm überrascht, da das gültige Mindestmaß im Jahr 2010 50 cm betrug. Die Gründe dafür konnten nicht geklärt werden, weshalb die untermaßigen Aale nicht weiter mitbetrachtet wurden. Eine rein visuelle Unterscheidung von Gelb- bzw. Blankaalen wurde im Rahmen der Fangbuchaktion nicht abverlangt, da diese selbst für Fachleute schwierig und sehr subjektiv ist. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass sich der Fang der Angler zum weit überwiegenden Teil aus Gelbaalen zusammensetzt, wenngleich aus eigenen Telemetrie- und Markierungsversuchen bekannt ist

(SIMON et al. 2012, FLADUNG, unveröff. Daten), dass von den Anglern im UGH durchaus auch Blankaale gefangen werden. Die ermittelte Längen-Häufigkeits-Verteilung in den Anglerfängen folgt in ihrem Verlauf weitgehend der theoretischen Häufigkeitsverteilung der fangfähigen Gelbaale (Altersgruppen 8-20) im modellierten Aalbestand. Allein bei der Größenklasse 50-54 cm wurden weniger Aale als erwartet gefangen. Insgesamt lassen sich aus den Ergebnissen keine Rückschlüsse auf eine selektive Entnahme von Aalen aus dem fangfähigen Bestand ableiten. Im Aalbestandsmodell wurde daher die Sterblichkeit durch Angler - gleichermaßen wie die fischereiliche Sterblichkeit - an die Zusammensetzung des modellierten Aalbestandes ohne Berücksichtigung einer zusätzlichen Größenselektivität gekoppelt.

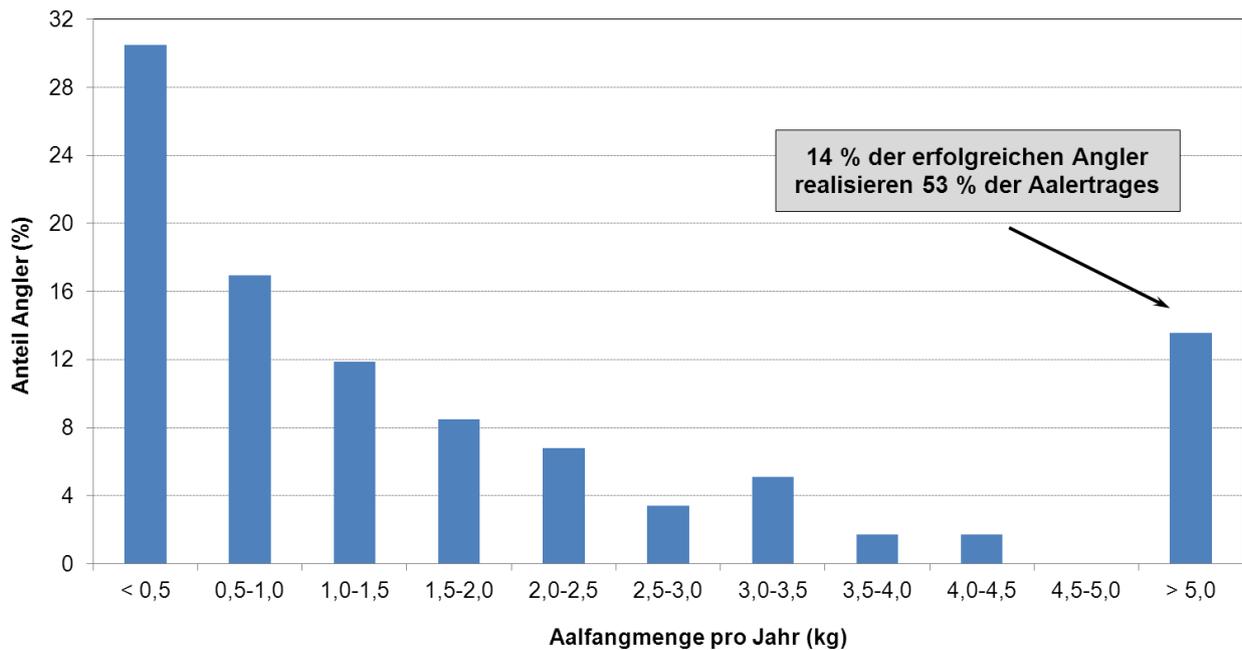


Abb. 3.20: Relative Häufigkeitsverteilung (%) der von den erfolgreichen Anglern angegebenen Aalfangmengen im Jahr 2010

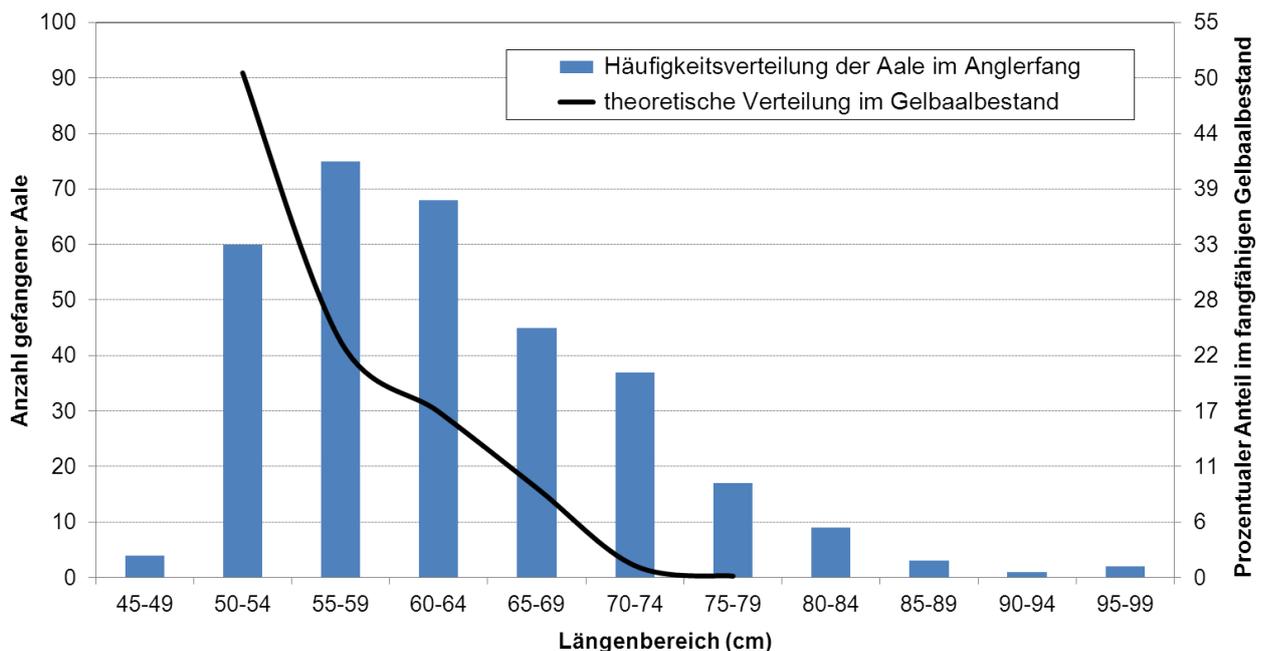


Abb.3.21: Längen-Häufigkeits-Verteilung der von den Anglern im UGH gefangenen Aale (n=321) im Vergleich zur theoretischen Verteilung im fangfähigen Gelbaalbestand

3.2.5 Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen

Im UGH befinden sich nach derzeitigem Kenntnisstand insgesamt 45 Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen (Abb. 3.22). Bedeutsame Wasserkraftanlagen konzentrieren sich v.a. in den Einzugsgebieten von Spree (18), Dahme (4) und Oberhavel (4). Wichtige Kühlwasserentnahmestellen sind die in Berlin befindlichen, großen Heizkraftwerke. Auf Grundlage der Informationen zum Anlagenstandort, der oberhalb gelegenen Wasserfläche und der kalkulierten Sterblichkeitsrate für abwandernde Blankaale am betreffenden Standort wurde schrittweise die kumulative Mortalität für die betreffenden Teilflächen des UGH berechnet und nach Sterblichkeitsklassen zusammengefasst.

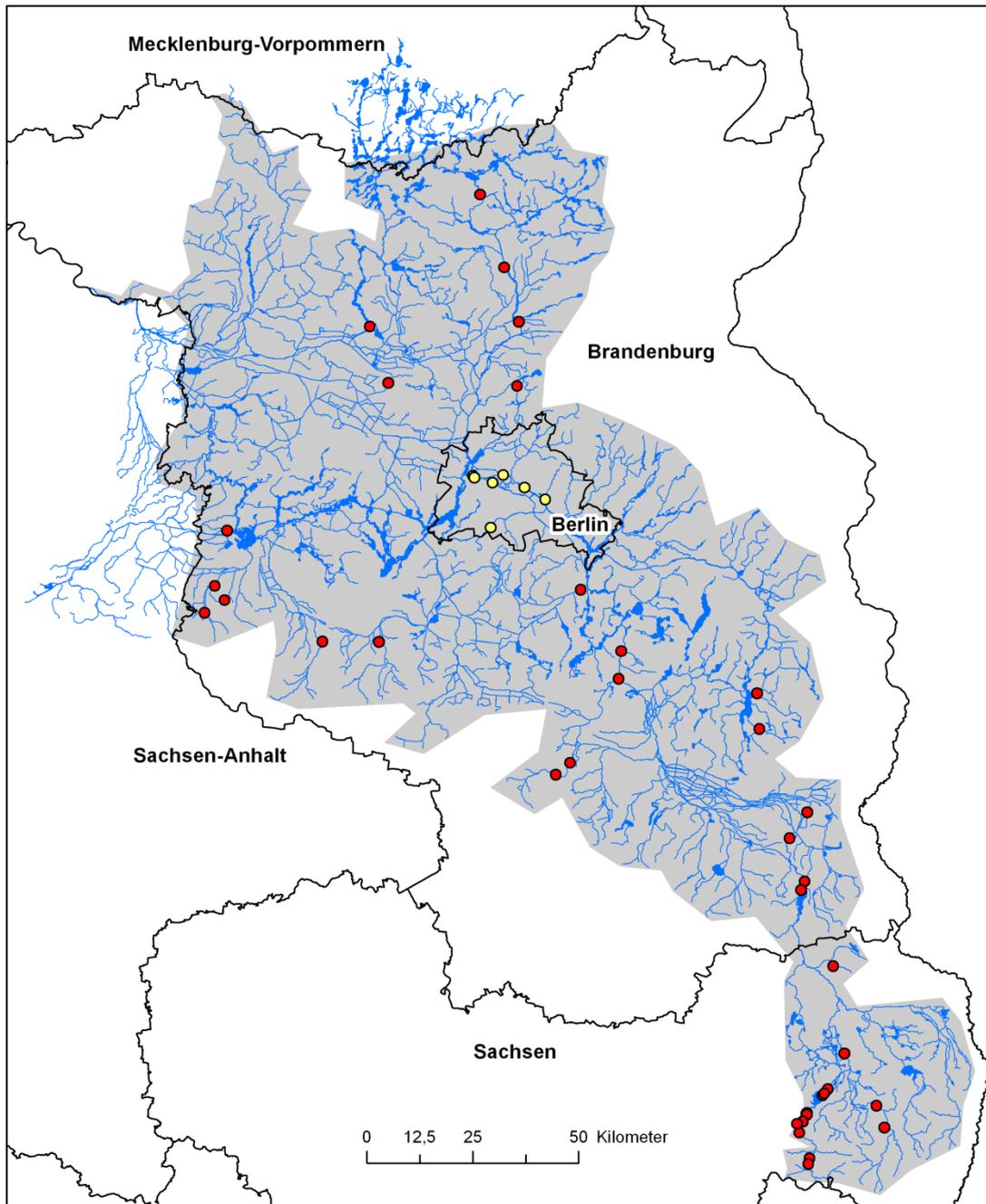


Abb. 3.22: Standorte von Wasserkraftanlagen (rote Punkte) und Kühlwasserentnahmestellen (gelbe Punkte) im UGH mit Datenstand 2012

Tab. 3.16: aktuelle Aalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen im UGH - Gewässerflächen nach Mortalitätsklassen

Mortalitätsklasse	Wasserfläche (ha)	Anteil Wasserfläche (%)
0 % Mortalität	41.192	73,2
10 % Mortalität	460	0,8
20 % Mortalität	0	0,0
30 % Mortalität	5.882	10,4
40 % Mortalität	3.991	7,1
50 % Mortalität	1.797	3,2
60 % Mortalität	2.120	3,8
70 % Mortalität	210	0,4
80 % Mortalität	43	0,1
90 % Mortalität	541	1,0
100 % Mortalität	55	0,1
Gesamt	56.291	100,0

Wie Tabelle 3.16 verdeutlicht, können Blankaale aus rund $\frac{3}{4}$ der Gewässerfläche des UGH ungehindert abwandern. Auf etwa 25 % der Gewässerfläche sind Aale hingegen von Sterblichkeiten durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen in Höhe von 30-60 % betroffen. Nur wenige kleinere Teileinzugsgebiete im Oberlauf der Spree weisen eine sehr hohe rechnerische Aalsterblichkeit von 70-100 % auf. Bezogen auf das gesamte UGH beträgt die kumulative Aalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen aktuell etwa 11 % der jährlich abwandernden Menge an Blankaalen. Im Resultat des Neubaus bzw. der Aktivierung von Wasserkraftanlagen v.a. in der Spree und der Oberhavel ist die kumulative Sterblichkeit im UGH in den vergangenen 25 Jahren von ≈ 8 % auf 11 % und damit um knapp 50 % angestiegen.

3.2.6 Sterblichkeit während der Blankaalabwanderung

Eine Abschätzung der Sterblichkeitsfaktoren und -raten während der Blankaalabwanderung war anhand der telemetrischen Untersuchungen nur sehr eingeschränkt möglich. Tabelle 3.17 gibt Auskunft über den Verbleib der insgesamt 110 mit Sendern bestückten Blankaale im Untersuchungszeitraum:

Tab. 3.17: Anteil der Mortalitätsfaktoren während der Blankaalabwanderung nach den Ergebnissen der telemetrischen Untersuchungen

Mortalitätsfaktor	Oberhavel	Unterhavel	gesamt
Anzahl besenderte Blankaale	57	53	110
davon aus Havel abgewandert (%)	0	18,8	9,1
davon Fang durch Fischer (%)	8,8	20,8	14,6
davon Fang durch Angler (%)	7,0	0	3,6
davon wahrscheinlich tot (%)	5,3	0	2,7
<i>davon Verbleib unbekannt (%)</i>	<i>78,9</i>	<i>60,4</i>	<i>70,0</i>

Mindestens 18 % der Blankaale wurden durch Fischer und Angler gefangen. 9 % der Aale haben die Telemetriestation Havelberg passiert und sind damit nachweislich aus dem Havelsystem abgewandert. Ein sehr geringer Teil der Sender (3 %) wurde dauerhaft in unmittelbarer Nähe des Aussetzortes der Aale geortet. Wahrscheinlich sind die entsprechenden Aale bereits kurzzeitig nach dem Aussetzen verendet. Von der überwiegenden Mehrzahl (70 %) aller besenderten Aale ist jedoch der Verbleib unklar. Fast alle wurden an mindestens einer Empfangs-

station registriert, haben das Havelsystem im Untersuchungszeitraum aber wohl nicht verlassen. Aufgrund der großen Dunkelziffer (unklarer Verbleib) kann letztendlich die Bedeutung der Sterblichkeitsfaktoren einschließlich der natürlichen Sterblichkeit während der Blankaalabwanderung anhand der vorliegenden Telemetrieergebnisse nicht quantifiziert werden.

In Kombination mit weiteren telemetrischen Untersuchungen, die vom Auftragnehmer im Havel- und Elbegebiet im Zeitraum 2007-11 durchgeführt wurden, konnten jedoch anhand von insgesamt 399 besenderten Blankaalen wichtige Erkenntnisse zum Wanderverhalten gewonnen werden (s. STEIN et al. 2012).

113 der 399 besenderten Aale waren als Migranten einzustufen, d.h. zeigten ein stromabgerichtetes, aktives Wanderverhalten. Innerhalb der Migranten konnten 3 verschiedene Migrationstypen identifiziert werden. Der überwiegende Teil der Aale (Typ 1, 77 %) war noch in derselben Saison abgewandert, d.h. im Herbst besenderte Aale im selben Herbst und im Frühjahr besenderte Aale im selben Frühjahr. 17 % (Typ 2) der Aale unterbrachen ihre Wanderung nach der Besenderung und setzten diese erst im Anschluss an den folgenden Winter fort. Die Individuen des Typs 3 (6 %) haben ihre Wanderung für ein Jahr oder länger unterbrochen. Auffällig war, dass die Aale aus Ober- und Unterhavel mit allen 3 Migrationstypen auftraten, während die im Mündungsbereich der Havel und in der Elbe besenderten und ausgesetzten Aale ausschließlich Typ 1 zuzuordnen waren (Abb. 3.23). Demnach scheint die Zielstrebigkeit der Abwanderung stromabwärts in Richtung Ästuar bzw. Nordsee zuzunehmen.

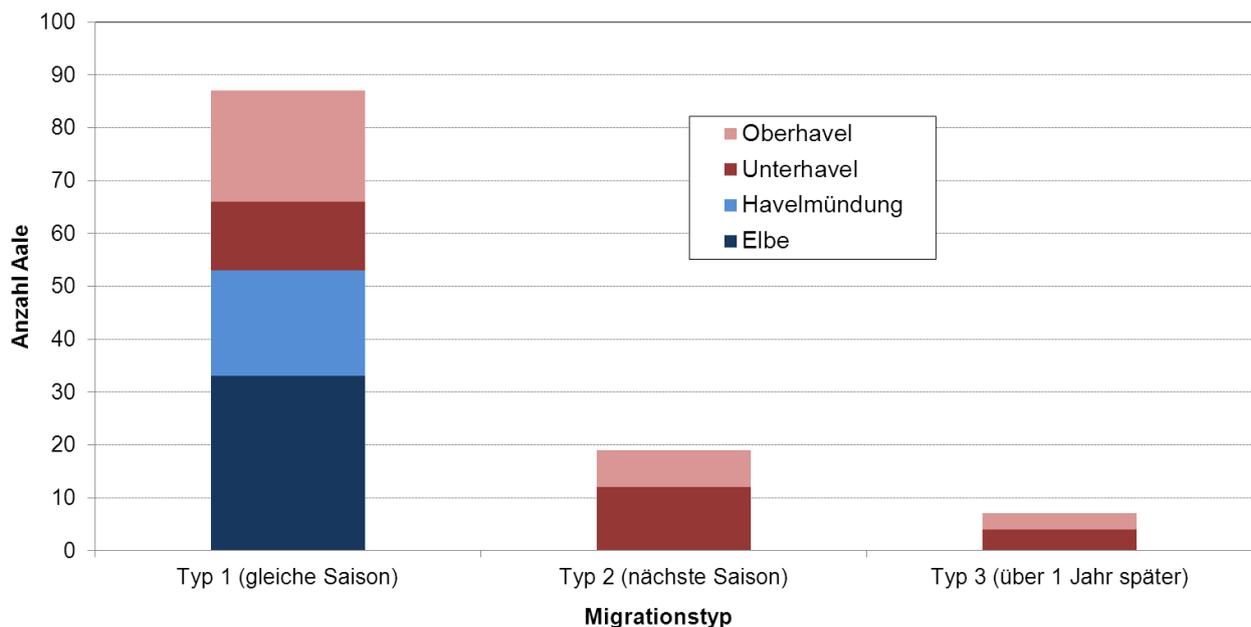


Abb. 3.23: Anzahl abwandernder Blankaale nach Migrationstyp und Gewässerregion (n = 113)

Im Vorfeld der Untersuchungen wurde vermutet, dass Aale in einem späten Blankaalstadium (IV, V) tendenziell eher dem Migrationstyp 1 („Schnellläufer“) entsprechen und Aale in einem frühen Blankaalstadium (III) tendenziell dem Migrationstyp 3 („Bummler“). Ein solcher Zusammenhang konnte anhand der Ergebnisse jedoch nicht bestätigt werden. In Migrationstyp 1 und 2 überwiegt der Anteil des Blankaalstadiums IV und Stadium V und III sind zu ungefähr gleichen Anteilen vorhanden. In Migrationstyp 3 hingegen fehlt das Blankaalstadium III und der Anteil von Stadium IV überwiegt gegenüber Stadium V.

Für die Ermittlung der Wandergeschwindigkeiten wurde die jeweilige Distanz zwischen 2 Empfangsstationen und die dafür benötigte Zeit des jeweiligen Aals berechnet. Die Geschwindigkeit ergibt sich dann aus der Formel Strecke/Zeit.

Für die Betrachtung der Wander- in Relation zu den Fließgeschwindigkeiten wurden die Daten nach den verschiedenen Flussabschnitten unterteilt. Die Fließgeschwindigkeiten variieren zwischen den betrachteten Gewässerabschnitten aufgrund der unterschiedlichen Morphologie und Hydrologie sowie jahreszeitlich bedingt durch Hoch- und Niedrigwasser. Tendenziell sind die Fließgeschwindigkeiten in Ober- und Unterhavel geringer als im Bereich der Havelmündung bzw. der Unterelbe. In Abbildung 3.24 repräsentieren die blauen Linien den Verlauf der Strömungsgeschwindigkeit von Herbst 2007 bis Frühjahr 2011 sowie die roten Punkte die von den abwandernden Blankaalen erreichten Wandergeschwindigkeiten im jeweiligen Gewässerabschnitt. Beide Geschwindigkeiten sind einheitlich in Kilometer pro Tag (v in $\text{km}\cdot\text{d}^{-1}$) dargestellt. In der Ober- und Unterhavel überschreiten die Wandergeschwindigkeiten einiger Aale die geringe Fließgeschwindigkeit der Havel. Aber auch im Mündungsbereich der Havel und in der Unterelbe wurden vereinzelt Wandergeschwindigkeiten gemessen, die die relativ höhere Fließgeschwindigkeit im Gewässerabschnitt überschreiten. Die Differenz aus Wanderungs- und Strömungsgeschwindigkeit kann als aktive Wanderungsgeschwindigkeit interpretiert werden. Nur in wenigen Fällen (19 %) wurden aktive Wanderungsgeschwindigkeiten von über $5 \text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$ beobachtet. Für die Mehrheit der betrachteten Wegstrecken (72 %) ergibt sich hingegen eine negative aktive Migrationsgeschwindigkeit; d.h. die Wanderungsgeschwindigkeit liegt unterhalb der Strömungsgeschwindigkeit (Abb. 3.25). Insgesamt lassen die Untersuchungsergebnisse den Schluss zu, dass sich die abwandernden Blankaale überwiegend passiv mit der Strömung treiben lassen statt aktiv stromabwärts zu schwimmen oder dass sie zwischen Phasen mit aktiver Wanderung regelmäßig Pausen einlegen.

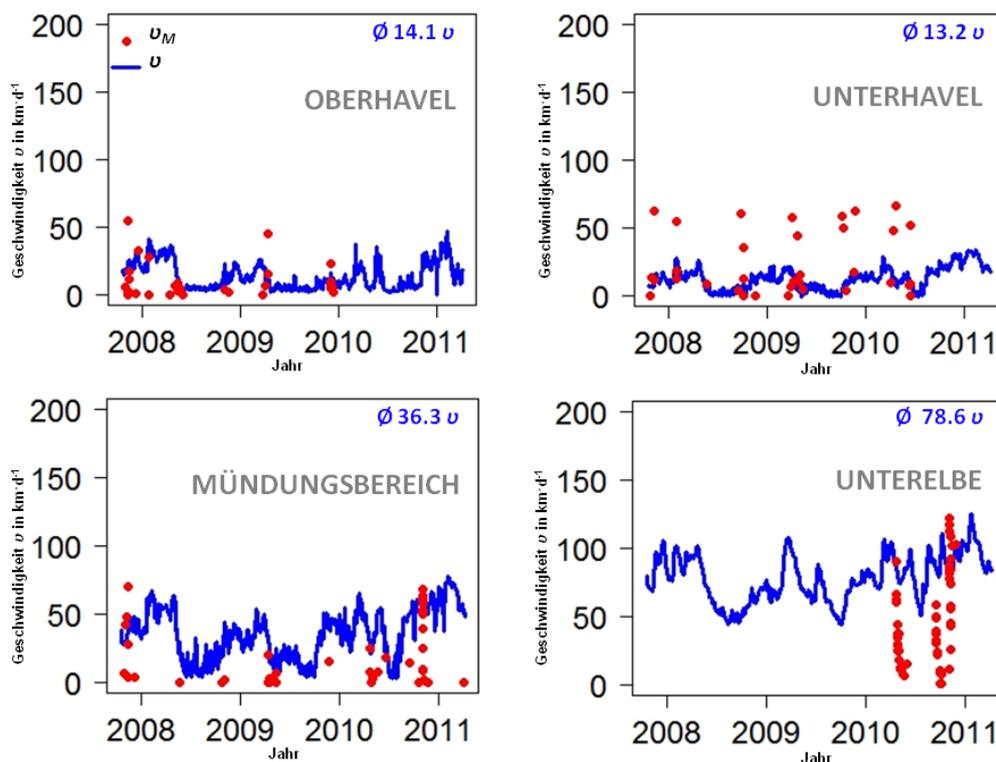


Abb. 3.24: Gegenüberstellung der gefundenen Wanderungsgeschwindigkeiten der Blankaale (rote Punkte) mit der mittleren Fließgeschwindigkeit in verschiedenen Gewässerabschnitten (blaue Linien)

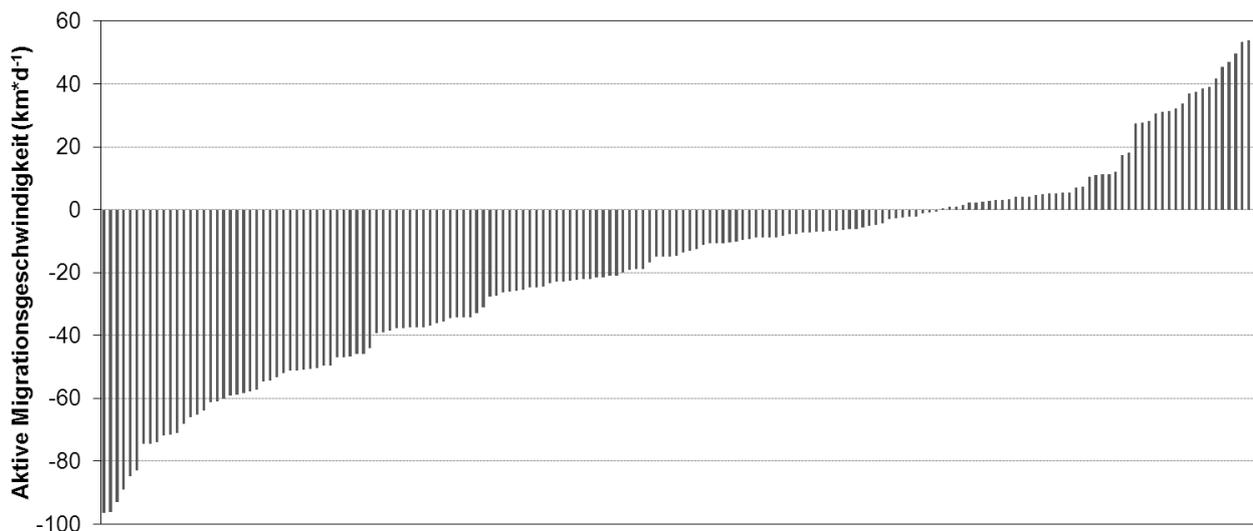


Abb. 3.25: Aktive Migrationsgeschwindigkeiten für 175 untersuchte Wegstrecken von 113 abwandernden Blankaalen (berechnet als Differenz von Wanderungs- und Strömungsgeschwindigkeit: negative Werte = langsamer als Strömungsgeschwindigkeit, positive Werte = schneller als Strömungsgeschwindigkeit)

Die jahreszeitliche Wanderungsaktivität der Aale ist geprägt von zwei Aktivitätsphasen: eine kürzere und kleinere in den Monaten April-Mai sowie eine deutlich ausgeprägtere in den Monaten September-November (Abb. 3.26). Die geringsten Wanderungsaktivitäten waren in den kalten Winter- und warmen Sommermonaten festzustellen.

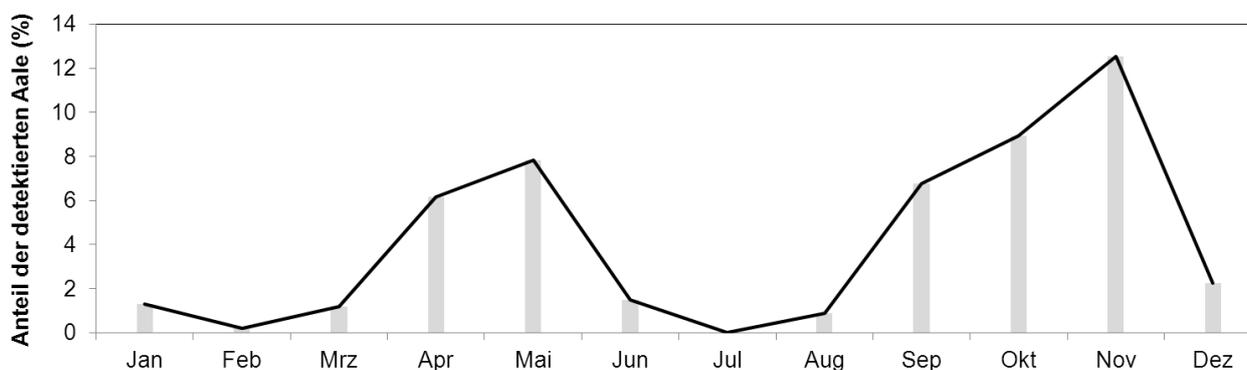


Abb.3.26: jahreszeitliches Aktivitätsmuster der abwandernden Blankaale (n=113)

Es wird vermutet, dass die ausgeprägte Saisonalität der Wanderungsaktivität im Zusammenhang mit verschiedenen Umweltvariablen steht. Zur Überprüfung dieser These wurden die Zusammenhänge zwischen Wanderungsaktivität und den folgenden Umweltvariablen in einem Generalisierten Linearen Modell (GLM) überprüft: Wassertemperatur, Lufttemperatur, Abfluss, Wasserstand, Fließgeschwindigkeit, Niederschlag, Sonnenstrahlung, Mondphase und Luftdruck. Des Weiteren wurden aus den gemessenen Umweltdaten in den jeweils gleichen Zeitschritten 24 zusätzliche Differenz- und Summenvariablen gebildet um die Dynamik der Variablen in das Modell mit einfließen zu lassen. Die Modelloberfläche des plausibelsten GLMs (Abb. 3.27) kann wie folgt interpretiert werden: befindet sich die Wassertemperatur zwischen ca. 8-12 °C, steigt die Wahrscheinlichkeit von Aalaktivität mit dem Anstieg der Niederschlagssumme innerhalb der letzten 7 Tage.

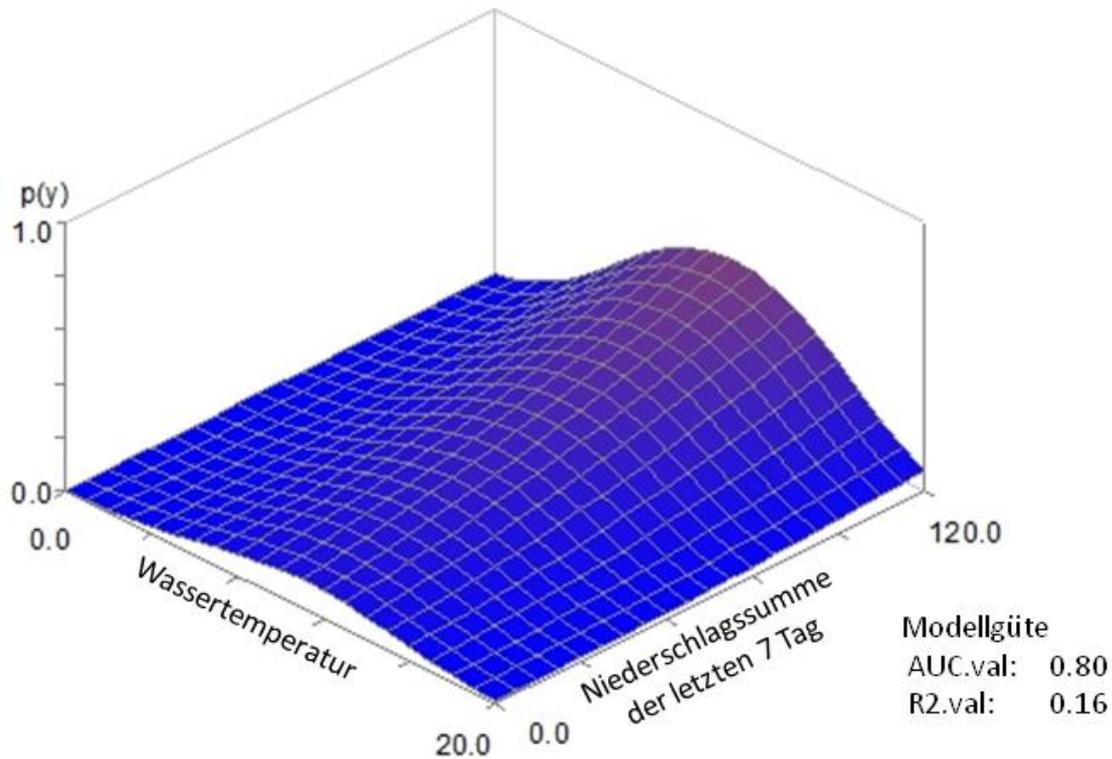


Abb. 3.27: Modelloberfläche des Generalisierten Linearen Modells (GLM) zur Erklärung des jahreszeitlichen Aktivitätsmusters

Für die Betrachtung der tageszeitlichen Wanderungsaktivitäten der Blankaale auf Basis der zur Verfügung stehenden Telemetriedaten konnte nur die jeweils erste und letzte Registrierung eines Individuums an der jeweiligen Empfangsstation verwendet werden. Signale, die zwischenzeitlich registriert wurden, sind kein eindeutiger Indikator für Aktivität, da es beispielsweise sein kann, dass ein Aal über einen längeren Zeitraum in Empfangsweite verweilt und Signale produziert hat, ohne aktiv zu sein. Nur die jeweils erste und letzte Registrierung an einer Empfangsstation lassen sich folglich eindeutig als Wanderungsaktivität deuten. Fast $\frac{3}{4}$ (73,5 %) der Wanderungsaktivitäten wurde im Zeitraum zwischen 17.00 Uhr und 05.00 Uhr registriert (Abb. 3.28). Abwandernde Blankaale können somit als überwiegend nachtaktiv bezeichnet werden. Die Phasen höchster Aktivität liegen in den Dämmerungs- und ersten Nachtstunden.

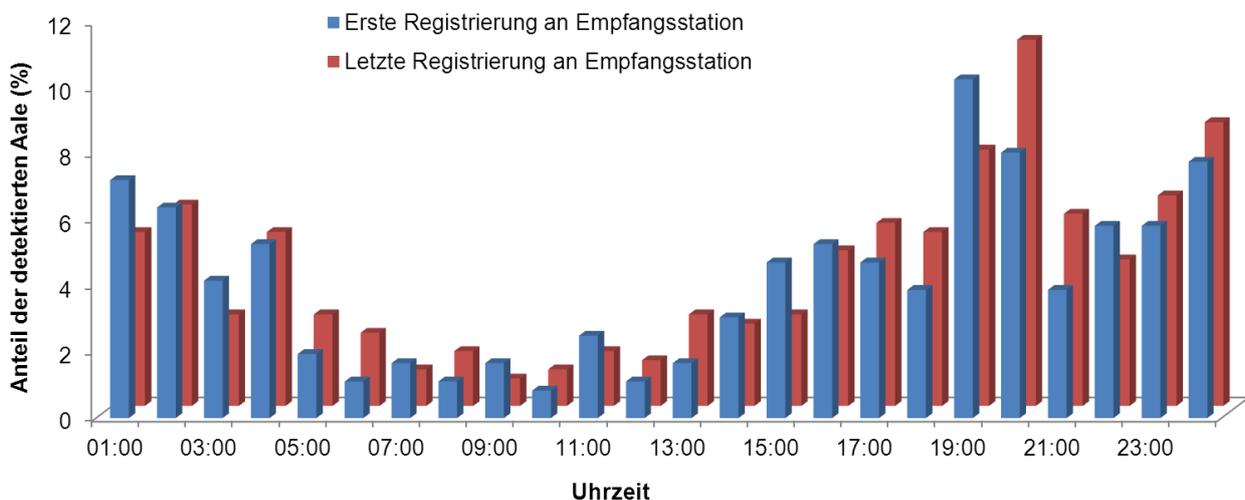


Abb. 3.28: Aktivitätsmuster der abwandernden Blankaale im Tagesverlauf (n=113)

3.2.7 Schadstoffbelastung der Aale

Aale sind aufgrund ihres Lebenszyklus und ihrer Lebensweise in besonderem Maße von Schadstoffbelastungen der Umwelt betroffen. Sie leben überwiegend bodennah und halten sich oft versteckt im Sediment auf. Dabei nehmen die Aale die Schadstoffe aus der Umwelt über die Kiemen, Haut und kontaminierte Nahrung auf. Speziell bei der Nahrung kommt es zu einer Anreicherung von Schadstoffen über die Nahrungskette bis zum Aal. Aufgrund seines natürlicherweise hohen Körperfettgehaltes reichert der Aal im Besonderen fettlösliche organische Substanzen an. Während seines 10 bis 25 Jahre dauernden Aufenthaltes auf unserem Kontinent erreicht der Europäische Aal die Geschlechtsreife und wandert dann erst zum Laichen ab in die Sargassosee. Er pflanzt sich während dieser Zeit also nicht fort und es kommt damit auch zu keiner Abnahme der Schadstoffkonzentration im Körper durch den jährlichen Fortpflanzungsprozess (Produktion und Abgabe von Rogen und Milch) wie bei den meisten anderen Fischarten. Die Schadstoffe werden lebenslang im Körper des Aals angereichert und gespeichert. Aus diesen Gründen ist der Aal besonders den Schadstoffbelastungen in seiner Lebensumwelt ausgesetzt und eignet sich hervorragend als Bioindikator dafür (BELPAIRE und GOEMANS 2007, BELPAIRE et al. 2008).

Bei Fischen können vor allem organische Stoffgruppen (z.B. Polychlorierte Biphenyle (PCBs), Dioxin, Pflanzenschutzmittel, Moschusverbindungen, Hormone usw.), Metalle (Blei, Kupfer, Quecksilber usw.) und radioaktive Isotope (z.B. Cäsium) zu Schäden führen, wenn sie mit der Nahrung aufgenommen werden. Aus der Vielzahl möglicher Schadstoffe ist inzwischen von einem Bruchteil (mehreren 100) bekannt, das sie den Europäischen Aal negativ beeinflussen können, speziell z.B. sein Immun-, Nerven- und Hormonsystem sowie seine Fortpflanzung (Übersichten bei BRUSLE 1991, KNIGHTS 1997, ROBINET & FEUNTEN 2002, GEERAERTS & BELPAIRE 2011).

Weiterhin gibt es Interaktionen zwischen bestimmten Schadstoffen und Parasiten. Schadstoffe wie z.B. PCBs können die Resistenz der Aale gegenüber Krankheiten, Viren und Parasiten beeinflussen (GEERAERTS & BELPAIRE 2011). Parasiten wiederum können bei infizierten Aalen den Schadstoffstoffwechsel von z.B. PCBs beeinflussen, mit Schadstoffen synergetische oder antagonistische Interaktionen eingehen und physiologische Reaktionen in Aalen hervorrufen, die normalerweise durch Schadstoffe ausgelöst werden (SURES 2006). SURES & KNOPF (2004) zeigten z.B. das PCB 126 die Immunantwort von Aalen dämpfte, die mit *A. crassus* befallen und das mit diesem PCB belastete Aale häufiger mit *A. crassus* befallen waren.

Die Schadstoffbelastung von Fischen wird - meist mit Bezug auf die Verzehrfähigkeit - in großen Flüssen wie dem Rhein oder der Elbe relativ regelmäßig untersucht (z.B. BERGEMANN & GAUMERT 2006, 2008, STACHEL et al. 2006, 2007, IKSAR 2011; WAHL et al. 2011). Bei besonderen Naturereignissen wie z.B. der Elbeflut 2002 wurden sogar besonders intensive Schadstoffuntersuchungen der Sedimente, Nahrungstiere und Fische durchgeführt (STACHEL et al. 2005, 2006). Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Fischen in Nebenflüssen z.B. von der Elbe sind dagegen deutlich seltener (GAUMERT et al. 2001, 2002, 2003). Deshalb gibt es nur wenige Ergebnisse zur Schadstoffbelastung von Aalen in der Havel (SENSTADTUM 1993, SCHRECKENBACH et al. 1997, WIESMÜLLER & SCHLATTERER 1999, GAUMERT et al. 2001, HEINISCH et al. 2006), die z.T. nicht publiziert sind. Aale aus der Havel wurden außerdem in geringer Stichprobenzahl im Rahmen der Lebensmittelüberwachung von den Landesämtern auf Schadstoffe untersucht (z.B. BVL, 2009 zit. in BAER et al. 2011).

Die Schadstoffbelastung im UGH ist durch die geringe Dichte von Industrieanlagen im Einzugsgebiet relativ gering im Vergleich zu Flüssen wie z.B. der Elbe und dem Rhein und darüber hinaus dank strenger Umweltauflagen und Überwachungsprogramme seit 1990 rückläufig. Allerdings gibt es eine punktuelle Belastung durch den Ballungsraum Berlin. So war die Belastung mit verschiedenen untersuchten Schadstoffen bei Aalen aus Gewässerabschnitten unmittelbar unterhalb Berlins deutlich höher (teilweise doppelt so hoch) als bei Aalen aus dem oberhalb gelegenen Einzugsgebiet (SCHRECKENBACH et al. 1997). Trotz dieser beobachteten Unterschiede in den erfassbaren Schadstoffkonzentrationen der Aale lagen die in den verschiedenen Untersuchungen ((SENSTADTUM 1993, SCHRECKENBACH et al. 1997, WIESMÜLLER & SCHLATTERER

RER 1999, GAUMERT et al. 2001, HEINISCH et al. 2006) gefundenen Konzentration der untersuchten Stoffe unter den Konzentrationen, die nach bisherigem Kenntnisstand zu einer direkten Sterblichkeit der Aale führen (BRUSLE 1991, GEERAERTS & BELPAIRE 2011). Gleichfalls konnten SCHRECKENBACH et al. (1997) keine Unterschiede im Wachstum, der Kondition und dem Gesundheitszustand zwischen rund 300 unterschiedlich belasteten Aalen aus verschiedenen Gewässern des Haveleinzugsgebietes feststellen.

Dagegen geben v.a. aktuelle Untersuchungen Hinweise auf einen möglichen Einfluss von Schadstoffen bei der Laichwanderung (Erreichen des Laichgebietes) und auf den Reproduktionserfolg. Während seiner kontinentalen Lebensphase sammelt der Europäische Aal Energiereserven in Form von Gewebs- und Eingeweidefett für die Laichwanderung und Ausbildung der Gonaden. Erst wenn eine bestimmte Menge bzw. Konzentration an Fett angesammelt ist, tritt beim Europäischen Aal die Geschlechtsreife ein (THUROW 1959, LARSSON et al. 1990). Weibliche Blankaale benötigen für die ca. 6.000 km lange Wanderung zum Laichgebiet und für die Ausbildung der Eizellen 60 bzw. 80 g Fett/kg Körpergewicht, was ca. 30 bzw. 40 % der gesamten Fettreserven der meisten Blankaale entspricht (VAN DEN THILLART et al. 2005). Blankaale mit weniger als 140 g Fett/kg Körpergewicht (14 % Fettgehalt) sind demnach nicht in der Lage, bis zu ihrem Laichgebiet zu schwimmen und sich zu vermehren. Die Ausbildung von ausreichenden Fettreserven ist deshalb für den Wanderungs- und Fortpflanzungserfolg sehr entscheidend.

In einigen Gebieten wie z.B. Belgien und Niederlande wurde über die letzten Jahrzehnte ein signifikanter Rückgang beim Muskelgewebefett von Gelbaalen beobachtet (BELPAIRE et al. 2009). Pestizide, DDT und dioxinähnliche Polychlorierte Biphenyle (PCB) können die Fettspeicherung beim Aal negativ beeinflussen (GEERAERTS & BELPAIRE 2011). Darüber hinaus können Dioxine und PCBs die Verfügbarkeit von Energie aus dem Fettabbau herabsetzen und zugleich zu einer Selbstvergiftung durch das freiwerdende Dioxin führen. In der Folge können auch Aale mit prinzipiell ausreichenden Fettgehalten von >14% nicht die Sargassosee erreichen (EELREP-PROJEKT 2005). Weiterhin wurde bei einem in-vitro-Versuch ein negativer linearer Zusammenhang zwischen der Überlebensfähigkeit von Aallarven und der Konzentration dioxinähnlicher Substanzen in den Gonaden weiblicher Elterntiere bei unter 4 ng TEQ/kg festgestellt (PALSTRA et al. 2006). Allerdings wird dieser Versuch sehr kontrovers diskutiert, da er erhebliche methodische Schwächen aufweist. Zusammenfassend ist festzustellen, dass womöglich bereits bei Konzentrationen unterhalb der für den menschlichen Verzehr zugelassenen Höchstmengen negative Wirkungen auf die Fitness von Aalen auftreten können. Darüber hinaus sind viele neue Schadstoffe wie z.B. Bromierte Flammenschutzmittel, Alkylphenole, Phthalate, Perfluor-octanesulphonik-Säuren usw. im Einsatz, denen wegen ihrer fortpflanzungsgefährdenden Eigenschaften zukünftig verstärkt Beachtung geschenkt werden muss (GEERAERTS & BELPAIRE 2011).

Untersuchungen zu Schadstoffbelastungen von Aalen im UGH sind nur vereinzelt hinsichtlich der Verzehrbarkeit von Aalen in Berlin und einigen Brandenburger Landkreisen durchgeführt worden. Diese sind aber nicht systematisch erfolgt und damit nicht repräsentativ. Zudem war dem Auftragnehmer ein Zugriff auf diese Daten nicht möglich. Seit 2008 werden jedoch systematische Untersuchungen hinsichtlich der Verzehrbarkeit von Aalen (Dioxin und dioxinähnliche PCBs) von 20 Probestellen aus dem Haveleinzugsgebiet vom Land Brandenburg durchgeführt (Abb. 3.29). Die Untersuchungsergebnisse basieren jeweils auf Mischproben von 10-20 Aalen > 45 cm Körperlänge, die aus Fängen von Erwerbsfischereibetrieben stammen. Eine Unterscheidung von Gelb- und Blankaalen wurde nicht vorgenommen. Die in Abbildung 3.29 gezeigten Daten zeigen erhebliche Unterschiede im Vergleich der einzelnen Probestellen vom bis zum Zehnfachen innerhalb desselben Jahres. Starke Schwankungen traten zudem auch von Jahr zu Jahr auf. Im Mittel über alle Jahre und Probestellen betrug die Schadstoffbelastung der Aale mit Dioxin und dioxinähnlichen PCB's 5,4 pg/g Muskelfilet.

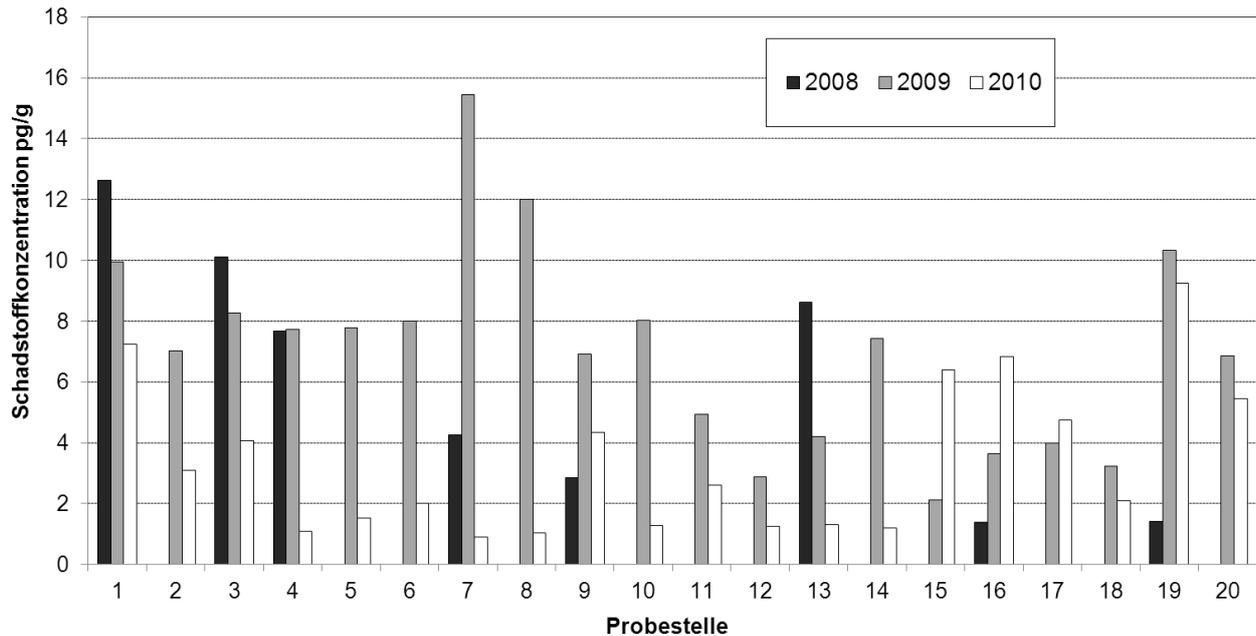


Abb. 3.29: summarische Konzentrationen von Dioxin und dioxinähnlichen PCBs in Aalen von 20 Probestellen im Havelgebiet (Monitoring Land Brandenburg)

3.2.8 Diskussion

Natürliche Sterblichkeit

Eine Quantifizierung der natürlichen Sterblichkeit von Aalen im Havelsystem ist aufgrund der erheblichen Wasserflächen und einer für einen derartigen Ansatz notwendigen Markierung der einzelnen Besatzjahrgänge nicht möglich, da die Besatzmengen im Havelsystem im Bereich von 4,5 Mio. vorgestreckten Aalen pro Jahr liegen. Deshalb wurden die Überlebensraten und damit die natürliche Sterblichkeit an Modellpopulationen in isolierten Seen des Haveleinzugsgebietes mit vergleichsweise geringen Wasserflächen erhoben. Gesicherte Aussagen zur natürlichen Mortalität sind aufgrund der Bestandsdynamik und des Wanderverhalten des Aals, der geringen Fangeffektivität der Elektrofischerei beim Aal und Problemen bei der quantitativen Erfassung mittels der Ausfischungsmethode nach ROBSON & REGIER (1964) nur durch solch einen Versuchsansatz möglich (NAISMITH & KNIGHTS 1990).

Vergleichbare Ergebnisse für die Populationsgrößen der als Glasaale besetzten Jahrgänge nach dem LINCOLN-PETERSEN-Schätzverfahren und nach SCHNABEL (1938) wurden in drei von fünf Versuchseen ermittelt (Tab. 3.12). In den beiden anderen Seen waren die nach SCHNABEL (1938) berechneten Populationsgrößen etwas höher gewesen als nach dem LINCOLN-PETERSEN-Schätzverfahren. Die für diese Seen bestimmten Überlebensraten nach drei bis sechs Jahren waren bei beiden Besatzformen (Glasaale und vorgestreckte Aale) annähernd vergleichbar (Tab. 3.12). Ähnliche Überlebensraten nach drei bis sechs Jahren fanden DE LEO & GATTO (1995) mit ca. 18-27 %. PEDERSEN (2000) fand hingegen in einem See nach dem Besatz mit Wildaalen (19 g) und vorgestreckten Aalen (40 g) nach sieben bzw. acht Jahren deutlich höhere Überlebensraten von 55-75 % (Wildaale) und 42-57% (Farmaale).

Für eine Ermittlung der natürlichen Sterblichkeit über die gesamte kontinentale Lebensphase der Aale von etwa 20 Jahren reichen die aus den Versuchseen gewonnenen Daten allerdings nicht aus, da sie bislang nur die Altersgruppen 0-6 abdecken. Aus diesem Grund konnte auch noch keine Wachstumskurve für die Aalbestände in den Versuchsgewässern erstellt werden, die in Kombination mit anderen Populationsparametern alternativ eine Abschätzung der natürlichen Sterblichkeit nach verschiedenen Berechnungsmethoden ermöglichen könnte (ICES 2012). So berechneten z.B. VØLLESTAD & JONSSON (1998) bei Aalen aus einem norwegischen Fluss aus dem Verhältnis einwandernder Jungaale und abwandernder Blankaale mittels Alters-

bestimmung bei den Blankaalen mittlere jährliche Gesamtmortalitätsraten von 8,8-22,5 %. RASMUSEN & THERKILDTSEN (1979) ermittelten in einem dänischen Fluss jährliche Gesamtmortalitätsraten (einschließlich Abwanderung) von 0,36 – 0,65 % unter der Annahme, dass die jährliche natürliche Einwanderung an Aalen konstant ist, was nicht zutrifft. DEKKER (2012) fand eine deutlich niedrigere jährliche natürliche Mortalität für schwedische Aalbestände von 10 %. Der gleiche Autor hatte in einer früheren Arbeit (DEKKER 2000b) eine konstante jährliche natürliche Mortalitätsrate in älteren Jahrgängen von $M = 0,1386$ (entspricht jährlicher Sterblichkeitsrate von 13 %) angenommen.

Die gefundenen Ergebnisse sind auch aus folgenden Gründen nicht uneingeschränkt verallgemeinerbar:

1. Es wurden Glasaale sehr guter Qualität aus England besetzt. Die Glasaale werden dort sehr schonend gefangen und noch am gleichen Tag verschickt. Bei einem Besatz z.B. mit Glasaalen aus Frankreich wären die Ergebnisse möglicherweise anders ausgefallen, da die französischen Glasaale teilweise über mehrere Tage gesammelt werden und es zu erheblichen Verlusten durch Verletzungen beim Fang und Transport kommen kann (BRIAND et al. 2012).
2. Die Glasaale wurden im April geliefert und besetzt. Der Glasaalfang an den Küsten von England und Frankreich erfolgt von Dezember bis April. Damit ist der April bezogen auf die Wassertemperatur und Entwicklung der Naturnahrung in unseren Binnengewässern der günstigste Besatztermin innerhalb des Fangzeitraums der Glasaale gewesen. Im Falle eines Glasaalbesatzes im Februar, bei niedrigeren Wassertemperaturen und evtl. Eisbedeckung auf den Seen wäre mit abweichenden Untersuchungsergebnissen zu rechnen.
3. Die Aale wurden in kleine, abgeschlossene Flachseen besetzt. Wie die Schwankungen im Wachstum und in den ermittelten Überlebensraten zwischen den Seen zeigen, könnten in anderen Gewässern, wie z.B. durchflossenen Seen oder Flüssen, durchaus abweichende Ergebnisse erzielt werden.
4. Die besetzten Aale in den Versuchsseen hatten bis zum Jahr 2010 eine mittlere Körpergröße von 15-30 cm erreicht (Abb. 3.31 bis 3.37). Wie sich Wachstum und Überlebensraten bis zur Speisefischgröße und darüber hinaus entwickeln, kann nur vermutet werden.

Trotz aller Einschränkungen und Besonderheiten sind die bislang vorliegenden Untersuchungsergebnisse geeignet, die Überlebens- bzw. Sterblichkeitsraten der Aale in den Altersgruppen 3-6 in unseren Binnengewässern zu quantifizieren. Für die Abschätzung der für das Bestandsmodell benötigten natürlichen Sterblichkeitsraten aller 20 Aaljahrgänge in Binnengewässern sind die erzielten Ergebnisse jedoch noch nicht ausreichend. Daher musste auf Literaturdaten zurückgegriffen werden. In einer aktuellen Arbeit von BEVACQUA et al. (2011) wurden verschiedene Literaturquellen zur natürlichen Sterblichkeit in Aalbeständen Europas ausgewertet und ein Berechnungsalgorithmus entwickelt, der eine - an das jeweilige Flussgebiet angepasste - Bestimmung der jährlichen natürlichen Sterblichkeitsrate für alle Altersgruppen im Bestand ermöglicht. Diese Berechnungen werden von ICES (2012) als die derzeit zuverlässigsten angesehen, da sie alle wesentlichen, die natürliche Sterblichkeit beeinflussenden Faktoren (Körpermasse der Aale, Wassertemperatur, Populationsdichte) berücksichtigen. Abbildung 3.30 zeigt die nach BEVACQUA et al. (2011), auf Grundlage einer mittleren Wassertemperatur von 12,7 °C sowie der für die Havel ermittelten Wachstumskurve (s. Abschnitt 3.3.1) und Alters-Längen-Gewichts-Relationen, berechneten Sterblichkeitsraten weiblicher Aale der Altersgruppen 0-7 für niedrige, mittlere und hohe Aalbestandsdichten. Eine Definition der drei genannten Aalbestandsdichten erfolgte bei BEVACQUA et al. (2011) nicht, sodass für die Entscheidung die ermittelten Sterblichkeitsraten aus den Versuchsseen herangezogen wurden. Wie aus Abbildung 3.30 ersichtlich, ergibt sich die beste Übereinstimmung bei einer geringen Bestandsdichte nach BEVACQUA et al. (2011) mit kumulativen Sterblichkeitsraten von 82,9-86,5 % nach drei bis sechs Jahren. Daher wurde für das Aalbestandsmodell der Havel die Funktion der natürlichen Sterblichkeit nach BEVACQUA et al. (2011), angepasst an die spezifischen Bedingungen der Havel (Wassertemperatur, Wachstum), für niedrige Aalbestandsdichten verwendet.

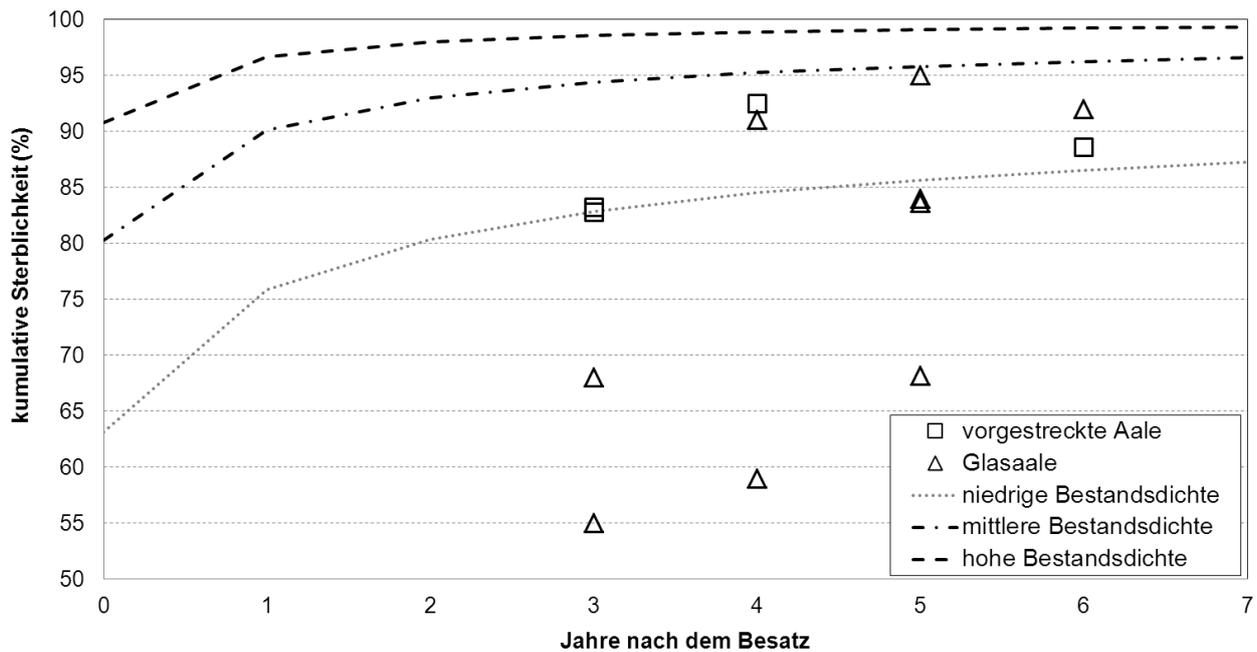


Abb. 3.30: Vergleich der ermittelten kumulativen Sterblichkeitsraten der in die Versuchsseen besetzten Aale beim Markierungs-Wiederfang-Experiment im Jahr 2010 mit den nach BEVACQUA et al. (2011) ermittelten Überlebensraten für weibliche Aale der Havel (mittlere Wassertemperatur 11,7°C, Wachstumskurve der Havelaale) bei niedriger, mittlerer und hoher Aalbestandsdichte.

Krankheiten und Parasiten sind neben anderen Parametern wie z.B. Populationsdichte, Prädatoren usw. wichtige Einflussgrößen auf die Höhe der natürlichen Sterblichkeit. Bezüglich der Befallsrate mit *A. crassus* und daraus resultierender Schädigung der Schwimmblase war in den Untersuchungsseen festzustellen, dass sich beide Größen mit zunehmender Lebensdauer der Aale in den Seen erhöhten (Abb. 3.10, 3.12 und Tab. 3.14). Ein solches Geschehen war zu erwarten, da sowohl Entwicklungsstadien als auch Zwischenwirte von *A. crassus* in den Untersuchungsseen ebenso vorhanden sind, wie im „offenen“ System der Havel, wo während des Versuchszeitraumes vergleichbare Befallsraten, Befallsintensitäten und Schwimmblasenschädigungen bei den Aalen beobachtet wurden (FLADUNG et al. 2011). Vergleichbares gilt für das HVA-Virus. Die Ergebnisse zur Infektionsrate der besetzten Aale zeigen, dass bis auf einzelne isolierte Seen wahrscheinlich in allen Gewässern die Aalbestände mit dem HVA-Virus durchseucht sind. Die signifikanten Unterschiede in der Befallsintensität mit dem HVA-Virus zwischen den als vorgestreckte Aale und den als Glasaale besetzten Aalen deuten an, dass evtl. die Durchseuchung der Gewässer durch den Besatz mit bereits teilweise infizierten vorgestreckten Aalen erfolgt ist. Untersuchungen zur Durchseuchung der Havelaale mit dem HVA-Virus wurden im Rahmen des hier vorgestellten Projektes nicht durchgeführt. Aus früheren Untersuchungen ist bekannt, dass aus Aquakulturanlagen stammende Aale oft mit dem HVA-Virus infiziert sind und wahrscheinlich durch den Besatz mit Aalen der HVA-Virus inzwischen - nicht nur in deutschen Binnengewässern (VAN GINNEKEN et al. 2004, LEHMANN et al. 2005b, JACOB et al. 2009) - weitgehend flächendeckend verbreitet ist. Da mit den vorgestreckten Aalen sowohl die Versuchsseen als auch das Brandenburger UGH besetzt wurden, kann von vergleichbaren Infektionsraten in den Gewässern ausgegangen werden.

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass wichtige bestimmende Faktoren für die Höhe der natürlichen Sterblichkeit in den Versuchsseen in vergleichbarem Maße ausgeprägt waren wie im offenen EZG der Havel. Aus dieser Sicht sind die ermittelten Mortalitätsraten auf das EZG übertragbar.

Kormoran

Der Aalbestand im UGH unterliegt allein bei Betrachtung der Brutkolonien und des Aktionsradius der Brutvögel fast vollständig (91 % der Gewässerfläche) dem Fraßdruck durch Kormorane (Abb. 3.13). Die Entwicklung der Kormoranbrutbestände entspricht im Wesentlichen dem deutschlandweiten Trend (vgl. FLADUNG et al. 2012), wobei der Rückgang des Brutpaarbestandes im UGH früher und deutlich stärker erfolgt ist.

Auf Grundlage der Brutvogelzahlen wurde nachfolgend die Zahl der Nichtbrüter und überwinternden Brutvögel entsprechend BRÄMICK & FLADUNG (2006) hochgerechnet und anschließend über die durchschnittliche Aufenthaltsdauer, den Nahrungsbedarf sowie den Anteil des Aals in der Kormorannahrung die Aalfräßmenge der Kormorane im UGH für die Jahre 1985-2011 abgeschätzt. Die so ermittelten Werte stellen sehr grobe Abschätzungen dar, da sie sich auf eine einmalige Untersuchung des Aalanteils in der Kormorannahrung in Brandenburger Gewässern (KNÖSCHE et al. 2005) stützen. Eine Übertragung von Daten aus anderen deutschen Gewässern ist nicht zulässig, da insbesondere der Aalanteil entscheidend von den spezifischen Gewässerbedingungen (z.B. Art der Gewässer, Anflugintensität von Kormoranen, Zusammensetzung des Fischbestandes, Größe der Aalpopulation im Gewässer) abhängt und demzufolge außerordentlich variabel ist (KNÖSCHE et al. 2005). Der zu erwartenden Veränderung des Aalanteils in der Kormorannahrung bei abnehmenden Aalbeständen wurde im Modell über eine lineare Kopplung an die Entwicklung der kormoranrelevanten Aalaltersgruppen Rechnung getragen. Da aus der Fachliteratur keine Informationen zur Form der Abhängigkeit beider Größen vorliegen, bleibt der angenommene lineare Verlauf spekulativ und mit Unsicherheiten behaftet. Darüber hinaus stellen die Abschätzungen der Aalfräßmengen durch Kormorane tendenziell Unterschätzungen dar, da Durchzügler und sonstige Überwinterer mangels Daten nicht berücksichtigt werden konnten. Zwar liegen mit den monatlich durchgeführten Wasservogelzählungen grundsätzlich geeignete Daten für eine Quantifizierung der Rastvögel und Überwinterer vor (WAHL, Dachverband Deutscher Avifaunisten, mdl. Mitt.), doch konnten diese im Rahmen des hier vorliegenden Projektes trotz entsprechender Bemühungen des Auftragnehmers nicht verfügbar gemacht werden. Für eine präzisere Abschätzung der Aalfräßmengen durch Kormorane wären neben der fortlaufenden Erfassung aller relevanten Kormoranteilpopulationen (Brutvögel, immature Vögel, Rastvögel, Überwinterer) auch kontinuierlich durchgeführte Mageninhalts- bzw. Speiballenuntersuchungen zur Ermittlung des spezifischen Aalanteils in der Kormorannahrung erforderlich. Mit einer geschätzten jährlichen Aalsterblichkeit durch Kormorane von aktuell 33 t (Abb. 3.15) bzw. 230.000 Tsd. Stück stellt der Kormoran einen bedeutsamen Mortalitätsfaktor für den Aalbestand im UGH dar.

Erwerbsfischerei und Angler

Die Entwicklung der Aalerträge durch die Erwerbsfischerei im UGH unterscheidet sich nicht grundlegend von der im Elbeinzugsgebiet (BRÄMICK et al. 2008) bzw. in Gesamtdeutschland (ANONYMUS 2008). Nicht zuletzt aufgrund der insgesamt deutlich höheren Aalbesatzmengen erzielen die Erwerbsfischer im UGH mit aktuell 2,2 kg/ha jedoch mehr als doppelt so hohe Aalerträge wie ihre Berufskollegen im Elbeinzugsgebiet (\varnothing 1,0 kg/ha im Jahr 2010 n. FLADUNG et al. 2012). Mit einem aktuellen Mindestmaß von 50 cm greifen die Fischereibetriebe etwa ab der Altersgruppe 8 in den weiblichen Aalbestand ein. Männliche Aale werden aufgrund ihrer geringeren Körpergröße (bis 45 cm) vollständig geschont und können unbeeinflusst von der fischereilichen Sterblichkeit als Blankaale aus dem Gebiet abwandern.

Anhand der Untersuchungen zur Fangzusammensetzung in vier Fischereibetrieben sowie der telemetrischen Ergebnisse wird deutlich, dass sich die Aalfänge der Erwerbsfischerei zu einem bedeutenden Teil aus (weiblichen) Blankaalen zusammensetzen. Der für die vier untersuchten Beispielbetriebe ermittelte überaus hohe Blankaalanteil von ca. 90 % dürfte allerdings nicht repräsentativ sein, da drei Betriebe als Hauptfanggeräte Aalhamen betreiben, die fast ausschließlich für den Fang abwandernder Blankaale eingesetzt werden. Für andere Flussgebiete Europas werden Blankaalanteile in Hamen und Reusenfängen von etwa 60-70 % angegeben (ICES 2011). Daraus lässt sich bereits allgemein ableiten, dass abwandernde Blankaale im

UGH einer nicht unerheblichen fischereilichen Mortalität unterliegen. Gestützt wird diese Aussage von den Ergebnissen der telemetrischen Untersuchungen, nach denen die fischereiliche Sterblichkeit mit mindestens 10-20 % zu beziffern ist. Die Fischereiintensität ist im unteren Havelbereich mit ca. 50 kommerziellen Fischern deutlich höher als im oberen Havelbereich mit nur zwei Haupterwerbsfischern. Dementsprechend war die fischereiliche Sterblichkeit nach den Ergebnissen der telemetrischen Untersuchungen in der Oberhavel im Vergleich zur Unterhavel deutlich geringer.

Während bei der Verwendung von traditionellen Markierungs-Wiederfang-Methoden nur die Blankaalverluste durch die Fischerei festgestellt werden können, erhält man durch telemetrischen Untersuchungen weitere Informationen, da hierbei auch die Anzahl der erfolgreich abgewanderten Aale registriert werden kann. Im gleichen Gewässersystem und unter Verwendung der gleichen Methode ermittelten SIMON et al. (2012) eine etwas höhere Sterblichkeit durch die Fischerei (25 %) und nur 8 % der Aale erreichten die Elbe. Unter Verwendung der gleichen Technik (VEMCO-System) fanden AARESTRUP et al. (2008) eine Überlebensrate von Blankaalen bei ihrer Abwanderung im 35 km langen Rander Fjord (Dänemark) von <20 % und schrieben dieses Ergebnis der starken fischereilichen Mortalität zu. Eine Übertragung der Ergebnisse auf andere Flusssysteme ist aufgrund der hohen Spezifität der fischereilichen Bedingungen und Intensitäten und der daraus resultierenden hohen Varianzen allerdings kaum möglich. Selbst innerhalb eines Gebietes führen verschiedene Erhebungsmethoden zu erheblichen Ergebnisunterschieden. Mit Hilfe von passiver Telemetrie wurden z.B. von WINTER et al. (2006, 2007) in der Maas eine fischereiliche Mortalität von 15 – 26 % festgestellt. Dagegen beobachtete JANSEN et al. (2007) bei seinen radio-telemetrischen Untersuchungen in zwei verschiedenen Jahren eine niedrigere fischereiliche Mortalität in der Maas von 8,0 und 11,3 %.

Die Aalfangmengen durch Angler im UGH wurden mittels einer Fangbuchaktion abgeschätzt, die im Jahr 2010 in neun Brandenburger Landkreisen und kreisfreien Städten sowie in Berlin durchgeführt wurde. Wegen der ursprünglich vorgesehenen Abtrennung des Spree/Dahme-Systems wurden die Landkreise Dahme-Spreewald, Märkisch-Oderland, Oberspreewald-Lausitz, Oder-Spree, Spree-Neiße sowie die Stadt Cottbus bei der Fangbuchaktion nicht berücksichtigt. Die Aalfangmengen durch Angler in diesen Landkreisen mussten daher aus den Fangbuchergebnissen hochgerechnet werden und sind mit gewissen Unsicherheiten behaftet. Wie die Untersuchungsergebnisse zeigen, angelt nur ein kleinerer Teil (39 %) der angelberechtigten Personen (Fischereischeininhaber) im Untersuchungsgebiet auf Aal. 21 % der Fischereischeininhaber angelten im Jahr 2010 überhaupt nicht. Zu einer vergleichbaren Einschätzung kam ARLINGHAUS (2004) bei einer deutschlandweiten Anglerstudie, in der er den Anteil der inaktiven Angler mit ≈ 13 % bezifferte. Die gemeldeten Aalfangmengen der aktiven Aalangler im UGH differierten außerordentlich. Während $\approx \frac{2}{3}$ (69 %) der Aalangler leer ausgingen, realisierten im Gegensatz dazu nur 14 % der erfolgreichen Aalangler mehr als 50 % des Gesamtaaltrages (Abb. 3.20). Die gefundene Ungleichverteilung ist typisch für Anglerfänge und wurde auch im Rahmen der Deutschlandstudie von ARLINGHAUS (2004) sowie von DOROW & ARLINGHAUS (2009) für Angler in Mecklenburg-Vorpommern gefunden. Hochrechnungen von Fangmeldungen auf die gesamte Anglerschaft sind daher kritisch zu betrachten, da die anzusetzende Durchschnittsfangmenge stark von einzelnen Extremwerten beeinflusst wird.

Die für das Jahr 2010 ermittelte Durchschnittsfangmenge von 663 g Aalbiomasse pro aktivem Angler und Jahr im UGH liegt in der Spannweite von Werten aus anderen Untersuchungen und kann aus dieser Sicht als plausibel bewertet werden. WEDEKIND (2000) ermittelte anhand von Fangstatistiken des Deutschen Anglerverbandes (DAV) der Jahre 1997 und 1998 für Sachsen-Anhalt durchschnittliche jährliche Aalfangmengen von 452 g (1997) und 631 g (1998) pro Angler. Spätere Fangstatistiken der Jahre 2004 und 2006 weisen eine mittlere Aalfangmenge von 344 g pro Angler und Jahr aus (FLADUNG, unveröff. Daten). In einer umfangreichen Angelstudie für Mecklenburg-Vorpommern wurden von DOROW & ARLINGHAUS (2008) durchschnittliche Aalfangmengen von 600-670 g ermittelt.

Aus dem Vergleich der Längen- Häufigkeits-Verteilung der Aale in den Anglerfängen mit der (theoretisch) zu erwartenden Verteilung im Gelbaalbestand lassen sich keine klaren Hinweise

auf eine selektive Fangentnahme (z.B. durch freiwillige Schonung kleinerer maßiger Aale) ableiten.

Darüber hinaus belegen die vorliegenden telemetrischen Untersuchungen, dass auch abwandernde Blankaale einer angelfischereilichen Mortalität in Höhe von etwa 4 % unterliegen. Die gefundene Sterblichkeitsrate stimmt mit den von WINTER et al. (2007) in der Maas und von SIMON et al. (2012) in der Havel geschätzten Mortalitäten durch Angler von 1 - 3 % überein. KLEIN-BRETELER et al. (2007) beobachtete bei einer radio-telemetrischen Untersuchung eine etwas niedrigere Mortalität durch Angler von 0,7 % im Rhein. Gleichzeitig kann der Fang von Blankaaalen mit der Angel als Indiz dafür gewertet werden, dass zumindest ein Teil der Blankaaale bei der Abwanderung aus der Havel noch Nahrung aufnimmt und damit noch am Beginn der physiologischen Veränderungen im Zuge der Geschlechtsreife steht. Eine vollständige Einstellung der Nahrungsaufnahme erfolgt demnach erst zu einem späteren Zeitpunkt der Abwanderung.

Wasserkraftanlagen

Die Abschätzung der Blankaalverluste an Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen im UGH weist aufgrund einer lückenhaften und zudem unzureichenden Datenlage erhebliche Unsicherheiten auf. So konnten von 45 bekannten Anlagen nur 38 für die Berechnung der kumulativen Sterblichkeit berücksichtigt werden, da für sieben Anlagen selbst grundlegende Angaben zur Lage und der Art der Wasserkraftnutzung fehlten. Die diesbezügliche Datenlage ist in den deutschen Bundesländern unterschiedlich. Während in Sachsen bereits seit Jahren ein Wehrkataster mit entsprechenden Angaben zu Wasserkraftanlagen geführt wird, befindet sich ein solches für Brandenburg erst im Aufbau. Für die Ermittlung der im Untersuchungsgebiet aktuell vorhandenen Anlagen musste deshalb auf verschiedene Daten- und Informationsquellen zurückgegriffen werden (s. Abschnitt 2.8).

Die durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen verursachte Mortalität für Aale hängt neben der Größe und Zusammensetzung des Aalbestandes im stromauf gelegenen Einzugsgebiet von verschiedenen standortspezifischen Anlagenparametern (Bautyp, Schluckvermögen, Turbinengeschwindigkeit etc.) sowie dem Vorhandensein von Fischschutz- und -ableitvorrichtungen ab und variiert deshalb sehr stark (EBEL 2008). Um genaue Informationen über die Aalsterblichkeit zu erhalten, sind i.d.R. spezielle Erhebungen mit geeigneten Fanggeräten (Hamen), ggf. unterstützt durch telemetrische Untersuchungen, am jeweiligen Standort erforderlich bzw. sinnvoll. Dies dürfte - nicht zuletzt aus Kostengründen - nur an wenigen ausgewählten Standorten und nicht flächendeckend möglich sein. Mit den Publikationen von VON RABEN (1957), BELL (1990) und EBEL (2008) liegen allerdings mittlerweile auch Bewertungsschemata für Kaplan- und Francis-Turbinen vor, die eine - zumindest ungefähre - Abschätzung der prozentualen Aalsterblichkeit auf Basis konstruktiver bzw. hydraulischer Parameter gestatten (Anlage 1). Da für die Wasserkraftstandorte und Kühlwasserentnahmestellen im UGH jedoch weder konkrete Untersuchungsergebnisse zur Aalsterblichkeit noch die für eine alternative Prognose benötigten spezifischen Anlagenkenndaten vorlagen, musste für die Modellierung mit pauschalen mittleren Aalmortalitätsraten kalkuliert werden (s. Abschnitt 2.8). Zudem konnte mangels entsprechender Daten keine Quantifizierung des jeweiligen Aalbestandes im stromauf gelegenen Einzugsgebiet vorgenommen werden. Hilfsweise wurde daher eine Gleichverteilung der Aale im UGH angenommen, obgleich bekannt ist, dass z.B. im Einzugsgebiet der Spree, die hauptsächlich von Wasserkraftanlagen betroffen ist, weniger Aale besetzt werden und damit der Aalbestand, die abwandernde Blankaalmenge und die resultierende Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen absolut gesehen geringer sein dürfte.

Die vorliegenden Ergebnisse zur Aalsterblichkeit an Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen im UGH sind daher als grobe Schätzungen zu verstehen, die einen größenordnungsmäßigen Eindruck vermitteln. Mit einer kumulativen Gesamtsterblichkeit im Blankaalbestand von ca. 11 % ist die Mortalität durch Wasserkraftanlagen im UGH dennoch deutlich geringer als z.B. im deutschen Einzugsgebiet der Weser (17 %), der Elbe (24 %) oder des Rheins (47 %) und ungefähr mit der Maas (10 %) vergleichbar (FLADUNG et al. 2012). Sofern

zukünftig die erforderlichen technischen Daten erhoben werden und in entsprechenden Datenbanken verfügbar sind, könnte auf dieser Basis eine deutlich präzisere, standortspezifische Abschätzung der Sterblichkeiten durch Wasserkraftanlagen erfolgen. Für Kühlwasserentnahmestellen sind hingegen nach wie vor - zumindest beispielhafte - Erhebungen der tatsächlichen Mortalitätsraten an den jeweiligen Standorten unerlässlich.

Wanderverhalten der Blankaale

Erste Markierungsuntersuchungen zum Migrationsverhalten von Aalen in Nordostdeutschland wurden in der zweiten Hälfte der 1960er Jahren durchgeführt. LÜHMANN & MANN (1961) ermittelte anhand von Markierungsuntersuchungen in der Elbe eine durchschnittliche Wandergeschwindigkeit von $3 \text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$. Telemetrische Untersuchungen von TESCH (1994) in Tideelbe und Weser hingegen ergaben mittlere Geschwindigkeiten von rund $65\text{...}94 \text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$. Weitere telemetrische Untersuchungen in Ästuarbereichen und Küstengewässern Großbritanniens (MCCLEAVE & ARNOLD 1999), Skandinaviens (DAVIDSEN et al. 2011, WESTERBERG et al. 2007) und Neuseelands (JELLYMAN & TSUKAMOTO 2002) sowie Mosel (VERBIEST et al. 2012), Rhein (KLEIN-BRETELER et al. 2007) und Havel (SIMON et al. 2012) ergaben Werte zwischen 12 und $62 \text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$ wobei die Spannweite von $< 5 \text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$ bis $> 165 \text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$ reichten. Die Ergebnisse unserer Studie liegen mit einer mittleren Migrationsgeschwindigkeit von $27 \text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$ und Extremwerten zwischen $0,2$ und $121 \text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$ in einem vergleichbaren Bereich. Im überwiegenden Teil der vorherigen Studien wurde allerdings nicht berücksichtigt, dass die Wanderungsgeschwindigkeit maßgeblich von der Strömungsgeschwindigkeit des Gewässers beeinflusst wird (VØLLESTAD et al. 1986).

Anhand von Laborexperimenten (PALSTRA & VAN DEN THILLART 2010, QUINTELLA et al. 2010) konnte eine energetisch optimale, aktive Wanderungsgeschwindigkeit zwischen 50 und $60 \text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$ identifiziert werden. Nur 3 Fische unserer Studie erreichten aktive Migrationsgeschwindigkeiten über $50 \text{ km}\cdot\text{d}^{-1}$. Der überwiegende Teil der gemessenen, aktiven Wanderungsgeschwindigkeit lag unterhalb der örtlichen Strömungsgeschwindigkeit (vgl. Abb. 3.25). Dies bekräftigt die These, dass Aale während der flussabwärts gerichteten Wanderung die natürliche Fließgeschwindigkeit des Flusses nutzen, um Energie für die marine Wanderungsphase zu sparen. Offenbar werden erst im Meer dann höhere aktive Wandergeschwindigkeiten aufgenommen. Das ermittelte tageszeitliche Aktivitätsmuster bei der Abwanderung mit einem Höhepunkt während der Dämmerungs- und Nachtstunden entspricht sowohl dem Verlauf während der Nahrungsaufnahme in der Gelbphase (z.B. TESCH 1999) als auch während der Wanderung von Blankaalen in der Ostsee (WESTERBERG et al. 2006).

Das Verbreitungsgebiet des europäischen Aals reicht von Nordafrika bis Nordnorwegen. Innerhalb dieser Grenzen unterscheidet sich das jahreszeitliche Aktivitätsmuster (TESCH 1999) und folgt einem Nord-Süd-Gradienten (HARO 2003, ACOU 2009). Demzufolge kann die Wanderungsaktivität in Südschweden bereits Ende August ihren Höhepunkt erreichen (CALLES et al. 2012), während in der französischen Bretagne erst in den Wintermonaten ein Migrationshöhepunkt auftritt (ACOU et al. 2008). Es wird davon ausgegangen, dass die kürzere Aktivitätsphase im Frühjahr als Fortsetzung der Wanderung nach einer winterlichen Unterbrechung zu interpretieren ist (FROST 1950). Die identifizierten Migrationstypen untermauern diese These. 17 % der Aale haben ihre Wanderung während der kalten Wintermonate unterbrochen und im anschließenden Frühjahr fortgesetzt. Darüber hinaus verblieben einige Blankaale auch bis zu 18,5 Monate im UGH. Dass Blankaale zeitweise ihre Abwanderung unterbrechen und z.T. noch längere Zeit im Gewässersystem verbleiben, ist aus früheren Untersuchungen nicht nur aus der Havel und der Elbe (SIMON & FLADUNG 2009) sondern auch aus anderen Flüssen wie z.B. dem Rhein (KLEIN BRETELER et al. 2007) und der Imsa (Norwegen, VØLLESTAD et al. 1994) bekannt. SIMON et al. (2012) schlussfolgern deshalb, dass eine „unregelmäßige“ Blankaalabwanderung durchaus typisch ist.

Ein positiver Zusammenhang zwischen Migrationsaktivität und erhöhtem Abfluss spiegelt sich sowohl in den Erfahrungen der Havel- und Elbefischer, wie auch in der Fachliteratur wieder (z.B. LOWE 1952, VØLLESTAD et al. 1986, DURIF & ELIE 2008). Weiterhin wurde in einer Vielzahl von Studien ein statistischer Zusammenhang zwischen Migrationsaktivität und sinkender Wassertemperatur gefunden (z.B. FROST 1950, HARALDSTAD et al. 1985, BOUBEE et al. 2001)

VØLLESTAD et al. (1986) stellten eine maximale Wanderungsaktivität bei einer Wassertemperatur von 9°C fest. In unserer Studie war es möglich, eine große Zahl an potentiellen, wanderungsauslösenden Variablen mit Hilfe eines statistischen Modells zu überprüfen. Der darin gefundene, optimale Temperaturbereich von 8-12°C bestätigt die Ergebnisse dieser früheren Untersuchungen. Überraschenderweise kam im Modell der berechneten Niederschlagssumme innerhalb der letzten sieben Tage eine höhere Bedeutung zu als den gemessenen Abflussdaten. In der Regel sollten Niederschlags- und Abflussdaten stark korrelieren, können bei lokalen Niederschlagsereignissen und Schneeschmelze aber auch stark variieren. Eine mögliche Interpretation liefern Vermutungen von DURIF et al. (2008). Danach löst nicht die mechanische Stimulation durch erhöhten Abfluss eine gesteigerte Abwanderungsaktivität bei Aalen aus, sondern die durch den Niederschlag veränderte chemische Zusammensetzung des Wassers. Diese steht in engerem Zusammenhang mit der Niederschlagstätigkeit in den Vortagen als mit den reinen Abflussmengen am jeweiligen Tag.

Die von uns beobachtete Zunahme der Zielstrebigkeit der Abwanderung stromabwärts in Richtung Ästuar bzw. Richtung Nordsee ist uns aus wissenschaftlichen Veröffentlichungen nicht bekannt. An dieser Stelle kann nicht beurteilt werden, welche Faktoren für dieses Verhalten maßgeblich sind. Denkbar scheinen zum einen interne Faktoren, die im Zusammenhang mit der Geschlechtsentwicklung stehen, sich aber offensichtlich nicht im Blankaalstadium gemäß Klassifizierung nach DURIF et al. (2005, 2009) ausdrücken. Ausschlaggebend könnten aber auch die sich im Gewässerverlauf verändernden hydrologischen Bedingungen - wie z.B. die höhere Fließgeschwindigkeit in Unterhavel und Elbe - sein.

Schadstoffbelastung abwandernder Blankaale

Zur Schadstoffbelastung von Aalen im UGH liegen nur vereinzelte Untersuchungen sowie eine systematische Datenerhebung für die Jahre 2008-10 vor. Alle diese Untersuchungen fokussieren aber ausschließlich auf die Verzehrbarkeit der Aale und beschränkten sich daher auf Untersuchungen des Muskelfilets. Die in Abbildung 3.29 vorgestellten Untersuchungsergebnisse zeigen erhebliche Schwankungen sowohl im Vergleich der Probestellen als auch von Jahr zu Jahr, die vermutlich darauf zurückzuführen sind, dass es sich bei einem erheblichen Teil der Tiere um abwandernde Blankaale handeln dürfte, die aus verschiedenen, oberhalb der Probe-stelle gelegenen Teileinzugsgebieten stammen und dort unterschiedlichen Schadstoffkonzentrationen ausgesetzt waren. Sie erscheinen daher für einen repräsentativen Überblick über die Belastungssituation im gesamten UGH wenig geeignet. Darüber hinaus sind die vorliegenden Daten nicht mit den Ergebnissen von PALSTRA et al. (2006) vergleichbar, die bei in-vitro-Versuchen eine negative lineare Korrelation zwischen der Konzentration dioxinähnlicher Substanzen bzw. dem TEQ in den Gonaden weiblicher Elterntiere und der Überlebensfähigkeit der Aallarven fanden. Zudem werden die von PALSTRA et al. (2006) durchgeführten Untersuchungen methodisch in Fachkreisen stark kritisiert, weil in-vitro-Versuche beim heutigen Stand der künstlichen Vermehrung des Europäischen Aals generell sehr hohe Sterblichkeiten aufweisen und deshalb die Reproduzierbarkeit und Bedeutung der erhaltenen Ergebnisse zweifelhaft ist (z.B. KNIGHTS (2006) Open letter to New Scientists).

Dennoch ist angesichts der gemessenen Werte und Spannweiten nicht auszuschließen, dass im Zuge von Gonadenwachstum und -reifung zumindest bei einem Teil der Aale relevante Schadstoffmengen in das Gonadengewebe umgelagert werden und in der Konsequenz nachteilige Auswirkungen auf die Überlebensrate der Nachkommen haben. Eine Beurteilung der reproduktiven Fitness von aus der Havel abwandernden Blankaalen und damit ihr qualitativer Beitrag zur Stärkung der Laicherpopulation ist auf Basis der bislang vorliegenden Ergebnisse nicht möglich. Dafür wäre neben speziellen Untersuchungen der Schadstoffbelastung in den Gonaden geschlechtsreifer Tiere zunächst eine Aufklärung der konzentrationsabhängigen Effekte der wichtigsten Schadstoffe wie z.B. Dioxine und PCB auf die Überlebensrate und reproduktive Fitness von Aalen erforderlich.

3.3 Quantifizierung weiterer Modelleingangsgrößen und -parameter

3.3.1 Wachstum

Wachstum der Aale in den Versuchsseen

Die in den Untersuchungsseen im Jahr 2011 gefangenen Aale aus den Besatzjahren 2004/5 waren zum überwiegenden Teil Weibchen (Tab. 3.18). Der Männchenanteil schwankte zwischen den Seen zwischen 0...28 %. Im Bohnenländer See war bei allen wiedergefangenen Aalen das Geschlecht makroskopisch bestimmbar. Dagegen waren in drei Versuchsseen bei über 50 % der Aale die Gonaden noch nicht weit genug entwickelt, um eine Geschlechtsbestimmung zu ermöglichen. Das ist auf die bisher erreichte geringe Körpergröße der Aale zurückzuführen. Unklar bleibt, ob das Geschlecht in diesen Aalen bereits festgelegt ist.

Tab. 3.18: Geschlechterverhältnis der 2004 bzw. 2005 in die Versuchsseen besetzten Aale im Untersuchungsjahr 2011

See	Glasaale				Vorgestreckte Aale			
	n	w (%)	m (%)	n.d. (%)	n	w (%)	m (%)	n.d. (%)
Bohnenländer See	18	72	28	0	0			
Godnasee	26	31	27	42	11	64	0	36
Görnsee	32	91	3	6	3	67	0	33
Großer See	24	21	8	71	2	0	0	100
Rähdensee	21	0	5	95	7	0	0	100
Schloßsee	16	37	0	63	2	0	0	100

w = Weibchen, m = Männchen, n.d. = nicht determiniert

Die 2004 bzw. 2005 im Glasaalstadium bzw. als vorgestreckte Fische besetzten Aale hatten 2011 in den Versuchsseen eine mittlere Körperlänge von 18,9 – 39,3 cm (Glasaale) bzw. 17,9 – 35,2 cm (vorgestreckte Aale) erreicht (Abb. 3.31 bis 3.37). Dabei wiesen die im Glasaalstadium besetzten Tiere in den ersten Jahren nach dem Besatz höhere jährliche Zuwachsraten als die vorgestreckten Fische auf (Abb. 3.31 bis 3.37, Tab. 3.19). Erstere hatten in fünf von sieben Versuchsseen nach drei bis sechs Jahren eine vergleichbare Körperlänge wie die vorgestreckten Aale erreicht (U-Test, $p < 0,05$). Bei den Besatzjahrgängen 2006-07 war ebenfalls eine mit zunehmendem Alter abnehmende Differenz in der mittleren Körperlänge zwischen den besetzten Glasaalen und den vorgestreckten Aalen in den Seen zu beobachten (Abb. 3.31 bis 3.37). Eine vergleichbare mittlere Körperlänge zwischen den beiden Besatzformen wurde aber erst nach vier bis fünf Jahren erreicht, weil die vorgestreckten Aale im Mittel etwas größer waren als beim Besatz in 2005. Insgesamt gesehen war das Wachstum aller Besatzjahrgänge vergleichbar.

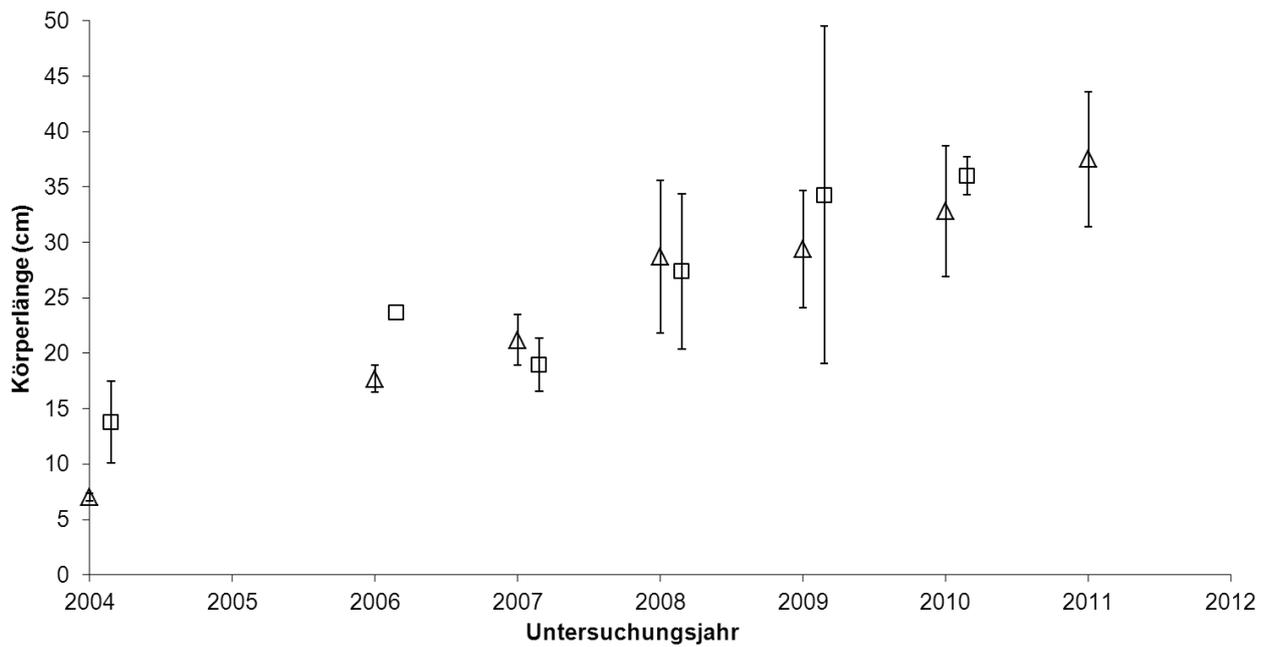


Abb.3.31: Entwicklung der mittleren Körperlänge (\pm Std.Fehler) der 2004 besetzten (Δ) Glasaale und (\square)vorgestreckten Aale im Bohnenländer See in den ersten Jahren nach dem Besatz. (zu beachten ist, dass in jedem Jahr die Messungen zum selben Zeitpunkt durchgeführt und im Jahr 2006 nur ein vorgestreckter Aal wiedergefangen wurde)

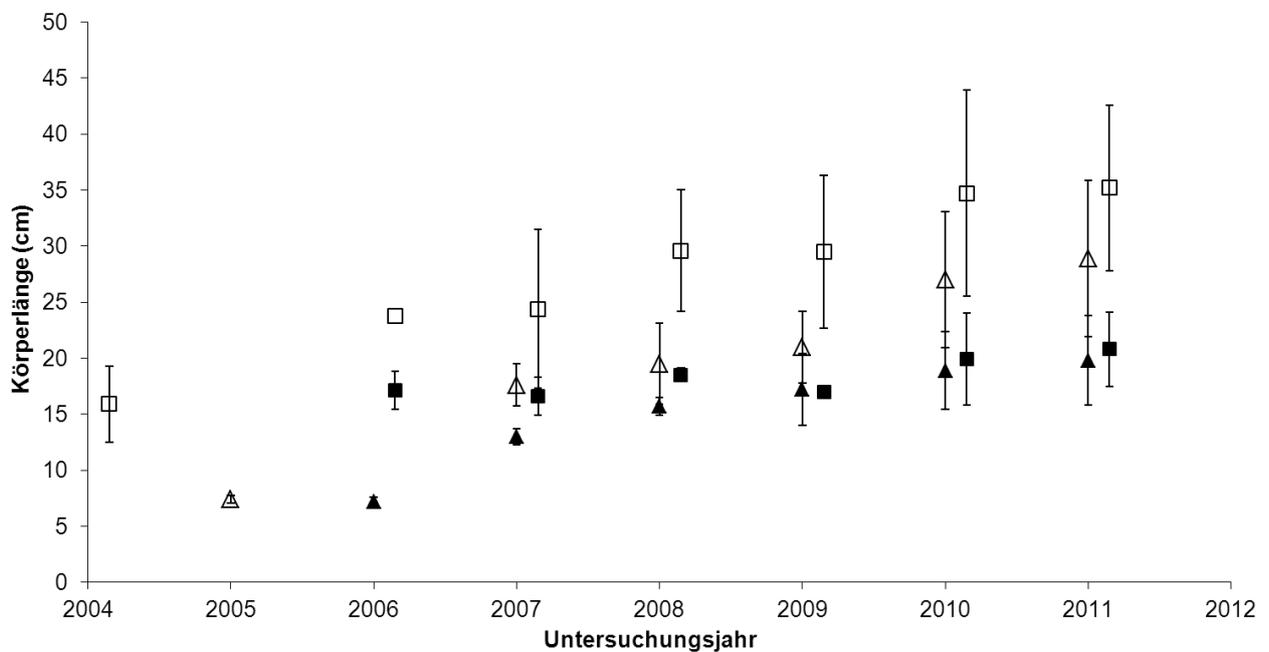


Abb. 3.32: Entwicklung der mittleren Körperlänge (\pm Std.Fehler) der (Δ) 2005, (\blacktriangle) 2006 besetzten Glasaale und der (\square) 2004, (\blacksquare) 2006 besetzten vorgestreckten Aale im Godnasee in den ersten Jahren nach dem Besatz. (zu beachten ist, dass in jedem Jahr die Messungen zum selben Zeitpunkt durchgeführt und im Jahr 2006 nur ein vorgestreckter Aal wiedergefangen wurde)

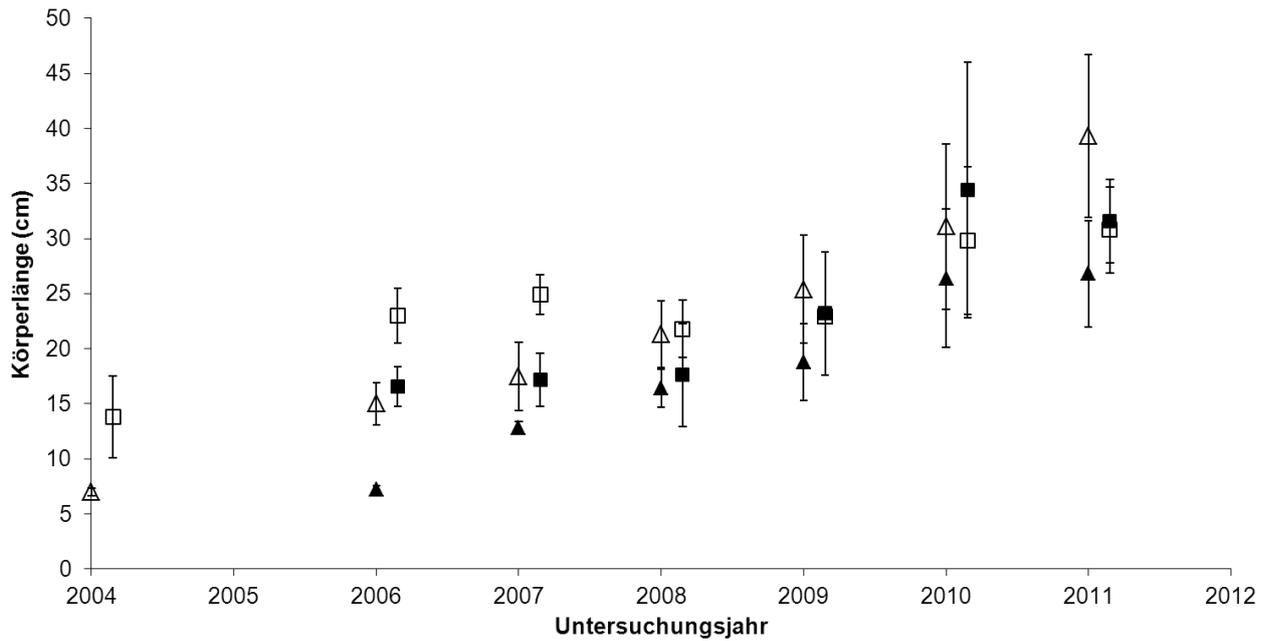


Abb. 3.33: Entwicklung der mittleren Körperlänge (\pm Std.-Fehler) der (Δ) 2004, (\blacktriangle) 2006 besetzten Glasaale und der (\square) 2004, (\blacksquare) 2006 besetzten vorgestreckten Aale im Görnsee in den ersten Jahren nach dem Besatz. (zu beachten ist, dass in jedem Jahr die Messungen zum selben Zeitpunkt durchgeführt und in einigen Jahren nur ein oder zwei vorgestreckte Aale wiedergefangen wurden)

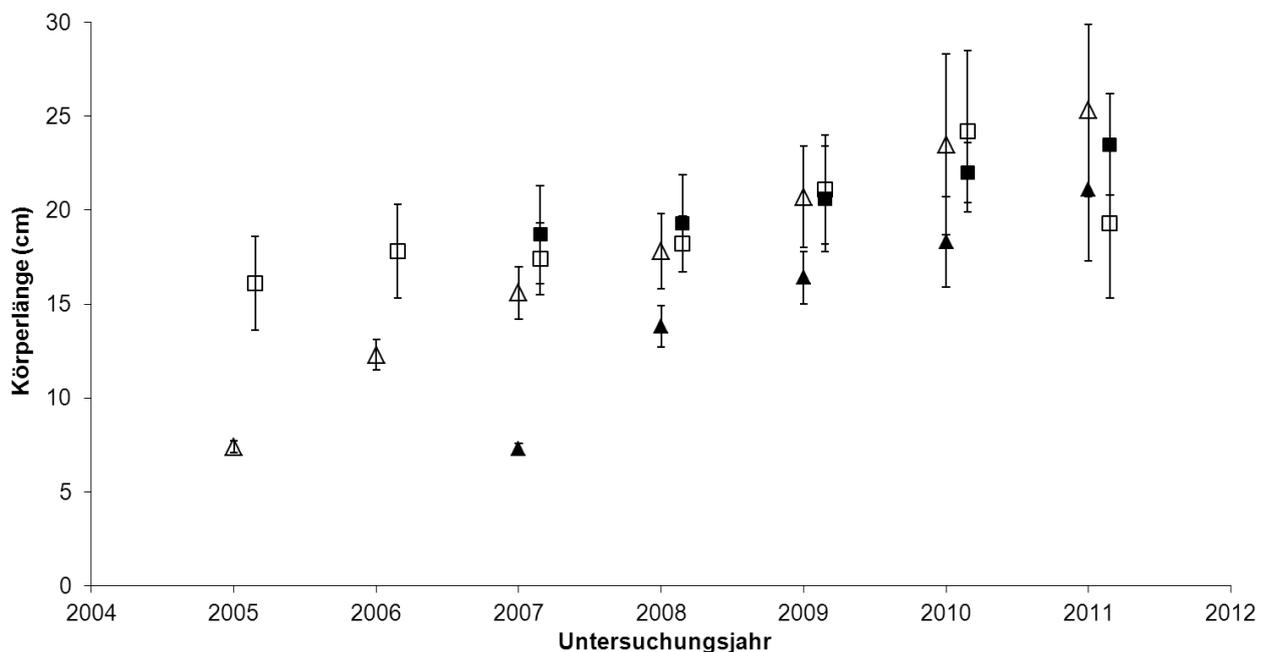


Abb. 3.34: Entwicklung der mittleren Körperlänge (\pm Std.-Fehler) der (Δ) 2005, (\blacktriangle) 2007 besetzten Glasaale und der (\square) 2005, (\blacksquare) 2007 besetzten vorgestreckten Aale im Großen See in den ersten Jahren nach dem Besatz. (zu beachten ist, dass in jedem Jahr die Messungen zum selben Zeitpunkt durchgeführt und im Jahr 2011 nur zwei vorgestreckte Aale wiedergefangen wurden)

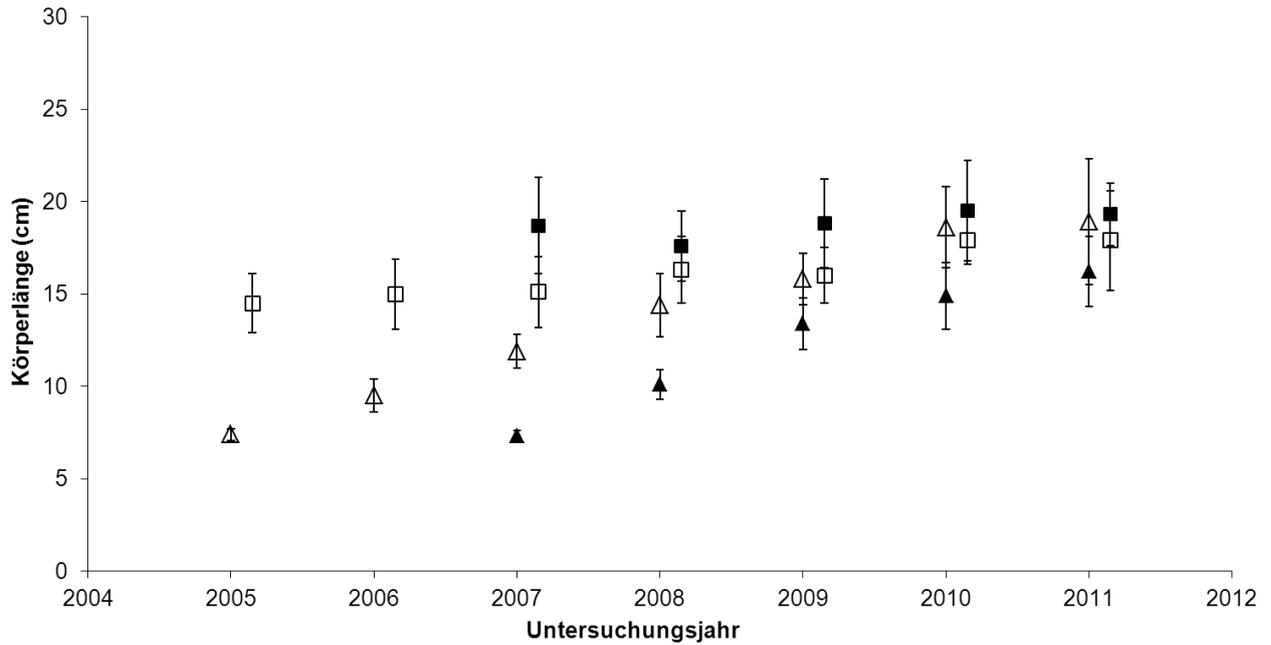


Abb. 3.35: Entwicklung der mittleren Körperlänge (\pm Std.-Fehler) der (Δ) 2005, (\blacktriangle)2007 besetzten Glasaale und der (\square)2005, (\blacksquare)2007 besetzten vorgestreckten Aale im Rähdensee in den ersten Jahren nach dem Besatz. (zu beachten ist, dass in jedem Jahr die Messungen zum selben Zeitpunkt durchgeführt wurden)

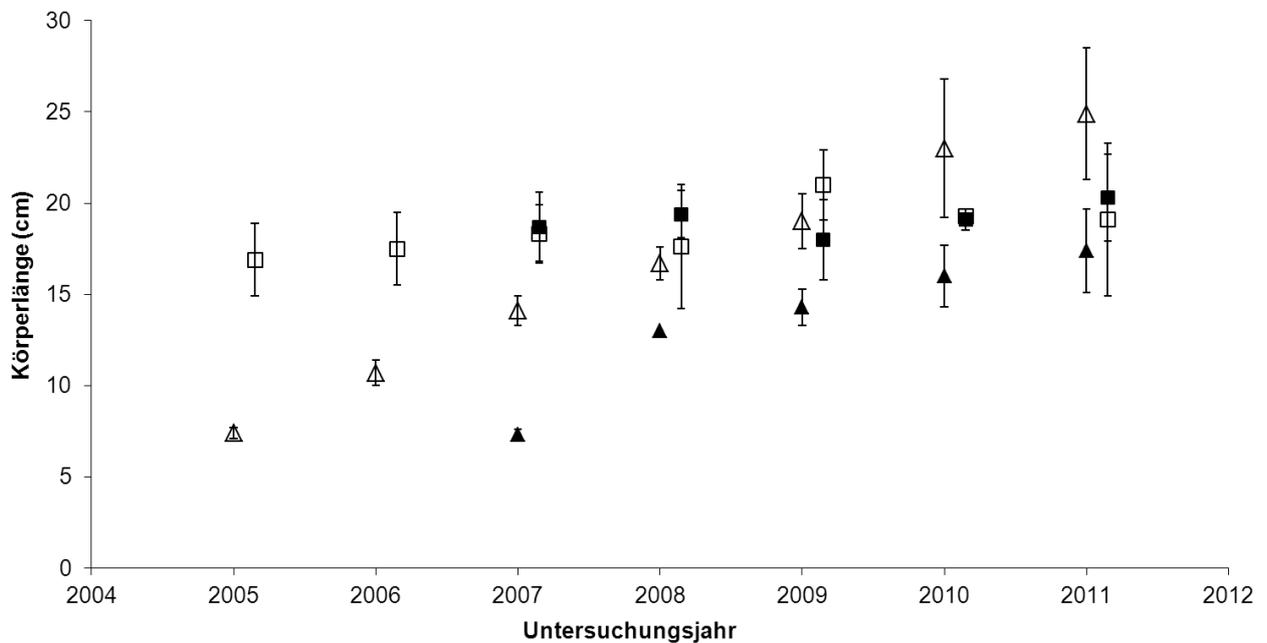


Abb. 3.36: Entwicklung der mittleren Körperlänge (\pm Std.-Fehler) der (Δ) 2005, (\blacktriangle)2007 besetzten Glasaale und der (\square)2005, (\blacksquare)2007 besetzten vorgestreckten Aale im Schloßsee in den ersten Jahren nach dem Besatz. (zu beachten ist, dass in jedem Jahr die Messungen zum selben Zeitpunkt durchgeführt und in einigen Jahren nur ein oder zwei vorgestreckte Aale wiedergefangen wurden)

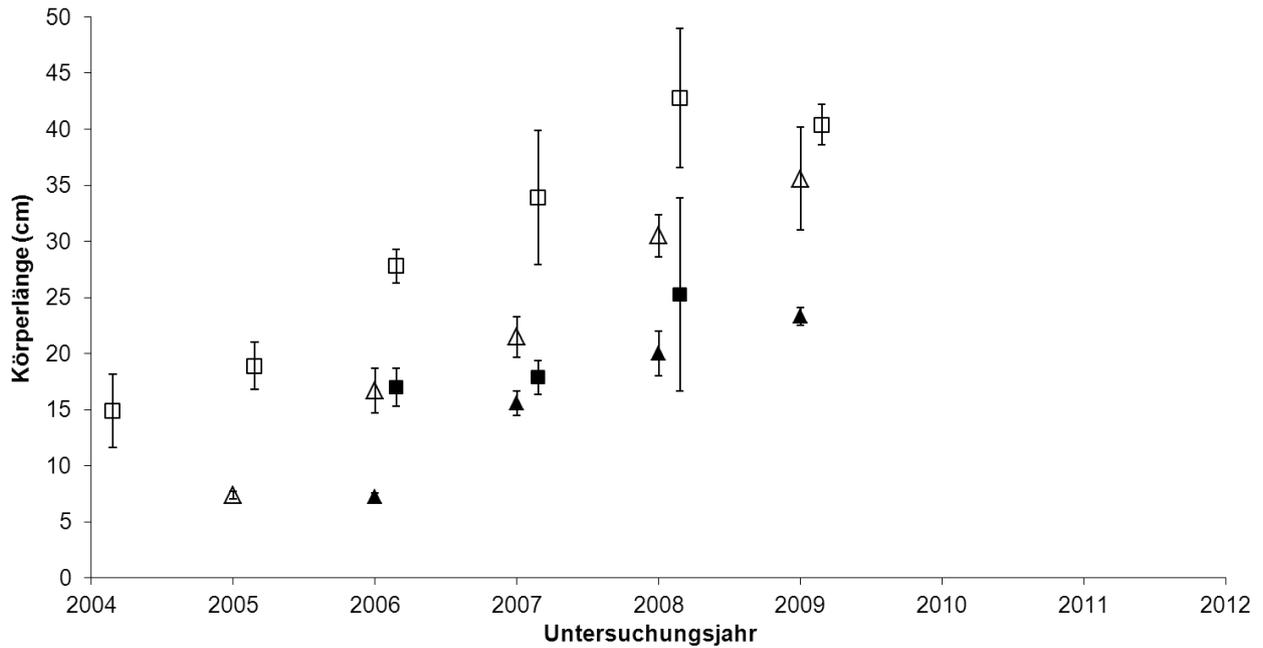


Abb. 3.37: Entwicklung der mittleren Körperlänge (\pm Std.-Fehler) der (Δ) 2005, (\blacktriangle) 2006 besetzten Glasaale und der (\square) 2004, (\blacksquare) 2006 besetzten vorgestreckten Aale im Schulzensee in den ersten Jahren nach dem Besatz. (zu beachten ist, dass in jedem Jahr die Messungen zum selben Zeitpunkt durchgeführt und in einigen Jahren nur zwei Aale wiedergefangen wurden. Aufgrund der Totalausstückung im Winter 2009/2010 wurden ab 2010 keine Aale mehr gefangen)

Tab. 3.19: Mittlerer Zuwachs der 2004 und 2005 besetzten Glasaale und vorgestreckten Aale in den Versuchsseen in den ersten Jahren nach dem Besatz. Zu beachten ist, dass nur Werte dargestellt sind, die auf mindestens sechs wiedergefangenen Aalen beruhen.

	Gewässer	Besatzform	Mittlerer Zuwachs pro Lebensjahr (cm)							Mittel
			1	2	3	4	5	6	7	
Weibchen & n.d.	Bohnenländer See	Ao				5,5	3,4	4,5	4,6	4,5
	Godnasee	Ao			1,7	1,7	5,4	2,4		2,8
		Av					-0,1	5,2	0,5	1,9
	Görnsee	Ao			2,6	3,8	3,5	6,4	8,3	4,9
	Großer See	Ao	4,9	3,3	2,4	2,8	2,7	1,1		2,9
		Av	1,7	-0,4	0,7	2,9	3,2			1,6
	Rähdensee	Ao	2,3	2,2	2,5	1,4	2,3	0,6		1,9
		Av	0,5	0,0			1,9	0,0		0,6
	Schloßsee	Ao	3,3	3,4	2,5	2,3	4,0	2,0		2,9
		Av	0,6							
Schulzensee	Ao	9,3	4,8	9,1	4,8	10,6			7,7	
	Av				8,9					
Männchen	Bohnenländer See	Ao					1,7	-0,2	5,3	2,3
	Godnasee	Ao							-0,8	

Ao = Glasaale, Av = vorgestreckte Aale

Der Bruttoenergiegehalt der 2004 und 2005 als Glasaale besetzten Fische erhöhte sich im Mittel über alle Seen von 4,9 MJ/kg bei Besatz kontinuierlich über den Versuchszeitraum auf 6,3 MJ/kg nach sechs Jahren (Abb. 3.38). Bei den vorgestreckten Aalen sank dagegen der Bruttoenergiegehalt in den ersten beiden Jahren im Mittel über alle Seen von 8,4 MJ/kg bei Besatz auf 5,4 MJ/kg ab und verblieb danach unter kleineren Schwankungen in diesem Bereich. Ab dem dritten Jahr nach dem Besatz war der Bruttoenergiegehalt der als vorgestreckte Aale besetzten Fische mit dem der als Glasaale besetzten Fische vergleichbar (U-test, $p < 0,05$, Abb. 3.38).

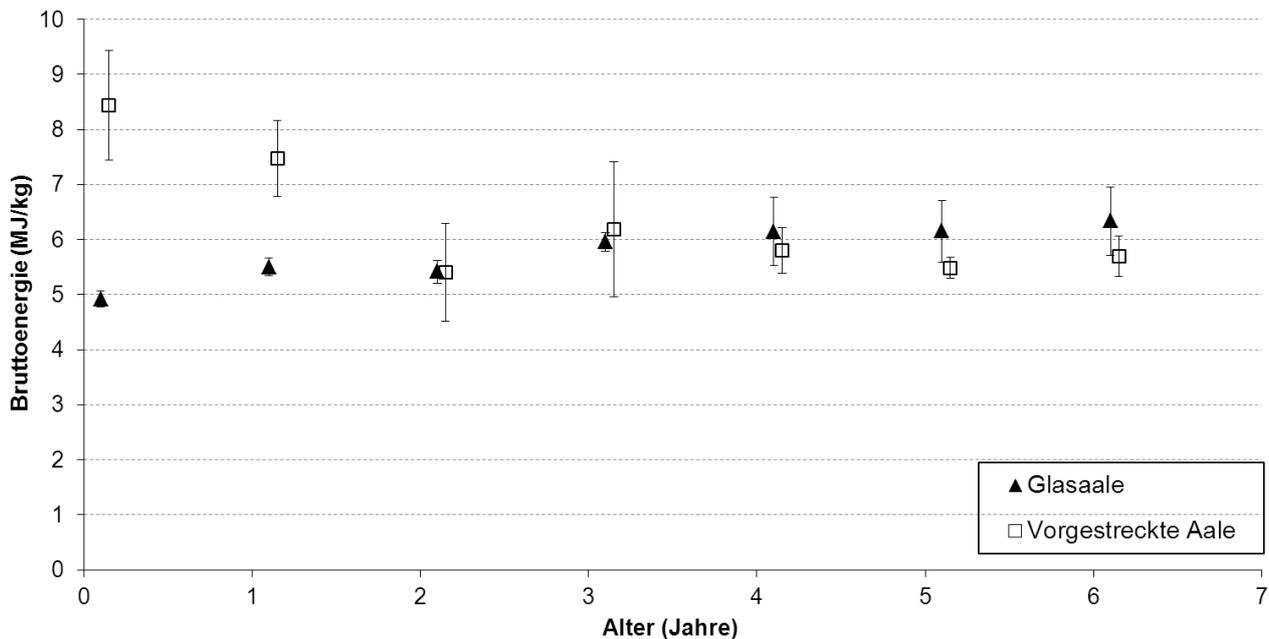


Abb. 3.38: Entwicklung der durchschnittlichen Bruttoenergiegehalte (\pm Std.Fehler) der 2004 und 2005 in den Versuchsseen besetzten Aale in den folgenden Jahren nach dem Besatz

Wachstum von Blankaalen aus der Unterhavel (Wachstumsrückberechnung)

Die Alters- und Wachstumsuntersuchungen erfolgten an insgesamt 137 Aalen aus der Unterhavel bei Nitzow. In den Proben waren 76 Weibchen und 58 Männchen vertreten. Bei drei Aalen war das Geschlecht makroskopisch nicht bestimmbar.

Bei den Weibchen waren die Altersgruppen 7...19 und bei den Männchen die Altersgruppen 8...16 vertreten (Abb. 3.39). Weibchen im finalen Blankaalstadium SF5 nach DURIF et al. (2005, 2009) wiesen ein Alter von 9...19 Jahren und Männchen im finalen Blankaalstadium SM2 nach DURIF et al. (2005, 2009) ein Alter von 8...16 Jahren auf.

Die Längenrückberechnung ergab ein mittleres Wachstum der weiblichen Aale von 5,4 cm/Jahr, mit einer verhältnismäßig großen Schwankungsbreite von 2,5...11,3 cm/Jahr. Die Rückberechnung der ursprünglichen Glasaallänge ergab einen Mittelwert von 7,3 cm und die physiologisch maximal mögliche Endlänge der weiblichen Aale wurde mit durchschnittlich 111 cm (Spannweite 52...143 cm) bestimmt (Tab. 3.20).

Das rückberechnete mittlere Längenwachstum der männlichen Aale betrug 3,7 cm/Jahr, mit einer ebenfalls recht großen Spannweite von 1,7...7,8 cm/Jahr. Die ursprüngliche Glasaallänge betrug nach den Ergebnissen der Rückberechnung im Mittel 6,3 cm und die physiologisch maximal mögliche Endlänge der männlichen Aale wurde mit durchschnittlich 47 cm (Spannweite: 36...57 cm) ermittelt (Tab. 3.20).

Tab. 3.20: Jährliche Wachstumsrate (in den ersten sieben Kontinentaljahren), rückberechnete Anfangslänge (Glasaalgröße) und potentielle Endlänge der Blankaale aus der Unterhavel (n = 134)

	mittleres Wachstum (Schwankungsbreite) cm / Jahr	rückberechnete mittlere Glasaallänge (Spannweite) cm	mittlere potentielle End- länge (Spannweite) cm
Weibchen (n = 76)	5,4 (2,5...11,3)	7,3 (5,4...8,7)	111 (52...143)
Männchen (n = 58)	3,7 (1,7...7,8)	6,3 (5,1...7,8)	47 (36...57)

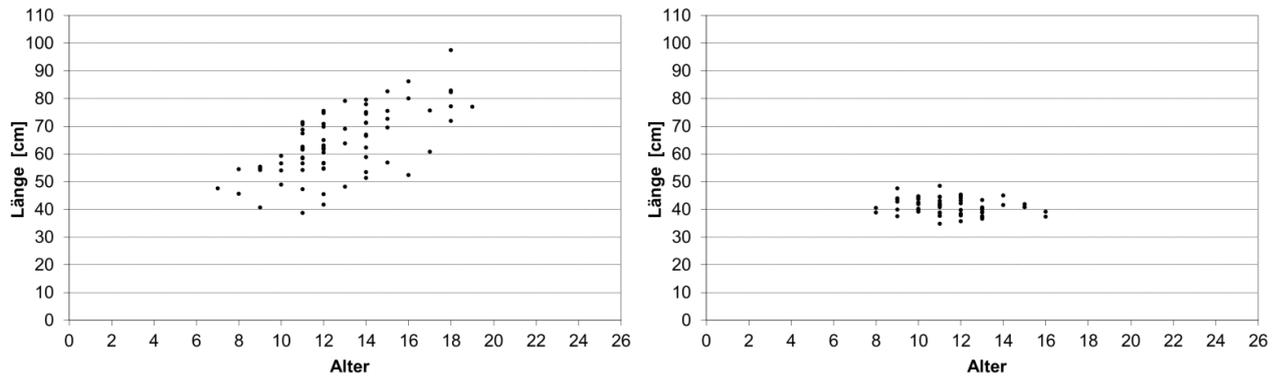


Abb. 3.39: Alters-Längen-Beziehung der weiblichen (links) und männlichen (rechts) Aale aus der Unterhavel

Der Vergleich des mittleren Wachstums beider Geschlechter über die ersten sieben Kontinentaljahre ergab, dass die weiblichen Aale mit durchschnittlich 5,4 cm/Jahr signifikant (U-Test, p < 0,001) besser wuchsen als die männlichen Aale mit 3,7 cm/Jahr (Tab. 3.20, Abb. 3.40). Aus den rückberechneten Wachstumswerten wurde die BERTALANFFY-Wachstumskurve

- für die weiblichen Aale mit $L_t = 111,0(1 - e^{-0,0641(t + 1,149)})$
- und für die männlichen Aale mit $L_t = 47,3(1 - e^{-0,143(t + 0,931)})$ abgeleitet.

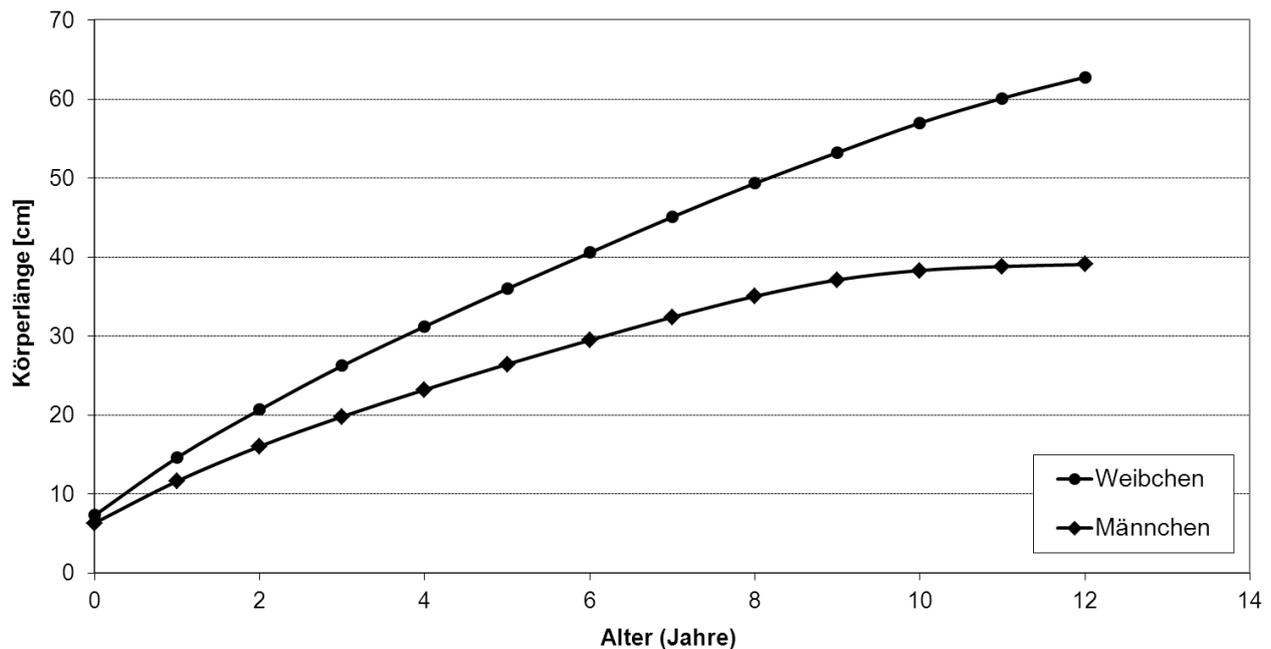


Abb. 3.40: Vergleich des rückberechneten Wachstums weiblicher und männlicher Blankaale aus der Unterhavel

3.3.2 Längen-Gewichts-Relation

Im Rahmen des vorgestellten Forschungsprojektes wurden keine systematischen Untersuchungen zur Längen-Gewichts-Relation der Aale im UGH durchgeführt. Aus der Mittelbebe lagen jedoch diesbezügliche Daten zu 4.531 Aalen vor, die im Zeitraum 1997-2011 erhoben wurden (FLADUNG, unveröff. Daten). Auf Grundlage dieser Daten konnte die Längen-Gewichts-Relation für Aale von 10-90 cm Körperlänge mit einem R^2 von 0,99 hinreichend genau bestimmt werden (Abb. 3.41).

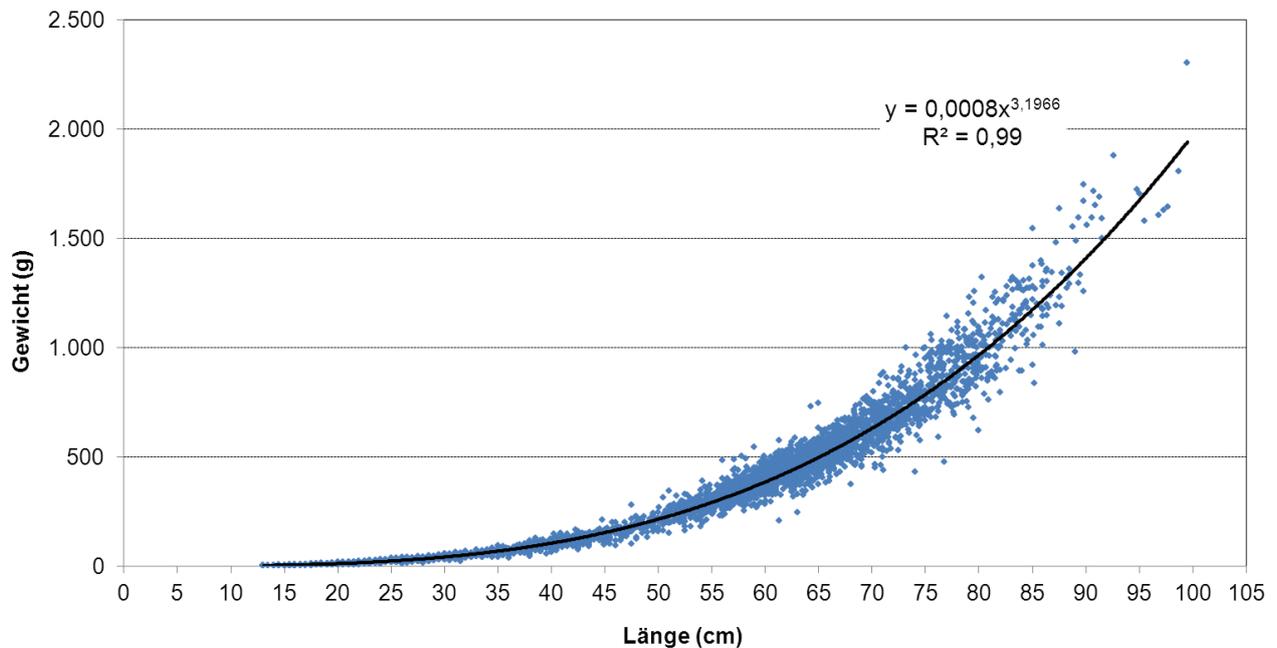


Abb. 3.41: Längen-Gewichts-Beziehung von Aalen aus der Mittelbebe (n = 4.531)

Da die Havel im Bereich der Mittelbebe bei Skm 438 mündet und somit zum Elbegebiet gehört, erscheint eine Übertragung der gefundenen Längen-Gewichts-Relation auf das UGH und eine Nutzung im Rahmen der Bestandsmodellierungen als zulässig.

3.3.3 Diskussion

Wachstum der Aale in den Versuchsseen

Das Wachstum von Glasaalen, Jungaalen und vorgestreckten Aalen nach dem Besatz wurde schon in verschiedenen Studien untersucht (ANWAND et al., 1973; WICKSTRÖM 1986, KLEIN-BRETELER et al. 1990, ANDERSSON et al. 1991, PEDERSEN 1998, 2000, LIN et al. 2007, PEDERSEN 2009). Der dabei ermittelte jährliche Längenzuwachs betrug bei natürlich eingewanderten Steigaalen 3,8...9,1 cm, besetzten Steigaalen 5,1...8,3 cm und bei besetzten Farmaalen 2,5...6,5 cm (BISGAARD & PEDERSEN 1991, PEDERSEN 1998, LIN et al. 2007). In vorher aalfreien Gewässern kann das Wachstum bei Besatz mit Satzaalen in den ersten vier Jahren sogar bis zu 8...10 cm/Jahr betragen (WICKSTRÖM 1986). Die im Rahmen des hier vorgestellten Projektes ermittelten Wachstumsraten liegen speziell bei den vorgestreckten Besatzaalen am unteren Rand dieser Spannweiten. Generell hängt das Wachstum von Aalen neben der Produktivität der Gewässer sehr stark von der Wassertemperatur ab. Daher sind Wachstumsraten nur zwischen Gewässern mit ähnlichen Temperaturprofilen vergleichbar.

Bei den als Glasaale besetzten Aalen stieg in allen Versuchsseen die durchschnittliche Körperlänge über den gesamten Untersuchungszeitraum kontinuierlich an (Abb. 3.31 bis 3.37). Darüber hinaus wiesen die als Glasaale besetzten Aale in allen Seen ein höheres jährliches

Wachstum als die vorgestreckten Besatzaale auf. Bei Letzteren nahm in zwei Seen (Bohnenländer See und Schulzensee) die Körperlänge in den Jahren nach dem Besatz ebenfalls kontinuierlich zu, in den übrigen Seen jedoch diskontinuierlich mit keinem oder nur sehr geringem durchschnittlichen Zuwachs. Nullwachstum oder ein nur sehr geringer Zuwachs von vorgestreckten Aalen nach dem Besatz wurde auch von PEDERSEN (2009) in einem Flusssystem beobachtet. PEDERSEN (2000) beobachtete bei einem Besatzversuch in einem See eine höhere Wachstumsrate der besetzten Wildaale im Vergleich zu den besetzten vorgestreckten Aalen. BISGAARD & PEDERSEN (1991) dagegen konnten bei einer Besatzstudie in einem Fluss keine Unterschiede im Wachstum zwischen besetzten Wildaalen aus dem Fluss und vorgestreckten Aalen feststellen.

Die Wachstumsraten variierten sowohl zwischen den Aalen eines Sees als auch zwischen den Aalbeständen der untersuchten Seen (Abb. 3.31 bis 3.37). Dies stimmt gut mit anderen Studien überein, die eine große Variabilität beim Wachstum sowohl innerhalb von Aalbeständen als auch zwischen diesen fanden (z.B. ANWAND & VALENTIN 1981b, MORIARTY 1987, VØLLESTAD 1992). Trotz dieser individuellen Unterschiede hatten die als Glasaale besetzten Aale in fünf von sieben Seen den Wachstumsvorsprung der als vorgestreckte Aale besetzten Aale innerhalb von drei bis sechs Jahren nach dem Besatz aufgeholt. Die Ergebnisse von den 2004 und 2005 als Glasaale in den Bohnenländer See und Godnasee besetzten Aale deuten an, dass männliche Aale deutlich langsamer wachsen als weibliche Aale (Tab. 3.19).

Neben den Wachstumsuntersuchungen geben die Ergebnisse der Bruttoenergiebestimmungen Einblicke in die Kondition, den Ernährungszustand und die Nahrungsaufnahmeaktivität der Fische. Die Bruttoenergiewerte von Fischen sind variabel und stehen in direktem Zusammenhang zur Kondition, zum Ernährungsstatus, Wachstum und Stressfaktoren bei Fischen (SCHRECKENBACH et al. 2001). Der mittlere Bruttoenergiegehalt der als Glasaale besetzten Aale stieg in allen Seen kontinuierlich an (Abb. 3.38). Dagegen nahm er bei den als vorgestreckte Aale besetzten Aalen in den ersten beiden Jahren nach dem Besatz ab und blieb dann auf dem Niveau der ehemals als Glasaale besetzten Fische. Die Abnahme der mittleren Bruttoenergiewerte bei den als vorgestreckte Aale besetzten Aalen ist vermutlich auf einen Rückgang des Fettdepots der Aale infolge von geringer oder keiner Nahrungsaufnahme zurückzuführen. Dies spiegelte sich auch im Rückgang des Eingeweidefetts nach dem Besatz wieder, was die wichtigste Energiequelle der Aale ist (DAVE et al. 1975). Keiner der als Glasaale besetzten und wiedergefangenen Aale wies Bruttoenergiewerte von <4 MJ/kg auf, welche nach SCHRECKENBACH et al. (2001) auf eine schlechte Kondition bzw. ein Energiedefizit hinweisen. Bei den als vorgestreckte Aale besetzten und wiedergefangenen Aalen wiesen dagegen 1 % der Aale Bruttoenergiewerte nahe oder leicht unter diesem kritischen Wert auf. Die für den Erstbesatz von beiden Besatzformen (Glasaal und vorgestreckte Aale) pro See ermittelten durchschnittlichen Bruttoenergiewerte lagen drei bis sechs Jahre nach dem Besatz zwischen 5,3...7,0 MJ/kg. Diese Werte sind mit der Spannweite gemessener durchschnittlicher Bruttoenergiewerte von 6,5...9,3 MJ/kg für Aale aus anderen Seen des Havel-systems vergleichbar (SIMON 2007a). Sie liegen aber alle unter dem Durchschnittswert für Aale in Nordostdeutschland von 11,5 MJ/kg (SCHRECKENBACH et al. 2001).

Die zwischen den beiden Besatzformen beobachteten Unterschiede im Wachstum und in der Kondition können verschiedene Ursachen haben:

1. Geschlechterverhältnis: Bei den Probestichproben im Jahr 2011 war bei den vom Erstbesatz entnommenen Proben immer noch ein hoher Anteil an kleinen Aalen mit nicht differenzierten Gonaden vertreten (Tab. 3.18). Deshalb konnte in den meisten Seen kein direkter Vergleich des Geschlechterverhältnisses zwischen den beiden Besatzformen durchgeführt werden.
2. Größensortierung der in der Fischfarm vorgestreckten Aale vor dem Besatz: Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass von den Aalfarmen die schwächsten Aale als Besatzmaterial aussortiert und verkauft wurden. Während der Aufzucht in der Aalfarm wachsen die Aale stark auseinander. Deshalb ist alle 4...5 Wochen ein Sortieren der Aale unumgänglich, um verstärkten Kannibalismus zu vermeiden. Das primäre ökonomische Interesse einer Aalfarm liegt in der Aufzucht von schnell wachsenden Aalen zu Speiseaalen.

3. Adaptionsprobleme der vorgestreckten Aale bei der Umstellung auf Naturnahrung: Aus einer Aalfarm kommende Aale haben möglicherweise ein Adaptionsproblem, wenn sie nach dem Aussetzen in die Natur gezwungen sind, sich auf Naturnahrung um zu stellen. Die Tiere kommen als Glasaale in die Aalfarmen und werden überwiegend mit Trockenfutter gefüttert und sind damit nicht zu aktiver Nahrungssuche gezwungen. Der geringe Körperzuwachs (Abb. 3.31 bis 3.37, Tab. 3.19) und der deutliche Rückgang bei der Bruttoenergie (Abb. 3.38) der besetzten vorgestreckten Aale in den ersten beiden Jahren nach dem Besatz deutet darauf hin, dass die vorgestreckten Aale zunächst Probleme mit aktiver Nahrungssuche haben. In der ersten Zeit können sie von ihren Fettreserven leben und weisen deshalb einen deutlich geringeren Zuwachs und einen vergleichsweise schlechten Ernährungszustand auf.

Bei den durchgeführten Befischungen in den Jahren nach dem Besatz wurden die beschriebenen Adaptionsprobleme deutlich sichtbar. Während die als Glasaale besetzten Aale beim Wiederfang meist gut genährt aussahen, wurden bei den als vorgestreckte Aale besetzten Aalen häufig schlanke bis abgemagerte Exemplare gefangen. Die als vorgestreckte Aale besetzten Aale waren teilweise noch zwei Jahre nach dem Besatz bereits äußerlich zu erkennen, noch bevor die Bestätigung durch den Metalldetektor erfolgte.



Abb. 3.42. Größenvergleich von zwei Aalen, die als Glasaal (oben) und als vorgestreckter Aal (unten) 2005 besetzt und im Mai 2007 im Großen See wiedergefangen wurden

Prägungen von in einer Fischzucht aufgezogenen Fischen auf die dortigen speziellen Bedingungen und daraus resultierende schlechte Überlebensraten in der Natur sind seit über einem Jahrhundert bekannt (BROWN & DAY 2002). Nach dem Aussetzen haben in Aquakulturanlagen aufgezogene Fische im Vergleich zu Wildfischen oft ein eingeschränktes Beutespektrum, nehmen weniger Nahrungsorganismen auf, attackieren ihre natürliche Nahrung langsamer, konsumieren sie weniger effizient und benötigen mehr Zeit für Wechsel zwischen verschiedenen oder zu neuen Nahrungsbestandteilen (SOSIAK et al. 1979, ERSBAK & HAASE 1983, BACHMANN 1984, JOHNSEN & UGEDAL 1986, OLLA ET AL. 1998, SUNDSTRÖM & JOHNSON 2001). Weiterhin gelingt nicht allen Zuchtfischen erfolgreich der Wechsel von Trockenfutter zur Lebendnahrung (PASZKOWSKI & OLLA 1985, MAYNARD et al. 1996). Infolgedessen kann es im Vergleich zu Wildfischen bei Fischen aus Aquakulturanlagen zu Gewichtsverlust (BAER 2009), Abnahme der Kondition und des Wachstums (ERSBAK & HAASE 1983, DEVERILL et al. 1999, BOHLIN et al.

2002, SUNDSTRÖM et al. 2004) und niedrigen Überlebensraten kurz nach dem Besatz (Übersicht bei OLLA et al. 1998) kommen. Weiterhin zeigen Fische aus Aquakulturanlagen unterentwickelte Fähigkeiten zum Schutz vor Räubern (OLLA et al. 1998, YOUNGSON & VERSPOOR 1998, EINUM & FLEMING 2001). Außerdem kann auch das Handling mit den Fischen, der Transport und der mit dem Besatz in eine unbekannt Umgebung zusammenhängende Stress die erfolgreiche Nahrungsaufnahme nach dem Besatz beeinflussen (MILLER 1954, PASZKOWSKI & OLLA 1985).

Verglichen mit weiblichen Aalen aus der Unterhavel wiesen die als Glasaale besetzten Aale im Schulzensee mit 7,7 cm/Jahr ein deutlich schnelleres mittleres jährliches Wachstum auf (Tab. 3.19). Im Görnsee und Bohnenländer See lag das mittlere Wachstum der besetzten Aale leicht und in den übrigen 4 Versuchsseen deutlich unter dem durchschnittlichen Wachstum der weiblichen Aale aus der Unterhavel. Generell betrachtet lag das Wachstum in den Versuchsseen in einem vergleichbaren Bereich, der auch für Aale im offenen Haveleinzugsgebiet typisch ist. In der Konsequenz gibt es aus Sicht des Wachstums keine Anhaltspunkte, dass die natürliche Mortalität der Aale in den Versuchsseen durch geringere oder höhere Körpergröße in einem bestimmten Alter von den Verhältnissen im UGH abweicht.

Wachstum der Blankaale aus der Unterhavel (Wachstumsrückberechnung)

Grundlegend wurden mit der Wachstumsrückberechnung realistische Werte ermittelt. So stimmen z.B. die rückberechneten Anfangslängen der untersuchten Aale zum Zeitpunkt ihrer Einwanderung in das Gewässersystem mit 5,1...8,7 cm recht gut mit der in der Natur beobachteten Größe der Glasaale bei Ankunft an den europäischen Küsten von 5,4... 9,2 cm überein (DEKKER et al. 1998). Die ermittelten Werte für die physiologisch mögliche Endlänge (L_{∞}) der weiblichen (52 - 143 cm) und männlichen (36 - 57 cm) Aale sind ebenfalls plausibel. Sie liegen im Bereich von Literaturangaben für bereits gefangene weibliche Aale von bis zu 133 cm (DEKKER 2004) und von in der Natur beobachteter Maximallänge abwandernder männlicher Blankaalen von bis zu 56 cm (WICKSTRÖM et al. 1996).

Im Vergleich mit anderen Gewässern im Einzugsgebiet der Havel und der Elbe (Tab. 3.21) entspricht das Wachstum der weiblichen Aale in der Unterhavel mit 5,4 cm/Jahr den mittleren Wachstumswerten der Aale aus dem Elbe-Hauptstrom (SIMON, unveröffentlicht) und liegt über den Werten anderer Seen im Einzugsgebiet der Havel (DOERING 1992; LABATZKI et al. 1992, SIMON 2007a, FLADUNG et al. 2011).

Tab. 3.21: aktuelle Wachstumswerte von weiblichen Aalen aus der Unterhavel im Vergleich mit anderen Gewässern im Einzugsgebiet der Havel und der Elbe

Gewässer	untersuchte Altersgruppen	durchschnittlicher jährlicher Zuwachs (cm)			Quelle
		Min.	Mittel	Max.	
Unterhavel bei Nitzow	7 - 19	2,5	5,4	11,3	vorliegende Untersuchungen
Unterhavel in Berlin	3 - 18	1,6	4,1	10,5	FLADUNG et al. 2011
Tegeler See	1 - 13	1,0	3,4	8,0	DOERING 1992
Müggelsee, Seddinsee, Langensee	6 - 10	2,8	4,2	7,2	LABATZKI et al. 1992
6 Seen in Brandenburg	3 - 13	1,4	4,5	8,1	SIMON 2007a
Elbe-Hauptstrom b. Skm 500	9 - 19	0,2	5,5	12,3	SIMON unveröff.

Im Vergleich mit anderen deutschen Gewässern ist das durchschnittliche Wachstum der Aale aus der Unterhavel etwas höher als in den Specker Seen mit 4,9 cm/Jahr, der Warnow bei Kessin mit 4,9 cm/Jahr (SIMON et al. 2011) und im Bodensee mit 4,8 cm/Jahr (BERG 1985). Höhere jährliche Zuwachsraten von im Mittel 5,9 cm weisen hingegen die Aalbestände in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns auf (SIMON et al. 2011).

Das Wachstum des Aals wird neben dem Nahrungsangebot vor allem durch die Wassertemperatur und die Dauer der Vegetationsperiode bestimmt. Im internationalen Vergleich liegt die gefundene durchschnittliche Wachstumsrate der weiblichen Havelaale über denen von Aalen aus weiter nördlich gelegenen kühleren Gewässern wie z.B. von Aalen in dänischen Flüssen mit 4,0...3,5 cm/Jahr (RASMUSSEN & THERKILDSSEN 1979), in der unteren Themse (England) mit 3,8 cm/Jahr (NAISMITH & KNIGHTS 1993) und aus dem Erne-See (Irland) mit 2,3...3,6 cm/Jahr (POOLE & REYNOLDS 1996, MATTHEWS et al. 2001). Einen etwas höheren durchschnittlichen jährlichen Zuwachs fand z.B. KANGUR (1998) im See Vörtsjärv (Estland) und LIN et al. (2007) in der Ostsee vor Litauen mit jeweils 5,9 cm/Jahr.

Nach den ermittelten Wachstumswerten erreichen die weiblichen Aale aus der Unterhavel frühestens mit sieben Jahren, meist aber erst mit acht bis neun Jahren das derzeit geltende Mindestmaß von 50 cm und damit die Fanggröße. Dies stimmt recht gut mit den von SIMON (2007a) in verschiedenen Brandenburger Gewässern gefundenen Werten von 8...12 Jahren überein. In der Unterhavel erreichten die Weibchen das finale Blankaalstadium SF5 nach DURIF et al. (2005, 2009) mit 9...19 Jahren und die Männchen das finale Blankaalstadium SM2 nach DURIF et al. (2005, 2009) mit 8...16 Jahren. In anderen Gewässern Brandenburgs, die im Haveleinzugsgebiet liegen, erreichten die Männchen mit 6...9 Jahren und die Weibchen mit 12...16 Jahren das Blankaalstadium (SIMON 2003). HAEMPEL & NERESHEIMER (1914) fanden dagegen sehr niedrige Werte für das Alter beim Erreichen des Blankaalstadiums der Aale von 5,5...8,5 Jahren bei Männchen und 7,5...9,5 Jahren bei Weibchen. BAUCH (1970) gibt für Männchen Werte von 6...7 Jahren und für Weibchen von 9...10 Jahren an.

Weiterhin wiesen die männlichen Aale aus der Unterhavel ein deutlich langsames Wachstum als die weiblichen Aale auf (Tab. 3.20). Ein deutlich langsames Wachstum der männlichen gegenüber den weiblichen Aalen wurde auch in einigen Versuchsseen sowie in anderen Untersuchungen beobachtet (z.B. SINHA & JONES 1967, PENAZ & TESCH 1970). HOLMGREN & MOSEGAARD (1996a) und HOLMGREN et al. (1997) fanden dagegen, dass die Männchen in den ersten Lebensjahren schneller wuchsen als die weiblichen Tieren.

3.4 Modellierung der Dynamik des Aalbestandes

Ausgehend vom europaweiten Rückgang des Glasaalaufkommens und der Bestände des europäischen Aals (*A. anguilla*) in den Binnengewässern und vor dem Hintergrund der Forderungen der EU-Aal-Verordnung 1100/2007 wurden im Jahr 2008 Bewirtschaftungspläne für alle deutschen Flussgebietseinheiten aufgestellt, die auf eine Stützung der Aalbestände und die Erhöhung der abwandernden Blankaalmenge abzielen. Eine Abschätzung der abwandernden Blankaalmenge und die Bewertung der Effektivität von Managementmaßnahmen sind angesichts des komplizierten Lebenszyklus des Aals, einer Vielzahl auf den Bestand einwirkender Größen und der methodischen Schwierigkeiten bei der Erfassung abwandernder Blankaale derzeit nur über eine Modellierung der Bestandsgröße und -entwicklung möglich.

Frühe Ansätze zur Modellierung von Aalbeständen bildeten klassische, kohorten- bzw. altersgruppenbasierte Fischereimodelle (ROSSI 1979, SPARRE 1979). Sie gestatteten einen ersten Einblick in den Aufbau von Aalbeständen, ließen jedoch wesentliche Einflussgrößen auf die Aalbestandsdynamik unberücksichtigt.

Insbesondere im Zusammenhang mit dem SLIME-Projekt wurden weitere Bestandsmodelle entwickelt (DEKKER et al. 2006). Diese neueren Modelle basieren auf unterschiedlichen methodischen Ansätzen und lassen sich grundsätzlich in Stufenmodelle (z.B. GEMAC in Slime), Kohortenmodelle (ROSSI 1979, SPARRE 1979, GATTO & ROSSI 1979) INPUT-OUTPUT-Modelle (VØLLESTAD & JONSSON 1998), größen- bzw. altersstrukturierte Modelle (DE LEO & GATTO 1995, DEKKER 1996, GRECO et al. 2003, ÅSTRÖM & WICKSTRÖM 2004, DemCam in SLIME), Habitatmodelle (LAMBERT & ROCHARD 2007) und globale Modelle (DEKKER 2000b, ÅSTRÖM & DEKKER 2006) unterscheiden. Die meisten Modelle betrachten die Aalbestände verschiedener Gewässertypen innerhalb eines abgegrenzten Einzugsgebietes. Die globalen Modelle heben sich insofern davon ab, als sie den Gesamtbestand des europäischen Aals betrachten und insbesondere auf die Einschätzung der Managementmöglichkeiten und des Zeitrahmens für eine Bestandserholung abzielen.

Im Rahmen des EU Projektes POSE wurden vier verschiedene europäische Aalbestandsmodelle (DemCam, EDA, GEM, SMEP II) bezüglich ihrer Nutzungsmöglichkeiten für die Schätzung der Abwanderungsrate von Blankaalen untersucht. Die Modelle haben unterschiedliche Anforderungen an die notwendigen Eingangsdaten und wurden sowohl mit realen Daten aus verschiedenen Flusseinzugsgebieten als auch mit einem virtuellen Datensatz getestet (WALKER et al. 2011). Im Ergebnis der Bewertung wurde eingeschätzt, dass alle getesteten Aalbestandsmodelle grundsätzlich geeignet sind, Aalpopulationen zu beschreiben bzw. abzubilden. Ihre Anwendbarkeit ist aber an die Verfügbarkeit der notwendigen Eingangsdaten gebunden. Entscheidend für Qualität der Modellierungsergebnisse sind die Qualität der Eingangsdaten sowie eine gute Adaptation des Modells an die spezifischen Verhältnisse des zu betrachtenden Aaleinzugsgebietes.

3.4.1 Weiterentwicklung des deutschen Aalbestandsmodells (GEM)

Die nachfolgenden Ergebnisse und Aussagen zur Entwicklung des Aalbestandes, der Menge abwandernder Blankaale sowie der Effektivität von Managementmaßnahmen im UGH basieren auf einer Modellierung der Bestandsdynamik. Das hierfür genutzte „German Eel Model“ (GEM) wurde 2007 in Zusammenarbeit zwischen dem IfB Potsdam-Sacrow und dem Institut für Ostseefischerei des Johann Heinrich von Thünen-Institutes (vTI) entwickelt und kam erstmals bei der Erarbeitung der deutschen Aalmanagementpläne im Jahr 2008 zum Einsatz (GEM I, ANONYMUS 2008).

Beim deutschen Aalbestandsmodell handelt es sich um ein altersbasiertes Modell der virtuellen Populationsanalyse, wie sie bei vielen kommerziellen Fischarten genutzt wird. Ausgehend von den Bestandseingangsgrößen (Besatz + natürlicher Aufstieg) wird unter Berücksichtigung verschiedener Mortalitätsfaktoren (natürliche Sterblichkeit, Erwerbs- und Freizeitfischerei, Kormoran, Wasserkraftanlagen) die abwandernde Blankaalmenge auf Basis von Stückzahlen geschätzt. Die Umrechnung auf Biomasse erfolgt über Alters-Längen-Gewichts-Relationen. Das Modell enthält ein Prognosetool und kann mit Modifizierungen für die Kalkulation sowohl des Referenzwertes, der aktuellen Abwanderung als auch der zukünftigen Blankaalabwanderung (Prognose) verwendet werden.

Im Jahr 2011 erfolgte im Rahmen des hier vorgestellten Forschungsprojektes eine erste Überarbeitung wichtiger Parameter und Funktionen des Modells. So wurde erstmals eine Wachstumsfunktion auf Basis rückberechneter Altersdaten von Blankaalen aus der Unterelbe verwendet, die vergleichsweise grobe Abschätzung der natürlichen Sterblichkeit nach DECKER (2000) durch die aktuelle nach BEVACQUA et al. (2011) ersetzt und die Aalfänge der Fischer und Angler nunmehr sowohl auf den Gelb- als auch auf den Blankaalbestand bezogen. Eine detaillierte Beschreibung des Modellaufbaus sowie wichtiger Eingangsgrößen und mathematischer Funktionen des GEM II wurde bereits publiziert (OEBERST & FLADUNG 2012) und ist zusätzlich im Anhang dargestellt.

Für die Modellierung des Aalbestandes im UGH im Rahmen des hier vorliegenden Forschungsprojektes wurde das GEM II speziell angepasst und grundlegend weiterentwickelt. Mit der dritten Modellgeneration (GEM III) liegt nunmehr erstmals ein zweigeschlechtes deutsches Aalbestandsmodell vor, das die getrennte Modellierung von männlichen und weiblichen Aalen im Bestand ermöglicht. Im Ergebnis erfolgt eine für beide Geschlechter separate Abschätzung der abwandernden Blankaale nach Stückzahl und Biomasse, die vom Modell sowohl getrennt als auch zusammengefasst als Gesamtbestand ausgewiesen wird. Das GEM III gestattet es, bei der Aalbestandsmodellierung die erheblichen geschlechtsspezifischen Unterschiede z.B. im Hinblick auf Wachstum, Einfluss von Mortalitätsfaktoren und Überlebensrate zu berücksichtigen und somit ein deutlich realistischeres und präziseres Abbild der Aalbestandsentwicklung in deutschen Binnengewässern zu liefern. Dieser Umstand ist insbesondere für das Havelgebiet von Bedeutung, in dem nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen die Männchen mit ca. 25 % einen beachtlichen Anteil der abwandernden Blankaale ausmachen.

3.4.2 Aalbestandsentwicklung im Untersuchungsgebiet

Abb. 3.43 zeigt die Aalbestandsentwicklung im UGH im Zeitraum 1985-2011 nach den Ergebnissen der Modellierungen mit dem GEM III. Zu beachten ist, dass insbesondere die Jahre 1985-1995 mit Unsicherheiten behaftet sind, da hier noch der theoretische Anfangswert für das Jahr 1985 (sog. Dummy-Wert) wesentlich bestandswirksam ist.

Aus dem grafischen Verlauf wird deutlich, dass sich der Aalbestand im UGH insbesondere ab dem Jahr 1990 von durchschnittlich 28 Mio. Aalen ($\bar{\varnothing}$ 1985-90) auf ca. 7 Mio. Aale im Jahr 2005 und damit um mehr als 70 % verringert hat. Seit dem Jahr 2006 ist der Aalbestand wieder angestiegen und hat in den Jahren 2010/11 mit durchschnittlich 18 Mio. Tieren etwa 60 % der ursprünglichen Bestandsgröße in früheren Jahren erreicht. Der Verlauf der Bestandsentwicklung korrespondiert dabei gut mit den gemeldeten Fangerträgen der Berufsfischerei (Abb. 3.16).

Wesentliche Ursachen für die aufgezeigte Aalbestandsentwicklung im UGH sind im natürlichen Steigaalaufkommen, v.a. aber im Besatz und der Entwicklung des Kormoranbestandes zu suchen. Alle anderen Mortalitätsfaktoren haben sich hingegen wenig verändert (z.B. Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen) oder sind unmittelbar von der Bestandsentwicklung abhängig (natürliche und fischereiliche Sterblichkeit). Mit dem Rückgang der Aalbesatzmengen ab 1990 und dem gleichzeitigen rasanten Anstieg der Kormoranpopulation ging folgerichtig der Aalbestand im UGH zurück. Ab dem Jahr 2006 konnten im Rahmen des „Pilotprojektes zur Laicherbestandserhöhung beim Europäischen Aal im Einzugsgebiet der Elbe“ die Aalbesatzmengen deutlich erhöht werden. Parallel dazu hat sich der Kormoranbestand seit 2006 nicht wesentlich erhöht und ist seit 2009 sogar stark rückläufig. Beides zusammengenommen hatte einen erheblichen Anstieg des Aalbestandes im UGH seit 2006 zur Folge.

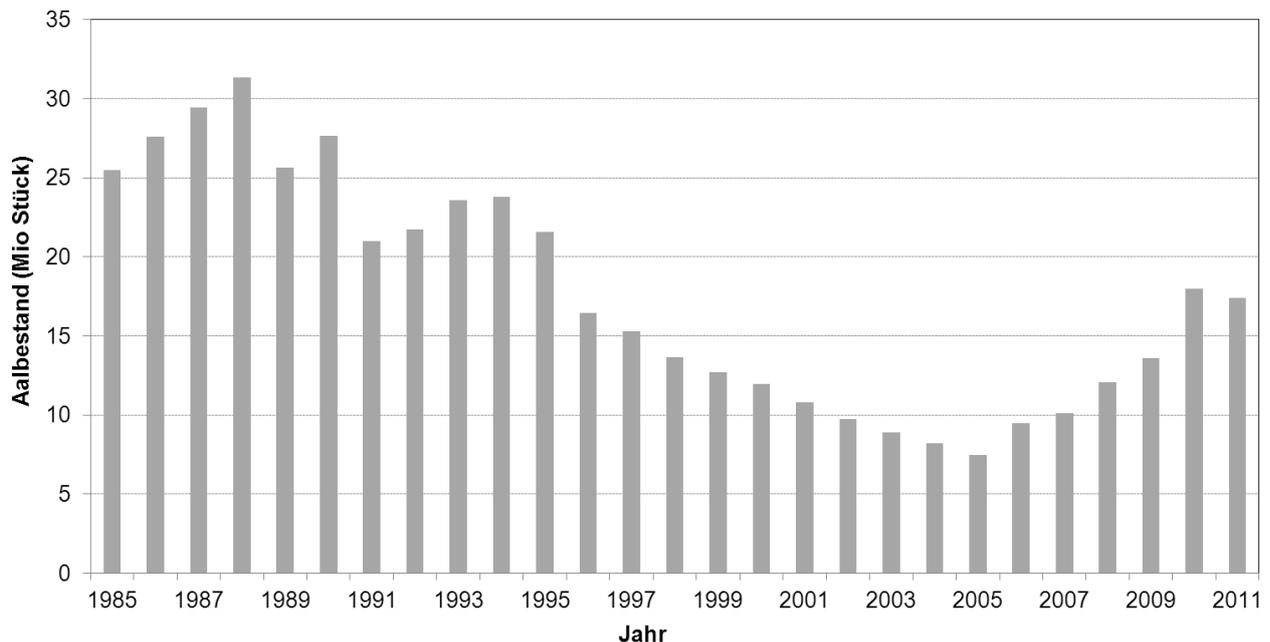


Abb. 3.43: modellierte Bestandsentwicklung des Aals im UGH im Zeitraum 1985-2011

3.4.3 Abschätzung der abwandernden Blankaalmenge

Im Ergebnis der Modellierung des Aalbestandes und der auf ihn wirkenden Einflussgrößen wurde die abwandernde Blankaalmenge geschätzt. Parallel dazu wurde mit Hilfe des Aalbestandsmodells der Referenzwert für die Blankaalabwanderung vor 1980 (ohne anthropogene Einflüsse, kein Kormoranbestand) auf Basis eines natürlichen Steigaalaufkommens von 979.000 Jungaalen (s. Abschnitte 2.2, 3.1.1) ermittelt. Unter alleiniger Berücksichtigung der

natürlichen Sterblichkeit im Referenzzustand ergibt sich für das UGH eine ursprüngliche Blankaalabwanderung ohne anthropogene Einflüsse von 170 t bzw. 3,0 kg/ha. Die aktuelle Blankaalabwanderung aus dem UGH im Durchschnitt der Jahre 2009-11 wird auf 24 t (0,4 kg/ha) geschätzt, dies entspricht 14 % des Referenzwertes. Der gemäß der Verordnung (EG) 1100/2007 zu erreichende Zielwert (40 % des Referenzwertes) kann mit 68 t (1,2 kg/ha) beziffert werden.

Abbildung 3.44 zeigt die modellierte Blankaalabwanderung im UGH im Zeitraum 1985-2011 im Vergleich zur Zielgröße und dem Referenzwert. Die Kurve der Blankaalabwanderung folgt mit etwa 11 Jahren Zeitverschiebung dem Verlauf der Aalbestandsentwicklung (s. Abb. 3.43). Bis zum Jahr 1994 lag die abwandernde Blankaalmenge mit durchschnittlich 77 t leicht über dem Zielwert von 68 t. Ab 1994 nahm die Blankaalabwanderung deutlich zu und überstieg in den Jahren 1998-2000 infolge massiver Aalbesatzmaßnahmen in vorangegangenen Jahren bei gleichzeitig geringen Kormoranbeständen mit durchschnittlich 172 t sogar zeitweise den modellierten Referenzwert. Danach sank die abwandernde Blankaalmenge - unterbrochen von einer kurzen Erholungsphase in den Jahren 2004/05 - kontinuierlich ab und unterschritt im Jahr 2009 erstmals die Zielgröße. Bei unverändert bleibenden Ausgangsbedingungen wurde nach den Prognoseberechnungen im Jahr 2011 mit etwa 5 t Blankaalabwanderung der Tiefpunkt durchschritten und es hat im Folgenden wieder ein Aufwärtstrend eingesetzt (s. Abb. 3.44, 3.45).

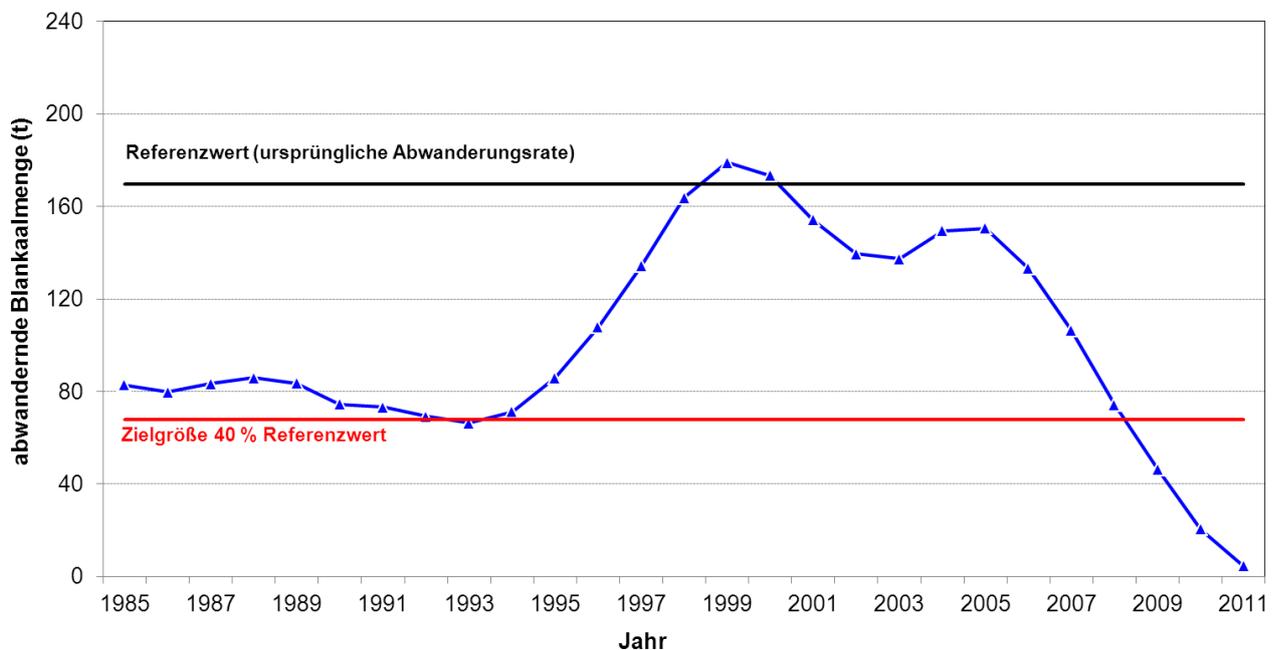


Abb. 3.44: modellierte Blankaalabwanderung im UGH im Zeitraum 1985-2011 im Vergleich zum Referenzwert und zur Zielgröße

3.4.4 Effektivität von Managementmaßnahmen

Um die Wirksamkeit verschiedener Managementmaßnahmen für die Erhöhung der Blankaalabwanderung einschätzen zu können, wurden mit dem Prognosetool verschiedene Szenarien modelliert und die resultierende Blankaalabwanderung ermittelt. Ausgangspunkt für die Modellierungen war zunächst die Berechnung einer virtuellen Blankaalabwanderung bei konstanten Rahmenbedingungen und ohne zusätzliche Managementmaßnahmen. Dazu wurden in Anlehnung an BRÄMICK et al. (2008) folgende Grundannahmen getroffen:

- Fortführung des Aalbesatzes in Höhe des Durchschnittswertes der letzten 6 Jahre (2006-11)
- gleichbleibend geringer natürlicher Aufstieg,
- konstante Mortalitätsfaktoren und -raten (natürliche Mortalität, Fang Fischer + Angler, Kormoranbestand, Wasserkraftmortalität).

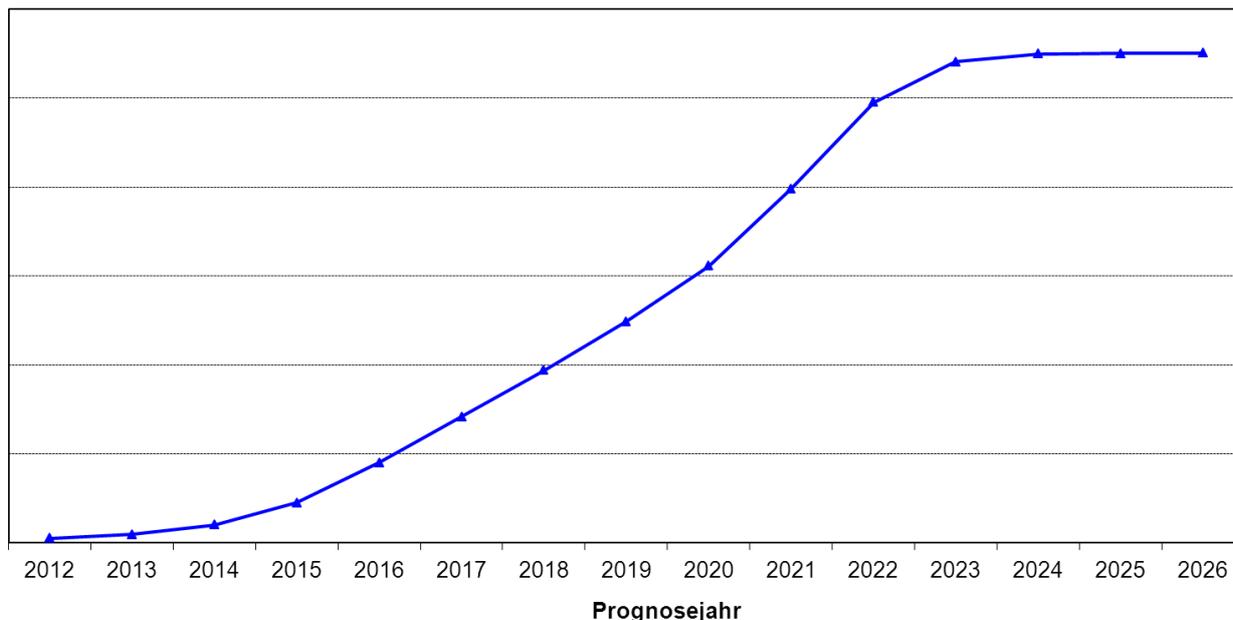


Abb. 3.45: Prognose der virtuellen Blankaalabwanderung aus dem UGH bei konstanten Rahmenbedingungen (Ausgangszustand)

Infolge dieser Rahmenbedingungen würde die virtuelle Blankaalabwanderung ab dem Jahr 2026 einen konstanten Wert aufweisen (Abb. 3.45).

Ausgehend davon wurden im Weiteren verschiedene Varianten modelliert, bei denen jeweils ein Einflussfaktor verändert und alle übrigen Parameter konstant gehalten wurden. Auf diese Weise war es möglich, den alleinigen Einfluss einer Veränderung des jeweils betrachteten Faktors auf die virtuelle Blankaalabwanderung zu bewerten. Folgende Veränderungen von Eingangsparametern wurden unter ansonsten konstanten Rahmenbedingungen mit Hilfe des Prognosetools modelliert:

Nr.	Eingangsparameter	Veränderung
1	Besatz	Reduzierung um 50 % (bezogen auf den Zeitraum 2006-11)
2		Steigerung um 50 % (bezogen auf den Zeitraum 2006-11)
3	Kormoran	Bestandsabnahme um 50 % (bezogen auf das Jahr 2011)
4		Bestandszunahme um 50 % (bezogen auf das Jahr 2011)
5	Aalfänge Fischer + Angler	Reduzierung um 50 % (bezogen auf das Jahr 2011)
6		Reduzierung um 50 % (bezogen auf das Jahr 2011) und Reduzierung der Besatzmengen auf 10 % (bezogen auf den Zeitraum 2006-11)
7		Steigerung um 50 % (bezogen auf das Jahr 2011)
8	Kumulative Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen	Reduzierung um 50 % (bezogen auf den Zeitraum 2006-11)
9		Erhöhung um 50 % (bezogen auf den Zeitraum 2006-11)

Abbildung 3.46 zeigt die Auswirkungen einer Reduzierung bzw. Erhöhung der aktuellen Aalbesatzmengen auf die virtuelle Blankaalabwanderung im Ausgangszustand. Demnach hätte eine Reduzierung der Besatzmengen um 50 % einen drastischen Rückgang der Blankaalabwanderung um 70 % zur Folge. Umgekehrt würde eine 50%ige Steigerung der Aalbesatzmengen zu einer Erhöhung der abwandernden Blankaalmenge um 72 % führen.

In Bezug auf den Faktor Kormoran ist festzustellen, dass eine Abnahme bzw. ein Anstieg des derzeitigen Kormoranbestandes innerhalb der nächsten 15 Jahre zu einer Veränderung der virtuellen Blankaalabwanderung um ± 7 % führen würde (Abb. 3.47). Damit bliebe eine Halbie-

Die Auswirkungen einer Reduzierung des Kormoranbestandes hinsichtlich ihres Effekts auf die Blankaalabwanderung deutlich hinter einer Steigerung des Aalbesatzes zurück.

Die Auswirkungen einer Reduzierung der Erwerbsfischerei und Angelfischerei wurden im Komplex geprüft. Hinsichtlich der Praktikabilität und Effektivität dieser Maßnahme ist generell festzustellen, dass eine Beschränkung der Fischerei nicht isoliert von den Besatzaktivitäten bewertet werden kann. Im Havelgebiet wird ein bedeutender Anteil des Aalbesatzes von Erwerbsfischern und Anglern finanziert. Diese Finanzierung basiert darauf, dass im Rahmen des bestehenden Fischereirechts auch Aale gefangen werden dürfen. Es erscheint nicht unrealistisch, dass bei einer erheblichen Beschränkung der Erwerbsfischer und Angler der von ihnen finanzierte Besatz nahezu eingestellt würde. Vor diesem Hintergrund wurde zusätzlich eine Modellierungsvariante geprüft, die von einer Reduzierung der Fischerei auf Aal um 50 % bei gleichzeitiger Verringerung der Aalbesatzmengen um 90 % ausgeht (Abb. 3.48). Im Ergebnis der Modellrechnung für ein solches Szenario ist festzustellen, dass die Blankaalabwanderung durch die Reduzierung der Aalfänge zunächst deutlich ansteigen, danach aber infolge der verringerten Besatzmengen dramatisch zurückgehen würde und schließlich theoretisch vollständig zum Erliegen käme. Unter der Voraussetzung, dass trotz einer 50%igen Reduzierung der fischereilichen Sterblichkeit weiterhin ein Aalbesatz in bisheriger Höhe erfolgt, würde dies zu einer Erhöhung der Blankaalabwanderung um 18 % im Vergleich zum Ausgangszustand führen. Umgekehrt hätte eine Zunahme der Aalerträge durch Fischer und Angler um 50 % einen Rückgang der abwandernden Blankaalmenge um 20 % zur Folge.

Hinsichtlich der Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen wurden sowohl eine Zu- als auch eine Abnahme um jeweils 50 % getestet. Aufgrund der derzeit vergleichsweise geringen kumulativen Aalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen von 11 % (s. Abschnitt 3.2.5) würde eine entsprechende Ab- bzw. Zunahme um 50 % nach den Modellierungsergebnissen zu einer Veränderung der abwandernden Blankaalmenge in Höhe von jeweils etwa 6 % führen (Abb. 3.49).

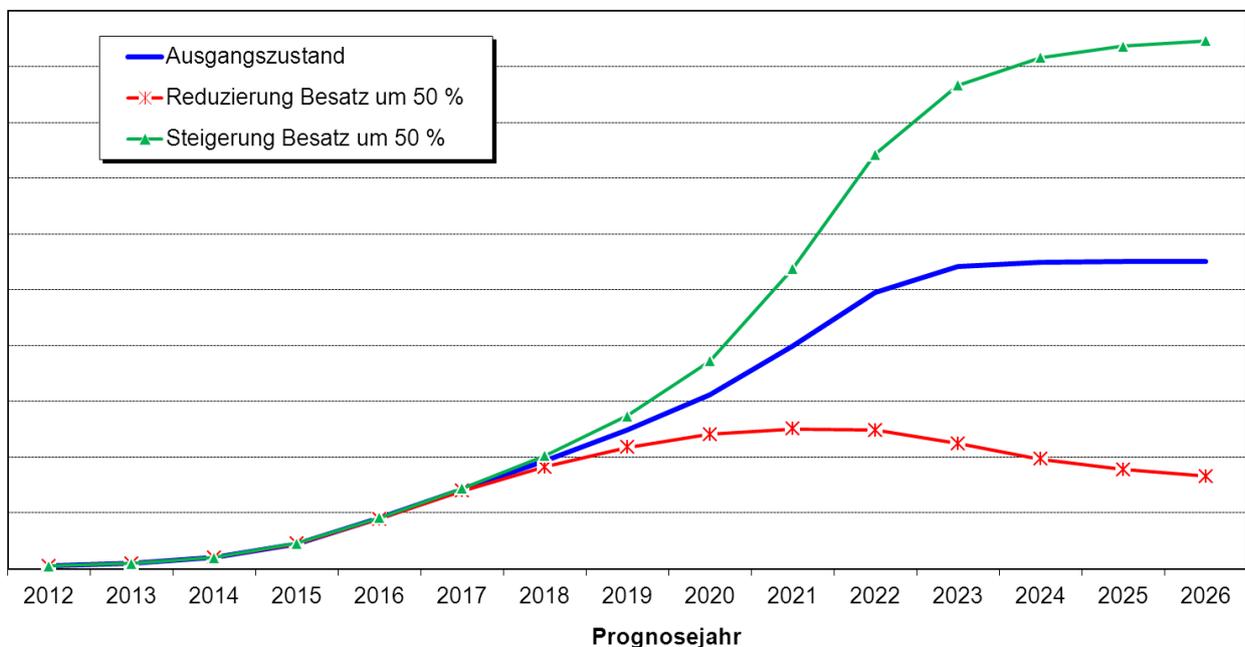


Abb. 3.46: Virtuelle Blankaalabwanderung aus dem UGH bei Reduzierung/Steigerung der Aalbesatzmengen im Vergleich zum unveränderten Ausgangszustand

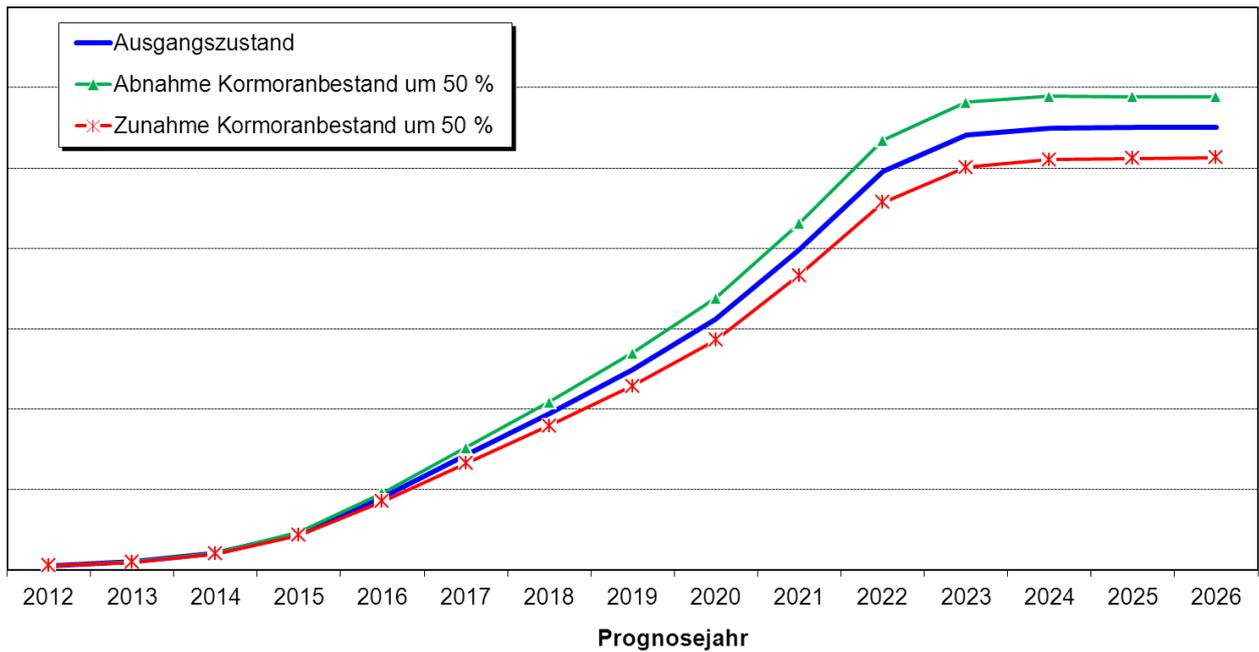


Abb. 3.47: Virtuelle Blankaalabwanderung aus dem UGH bei Abnahme/Zunahme des Kormoranbestandes im Vergleich zum unveränderten Ausgangszustand

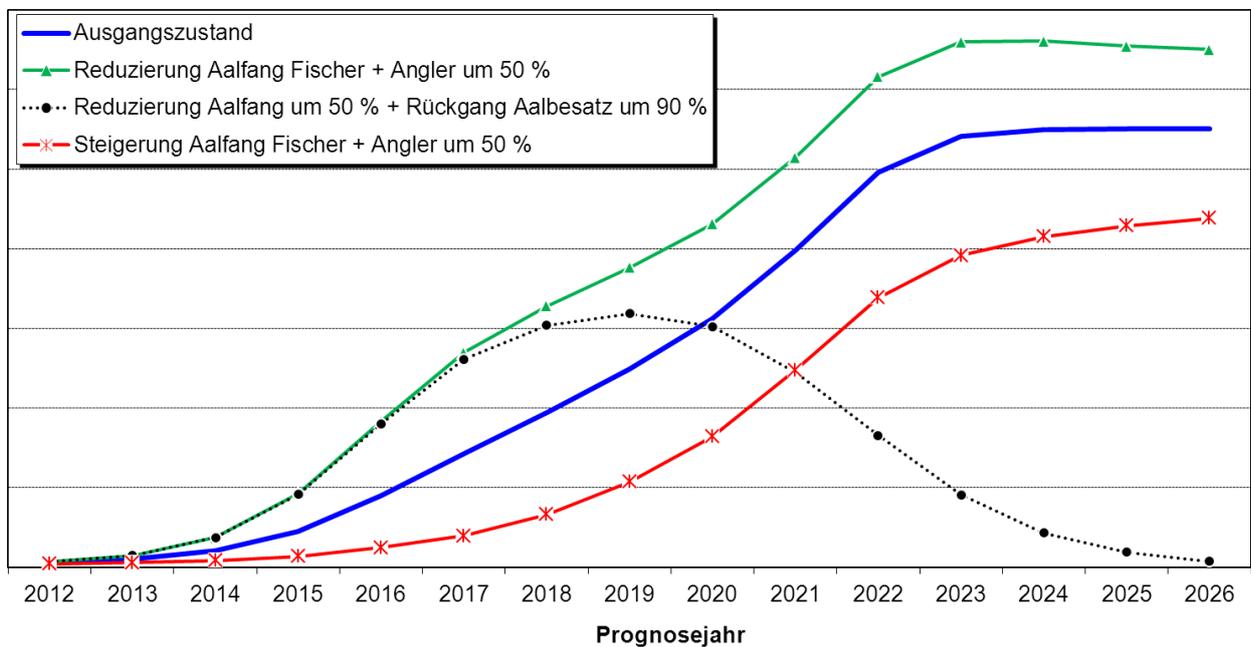


Abb. 3.48: Virtuelle Blankaalabwanderung aus dem UGH bei Rückgang/Zunahme des Aalfangs durch Fischer und Angler im Vergleich zum unveränderten Ausgangszustand

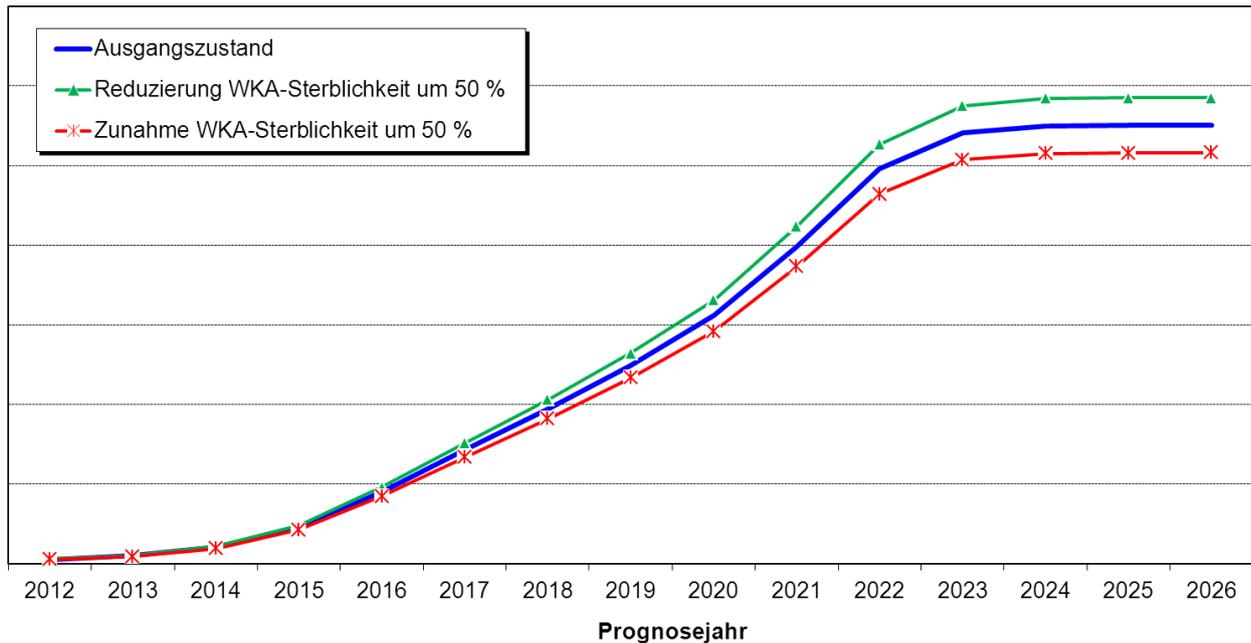


Abb. 3.49: Virtuelle Blankaalabwanderung aus dem UGH bei Rückgang/Zunahme der Aalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmen im Vergleich zum unveränderten Ausgangszustand

3.4.5 Diskussion

Mathematische Modelle sind in den biologischen Wissenschaften mittlerweile ein unverzichtbares Instrument zur Beschreibung von Populationsstrukturen und -entwicklungen. So werden z.B. seit etwa 40 Jahren Modelle der virtuellen Populationsanalyse genutzt, um die Populationsentwicklung sowie die Möglichkeiten und Grenzen einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Dorsch- und Heringsbestände im Ostseeraum zu analysieren.

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurde das deutsche Aalbestandsmodell (GEM) grundlegend weiterentwickelt und an die spezifischen Bedingungen im UGH angepasst. Mit dem GEM III liegt nunmehr ein altersbasiertes, flussgebietspezifisches Bestandsmodell vor, das wesentliche Einflussgrößen auf den Aalbestand im UGH berücksichtigt. Im Vergleich zu anderen Aalbestandsmodellen bietet das GEM III eine Reihe von Vorteilen:

- **Einfacher Aufbau:** Das Programm ist EXCEL-basiert und modular aufgebaut, daher bediener- und nutzerfreundlich sowie leicht an die spezifischen Verhältnisse des zu betrachtenden Aaleinzugsgebietes anzupassen.
- **Wenige, zumeist einfach zu erhebende Eingangsgrößen:** Das Modell benötigt eine vergleichsweise geringe Anzahl von Eingangsgrößen, die zumeist regelmäßig im Rahmen der allgemeinen Fischereistatistik und anderer statistischer Erhebungen erfasst werden und flächendeckend vorliegen. Durch die Modellierung des Gelbaalbestandes kann auf ein methodisch schwieriges und kostenintensives Gelbaalmonitoring verzichtet werden.
- **Vielseitigkeit:** Das Modell ermöglicht eine Schätzung der abwandernden Blankaalmenge getrennt nach Geschlechtern. Anhand der Modellergebnisse kann die Bedeutung einzelner Mortalitätsfaktoren quantifiziert werden. Alle Eingangsgrößen und Modellergebnisse werden für jedes Jahr nach Stückzahl und Biomasse ausgewiesen. Das Modell kann mit einfachen Modifizierungen sowohl für die Kalkulation des Referenzwertes, der aktuellen Abwanderung als auch der zukünftigen Blankaalabwanderung (Prognose) verwendet werden. Darüber hinaus ist auch eine inverse (rückwirkende) Modellierung des Aalbestandes früherer Jahre möglich.

- Valide Prognosen: Theoretische Modellannahmen sind leicht durch Schätzungen aus Felddaten zu ersetzen. Das Modell kann an verschiedenen Stellen durch Felddaten validiert werden. Erste Validierungsergebnisse anhand eines Monitorings der abwandernden Blankaalmenge in der Elbe (FLADUNG et al. 2012) sowie im UGH (vorliegende Untersuchungen) bescheinigen dem GEM eine gute Prognosefähigkeit.

Am GEM III nachteilig zu bewerten ist, dass für alle Eingangsparameter Zeitreihen von 20 Jahren erforderlich sind, um den Effekt einer fiktiven Ausgangspopulation (Dummy-Wert) zu minimieren. Darüber hinaus betrachtet das Bestandsmodell das Aaleinzugsgebiet als Einheit und berücksichtigt keine lokalen Unterschiede und Schwankungen im Aalbestand. Wenige größere Teileinzugsgebiete können jedoch mit ihren spezifischen Besonderheiten durch einzelne Aalbestandsmodelle abgebildet und durch Verknüpfung der Modelle zusätzlich in ihrer Gesamtheit betrachtet werden.

Mit dem GEM III wurde der Aalbestand im UGH modelliert und die abwandernde Blankaalmenge prognostiziert. Die stückzahlmäßige Entwicklung des Gesamtaalbestandes (Abb. 3.43) hängt in erster Linie von der Höhe der Rekrutierung sowie von den Mortalitätsfaktoren ab, die frühzeitig, massiv und langandauernd auf den Bestand einwirken. Im UGH wird die Rekrutierung des Aalbestandes seit 20 Jahren mit einem Anteil von 90-99 % fast ausschließlich vom Besatz getragen. Ohne diesen wären die Aalbestände in weiten Teilen des UGH bereits zusammengebrochen. Der hinsichtlich Stärke und Dauer mit Abstand bedeutendste Mortalitätsfaktor insbesondere für die jüngeren Altersgruppen ist die natürliche Sterblichkeit, die jedoch vergleichsweise gleichmäßig wirkt und (abgesehen von vereinzeltten krankheits- oder umweltbedingten Massensterben) vergleichsweise geringen Schwankungen unterworfen ist. Von den verbleibenden Mortalitätsfaktoren scheint es v.a. die Sterblichkeit durch Kormoranfraß zu sein, die sich in den vergangenen Jahren sehr stark verändert und damit die Aalbestandsentwicklung im UGH wesentlich beeinflusst hat. Kormorane greifen im Havelgebiet mit einer bevorzugten Beutefischgröße beim Aal von 20-55 cm (KNÖSCHE et al. 2005, RITTERBUSCH & FRENZEL 2005, SIMON 2011) in die Altersgruppen 3-12 (weibliche Aale) bzw. 3-15 (männliche Aale) im Aalbestand ein. Die beschriebenen Änderungen in der Bestandsentwicklung des Kormorans (s. Abschnitt 3.2.2) dürften somit maßgeblich für die Entwicklung des Aalbestands verantwortlich sein. Die fischereiliche Sterblichkeit durch Erwerbsfischer und Angler sowie die Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen folgen der Bestandsentwicklung und unterlagen in den vergangenen Jahren hinsichtlich ihrer Intensität keinen wesentlichen Veränderungen. So blieb die Intensität der Erwerbsfischerei auf den Aal in den letzten 20 Jahren in Brandenburg (KNÖSCHE et al. 2005) sowie im Elbegebiet (FLADUNG et al. 2012) nahezu unverändert bzw. ist leicht zurückgegangen. Die Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen hat sich zwar um 50 % erhöht (s. Abschnitt 3.2.5), bewegt sich mit ≈ 11 % nach wie vor aber auf vergleichsweise geringem Niveau.

Die aus der Bestandsentwicklung resultierende, abwandernde Blankaalmenge wird im Mittel der Jahre 2009-11 auf 24 t (0,4 kg/ha) geschätzt. Als Referenzwert für die ursprüngliche Blankaalabwanderung ohne anthropogene Einflüsse für den Zeitraum vor 1980 wurden 170 t bzw. 3,0 kg/ha ermittelt. Diese Werte liegen im Rahmen von Angaben aus anderen mitteleuropäischen Flüssen (Tab. 3.1 in ICES 2011a). Für das gesamte Elbegebiet (das das UGH mit umfasst) wurden hingegen mit 0,9 kg/ha (aktuelle Abwanderung \varnothing 2008-10) bzw. 7,2 kg/ha (Referenzwert) deutlich höhere Werte geschätzt. Dies ist u.a. darauf zurückzuführen, dass für die Elbe ein höherer natürlicher Aalaufstieg zu verzeichnen ist und zudem küstennahe Übergangsgewässer mitberücksichtigt wurden, die höhere Aalbestände bei gleichzeitig erheblich geringeren Sterblichkeiten (kaum fischereiliche Sterblichkeit, keine Wasserkraftmortalität) aufweisen.

Für die negative Bestandsentwicklung des Europäischen Aals sind nach heutigem Kenntnisstand vermutlich verschiedene Faktoren verantwortlich, die in ihrer Bedeutung vielfach unklar und nur schwer voneinander abzugrenzen sind. Neben ozeanischen Faktoren während der Driftphase der Aallarven (KETTLE & HAINES 2006, FRIEDLAND et al. 2007, BONHOMMEAU et al. 2008) werden auch Umweltfaktoren während der kontinentalen Lebensphase wie Fischerei, Gewässerverbau und -verschmutzung, Krankheiten und Parasiten, Kormoran, Wasserkraftanlagen und rückläufige Besatzmengen diskutiert (vgl. BELANYECZ & BRÄMICK 2009). Für das UGH

wurden mit Hilfe des Prognosetools im Aalbestandsmodell die Effekte verschiedener Managementmaßnahmen im Binnenland auf die Blankaalabwanderung geprüft (s. Abschnitt 3.4.4).

Im Fazit der Modellrechnungen lässt sich feststellen, dass eine Erhöhung der Besatzmengen im Vergleich zu allen anderen Szenarien die mit Abstand wirkungsvollste Maßnahme zur Steigerung der abwandernden Blankaalmenge darstellt. So könnte durch eine 50%ige Erhöhung der Besatzmengen eine Steigerung der abwandernden Blankaalmenge um über 70 % bis zum Jahr 2026 im Vergleich zum Ausgangszustand erreicht werden. Umgekehrt hätte eine 50%ige Reduzierung der Besatzmengen einen drastischen Rückgang der Blankaalabwanderung um 70 % im Jahr 2026 zur Folge. Dies unterstreicht noch einmal eindrucksvoll die Bedeutung von Besatzmaßnahmen unter den derzeitigen Bedingungen eines sehr geringen natürlichen Aalaufstieges.

Mit deutlichem Abstand folgen Managementmaßnahmen, die auf eine Verringerung der Mortalitätsfaktoren abzielen (Tab. 3.22). Bei Halbierung der Fangerträge der Erwerbsfischerei und Angler würde sich theoretisch eine Erhöhung der abwandernden Blankaalmenge um 18 % bis zum Jahr 2026 ergeben. Da ein bedeutender Teil des Aalbesatzes im UGH jedoch von Erwerbsfischern und Anglern finanziert wird, ist bei einer so erheblichen Beschränkung der Fangentnahmen davon auszugehen, dass der Besatz nahezu eingestellt würde. Unter realen Verhältnissen wäre somit eine Halbierung der Fangerträge durch Fischer und Angler aufgrund der daraus folgenden Reduzierung des Aalbesatzes auf Kleinstmengen als kontraproduktiv für die Aalbestandsentwicklung und die Blankaalabwanderung zu bewerten.

Die geringsten – wenngleich nicht unerhebliche – Effekte wären durch eine 50%ige Reduzierung der Kormoranbestandes bzw. der Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen zu erzielen, die rechnerisch zu einer Erhöhung der Blankaalabwanderung um 7 % bzw. 6 % im Vergleich zum Ausgangszustand führen würden (Tab. 3.22).

Die Umsetzbarkeit einer Bestandshalbierung beim Kormoran wird derzeit als nicht realistisch angesehen. Zwar verfügen die Bundesländer Brandenburg und Sachsen über Verordnungen zur Abwehr erheblicher fischereiwirtschaftlicher Schäden durch den Kormoran, diese bieten jedoch keine geeignete Basis für eine abgestimmte Bewirtschaftung der europäischen Kormoranpopulation. Kormorane sind in West- und Mitteleuropa flächendeckend verbreitet und bilden hier eine paneuropäische Population, weshalb ein gesamteuropäischer Kormoranmanagementplan eine essentielle Grundvoraussetzung für eine Steuerung des Bestandes wäre. Da ein solcher Plan nicht vorliegt und auch kurzfristig nicht zu erwarten ist, ist ein Rückgang des Kormoranbestandes im UGH derzeit nur auf natürlichem Wege möglich.

Im Zuge der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG wurde im Jahr 2008 damit begonnen, Wasserkraftanlagen mit Fischschutzvorrichtungen bzw. Abstieghilfen auszurüsten, die eine Verringerung der Sterblichkeit für Blankaale an diesen Standorten erwarten lassen. Allerdings umfassen die im Rahmen der EU-WRRL geplanten Maßnahmen nicht nur Verbesserungen der Fischpassierbarkeit von Wasserkraftanlagen für Aale, sondern z.B. auch die Anbindung von Altgewässern, deren Auswirkungen auf den Aalbestand nicht prognostiziert werden können. In den meisten Fällen sind allerdings noch keine Verbesserungen an Wasserkraftanlagen im Hinblick auf die Blankaalabwanderung erfolgt oder Informationen bzw. Abschätzungen zur Verringerung der Aalsterblichkeit infolge ggf. getätigter Maßnahmen sind nicht verfügbar, so dass diese bei der Berechnung der kumulativen Sterblichkeit für Blankaale im UGH bislang nicht berücksichtigt werden konnten. Zukünftig sollte durch weitere Datenerhebungen und eine Intensivierung des Datenaustausches zwischen den entsprechenden Behörden die bisherige Abschätzung der Aalsterblichkeit an Wasserkraftanlagen weiter präzisiert und aktualisiert werden. Eine Reduzierung der Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen würde sich (im Unterschied zu einer Verringerung des Kormoranbestandes) direkt auf die Blankaalabwanderung auswirken, da von Wasserkraftanlagen zum ganz überwiegenden Teil abwandernde Blankaale betroffen sind.

Tab. 3.22: Prognose der Blankaalabwanderung - Ausgangszustand und ausgewählte Szenarien im Vergleich

Parameter	Managementmaßnahme	Prozentuale Veränderung der Menge abwandernder Blankaale im Jahr 2026 im Vergleich zum Ausgangszustand
Besatz	Steigerung der Besatzmengen um 50 %	+ 72 %
Fangerträge Fischer und Angler / Besatz	Halbierung der Fangerträge um 50 %	+ 18 %
	Halbierung Fangerträge um 50 % und Reduzierung der Besatzmengen auf 10 %	X *
Kormoran	Abnahme des Kormoranbestandes um 50 %	+ 7 %
Wasserkraft	Reduzierung der Aalsterblichkeit um 50 %	+ 6 %

* theoretischer Bestandszusammenbruch bei konstanten übrigen Eingangsparametern

3.5 Monitoring der abwandernden Blankaale

3.5.1 Quantitative Erfassung der abwandernden Blankaalmenge

Ein Monitoring der Blankaalabwanderung aus Brandenburger Gewässern findet seit 2005 in Rhin, Oberhavel, Elbe (Sachsen-Anhalt) und der Oder statt (FLADUNG et al. 2009). Speziell für die Abschätzung der Blankaalabwanderung aus dem UGH wurde im Projektzeitraum 2009-11 Untersuchungen in der Oberhavel b. Zehdenick sowie in der Unterhavel b. Quitzöbel durchgeführt.

Im Projektzeitraum 2009-11 wurden während der Hauptabwanderungszeit im Herbst (September-Dezember) insgesamt 547 Blankaale markiert und in Ober- und Unterhavel wieder ausgesetzt (Tab. 3.23). Die markierten Aale wiesen eine durchschnittliche Körperlänge von 60,7 cm (32,6...95,4 cm) und eine mittlere Stückmasse von 459 g (57...1.648 g) auf. Aufgrund zu geringer Aalfänge konnte in der Unterhavel die ursprünglich geplante Zahl von jährlich 150 zu markierenden Blankaalen teilweise nicht erreicht werden. Im Projektverlauf sah sich der Fischereibetrieb in Zehdenick außerstande, weiterhin Blankaale zu Markierungszwecken zur Verfügung zu stellen, weshalb die im Jahr 2010 geplanten Markierungsaktionen nicht durchgeführt werden konnten. Es liegen jedoch für beide Monitoringstationen Ergebnisse aus Markierungsaktionen der Vorjahre vor (FLADUNG et al. 2009), die in die Ergebnisdarstellung und die weitere Auswertung einbezogen wurden.

Tab. 3.23: Anzahl und mittlere Körperlänge (Spannweite) der markierten Blankaale an den Monitoringstationen in Ober- und Unterhavel

Monitoringstation	Zeitraum	Anzahl	Körperlänge (cm)	Quelle
Oberhavel b. Zehdenick	2005/2006	150	55,0 (36,5 – 85,5)	FLADUNG et al. 2009
	2006/2007	77	62,0 (37,0 – 86,5)	FLADUNG et al. 2009
	2007/2008	140	57,0 (38,0 – 79,0)	FLADUNG et al. 2009
	2008/2009	53	57,0 (38,0 – 77,5)	FLADUNG et al. 2009
	2009/2010	150	65,6 (48,7 – 88,6)	aktuelle Untersuchungen
Unterhavel b. Quitzöbel	2006/2007	57	54,0 (36,5 – 86,0)	FLADUNG et al. 2009
	2008/2009	54	59,5 (40,0 – 75,5)	FLADUNG et al. 2009
	2009/2010	80	60,4 (34,2 – 92,0)	aktuelle Untersuchungen
	2010/2011	148	60,4 (32,6 – 95,4)	aktuelle Untersuchungen
	2011/2012	169	56,7 (33,4 – 89,0)	aktuelle Untersuchungen

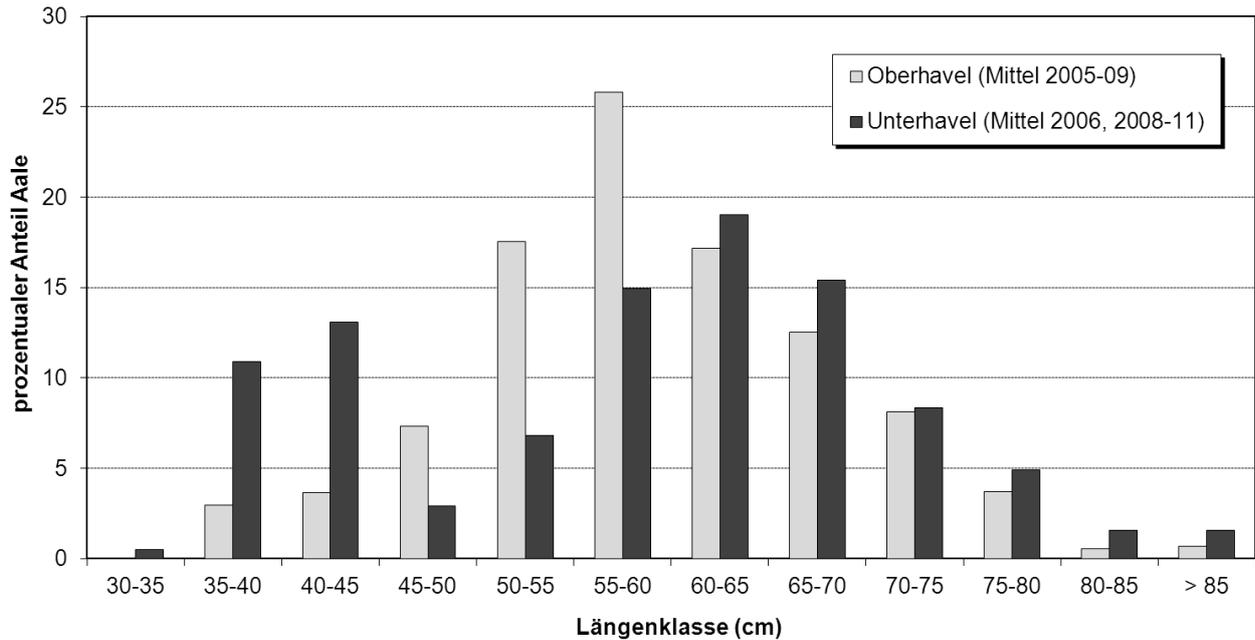


Abb. 3.50: Mittlere relative Längenhäufigkeitsverteilung der im Zeitraum 2005-11 in Ober- und Unterhavel markierten und ausgesetzten Blankaale (n = 1.078)

Von den visuell als blank eingeordneten, markierten Aalen befanden sich nach dem Bewertungsschlüssel „Silver Index“ (DURIF et al. 2009) 30 % im beginnenden und 66 % im fortgeschrittenen Blankaalstadium (Tab. 3.24). Rund 2 % sind demnach als Gelbaale einzustufen. Bei etwa 14 % der markierten Aale handelte es sich offensichtlich um blanke Männchen (SM 2), wobei der Männchenanteil zwischen Oberhavel (6 %) und Unterhavel (23 %) signifikant unterschiedlich war (χ^2 -Test, $P < 0,001$). Dies wird auch an den relativen Häufigkeitsverteilungen (Abb. 3.50) deutlich, die für die Unterhavel einen erheblich größeren Anteil männlicher Aale (30-45 cm Körperlänge) im Vergleich zur Oberhavel aufzeigen.

Tab. 3.24: prozentualer Anteil der markierten Aale an den verschiedenen Blankaalstadien nach DURIF et al. (2009) in der Oberhavel (n = 570) und der Unterhavel (n = 507)

Blankaalstadium	Anteil Aale Oberhavel (%)	Anteil Aale Unterhavel (%)	Anteil Aale Gesamt (%)
weiblicher bzw. männlicher Gelbaal (S1, SF2)	3,0	1,5	2,3
weiblicher Aal > 50 cm Totallänge im beginnenden Blankaalstadium (SF3)	23,6	27,4	25,4
weiblicher Blankaal am Beginn der Abwanderung (SF4)	3,5	5,7	4,6
abwandernder weiblicher bzw. männlicher Blankaal (SF5, SM2)	68,1	64,4	66,3
unklar	1,8	1,0	1,4

Von den insgesamt 1.078 im Zeitraum 2005-11 markierten Blankaalen wurden bislang 49 Stück in der Oberhavel sowie 40 Stück in der Unterhavel und damit insgesamt 8,3 % der markierten Blankaale wieder gefangen. Die ersten Wiederfänge markierter Aale wurden bereits 1-3 Tage nach dem Aussetzen registriert. Der Rückfang erfolgte im Wesentlichen innerhalb eines Jahres. Nur vereinzelt wurden markierte Blankaale im 2. Jahr nach der Markierung wiedergefangen. Die bislang spätesten Wiederfänge wurden 528 Tage (Oberhavel) bzw. 173 Tage (Unterhavel) nach dem Aussetzen registriert. Aus den Rückfängen der markierten Blankaale konnten Schätzungen zur Fangeffizienz der eingesetzten Fanggeräte und damit zur fischereilichen Sterblichkeit

abgeleitet werden. Für den Hamen in der Oberhavel schwankte die Fangrate zwischen 4...17 % und für die Großreuse in der Unterhavel zwischen 1,3...2,7 %. Für den ab 2011 eingesetzten Hamen in der Unterhavel lag er bei knapp 12 %. Wie die Ergebnisse deutlich machen, ist die Fängigkeit der verschiedenen fischereilichen Fanggeräte entscheidend vom Standort, der Gewässermorphologie und der Abflusssituation abhängig. Eine Übertragung auf andere Gewässer oder eine Verallgemeinerung dieser Ergebnisse ist aufgrund der jeweils spezifischen Verhältnisse vor Ort nicht möglich.

Tab. 3.25: Schätzung der Blankaalabwanderung für Ober- und Unterhavel nach den Ergebnissen der Markierung-Wiederauffang-Versuche

Monitoringstation	Fanggerät	Jahr	abwandernde Blankaalmenge in Stück pro Jahr (\pm Std.Abw.)	abwandernde Blankaalmenge in Stück pro ha (\pm Std.Abw.)
Oberhavel b. Zehdenick	Hamen	2006	4.553 \pm 1.056	0,8 \pm 0,2
		2007	3.523 \pm 900	0,6 \pm 0,2
		2008	8.369 \pm 2.624	1,4 \pm 0,4
		2009	8.780 \pm 4.377	1,5 \pm 0,7
		2010	8.155 \pm 2.332	1,4 \pm 0,4
Unterhavel b. Quitzöbel	Großreuse / Hamen	2007	- *	- *
		2009	11.664 \pm 6.719 **	0,2 \pm 0,1 **
		2010	25.360 \pm 14.618	0,4 \pm 0,3
		2011	19.980 \pm 8.127	0,3 \pm 0,1
		2012	10.757 \pm 2.861	0,2 \pm 0,1

* keine Schätzung möglich, da Fanggerät nicht mehr gestellt

** kein Wiederauffang, Schätzung auf Basis eines fiktiv angenommenen Wiederaufhanges von einem Aal

In Kombination mit den ganzjährigen Fangstatistiken der Fanggeräte kann die Gesamtmenge an Blankaalen abgeschätzt werden, die die Monitoringstationen in Ober- und Unterhavel passiert haben. Für die Jahre 2006-12 bewegen sich die z.T. vorläufigen Schätzungen der pro ha stromauf gelegener Wasserfläche abwandernden Blankaalmenge im Bereich von 0,6...1,5 Stück für die Oberhavel und 0,2...0,4 Stück für die Unterhavel (Tab. 3.25), wobei die Schwankungsbreite der Schätzungen im Vergleich einzelner Jahre bis zu 250 % betrug. Im Mittel der Jahre 2006-10 wanderten etwa 6.700 (= 1,1 Stück/ha) Blankaale aus der Oberhavel und im Mittel der Jahre 2010-12 etwa 18.700 (= 0,3 Stück/ha) Blankaale aus dem gesamten UGH ab.

3.5.2 Bewertung der Laicherqualität der Blankaale

Zur Beurteilung der Laicherqualität der aus dem UGH abwandernden Blankaale wurden in den Jahren 2009-11 stichprobenartige Untersuchungen von insgesamt 127 Blankaalen durchgeführt. Davon stammten 47 Aale aus der Ober- und 80 Aale aus der Unterhavel. Die untersuchten Aale wiesen Körperlängen von 38...98 cm (\varnothing 64 cm) und Stückgewichte von 45...2.090 g (\varnothing 550 g) auf (Tab. 3.26).

Tab. 3.26: Anzahl, mittlere Körperlänge (Spannweite) und mittlere Körpermasse (Spannweite) der in Ober- und Unterhavel hinsichtlich ihrer Laicherqualität untersuchten Blankaale

Monitoringstation	Jahr	Anzahl	Körperlänge (cm)	Körpermasse (g)
Oberhavel b. Zehdenick	2009	25	63,9 (47,2 – 85,4)	525 (187 – 1.179)
	2010	22	62,0 (41,1 – 83,3)	489 (111 – 1.208)
Unterhavel b. Quitzöbel	2009	25	64,0 (38,3 – 88,0)	587 (87 – 1.645)
	2010	20	64,3 (38,4 – 97,5)	637 (96 – 2.090)
	2011	35	63,5 (38,7 – 86,0)	532 (45 – 1.212)

Die untersuchten Blankaale zeichneten sich durch einen hohen Weibchenanteil von 90 % aus, wobei - wie schon bei den farbmarkierten Blankaalen (s Abschnitt 3.5.1) - im Vergleich von Ober- und Unterhavel deutliche Unterschiede bestanden (Tab. 3.27). So wiesen die Blankaale aus der Unterhavel mit durchschnittlich 14 % höhere Anteile männlicher Blankaale im Vergleich zur Oberhavel (4 %) auf.

Tab. 3.27: Geschlechterverhältnis in stichprobenartigen Untersuchungen von Blankaalen aus Ober- und Unterhavel

Monitoringstation	Jahr	Geschlecht	
		weiblich (%)	männlich (%)
Oberhavel b. Zehdenick	2009 (n = 25)	100	0
	2010 (n = 22)	91	9
Unterhavel b. Quitzöbel	2009 (n = 25)	92	8
	2010 (n = 20)	80	20
	2011 (n = 35)	86	14

Die makroskopisch durchgeführten Untersuchungen zum Gesundheitsstatus ließen (von Einzelfällen abgesehen) keine pathologischen Veränderungen der Organe oder ungewöhnlichen Häufungen von Parasitierungen erkennen. Gelegentlich (2,4 %) trat ein zumeist geringgradiger Befall mit Kratzern und in einem Fall (0,8 %) mit Bandwürmern auf. Ein Blankaal (0,8 %) wies äußerliche Symptome der Blumenkohlkrankheit auf und ein Tier (0,8 %) war mit dem Hautparasiten *Ichthyophthirius multifiliis* befallen.

Bei mehr als ¾ (76 %) der untersuchten Aale war ein zumeist geringgradiger Befall mit dem Schwimmbasennematoden *Anguillicoloides crassus* festzustellen (Abb. 3.51). Sowohl die Befallsraten (Prävalenz) als auch die Befallsintensitäten waren in Ober- und Unterhavel annähernd vergleichbar und schwankten im Untersuchungszeitraum 2009-11 zwischen 64...89 % (Befallsrate) bzw. 4,9...8,0 Nematoden pro befallenem Fisch (Befallsintensität) (Tab. 3.28).

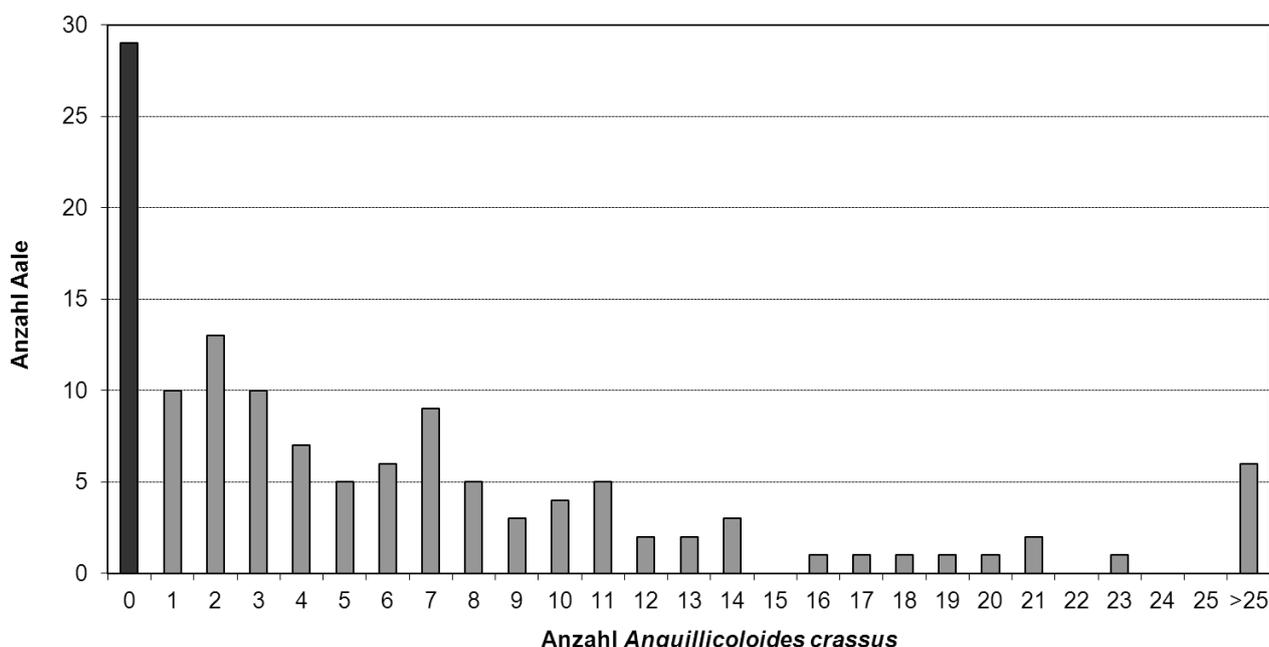


Abb. 3.51: Abundanzverteilung von *Anguillicoloides crassus* in Blankaalen aus der Ober- und Unterhavel in den Jahren 2009-11 (n = 127)

Tab. 3.28: Befallsextenstität und -intensität der Blankaale (n = 127) mit dem Schwimmblasen-nematoden *Anguillicoloides crassus* in der Ober- und Unterhavel

Gewässer	Jahr	nicht befallen (%)	befallen (%)	mittlere Befallsintensität (Anzahl Nematoden / Aal)
Oberhavel	2009 (n = 25)	36,0	64,0	7,1
	2010 (n = 22)	18,2	81,8	6,3
Unterhavel	2009 (n = 25)	28,0	72,0	8,0
	2010 (n = 20)	25,0	75,0	4,9
	2011 (n = 35)	11,4	88,6	5,9
Mittel 2009-11	(n = 127)	23,7	76,3	6,4

Praktisch alle untersuchten Blankaale (99 %) ließen Schwimmblasenschädigungen durch einen vorangegangenen Befall mit *A. crassus* erkennen. Etwa 32 % wiesen geringe Schädigungen (Hartmannklasse 2), hingegen 50 % deutliche Schädigungen (Hartmannklasse 3) und 18 % sogar starke bis sehr starke Schädigungen (Hartmannklasse 4 + 5) der Schwimmblase auf. Die geringen Unterschiede in der Befallsrate und -intensität der Aale aus den verschiedenen Gewässerbereichen spiegeln sich in vergleichbaren Schädigungsraten der Schwimmblase wieder (Tab. 3.29), wobei z.T. erhebliche Schwankungen innerhalb der Jahre auftraten.

Tab. 3.29: prozentuale Anteile der Blankaale aus Ober- und Unterhavel mit befallsbedingten Schwimmblasenschädigungen durch den Nematoden *Anguillicoloides crassus*

	Oberhavel		Unterhavel			Mittelwert
	2009	2010	2009	2010	2011	2009-11
Hartmannklasse 1 (ungeschädigt)	0	0	0	5	0	1
Hartmannklasse 2 (leicht geschädigt)	0	36	16	65	46	32
Hartmannklasse 3 (deutlich geschädigt)	56	59	60	25	46	50
Hartmannklasse 4 (stark geschädigt)	20	5	24	5	8	12
Hartmannklasse 5 (sehr stark geschädigt)	24	0	0	0	0	5

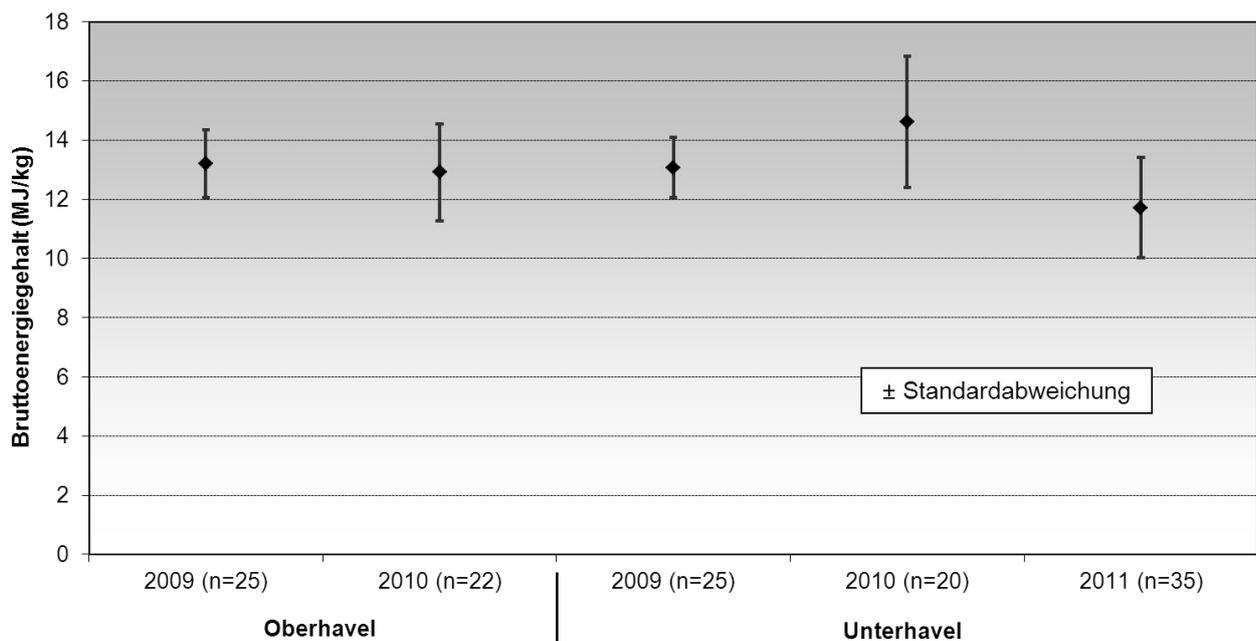


Abb. 3.52: Durchschnittliche Bruttoenergiegehalte der untersuchten Blankaale aus der Ober- und Unterhavel im Untersuchungszeitraum 2009-11

Die Kondition (Ernährungszustand) der Blankaale aus Ober- und Unterhavel ist annähernd vergleichbar und kann als überwiegend ausreichend bis gut eingeschätzt werden (Abb. 3.52). Der mittlere Bruttoenergiegehalt der untersuchten Blankaale aus dem UGH betrug 12,9 MJ/kg (Spannweite 7,6...19,1 MJ/kg).

Die visuelle Einschätzung des im Körper eingelagerten Eingeweidefettes spiegelte die Ergebnisse zum Bruttoenergiegehalt weitestgehend wieder (Tab. 3.30). Nur 2 % der untersuchten Aale wiesen keine, hingegen 58 % geringe und 40 % mäßige bis starke Fetteinlagerungen auf. Die Korpulenzfaktoren lagen mit durchschnittlich 0,18 (Spannweite 0,08...0,28) im unteren Normalbereich für adulte Aale (vgl. SCHRECKENBACH 1998).

Tab. 3.30: prozentuale Anteile der Blankaale aus Ober- und Unterhavel mit eingelagertem Eingeweidefett

Gewässer	Jahr	Fetteinlagerung in den Eingeweiden			
		kein	gering	mäßig	stark
Oberhavel	2009 (n = 25)	4	84	12	0
	2010 (n = 22)	9	73	18	0
Unterhavel	2009 (n = 25)	0	76	24	0
	2010 (n = 20)	0	20	80	0
	2011 (n = 35)	0	37	60	3
Mittelwert 2009-11	(n = 127)	2	58	39	1

Die stichprobenartigen Untersuchungen von insgesamt 60 Blankaalen aus der Unterhavel (2009: 15 Tiere, 2010: 20 Tiere, 2011: 25 Tiere) auf eine mögliche Infektion mit dem Rhabdovirus EVEX erbrachten bei 4 Tieren aus dem Jahr 2011 einen positiven Nachweis mittels PCR. Die parallel dazu durchgeführten Zellkulturuntersuchungen waren hingegen durchweg negativ, d.h. es konnte kein EVEX-Virus nachgewiesen werden.

3.5.3 Diskussion

Wie die Ergebnisse der Markierung-Wiederauffang-Versuche zeigen, sind solche Untersuchungen grundsätzlich geeignet, eine Erfassung der Blankaale und eine Abschätzung der abwandernden Blankaalbiomasse am jeweiligen Standort vorzunehmen.

Mit einer durchschnittlichen Körperlänge von 61 cm sind Blankaale aus dem UGH etwas kleiner als die aus der Mittel-Elbe abwandernden Tiere (65 cm n. FLADUNG et al. 2009). Gleichzeitig weisen die Blankaale aus der Havel einen mit ca. 25 % deutlich höheren Männchenanteil als die Blankaale im Elbegebiet auf (ca. 5-8 %, FLADUNG, unveröff. Daten).

Die Ursache dafür könnte einerseits in einem etwas geringeren Größenwachstum der weiblichen Aale aus dem UGH im Vergleich zur Elbe liegen (Abb. 3.53). Andererseits dürfte auch der erheblich höhere Befischungsdruck in der Havel in Verbindung mit dem geltenden Mindestmaß von 50 cm (früher 45 cm) zu einer Verschiebung des Geschlechterverhältnis führen, da weibliche Aale in erheblichem Umfang entnommen, die kleineren männlichen Aale jedoch praktisch vollständig geschont werden und damit einer geringeren Sterblichkeit unterliegen. Es ist aber auch nicht auszuschließen, dass eine unterschiedliche Fängigkeit der eingesetzten Fanggeräte die Ergebnisse beeinflusst hat.

Neben einem hohen Anteil von etwa 65 % Aalen in fortgeschrittenem Blankaalstadium (SF 5, bzw. SM 2) wird der Blankaalbestand der Havel zu etwa 25 % von Tieren gebildet, die sich erst am Beginn der Blankaalwerdung (SF 3) befinden. Zugleich wiesen die aus der Havel abwandernden Blankaale große individuelle Unterschiede hinsichtlich der Abwanderungsgeschwindigkeit auf und unterbrachen offensichtlich die Abwanderung über kürzere oder längere Zeit (s. Abschnitt 3.2.6). Dies führt offensichtlich dazu, dass nicht alle Blankaale innerhalb der Frühjahrs- bzw. Herbstwanderung das Havelsystem verlassen, sondern sich z.T. noch über Monate bis zu einem Jahr im Gebiet aufhalten, wie es auch aus anderen Flusseinzugsgebieten bekannt ist (VØLLESTAD et al. 1994, KLEIN BRETELER et al. 2007).

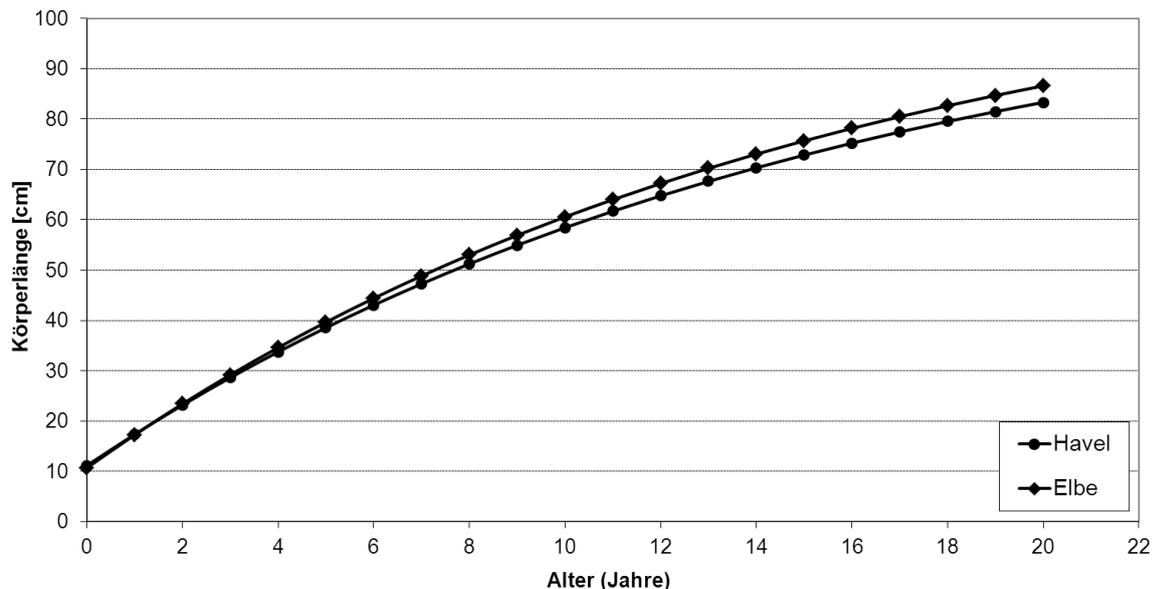


Abb. 3.53: Vergleich des rückberechneten Wachstums weiblicher Aale aus der Unterhavel (vorliegende Untersuchungen) und der Untereibe (OEBERST & FLADUNG 2012)

Mittels der Markierung-Wiederfang-Versuche konnte anhand der Gesamtfangmengen, über die ermittelte Fängigkeit des Hamens bzw. der Großeuse in Ober- und Unterhavel auf die abwandernde Blankaalmenge am jeweiligen Monitoringstandort geschlossen werden. Mit 4-25 Tsd. Stück bzw. 0,2...1,5 Stück pro ha liegen die Schätzungen der jährlich abwandernden Blankaalmenge in einer mit anderen europäischen Flussgebieten (vgl. ICES 2011) vergleichbaren Größenordnung. Zwischen einzelnen Jahren waren erhebliche Unterschiede in der Schätzung der abwandernden Blankaalmenge festzustellen. Die Ursachen dafür können einerseits in Schätzungsungenauigkeiten, andererseits aber auch in natürlichen Schwankungen der abwandernden Blankaalmenge liegen. So hängt z.B. die Blankaalabwanderung in der Elbe nach Erfahrungen der Berufsfischer entscheidend von der Abflusssituation im jeweiligen Jahr ab. Hohe bzw. steigende Wasserstände bewirken eine zeitweise Anbindung von ansonsten vom Strom abgetrennten Nebengewässern und ermöglichen dann eine zusätzliche Abwanderung von Blankaalen aus diesen Gewässern. Hinzu kommt, dass die Fängigkeit des zur Bestandsschätzung verwendeten Fanggerätes aufgrund von Veränderungen beim Aufstellen und Betrieb sowie in Abhängigkeit von den Einsatzbedingungen wie Wasserführung, Treibgut etc. schwanken kann. Aus methodischen Gründen sollten daher bei zukünftigen Bestandsschätzungen separate Markierungsaktionen während der Hauptwanderzeiten im Frühjahr und Herbst durchgeführt und die Bestandsschätzung auf die jeweilige Fangsaison (innerhalb desselben Jahres) bezogen werden.

Die Zahl der aktuell aus dem UGH abwandernden Blankaale kann nach den vorliegenden Ergebnissen des Blankaalmonitorings auf jährlich ≈ 19.000 Stück (Mittel der Jahre 2010-12) geschätzt werden. Die theoretischen Modellierungen der Blankaalabwanderung für das UGH mit dem GEM III ergaben mit jährlich durchschnittlich 44.000 Stück bzw. 0,8 Blankaalen pro ha im Mittel der Jahre 2010-12 einen rund doppelt so hohen Wert. Die Abweichung des theoretischen Modellwertes im Vergleich zu den realen Erhebungen der Blankaalabwanderung ist primär auf die diskutierten Schätzungenauigkeiten einiger Modelleingangsgrößen und bei der direkten Bestimmung der Blankaalabwanderung sowie auf die erheblichen Schwankungen der Monitoring- und Modellierungsergebnisse zwischen einzelnen Jahren zurückzuführen.

Weiter ist zu berücksichtigen, dass das Bestandsmodell auf Basis der Alterspyramide und durchschnittlicher Wahrscheinlichkeiten für den Beginn der Abwanderung in einem bestimmten Alter einen Wert für die jährlich aus dem Gewässersystem abwandernde Blankaalmenge schätzt. Abweichungen können in der Realität allein dadurch auftreten, dass z.B. niedrige

Wasserstände im Jahresverlauf eine Anbindung vieler Nebengewässer verhindern, sodass Blankaale an ihrer Abwanderung in dem vom Modell angesetzten Jahr gehindert werden. Umgekehrt können günstige Witterungsverhältnisse zu einer Abwanderung von älteren Blankaalen führen, die zuvor keine Möglichkeit zur Abwanderung hatten. Die aus den Modellrechnungen abgeleiteten Prognosen für die Blankaalabwanderung sind also als Werte zu verstehen, die größenordnungsmäßige Aussagen im Durchschnitt über mehrere Jahre gestatten und Informationen zu Entwicklungstrends der Blankaalabwanderung anhand der Zusammensetzung und der Entwicklung des Aalbestandes und der auf ihn wirkenden Einflussgrößen liefern.

Die Beurteilung der Laicherqualität der Blankaale ergibt ein differenziertes Bild. Die Mehrzahl der untersuchten Aale war im Hinblick auf die bevorstehende Laichwanderung hinreichend bis gut ernährt. Der mittlere Bruttoenergiegehalt der untersuchten Blankaale aus dem UGH betrug 12,9 MJ/kg und liegt damit deutlich über den Durchschnittswerten von 7,1...11,5 MJ/kg für Gelbaale aus dem Berlin-Brandenburger Havelgebiet (SCHRECKENBACH et al. 1997, FLADUNG et al. 2006, 2011). Als Mindestwerte für eine erfolgreiche Laichwanderung und Reproduktion (Ausbildung der Geschlechtsprodukte) von Blankaalen werden von verschiedenen Autoren Körperfettgehalte zwischen 14 und 20 % genannt (PALSTRA et al. 2006, VAN DEN THILLART et al. 2007, BELPAIRE et al. 2009). Diese Fettgehalte entsprechen Bruttoenergiegehalten von 9,6...11,9 MJ/kg Körpermasse. Übertragen auf die Ergebnisse der Konditionsuntersuchungen der Blankaale bedeutet dies, dass 77-99 % der Blankaale aus dem UGH über ausreichende Fettreserven verfügen, um erfolgreich den Weg bis in die Sargassosee zurücklegen und Gonaden ausbilden zu können. (Tab. 3.31). Damit scheinen Blankaale aus der Havel über ein besseres energetisches Potential für eine erfolgreiche Reproduktion zu verfügen, als Aale aus belgischen und niederländischen Gewässersystemen (BELPAIRE et al. 2009). Ähnlich hohe Anteile energetisch ausreichend konditionierter Blankaale wie in der Havel wurden von (CLEVESTAM et al. 2011) bei Untersuchungen in der Ostsee nachgewiesen.

Tab. 3.31: prozentualer Anteil der Blankaale mit ausreichenden Fettreserven für eine erfolgreiche Reproduktion bei einem erforderlichen Mindestfettgehalt von 14 % bzw. 20 %

Gewässer	Jahr	14 % Fettgehalt bzw. 9,6 MJ/kg Bruttoenergie	20 % Fettgehalt bzw. 11,9 MJ/kg Bruttoenergie
Oberhavel	2009 (n = 25)	100	96
	2010 (n = 22)	100	68
Unterhavel	2009 (n = 25)	100	92
	2010 (n = 20)	100	85
	2011 (n = 35)	94	43
Mittelwert 2009-11	(n = 127)	99	77

Parasitenbedingte Schwimmblasenschädigungen, Virusinfektionen mit EVEX sowie eine Schadstoffbelastung mit Dioxinen und dioxinähnlichen PCB's der Blankaale könnten jedoch während der 6.000 km langen Wanderung in das Laichgebiet und für die Reproduktionsfähigkeit problematisch sein.

Die Befallsrate der Blankaale mit dem Schwimmblasennematoden *Anguillicoloides crassus* betrug in den vorliegenden Untersuchungen durchschnittlich 76 %, der Anteil der Aale mit starken Schwimmblasenschädigungen (HARTMANN-Klassen 4 und 5) etwa 18 %. Der Anteil der aus der Havel abwandernden Blankaale mit gravierenden Schädigungen der Schwimmblase ist demnach höher als der im Gelbaalbestand (0...12 % n. FLADUNG et al. 2011) einzuschätzen, liegt aber im Bereich anderer europäischer Gewässer (KNÖSCHE et al. 2005, BERNIES et al. 2011). Verschiedene aktuelle Untersuchungen ergaben bislang keine Anhaltspunkte dafür, dass eine hohe Befallsintensität mit *A. crassus* zu einer schlechteren Kondition, einem schlechteren Wachstum oder zu höheren Verlusten der betroffenen Aale führt (KNÖSCHE et al. 2005, KANGUR et al. 2010, NETO et al. 2010). Nach Einschätzung von KNÖSCHE et al. (2005) haben die aktuel-

len Infektionen mit *A. crassus* daher keinen nennenswerten Einfluss auf die Aalpopulationen während ihres Aufenthaltes im Süßwasser. Dagegen sind gravierende Auswirkungen des Befalls mit *A. crassus* auf die Reproduktionsfähigkeit befallener Aale zu befürchten. Auf dem Weg zu ihren Laichplätzen in der Sargassosee legen Blankaale eine Strecke von ca. 6.000 km zurück und führen in dieser Zeit häufige und z.T. abrupte Tiefenwechsel durch (WESTERBERG et al. 2006). Untersuchungen an Blankaalen in einem Schwimmtunnel zeigten, dass mit *A. crassus* befallene Aale einen höheren Energieverbrauch beim Schwimmen haben, weshalb die Chancen dieser Aale für das Erreichen der Sargassosee als gering angesehen werden (EELREP-PROJECT 2005). Anhaltspunkte für Probleme infizierter Aale bei Tiefenwechseln während der Laichwanderung lieferten auch Ergebnisse eines Blankaalmonitorings in der Ostsee (SJÖBERG et al. 2009). Zumindest stark befallene Aale mit entsprechenden Schädigungen der Schwimmblase dürften demnach kaum zur Reproduktion des Bestandes beitragen.

Untersuchungen holländischer und belgischer Wissenschaftler sowie Beobachtungen an Aalbeständen in Nordrhein-Westfalen lassen vermuten, dass insbesondere die Aalvirose EVEX sowie Schadstoffbelastungen mit Dioxin und PCB's zu erhöhten Mortalitäten von Aalen während der 6.000 km langen Wanderung in die Laichgebiete (EVEX) oder der Larven (PCB, Dioxin) führen (EELREP-PROJECT 2005; LEHMANN et al. 2005b; PALSTRA et al. 2006). Infektionen mit EVEX scheinen für den Blankaalbestand im UGH derzeit noch keine bedeutsame Rolle zu spielen. Maximal 7...16 % der Blankaale sind nach den vorliegenden Untersuchungsergebnissen mit dem EVEX-Erreger infiziert. Im Körper dieser Tiere wurde das Virusgenom mittels PCR nachgewiesen. Da die Zellkulturuntersuchungen negativ ausfielen, ist davon auszugehen, dass es sich nicht um aktive Viren, sondern um eine latente oder eine bereits überstandene Infektion handelte. Es kann daher nicht eingeschätzt werden, ob die Infektion während der Laichwanderung zum Ausbruch kommt und in welchem Maße sie zu erhöhten Mortalitäten im Blankaalbestand führt.

Die vorhandenen Daten zur Schadstoffbelastung von Aalen im UGH mit Dioxin und dioxinähnlichen PCB's wurden im Abschnitanlage 3.2.7 dargestellt und diskutiert. Weder gestatten diese Daten eine Unterscheidung in Gelb- bzw. Blankaale, noch ist eine Übertragbarkeit der Daten (Schadstoffgehalt in pg/g essbarer Anteil) auf die Untersuchungsergebnisse von PALSTRA et al. (2006) (Schadstoffbelastung in ng TEQ/kg Gonadenmasse) möglich. Um die reproduktive Qualität der aus dem UGH abwandernden Blankaale einschätzen zu können, wären spezielle Untersuchungen der Schadstoffbelastung in den Gonaden der Blankaale nach der von PALSTRA et al. (2006) beschriebenen Methodik erforderlich.

Im Fazit der derzeit vorliegenden Untersuchungsergebnisse lässt sich einschätzen, dass die Mehrzahl der aus dem UGH abwandernden Blankaale über die physiologischen Voraussetzungen verfügt, um die Laichwanderung zur Sargassosee zu vollziehen und erfolgreich am Laichgeschäft teilzunehmen. Maximal 20 % der Tiere unterliegen möglichen Einschränkungen während der Wanderungs- und/oder Reproduktionsphase und können somit möglicherweise nicht zur Bestandserhaltung der Art beitragen. Für eine genauere Einschätzung der Laicherqualität von Blankaalen aus der Havel sind mehrjährige, zeitlich und lokal differenzierte Untersuchungen erforderlich.

4 Diskussion, Nutzen und Verwertbarkeit der Ergebnisse

Im Rahmen des vorliegenden Forschungsprojektes sollten am Beispiel des Flusseinzugsgebietes der Havel wichtige Einflussfaktoren auf den Aalbestand wie Rekrutierung und verschiedene Sterblichkeitsfaktoren quantifiziert und auf dieser Basis eine Modellierung der Bestandsentwicklung und der Blankaalabwanderung vorgenommen werden. Darüber hinaus waren mögliche Managementmaßnahmen zur Erhöhung der abwandernden Blankaalmenge im Sinne der Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 zu prüfen und hinsichtlich ihrer Effektivität zu bewerten. Wichtige Qualitätskriterien für die Ergebnisse waren eine weitgehende Übertragbarkeit auf andere Flusseinzugsgebiete sowie die Verwertbarkeit im Hinblick auf die Erstellung von Aalbewirtschaftungsplänen für deutsche Flussgebietseinheiten.

Als Untersuchungsgebiet wurde bewusst das Haveleinzugsgebiet gewählt, da dieses entsprechend der Aufgabenstellung zum Einzugsgebiet der Elbe gehört und aufgrund der Gewässerfläche und des Aalbestandes eine große wirtschaftliche Bedeutung für die Bundesländer Brandenburg und Berlin besitzt. Nicht zuletzt war aufgrund einiger Vorstudien bereits eine vergleichsweise gute Datengrundlage vorhanden, auf die aufgebaut werden konnte. Aus methodischen Gründen beschränkten sich die Betrachtungen auf ein Teileinzugsgebiet der Havel (UGH), das sich über die Bundesländer Brandenburg, Berlin und Sachsen erstreckt und mit einer Wasserfläche von 56.291 ha mehr als 85 % der Gesamtwasserfläche des Haveleinzugsgebietes abdeckt.

Der Aalbestand im betrachteten UGH rekrutiert sich fast ausschließlich aus Besatzmaßnahmen der vergangenen Jahrzehnte. Ein natürlicher Aalaufstieg ist aktuell noch vorhanden, mit einem Anteil von 0,5 % an der Gesamtrekrutierung aber vergleichsweise unbedeutend. Eine überwiegende Rekrutierung der Aalbestände aus Besatz ist für die Binnengewässer in deutschen Aaleinzugsgebieten typisch (FLADUNG et al. 2012). Aufgrund des hohen Anteils der Besatzmengen an der Gesamtrekrutierung und der flächendeckend gut dokumentierten Besatzaktivitäten ist eine relativ präzise Abschätzung der Rekrutierung des Aalbestandes im UGH möglich. Während der natürliche Aalaufstieg im Zusammenhang mit dem allgemeinen Rückgang des Glasaalaufkommens an den europäischen Küsten (ICES 2011) auch im UGH zurückgegangen ist und aktuell auf 33.000 Steigaale (\varnothing 2005-09) geschätzt werden kann, wurden bis zum Jahr 1995 mit durchschnittlich 7,6 Mio. Aalen pro Jahr (\varnothing 1985-95) noch erhebliche Mengen v.a. an Glasaalen besetzt. Der Rückgang der Besatzmengen auf durchschnittlich 1,4 Mio Stück pro Jahr in den Jahren 1996-2005 hatte in erster Linie wirtschaftliche Gründe und ist entscheidend für die negative Aalbestandsentwicklung in den Folgejahren verantwortlich gewesen. Erst mit der Anhebung der Aalbesatzmengen im Zusammenhang mit dem „Elbepilotprojekt“ ab dem Jahr 2006 konnte der Aalbestandsrückgang im UGH gestoppt und der Entwicklungstrend umgekehrt werden. Am Beispiel des UGH zeigt sich die - angesichts eines dramatischen Rückgangs des natürlichen Aalaufstieges und \approx 55.000 Querbauwerken in deutschen Flüssen - immens zunehmende Bedeutung von Besatzmaßnahmen für die Bestandserhaltung des Aals in deutschen Binnengewässern. Aalbesatz ist daher in vielen deutschen Flusseinzugsgebieten zumindest kurz- bis mittelfristig unverzichtbar für die Gewährleistung einer ausreichenden Blankaalabwanderung aus Binnengewässern, wie sie in der EU-Aalverordnung (EG) Nr. 1100/2007 gefordert wird. Die Qualität des Besatzmaterials steht dabei nach den vorliegenden Untersuchungen hinsichtlich Geschlechterverhältnis, Kondition, Krankheiten und Parasitierungen der von natürlich einwandernden Steigaalen in nichts nach.

Dennoch sind Aalbesatzmaßnahmen durchaus auch kritisch zu sehen. Der Glasaalfang im Küstengebiet und der Transport zu den Besatzgewässern sind z.T. mit erheblichen Verlusten verbunden, die in Abhängigkeit von der verwendeten Fangmethode und den Transportbedingungen von wenigen Prozenten bis zu 80 % betragen können (BAER et al. 2011). Zudem besteht grundsätzlich die Gefahr, dass Besatzmaterial fremder genetischer Herkunft (z.B. *A. rostrata*) besetzt und Krankheiten (v.a. Viruserreger wie HVA, EVEX) verbreitet werden, wenngleich die Risiken nach den bislang vorliegenden Ergebnissen (BAER et al. 2011 sowie eigene Untersuchungen) als eher gering einzuschätzen sind. Besetzte Aale können in Binnengewässern zusätzlichen Sterblichkeiten wie z.B. einer Wasserkraftmortalität unterliegen, die in Küstengewässern nicht auftreten. Besatzmaßnahmen sollten daher - möglichst verlustarm – bevorzugt in solchen Gewässern erfolgen, in denen die anthropogen bedingte Sterblichkeit gering und eine spätere Abwanderung der Blankaale gewährleistet ist.

Von den auf den Aalbestand wirkenden Mortalitätsfaktoren kommt der natürlichen Sterblichkeit (einschließlich des Kormorans) die mit Abstand größte Bedeutung zu (Abb. 4.1). Am stärksten betroffen ist entsprechend der verwendeten Sterblichkeitskurve von BEVACQUA et al. (2011) mit 50 % (Männchen) bzw. 63 % (Weibchen) die jüngste Altersgruppe im Bestand, während ältere Tiere (Altersgruppen 15-20) nur noch geringen jährlichen Sterblichkeiten von 2-3 % unterliegen. Ein solcher Verlauf der Sterblichkeitskurve über die verschiedenen Altersgruppen entspricht den praktischen Erfahrungen für Fischbestände und erscheint plausibler als eine konstante jährliche Sterblichkeit für alle Altersgruppen, wie sie mit \approx 13 % von Dekker (2000b) postuliert

und bei den Bestandsmodellierungen mit dem GEM I verwendet wurde. Obwohl der Aalbestand im UGH z.T. massiv durch Besatz gestützt wird, deuten die bisherigen Ergebnisse zur natürlichen Sterblichkeit in unseren Versuchsseen auf eine Sterblichkeit hin, wie sie nach BEVACQUA et al. (2011) niedrigen Aalbestandsdichten entspricht. In die Publikation von BEVACQUA et al. (2011) flossen Daten aus verschiedenen Gewässertypen, u.a. aus küstennahen Fließgewässern und italienischen Lagunen ein, die deutlich höhere Bestandsdichten als die Havel aufweisen. Da die Einwanderung von Jungaalen in das Süßwasser als Dichtefunktion zu verstehen ist, nimmt die Aalbestandsdichte allgemein gesehen vom Küstenbereich bis in die oberen Süßwasserregionen ab (z.B. LASNE & LAFFAILLE 2008). Bei der Havel handelt es sich um einen Nebenfluss im Mittellauf der Elbe, der ca. 180 km von der Nordseeküste stromauf in die Elbe mündet. Ein natürlicher Aalaufstieg findet nur noch in sehr begrenztem Umfang statt, der Aalbestand rekrutiert sich daher fast ausschließlich aus Besatz (s. Abschnitt 3.1.3). Unter Berücksichtigung der Vorhergesagten ist es deshalb plausibel, von geringen Aalbestandsdichten im UGH und von mittleren Aalbestandsdichten im gesamten Elbegebiet (FLADUNG et al. 2012) auszugehen.

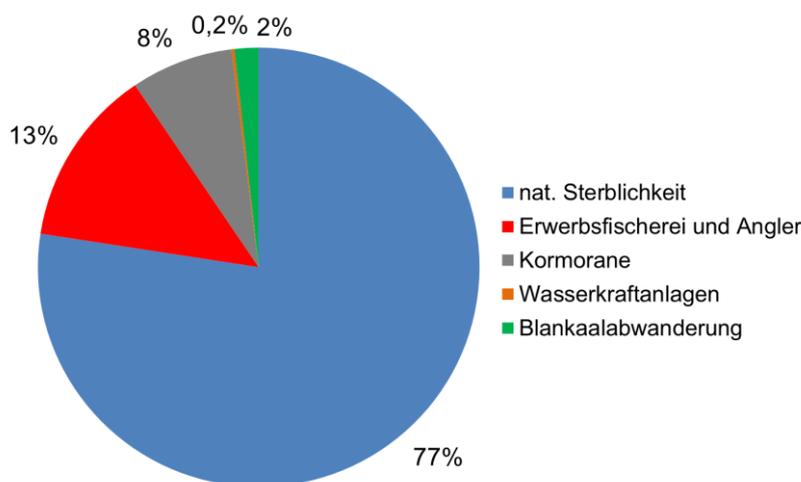


Abb. 4.1: relative Anteile der verschiedenen Mortalitätsfaktoren sowie der Blankaalabwanderung an den jährlichen Gesamtverlusten im Aalbestand (Stück) im Zeitraum 2009-11

Der Kormoran trägt mit aktuell etwa 8 % zu den jährlichen Gesamtverlusten im Aalbestand bei (Abb. 4.1). Er greift naturgemäß v.a. in die jüngeren Altersgruppen ein und beeinflusst neben der Rekrutierung entscheidend die Struktur und Entwicklung des Aalbestandes (s. Abschnitte 3.4.2, 3.4.5). Bedingt durch den Rückgang des Kormoranbrutbestandes seit 2009 und einem zugleich sehr geringen Aalbestand ist die relative Bedeutung der Aalsterblichkeit durch Kormorane in den letzten Jahren gesunken. Zu beachten ist, dass es sich bei dem ermittelten Wert von 8 % tendenziell um eine Unterschätzung handelt, da mit den Durchzüglern und Überwintern wichtige Fraktionen des Kormoranbestandes bei der Kalkulation unberücksichtigt blieben.

Den höchsten Anteil an den anthropogenen Sterblichkeiten im UGH machen Erwerbsfischerei und Angler aus. Ihr Anteil an den jährlichen Gesamtverlusten im Aalbestand beträgt aktuell zusammen etwa 13 %. Mit Gesamtaalerträgen von etwa 2,8 kg/ha ($\bar{\varnothing}$ 2009-11) entnehmen Fischer und Angler im UGH fast doppelt so viel Aalbiomasse pro ha Gewässerfläche wie im Elbegebiet (1,5 kg/ha im $\bar{\varnothing}$ 2009-11 n. FLADUNG, unveröff. Daten). Dies belegt eine erhebliche höhere Fischereiiintensität auf Aal im UGH im Vergleich zum Gesamtelbegebiet.

Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen haben einen vergleichsweise geringen Anteil von ca. 0,2 % an den jährlichen Verlusten im Aalbestand, wobei die Verluste fast ausschließlich Blankaale betreffen und sich damit unmittelbar auf die abwandernde Blankaalmenge auswirken. Mit ca. 11 % kumulativer Gesamtsterblichkeit für Blankaale ist die Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen im UGH nur etwa halb so groß wie im Elbegebiet und deutlich geringer im Vergleich zum Rhein (s. Abschnitt 3.2.8). Die größten Verluste im Blankaalbestand des UGH

entstehen durch die in Oberhavel und Spree befindlichen Wasserkraftanlagen. Bei den ermittelten Sterblichkeiten durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen im UGH handelt es sich um grobe Schätzungen, die auf überwiegend pauschalen Annahmen beruhen, da die für eine präzisere Schätzung der Sterblichkeiten an den einzelnen Anlagen erforderlichen Detailinformationen und Daten nicht verfügbar waren. Dies ist ein generelles Problem in den meisten deutschen Flusseinzugsgebieten (vgl. FLADUNG et al. 2012), dem nur durch gezielte, flächendeckende Datenaufnahmen verbunden mit kontinuierlichen Aktualisierungen begegnet werden kann.

Ausgehend von den erhobenen Daten und vorgenommenen Abschätzungen zur Rekrutierung des Aalbestandes im UGH und den hauptsächlichen Mortalitätsfaktoren wurde mit Hilfe des weiterentwickelten GEM III eine Schätzung der abwandernden Blankaalmenge vorgenommen. Mit etwa 24 t bzw. 0,4 kg/ha wandern aktuell deutlich weniger Blankaale aus dem UGH im Vergleich zum Elbegebiet (186 t bzw. 0,9 kg/ha im $\bar{\varnothing}$ 2008-10 n. FLADUNG et al. 2012) ab. Die Ursachen dafür sind im komplexen Zusammenwirken von sehr geringem natürlichem Aalaufstieg, geringen Aalbesatzmengen in den Jahren 1996-2005, hohen Kormoranbeständen in den Jahren 1995-2008, intensiver fischereilicher Nutzung durch Erwerbsfischerei und Angler sowie einer Wasserkraftsterblichkeit von mehr als 10 % der Blankaale zu sehen. Mit der erheblichen Steigerung der Aalbesatzmengen ab dem Jahr 2006 wurde die Grundlage für ein Anwachsen des Aalbestandes ab dem Jahr 2006 und einen voraussichtlichen Anstieg der abwandernden Blankaalmenge ab dem Jahr 2012 gelegt. Voraussetzung für letzteres ist, dass der Besatz im bisherigen Umfang fortgeführt wird und sich die wirkenden Mortalitätsfaktoren nicht wesentlich erhöhen. Der Vergleich der modellierten Blankaalabwanderung mit den Ergebnissen des Blankaalmonitorings in der Unterhavel belegt eine vergleichsweise gute Gesamtvalidität des Modells.

Für eine Steigerung der abwandernden Blankaalmenge kommen verschiedene Managementmaßnahmen in Betracht, deren Auswirkungen und Effektivität im Rahmen verschiedener Modellszenarien überprüft wurden. Als wirkungsvollste Maßnahme erwies sich die Steigerung der Besatzmengen, mit großem Abstand gefolgt von Einschränkungen für die Erwerbsfischerei und Angler, einer Reduzierung des Kormoranbestandes sowie einer Verringerung der Sterblichkeit durch Wasserkraftanlagen. Im Wesentlichen gleicht dieses Ergebnis damit der Einschätzung, die im Jahr 2008 auf Grundlage des GEM I für das Elbegebiet vorgenommen wurde (vgl. BRÄMICK et al. 2008). Grundsätzlich sollten bei einer geplanten Ergreifung von Managementmaßnahmen alle Möglichkeiten in Betracht gezogen und die Maßnahmen im Hinblick auf ihre Effektivität, Kosten, zeitliche Umsetzbarkeit sowie sozioökonomischen Folgen überprüft werden. Zusätzliche Besatzmaßnahmen sind erst mittel- bis langfristig wirksam, verursachen höhere Kosten und sind durch geringer werdende Glasaalfangmengen limitiert. Einschränkungen der Erwerbs- und Angelfischerei sind dagegen kurzfristig umsetzbar und zunächst mit geringen Kosten (z.B. für zusätzliche Kontrollinstrumente) verbunden. Allerdings wird der Aalbesatz in Deutschland in erheblichem Umfang durch Fischer und Angler finanziert, so dass Fangeinschränkungen zu verringerten Besatzbemühungen und damit langfristig zu einer Verringerung der abwandernden Blankaalmenge führen könnten. Zudem sind Fangeinschränkungen mit starken negativen sozio-ökonomischen Folgen verbunden. So stellt der Aal für die norddeutschen Seen- und Flussfischereibetriebe den sog. „Brotfisch“ dar, der z.B. in Brandenburg zu mehr als 50 % zum Deckungsbeitrag aus dem Fischfang beiträgt (BRÄMICK & FLADUNG 2006). Die Wohlfahrtsverluste bei einer restriktiven Regulierung der Angelfischerei in Norddeutschland werden auf mehrere Million Euro pro Jahr geschätzt. (DOROW et al. 2010). Ein europaweiter Managementplan für den Kormoran fehlt ebenso wie deutschlandweit koordinierte Vergrämerungsmaßnahmen, weshalb eine gezielte und effektive Reduzierung des Kormoranbestandes derzeit keine realistische Managementoption darstellt. Die Verringerung der Aalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen ist u.a. Bestandteil der Umsetzungsmaßnahmen für die Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG), sehr kostenintensiv und nur mittel- bis langfristig umsetzbar. Die Effektivität solcher Maßnahmen für Blankaale, aber auch viele andere Fischarten ist in Einzugsgebieten mit bedeutsamen Wasserkraftanlagen (z.B. Rhein) als sehr hoch einzuschätzen.

Insgesamt kann eingeschätzt werden, dass die vorgestellten Ergebnisse dem Projektziel einer weitgehenden Nutzbarkeit und Verwertbarkeit für vergleichbare Fragestellungen in anderen deutschen Flusseinzugsgebieten gerecht werden. Mit dem vorliegenden Projektbericht werden Möglichkeiten und Methoden aufgezeigt, die Rekrutierung des Aalbestandes eines größeren Einzugsgebietes sowie wichtige Sterblichkeitsfaktoren zu quantifizieren bzw. abzuschätzen. Das Aalbestandsmodell GEM III bietet die Möglichkeit, die Struktur und Entwicklung des Aalbestandes zu modellieren, die jährlich aus dem Untersuchungsgebiet abwandernde Blankaalmenge abzuschätzen, die Effektivität von Managementmaßnahmen zu bewerten und zukünftige Entwicklungen auf Grundlage von Szenarien zu prognostizieren. Mit Hilfe des Modells können alle, nach den Vorgaben der EU-Aalverordnung (EG) Nr. 1100/2007 sowie relevanter Berichtsverpflichtungen erforderlichen Kenngrößen (B_0 , B_{current} , B_{best} , ΣF , ΣH , R) für größere Flusseinzugsgebiete abgeschätzt werden (s. FLADUNG et al. 2012). Entscheidend für eine gute Validität der Modellergebnisse ist jedoch eine gute Adaptation des Modells an die spezifischen Verhältnisse des zu betrachtenden Aaleinzugsgebietes. Eine separate Erfassung wichtiger Kenngrößen im jeweiligen Untersuchungsgebiet (z.B. Geschlechterverhältnis, Wachstum, Rekrutierung, Sterblichkeitsfaktoren) ist daher unerlässlich.

Die hier vorgestellten methodischen Ansätze und Ergebnisse haben Eingang bei der Erstellung der deutschen Aalmanagementpläne gefunden (ANONYMUS 2008). Für den nach der Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 zu erstellenden, nationalen Umsetzungsbericht 2012 (FLADUNG et al. 2012) wurden die Aalbestände in 7 von 9 deutschen Aaleinzugsgebieten mit dem GEM II modelliert und die geforderten Kenngrößen abgeschätzt.

5 Zusammenfassung

In der Elbe sowie ihrem Einzugsgebiet stellt der Aal die ökonomische Basis der Fischereiunternehmen und darüber hinaus eine wichtige Zielfischart der Angelfischerei dar. Trotz rückläufiger Gewässerbelastungen in den letzten 15 Jahren und damit prinzipiell verbesserter Lebensbedingungen haben sich die Aalbestände in den Binnengewässern Mitteleuropas im gleichen Zeitraum deutlich verringert. Von der ICES wird der Aal in seinem gesamten Bestand als gefährdet (außerhalb sicherer biologischer Grenzen) eingeschätzt. Das Ziel des Forschungsvorhabens bestand in der Erarbeitung von wissenschaftlichen Grundlagen für die Quantifizierung von Sterblichkeiten und die Modellierung der Populationsdynamik des Europäischen Aals in Binnengewässern Norddeutschlands am Beispiel der Havel. Die Ergebnisse der Arbeiten sollen die Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals im Sinne der Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 und die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen und Umsetzungsberichten für deutsche Flussgebietseinheiten unterstützen.

Als Untersuchungsgebiet wurde ein Teileinzugsgebiet der Havel (UGH) ausgewählt, das sich über die Bundesländer Brandenburg, Berlin und Sachsen erstreckt und mit einer Gewässerfläche von 56.291 ha mehr als 85 % der Wasserfläche im gesamten Haveleinzugsgebiet abdeckt. Bei der Havel handelt es sich um einen großen norddeutschen Tieflandfluss, der durch ein sehr geringes Gefälle (durchschnittlich 0,13 ‰), eine große Zahl durchflossener Seen, zahlreiche seenartige Erweiterungen sowie viele Verzweigungen und z.T. kanalisierte Abschnitte geprägt ist (LUA BRANDENBURG 1995).

Um eine Modellierung des Aalbestandes vornehmen zu können, wurde zunächst die aus natürlichem Aufstieg und Besatz resultierende Rekrutierung der Aalpopulation in der Havel quantifiziert. Zur Bemessung des natürlichen Aalaufstieges wurde am Wehr Gnevsdorf eine engmaschige Spezialreuse (MW 4 mm) in der bestehenden Fischaufstiegsanlage installiert und während der Hauptwanderungszeit der Steigaale zwischen Mai und Oktober betrieben. Wie die Fangergebnisse von im Mittel 33.000 Steigaalen pro Jahr (\varnothing 2005-09) belegen, ist im UGH noch immer ein – wenn auch insgesamt geringer – natürlicher Aalaufstieg vorhanden. Allerdings konnte nicht zweifelsfrei ausgeschlossen werden, dass es sich bei den in die Havel aufsteigenden Aalen zumindest zum Teil um zuvor in die Elbe besetzte Fische gehandelt haben könnte. Der Aalaufstieg in die Havel vollzog sich im Untersuchungszeitraum hauptsächlich in

den Monaten Juni-August mit Schwerpunkt Juli. Die weiteren Untersuchungen zu Geschlechterverhältnis, Gesundheitszustand und zur Kondition der Steigale ergaben weitgehend im Normalbereich liegende Ergebnisse.

Der Besatz wurde durch die Auswertung von vorliegenden Statistiken quantifiziert. Danach wurden im Zeitraum 1985-95 durchschnittlich 7,6 Mio. Aale pro Jahr besetzt. Danach ging der Besatz auf 1,4 Mio. Besetzaale pro Jahr (\emptyset 1996-2005) zurück und es erfolgte gleichzeitig eine Umstellung des Besatzmaterials von Glasaal auf vorgestreckte und Satzaale. Im Zeitraum 2006-11 konnten durch geförderte Besatzmaßnahmen die Menge besetzter Aale mit durchschnittlich 4,4 Mio. Besetzaalen pro Jahr im Vergleich zum Zeitraum 1996-2005 mehr als verdreifacht und damit auf 60 % des Niveaus der 1980-90er Jahre angehoben werden. Insgesamt wird damit deutlich, dass sich der Aalbestand im betrachteten UGH fast ausschließlich aus Besatzmaßnahmen und nur zu einem sehr geringen Teil aus natürlichem Aufstieg rekrutiert. Untersuchungen zu Geschlechterverhältnissen, Konditionierung und Parasitierung zeigten keine wesentlichen Unterschiede zwischen eingewanderten und besetzten Aalen.

Zweiter zentraler Komplex des vorliegenden Projektes war die Ermittlung von Sterblichkeitsfaktoren. Dabei kommt der natürlichen Sterblichkeit des Aalbestandes - quantitativ betrachtet - die mit Abstand höchste Bedeutung zu. Zur ihrer Quantifizierung wurden sieben abflusslose Seen (< 20 ha) regelmäßig mit markierten Glasaalen und vorgestreckten Aalen besetzt und die Entwicklung der Aalbestände hinsichtlich Wachstum und Überlebensraten untersucht. Die im Rahmen des vorliegenden Projektes gewonnenen Daten aus den Versuchsseen umfassen einen vergleichsweise kurzen Lebensabschnitt der Jungaale von 4 Jahren (Altersgruppen 3-6), der für die Erstellung einer Sterblichkeitskurve über alle Aallebensjahre nicht ausreicht. Sie deuten jedoch auf eine Sterblichkeit im UGH hin, wie sie der Sterblichkeitskurve nach BEVACQUA et al. (2011) für niedrige Aalbestandsdichten entspricht. Daher wurde für das Aalbestandsmodell der Havel die Funktion der natürlichen Sterblichkeit nach BEVACQUA et al. (2011) angepasst und verwendet. Nach den Modellierungsergebnissen kann die jährliche natürliche Sterblichkeit im Aalbestand auf aktuell 78 t bzw. 3,1 Mio. Stück geschätzt werden.

Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) ist als einheimischer Raubvogel a priori ein Bestandteil der natürlichen Sterblichkeit. Aufgrund seiner rasanten Bestandsentwicklung in den letzten 20-25 Jahren wurde der Kormoran jedoch gesondert betrachtet. Die Kalkulation der durch Kormorane gefressenen Menge an Aalen erfolgte anhand der Zahl der Kormoranbrutvögel im UGH, durchschnittlicher Aufenthaltsdauer, Nahrungsbedarf und Aalanteil in der Kormorannahrung in Anlehnung an BRÄMICK & FLADUNG (2006). Der Aalanteil in der Kormorannahrung wurde zudem an die Bestandsgröße der betroffenen Aaljahrgänge im Aalbestandsmodell gekoppelt. Aufgrund ihrer Lage und des Aktionsradius der jagenden Kormorane waren für das UGH im Zeitraum 1985-2011 insgesamt 66 Brutkolonien relevant. Der Kormoranbrutpaarbestand stieg von zunächst wenigen Tieren ab dem Jahr 1990 sprunghaft an. Im Jahr 2008 wurde mit 1.627 Brutpaaren ein vorläufiger Höchstwert erreicht. Seit 2009 ist der Kormoranbrutpaarbestand rückläufig und beträgt aktuell 826 Brutpaare. Die kalkulierten Aalfräsmengen durch Kormorane können aktuell auf 33 t bzw. 230.000 Stück pro Jahr geschätzt werden.

Für die Ermittlung der fischereilichen Sterblichkeit wurden Statistiken der Erwerbsfischerei herangezogen und z.T. durch Schätzungen bzw. Hochrechnungen ergänzt. Danach wurden die mit durchschnittlich 280 t pro Jahr höchsten Aalerträge in den Jahren 1985-90 erzielt. Mit dem gesellschaftlichen Umbruch im Jahr 1990 ging der Aalertrag schlagartig auf 180 t zurück und sank in den Folgejahren mit längerfristigen Schwankungen auf durchschnittlich 120 t bzw. 415.000 Stück pro Jahr. Die aktuellen Aalerträge der Erwerbsfischerei im UGH betragen somit weniger als die Hälfte (43 %) der im Zeitraum 1985-90 erzielten Erträge. Spezielle Untersuchungen zur Längen-Häufigkeits-Verteilung der Aale in den Fängen von vier Fischereibetrieben ergaben keine Hinweise auf eine selektive Entnahme von Aalen aus dem fangfähigen Bestand.

Die Abschätzung der Aalfänge der Angler im UGH erfolgte auf Grundlage eines speziell dafür entwickelten und an eine Zufallsauswahl von Fischereischeinbesitzern im Projektgebiet verschickten Fangbuches. Mit 503 zurückgesendeten Fangbüchern konnte eine vergleichsweise hohe Rücklaufquote von 48,2 % erzielt werden. Die dokumentierten Aalfangmengen differierten

mit 0 - 22 kg zwischen den Anglern beträchtlich. Rund $\frac{2}{3}$ der Aalangler im UGH entnahmen im Jahr 2010 überhaupt keinen Aal aus den Gewässern, währenddessen 14 % mit jährlichen Entnahmemengen von >5 kg mehr als 50 % des Gesamtaalertrages realisierten. Die im UGH ansässigen Fischereischeininhaber fingen im Jahr 2010 durchschnittlich 0,6 Aale bzw. 288 g Aalbiomasse pro Person. Insgesamt werden von Anglern aktuell etwa 34 t bzw. 113.000 Stück pro Jahr ($\bar{\varnothing}$ der Jahre 2009-11) aus den Gewässern des UGH entnommen. Die Längen-Häufigkeits-Verteilung der Aale in den Anglerfängen ergab keine Hinweise auf eine selektive Fangentnahme.

Die Kalkulation der Blankaalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen (WKA) erfolgte kumulativ auf Grundlage der Anzahl und der Lage der Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen im UGH über die stromauf gelegene Einzugsgebietsfläche und die geschätzte Sterblichkeitsrate am jeweiligen Anlagenstandort. Von insgesamt 45 bekannten Anlagen lagen für 31 Wasserkraftanlagen und sieben Kühlwasserentnahmestellen Angaben vor, die für eine Mortalitätsabschätzung genutzt werden konnten. Nach den Ergebnissen können Blankaale aus rund $\frac{3}{4}$ der Gewässerfläche des UGH ungehindert abwandern. Auf etwa 25 % der Gewässerfläche sind Aale hingegen von Sterblichkeiten durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen in Höhe von 30-60 % betroffen. Nur wenige kleinere Teileinzugsgebiete im Oberlauf der Spree weisen eine sehr hohe rechnerische Sterblichkeit an Wasserkraftanlagen von 70-100 % auf. Bezogen auf das gesamte UGH beträgt die kumulative Aalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen aktuell etwa 11 % der jährlich abwandernden Menge an Blankaalen, das entspricht etwa 3 t bzw. 9.000 Blankaalen im Durchschnitt der Jahre 2009-11.

Anhand telemetrischer Untersuchungen an Blankaalen konnten wichtige Erkenntnisse zum Wanderverhalten gewonnen werden. Die jahreszeitliche Wanderungsaktivität der Aale ist geprägt von zwei Aktivitätsphasen: einer kürzeren in den Monaten April-Mai sowie einer deutlich ausgeprägteren in den Monaten September-November. Unter den als Migranten eingestuftten Blankaalen konnten drei verschiedene Typen identifiziert werden. Der überwiegende Teil der Aale (77 %) wanderte innerhalb der Markierungssaison (Frühjahr bzw. Herbst) ab. 17 % der Aale (Typ 2) unterbrachen ihre Wanderung nach der Markierung und setzten diese erst im Anschluss an den folgenden Winter fort. Die Individuen des Typs 3 (6 %) unterbrachen ihre Wanderung hingegen für ein Jahr oder länger. Insgesamt scheint die Zielstrebigkeit der Abwanderung stromabwärts in Richtung Ästuar bzw. Nordsee zuzunehmen. Die Analyse der Wandergeschwindigkeiten lässt den Schluss zu, dass sich die abwandernden Blankaale überwiegend passiv mit der Strömung treiben lassen statt aktiv stromabwärts zu schwimmen. Die Phasen höchster Aktivität liegen in den Dämmerungs- und Nachtstunden.

Der dritte Komplex des vorliegenden Projektes konzentrierte sich schließlich auf eine Modellierung der Bestandsdynamik und eine Abschätzung der Blankaalabwanderung.

Mit dem - im Rahmen des Forschungsprojektes - weiterentwickelten GEM III war es möglich, auf Basis der Daten zur Rekrutierung, der Quantifizierung wichtiger Sterblichkeitsfaktoren sowie weiterer Modelleingangsgrößen eine Abschätzung der jährlich aus dem Untersuchungsgebiet abwandernden Blankaalmenge vorzunehmen. Die aus der Bestandsentwicklung resultierende, abwandernde Blankaalmenge kann im Ergebnis der Modellierungen auf 24 t (0,4 kg/ha) im Mittel der Jahre 2009-11 geschätzt werden. Als Referenzwert für die ursprüngliche Blankaalabwanderung ohne anthropogene Einflüsse für den Zeitraum vor 1980 wurden 170 t bzw. 3,0 kg/ha ermittelt.

Als ein alternativer Ansatz zur modellhaften Abschätzung der Blankaalabwanderung und damit als eine Option zur Validierung der Modellergebnisse wurde die aus dem UGH abwandernde Blankaalmenge mittels Markierungs-Wiederauffang-Versuch geschätzt. Insgesamt 547 Blankaale aus Hamenfängen der Erwerbsfischer wurden per Zufallsstichprobe ausgewählt, markiert und oberhalb der Stationen wieder ausgesetzt, um über die Fängigkeit der Fischereigeräte auf den Gesamtbestand abwandernder Blankaale schließen zu können. Die Zahl der aktuell aus dem UGH abwandernden Blankaale kann nach den Ergebnissen des Blankaalmonitorings auf jährlich \approx 19.000 Stück ($\bar{\varnothing}$ der Jahre 2010-12) geschätzt werden. Die Modellierung der aktuellen Blankaalabwanderung ergab mit durchschnittlich 44.000 Stück pro Jahr im Mittel der Jahre

2010-12 einen etwa doppelt so hohen Wert. Die Abweichung des theoretischen Modellwertes im Vergleich zu den realen Erhebungen der Blankaalabwanderung ist angesichts der diskutierten Schätzungenauigkeiten einiger Modelleingangsgrößen sowie der erheblichen Schwankungen der Monitoringergebnisse als akzeptabel einzuschätzen.

Die parallele Beurteilung der Laicherqualität der Blankaale ergab ein differenziertes Bild: Die Mehrzahl der untersuchten Aale war im Hinblick auf die bevorstehende Laichwanderung mit einem mittleren Bruttoenergiegehalt von 12,9 MJ/kg hinreichend bis gut ernährt. Etwa 76 % der Blankaale waren hingegen mit dem Schwimmblasennematoden *A. crassus* infiziert, der Anteil der Aale mit starken Schwimmblasenschädigungen betrug etwa 18 %. Virusinfektionen mit EVEX scheinen hingegen noch keine bedeutsame Rolle zu spielen - lediglich einzelne Blankaale waren mit dem EVEX-Erreger infiziert. Im Fazit der derzeit vorliegenden Untersuchungsergebnisse lässt sich einschätzen, dass die Mehrzahl der aus dem UGH abwandernden Blankaale über die physiologischen Voraussetzungen verfügt, um die Laichwanderung zur Sargassosee zu vollziehen und erfolgreich am Laichgeschäft teilzunehmen.

Mit Hilfe des Prognosetools im Aalbestandsmodell wurden verschiedene Managementmaßnahmen auf ihre Effektivität hinsichtlich der Erhöhung der abwandernden Blankaalmenge geprüft. Im Fazit der Modellrechnungen lässt sich feststellen, dass eine Erhöhung der Besatzmengen im Vergleich zu allen anderen Szenarien die mit Abstand wirkungsvollste Maßnahme zur Steigerung der abwandernden Blankaalmenge darstellt. Mit deutlichem Abstand folgen Managementmaßnahmen, die auf eine Verringerung von Mortalitätsfaktoren wie Fischerei, Wasserkraftanlagen und Kormoran abzielen.

Abschließend kann eingeschätzt werden, dass entsprechend dem Projektziel eine weitgehende Nutzbarkeit und Verwertbarkeit der vorliegenden Ergebnisse für vergleichbare Fragestellungen in anderen deutschen Flusseinzugsgebieten gegeben ist. Die im Projektbericht vorgestellten methodischen Ansätze und Ergebnisse haben Eingang bei der Erstellung der deutschen Aalmanagementpläne gefunden (ANONYMUS 2008). Für den nationalen Umsetzungsbericht im Jahr 2012 (FLADUNG et al. 2012) wurden die Aalbestände in sieben von neun deutschen Aaleinzugsgebieten mit dem GEM II modelliert und im Rahmen des vorliegenden Projektes gewonnene Ergebnisse verwendet.

6 Zielerreichung lt. Projektantrag und weiterführende Fragestellungen

Die wissenschaftlichen Ziele des Forschungsvorhabens bestanden lt. Projektantrag in der Erarbeitung von wissenschaftlichen Grundlagen für die Quantifizierung von Sterblichkeiten und eine Modellierung der Populationsdynamik des Europäischen Aals in Binnengewässern Norddeutschlands am Beispiel der Havel. Dazu sollten wichtige Einflussfaktoren auf den Aalbestand wie natürlicher Aalaufstieg, Besatzmengen, Wachstum, verschiedene Sterblichkeiten sowie die Blankaalabwanderung durch Erhebungen in der Havel (Einzugsgebiet Elbe) in einem Zeitraum von 3 Jahren quantifiziert und darauf basierend ein Aalbestandsmodell für die Havel entwickelt werden. Die Ergebnisse der Arbeiten sollten die Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals im Sinne der Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 und zur Erstellung von Bewirtschaftungsplänen für deutsche Flussgebietseinheiten unterstützen sowie für andere Flussgebietseinheiten übertragbar und verwertbar sein.

Insgesamt wird eingeschätzt, dass die Projektziele im Wesentlichen erreicht wurden. Während der Projektbearbeitung aufgetretene Probleme und Schwierigkeiten führten zu zeitlichen Verzögerungen und teilweise höheren Ungenauigkeiten bei der Einschätzung einzelner Einflussgrößen, stellten für das Projekt als Ganzes jedoch keine Gefährdung dar.

Im Ergebnis der durchgeführten Forschungsarbeiten wurden wichtige Einflussgrößen auf den Aalbestand im Havelgebiet analysiert und quantifiziert. Sie bildeten die Grundlage für eine Modellierung der Struktur und Entwicklung des Aalbestandes über den Zeitraum 1985-2011, die mit Hilfe eines dafür weiterentwickelten und an die spezifischen Bedingungen im UGH adaptierten Aalbestandsmodells erfolgte. Anhand der Ergebnisse eines durchgeführten Blank-

aalmonitorings wurde das Aalbestandsmodell GEM III validiert. Szenarienanalysen mittels des modelleigenen Prognosetools gestatteten die Bewertung der Änderung von Einflussgrößen bzw. gezielter Managementmaßnahmen hinsichtlich ihres Einflusses auf die abwandernde Blankaalmenge. Mit dem weiterentwickelten GEM III liegt nunmehr ein Aalbestandsmodell vor, das vergleichsweise einfach an die spezifischen Verhältnisse anderer Aaleinzugsgebiete angepasst werden kann und die Modellierung von Struktur und Entwicklung des Aalbestandes in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft (Prognosetool) sowie eine hinreichend genaue Quantifizierung der abwandernden Blankaalmenge ermöglicht. Gleichzeitig wurden mit den in diesem Forschungsprojekt durchgeführten Datenerhebungen beispielhaft Wege und Möglichkeiten aufgezeigt, wichtige Parameter, Einflussgrößen und Mortalitätsfaktoren für Aalbestände in großen Flusseinzugsgebieten wie der Havel zu erheben bzw. zu quantifizieren.

Im Zuge der Bearbeitung des Projektes ergaben sich weiterführende Fragestellungen und Erfordernisse für zukünftige Forschungsarbeiten, die nachfolgend dargestellt werden.

Generell ist die Quantifizierung des natürlichen Steigaalaufkommens in großen Flüssen wie der Havel mit erheblichen technischen und methodischen Problemen verbunden. Eine direkte Erfassung ist bislang nur in solchen Gewässern möglich, bei denen im Unterlauf ein Querbauwerk vorhanden ist, das den Aalaufstieg verhindert oder zumindest stark erschwert. An Querbauwerken ohne Fischaufstiegshilfen können erfolgreich sog. Aalfangrinnen (FLADUNG et al. 2007, 2009), in technischen Fischpässen u.U. kleinmaschige Reusen eingesetzt werden. Für freifließende Abschnitte existiert hingegen bislang keine Methodik zu Abschätzung des natürlichen Aalaufstieges. Probleme bereitet weiterhin die möglichst präzise Quantifizierung der aufsteigenden Aalmenge bzw. die Einschätzung der Fangeffizienz der eingesetzten Fanggeräte, für die Markierung-Wiederfang-Versuche als prinzipiell geeignet erscheinen. In Fließgewässern mit Aalbesatz ist zudem eine Unterscheidung der Besatztiere von den natürlichen Einwanderern erforderlich. Speziell zu dieser Fragestellung wurden vom IFM-GEOMAR (Kiel) Untersuchungen zur Elementarzusammensetzung von Aalotolithen durchgeführt. Diese Untersuchungen zur Lebenshistorie stützen sich auf die Erkenntnis, dass die Verteilung von Spuren- und Nebenelementen in Otolithen die Umweltbedingungen widerspiegelt, denen der Aal im Laufe seines Lebens ausgesetzt war. Speziell das Strontium/Calcium-Verhältnis kann artübergreifend als Biomarker für den Salzgehalt des umgebenden Wassers eingesetzt werden und ermöglicht die Unterscheidung einer Brackwasserphase, wie sie für aus dem Einzugsgebiet der Ostsee (z.B. aus der Oder) einwandernde Aale typisch ist. Besatzaale weisen keine diesbezügliche Brackwasserphase auf und können damit eindeutig abgegrenzt werden. Für Aale aus dem Nordsee-einzugsgebiet (z.B. Elbe) ist eine Unterscheidung wegen der fehlenden Brackwasserphase allerdings nach wie vor nicht möglich. Schlussfolgernd erscheinen umfassende methodische Untersuchungen zur Erfassung des Aalauf- und -abstiegs in freifließenden Gewässerabschnitten sowie zur Entwicklung von geeigneten Verfahren zur Unterscheidung von Besatzaalen von natürlich eingewanderten Tieren notwendig.

Das UGH ist - wie die meisten deutschen Binneneinzugsgebiete – zur Erhaltung der Aalbestände in hohem Maße von Besatz abhängig. Aktuell beträgt der Anteil der Besatzaale an der Gesamtrekrutierung im UGH mehr als 99 % (s. Abschnitt 3.1.3). Angesichts der etwa 55.000 Querverbauungen in deutschen Binnengewässern (ANONYMUS 2008) wird Aalbesatz zumindest kurz- bis mittelfristig ein unverzichtbares Instrument zur Erhaltung der Aalbestände und zur Gewährleistung einer ausreichenden Blankaalabwanderung aus den deutschen Binneneinzugsgebieten – entsprechend den Forderungen der Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 - sein.

Der Fang der Glasaale, die Aufzucht in Aalfarmen und der Transport zu den Besatzgewässern sind z.T. mit erheblichen Sterblichkeiten verbunden, die dem Ziel einer Erhöhung der abwandernden Blankaalmenge entgegenstehen oder dieses sogar völlig in Frage stellen. Allerdings würden die Besatzaale bei einem Verbleib im Küstenbereich aufgrund der dort erheblich höheren Bestandsdichten ebenfalls einer erhöhten Sterblichkeit unterliegen. Weiterhin stellt sich die Frage, ob die Orientierungsfähigkeit besetzter Aale eine spätere Laichwanderung in die Sargassosee ermöglicht. Um die Wirkungen von Besatzmaßnahmen auf den Gesamtbestand des Europäischen Aals besser beurteilen zu können, sind vergleichende Untersuchungen zur Sterblichkeit von Jungaalen im Zuge von Fang, Transport, ggf. Vorstrecken und Besatz in

Relation zur natürlichen Sterblichkeit in Flussmündungsgebieten ebenso nötig wie zur Orientierungsfähigkeit von Besatzaalen bei der Abwanderung.

Der natürlichen Sterblichkeit kommt - quantitativ betrachtet - die mit weitem Abstand höchste Bedeutung unter den Mortalitätsfaktoren zu. Gleichzeitig ist sie von verschiedenen abiotischen und biotischen Faktoren abhängig, was eine Übertragbarkeit auf andere Flusseinzugsgebiete oder Regionen in Europa erschwert bzw. unmöglich macht. Aus diesem Grund ist es erforderlich, eigene regionalspezifische Abschätzungen der natürlichen Sterblichkeit vorzunehmen. Mit den im Jahr 2004 vom Auftragnehmer begonnenen Untersuchungen in sieben Versuchsseen wurde erstmals ein vielversprechender Ansatz zur Ermittlung der natürlichen Sterblichkeit in norddeutschen Gewässern am Beispiel des Havelgebietes unternommen. Wie die bisherigen Ergebnisse zeigen, sind die Untersuchungen gut geeignet, die natürliche Sterblichkeit in unseren Binnengewässern genauer zu quantifizieren. Aus den Ergebnissen deutet sich jedoch an, dass vorgestreckte Jungaale nicht zwangsläufig besser Überlebensraten und Wachstumsverläufe aufweisen als Glasaale. Angesichts der immer knapper werdenden Aalbesatzmengen und der Bedeutung des Aalbesatzes für den Erhalt der Aalbestände in unseren Binnengewässern ist die Entwicklung einer optimalen Besatzstrategie erforderlich. Schwerpunktfragen dazu wären die Ergründung der Ursachen für das unerwartet schlechte Wachstum und die vergleichsweise geringen Überlebensraten der Farmaale sowie die Suche nach Möglichkeiten einer optimalen Hälterung von Glasaalen über 2-4 Monate bis zu einem geeigneten Besatzzeitpunkt. Gleichzeitig wäre es dringend angezeigt, die in den isolierten Kleinseen aufgebauten Aalbestände in ihrer Entwicklung weiter zu verfolgen. Bisher haben die Tiere weder die typische Vermarktungsgröße noch das Blankaalstadium erreicht. Damit sind die bisher erzielten Ergebnisse in ihrer Aussagekraft auf ein frühes Lebensstadium beschränkt, valide Schlussfolgerungen können aber erst nach Betrachtung der Entwicklung der gesamten Süßwasser-Lebensphase gezogen werden. Die aufgebauten Bestände in den Untersuchungsseen stellen dafür eine hervorragende und wertvolle Ausgangsbasis dar.

Viruserkrankungen (v.a. HVA, EVEX), Schadstoffbelastung der Aale (z.B. mit Dioxin und dioxinähnlichen PCB's) und Parasitosen haben möglicherweise erhebliche Mortalitäten während der Süßwasserlebensphase und der Laichwanderung zur Folge oder können sich negativ auf den Schlupf und die Überlebensraten der Aallarven und damit auf die Reproduktionsfähigkeit der Blankaale auswirken (EELREP-PROJECT 2005). Zu dieser Problematik liegen bislang nur wenige, z.T. kontrovers diskutierte Untersuchungsergebnisse vor (PALSTRA et al. 2006, LEHMANN et al. 2005a, 2006, SCHEINERT & BAATH 2006). Die Datenlage für deutsche Aaleinzugsgebiete beschränkt sich auf einzelne, stichprobenartige Untersuchungen und ist ebenfalls als völlig unzureichend anzusehen. Aus diesem Grund wird erheblicher Forschungsbedarf sowohl hinsichtlich der Infektions- und Belastungssituation in Aalbeständen deutscher Binnengewässer als auch bezüglich der Quantifizierung der Auswirkungen auf die Überlebensrate bis zum Blankaalstadium sowie der Reproduktionsfähigkeit der abwandernden Blankaale gesehen.

Die Aalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen kann einen erheblichen Einfluss auf die Menge abwandernder Blankaale haben, da durchschnittlich 30 % der Tiere bei Passage einer einzigen Wasserkraftanlage getötet werden (ICES 2003) und sich die kumulative Gesamtsterblichkeit bei mehreren hintereinanderliegenden Anlagen enorm erhöht. Für das UGH (wie für die meisten deutschen Aaleinzugsgebiete) war aufgrund der mangelhaften Datenlage nur eine größenordnungsmäßige Abschätzung auf Basis von Durchschnittswerten möglich. Zudem gestaltete sich die Berechnung der kumulativen Sterblichkeit auf Basis der einzelnen Standortmortalitäten und der betroffenen Gewässerflächen als relativ kompliziertes und zeitraubendes Verfahren. Mit den Publikationen von VON RABEN (1957), BELL (1990) und EBEL (2008) liegen Bewertungsschemata für Kaplan- und Francis-Turbinen vor, die eine standortspezifische Abschätzung der prozentualen Aalsterblichkeit auf Basis konstruktiver bzw. hydraulischer Parameter gestatten. Derzeit sind jedoch zu kaum einer Wasserkraftanlage die dazu benötigten Daten verfügbar. Weiterführende Forschungsarbeiten zur Aalsterblichkeit durch Wasserkraftanlagen sollten aus Sicht der Projektbearbeiter daher auf folgende Arbeitsschwerpunkte fokussieren:

- Erarbeitung eines flächendeckenden Katasters zu Wasserkraftanlagen und Kühlwasserentnahmestellen einschließlich wichtiger konstruktiver bzw. hydraulischer Parameter

- Durchführung vergleichender Untersuchungen zur Bestimmung der standortspezifischen Sterblichkeit mittels Modellrechnung (z.B. nach EBEL 2008) bzw. direkten Erhebungen (z.B. Aalhamen), die eine Validierung der Modellberechnungen ermöglichen
- Entwicklung eines GIS-gestützten Berechnungsmoduls, das eine automatische Berechnung der kumulativen Sterblichkeit in großen Flusseinzugsgebieten sowie die Erstellung von Prognosen ermöglicht, die als wichtige Entscheidungshilfe für Behörden bei der Genehmigung von weiteren Wasserkraftwerken dienen kann.

Die Präzision von Modellierungsergebnissen hängt entscheidend sowohl von der Modellgüte als auch von der Qualität der verwendeten Eingangsgrößen ab. Auch ein noch so gutes Bestandsmodell wird falsche Ergebnisse liefern, wenn es nicht an die spezifischen Verhältnisse im Fischbestand angepasst ist bzw. die Eingangsparameter ungenau oder falsch erhoben wurden. Mit dem GEM III liegt ein Aalbestandsmodell vor, das in dem Bestreben entwickelt wurde, mit vergleichsweise einfach zu erhebenden Eingangsgrößen und unter Berücksichtigung der wichtigsten Beziehungen und Abhängigkeiten dieser Parameter eine hinreichend genaue Abschätzung der abwandernden Blankaalmenge vorzunehmen. Erste Ergebnisse aus Blankaalmonitoringprogrammen in der Unterelbe (FLADUNG et al. 2012) und der Unterhavel (vorliegende Untersuchungen) bescheinigen dem GEM eine akzeptable Gesamtvalidität bei der Quantifizierung der Blankaalabwanderung. Zur Validität der Abschätzung einzelner Einflussgrößen oder wichtiger Teilergebnisse im Modell (z.B. Altersstruktur im Bestand) sind hingegen derzeit keine Einschätzungen möglich. Durch ein flächendeckendes, allerdings aufwändiges und damit kostenintensives Monitoring der Gelbaalbestände könnten zentrale Bereiche des Modells validiert und damit die Qualität wichtiger Teilaussagen und -ergebnisse des Modells verbessert werden. In einem weiteren Schritt sollten einzelne Eingangsparameter gezielt variiert und deren Einfluss auf die Streuung der Modellierungsergebnisse geprüft werden. Dies würde Hinweise darauf gestatten, welche Parameter für die Qualität der Modellergebnisse entscheidend sind und mit welcher Präzision diese erhoben werden sollten, um eine möglichst gute Prognosefähigkeit des Modells sicherzustellen.

7 Literatur

- AARESTRUP, K., THORSTAD, E.B., KOED, A., JEPSEN, N., SVENDSEN, J.C., PEDERSEN, M.I., SKOV, C. & ØKLAND, F. (2008): Survival and behaviour of European silver eel in late freshwater and early marine phase during spring migration. *Fisheries Management & Ecology* 15, 435-440.
- ACOU, A., LAFAILLE, P., LEGAULT, A. & FEUTEUN, E. (2008): Migration pattern of silver eel (*Anguilla anguilla*, L.) in an obstructed river system. *Ecology of Freshwater Fish* 17, 432-442.
- ACOU A (2009): A north-south gradient of silver eel migration timing. unveröff.
- ADAM, B., BOUBÉE, J. & LEGAULT, A. (2007): Die Renaissance der Aalleiter. *Fischer & Teichwirt* 58, 283-286.
- ADAM, B., BRUIJS, M., DUMONT, U. & WINTER, E. (2004): Anthropogene Einflüsse auf die Aalwanderung in der Maas – Ergebnisse eines EG-Forschungsprojekts. *Österreichs Fischerei* 57, 269-277.
- ALCOBENDAS, M., LECOMTE, F., CASTANET, J., MEUNIER, F.J. & MAIRE, P. (1991): Technique de marquage en masse de civelles (*Anguilla anguilla* L.) par balnéation rapide dans le fluorochrome. Application au marquage à la tetracycline de 500 kg de civelles. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 321, 43-54.
- ANDERSSON, J., SANDSTROEM, O.M. & HANSEN, H.J.M. (1991): Elver (*Anguilla anguilla* L.) stockings in a Swedish Thermal effluent recaptures, growth and body condition. *Journal of Applied Ichthyology* 7, 78-89.
- ANONYMUS (2008): Aalbewirtschaftungspläne der deutschen Länder zur Umsetzung der EG - Verordnung Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals für die Flusseinzugsgebiete Eider, Elbe, Ems, Maas, Oder, Rhein, Schlei/Trave, Warnow/Peene und Weser. www.portal-fischerei.de.
- ANWAND, K. (1973): Gewässerverzeichnis der Seen- und Flußfischerei der Deutschen Demokratischen Republik. Institut für Binnenfischerei Berlin-Friedrichshagen, 100 S.
- ANWAND, K. & VALENTIN, M. (1981a): Die Zusammensetzung der Aalfänge aus Seen und Fließgewässern nach Kopfformtypen, Geschlechtsreifezuständen sowie Geschlechtern. *Zeitschrift für die Binnenfischerei der DDR* 28, 55-60.
- ANWAND, K. & VALENTIN, M. (1981b): Alter und Wachstum der Aale in natürlichen Binnengewässern. *Zeitschrift für die Binnenfischerei der DDR* 28, 139-143.
- ANWAND, K., TAEGER, M., HILLENBRAND, M., LIEBENAU, H., EVERT, H. & MEYER, J. (1973): Bisherige Ergebnisse der Av-Besatzversuche zur Steigerung der Aalerträge in Seen. *Zeitschrift für die Binnenfischerei der DDR* 20, 367-371.
- APRAHAMIAN, M.W. (2000): The growth rate of eel in tributaries of the lower River Severn, England, and its relationship with Stock size. *J. Fish Biol.* 56, 223-227.
- ARLINGHAUS, R. (2004): Angelfischerei in Deutschland – eine soziale und ökonomische Analyse. *Berichte des IGB* 18, 160 S.
- ÅSTRÖM, M. & WICKSTRÖM, H. (2004): Some management options for the yellow eel fishery on the Swedish west coast. Internal report of the Swedish Board of Fisheries.
- ÅSTRÖM, M. & DEKKER, W. (2006): Speed of recovery of the European eel - an attempt to formalize the analysis. In: ANONYMOUS (2006): FAO European Inland Fisheries Advisory Commission, International Council for the Exploration of the Sea. EIFAC Occasional Paper No. 38, ICES CM 2006/ACFM: 16, Rome, 352 p.
- BACHMANN, R.A. (1984): Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 113, 1-32.
- BAER, J. (2009): Erfahrungswerte zum Freilandbesatz mit europäischen Welsen (*Silurus glanis*) aus einer Kreislaufanlage. *Fischer & Teichwirt* 60, 328-330.
- BAER, J., BRÄMICK, U., DIEKMANN, M., KARL, H., UBL, C. & WYSUJACK, K. (2011): Fischereiliche Bewirtschaftung des Aals in Deutschland. Rahmenbedingungen, Status und Wege zur Nachhaltigkeit. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e. V., Heft 16.

- BAILEY N.T.J. (1951): On estimating the size of mobile populations from recapture data. *Biometrika* 38, 293-306.
- BAILEY N.T.J. (1952): Improvements in the interpretation of recapture data. *Journal of Animal Ecology* 21, 120-127.
- BARAS, E. & JEANDRAIN, D. (1998): Evaluation of surgery procedures for tagging eel *Anguilla anguilla* (L.) with biotelemetry transmitters. *Hydrobiologia* 371/372, 107-111.
- BAUCH, G. (1970): Die einheimischen Süßwasserfische. Neumann-Verlag Radebeul und Berlin, 198 S.
- BECKEDORF, R. & SCHUBERT, H.-J. (1995): Funktionsüberprüfung der Fischeaufstiegsanlagen an der Staustufe Geesthacht. *Binnenfischerei in Niedersachsen* 4, 49 S.
- BEKMANN, J.C. & BEKMANN, B.L. (1751): Historische Beschreibung der Chur und Mark Brandenburg. Verlag Christian Friedrich Voß, Berlin.
- BELANYECZ, H. & BRÄMICK, U. (2009): Fisch des Jahres 2009: Der Aal (*anguilla anguilla*). VDSF Verband Deutscher Sportfischer e.V. und Österreichisches Kuratorium für Fischerei und Gewässerschutz, Offenbach am Main, 63 S.
- BELL, M. C. (1990): Revisited compendium on the success of passage of small fish through turbines. US Army Corps of Engineers (North Pacific Division), 83 p.
- BELPAIRE, C. & GOEMANS, G. (2007): Eels: contaminant cocktails pinpointing environmental contamination. *ICES Journal of Marine Science* 64, 1423-1436.
- BELPAIRE, C.G.J., GOEMANS, G., GEERAERTS, C., QUATAERT, P., PARMENTIER, K., HAGEL, P. & DE BOER, J. (2009): Decreasing eel stocks: survival of the fattest? *Ecology of Freshwater Fish* 18, 197-214.
- BELPAIRE, C., GOEMANS, G., GEERAERTS, C., QUATAERT, P. & PARMENTIER, K. (2008): Pollution fingerprints in eels as models for the chemical status of rivers. *ICES Journal of Marine Science* 65, 1483-1491.
- BERG, R. (1985): Age determination of eels, *Anguilla anguilla* (L): comparison of field data with otolith ring patterns. *Journal of Fish Biology* 26, 537-544.
- BERG, R. (1988): Der Aal im Bodensee. Reihe: Ökologie & Landwirtschaft. Verlag J. Margraf, Gaimersheim, 246 S.
- BERGEMANN, M. & GAUMERT, T. (2006): Gewässergütebericht der Elbe 2005. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Hamburg, 64 S.
- BERGEMANN, M. & GAUMERT, T. (2008): Gewässergütebericht der Elbe 2006. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Hamburg, 96 S.
- BERNIES, D., BRINKER, A. & DAUGSCHIES, A. (2011): An invasion record for the swimbladder nematode *Anguillicoloides crassus* in European eel *Anguilla anguilla* in a deep cold-monomictic lake, from invasion to steady state. *Journal of Fish Biology* 79, 726-746.
- BERTALANFFY, L. (1957): Quantitative laws in metabolism and growth. *The Quarterly Review of Biology* 32, 217-231.
- BEVACQUA, D. & DE LEO, G. (2007): A length and demographic model for European eel populations (DemCam). Sixth Framework Program, Report of the project "Restoration of the European eel population, pilot studies for a scientific framework in support of sustainable management.", 127-145.
- BEVACQUA, D., MELIÀ, P., DE LEO, G.A. & GATTO, M. (2011): Intra-specific scaling of natural mortality in fish: the paradigmatic case of the European eel. *Oecologia* 165, 333-339, DOI 10.1007/s00442-010-1727-9.
- BEVERTON, R.J.H & HOLT, S.J. (1956): The Theory of Fishing. – In: GRAHAM, M. (Hrsg.): *Sea Fisheries*. London, 372-441.
- BEVERTON, R.J.H & HOLT, S.J. (1957): On the Dynamics of Exploited Fish Populations. *Fishery Investigations, Series II Volume XIX*, Fisheries Laboratory, Lowestoft, 531 S.
- BHATTACHARYA, C.G., (1967): A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* 23, 115-134.
- BISGAARD, J. & PEDERSEN, M.I. (1991): Mortality and growth of wild and introduced cultured eels (*Anguilla anguilla* (L.)) in a Danish stream, with special reference to a new tagging technique. *Dana* 9, 57-69.

- BOCHERT, R. & LILL, D. (2004): Untersuchung von möglichen Fischschäden im Wirkungsbereich von Kleinwasserkraftwerken in Mecklenburg-Vorpommern. *Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern* 4, 8-16.
- BOHLIN, T., SUNDSTRÖM, L.F., JOHNSON, J. I., HÖJESJÖ, J. & PETERSSON, J. (2002): Density-dependent growth in brown trout: effects of introducing wild and hatchery fish. *Journal of Animal Ecology* 71, 683-692.
- 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.
- BORGSTEDT, A.A.H. (1788): Statistisch-Topographische Beschreibung der Kurmark Brandenburg. Verlag Johann Friedrich Unger, Berlin.
- BOUBÉE, J.A., MITCHELL, C.P., CHISNALL, B.L., WEST, D.W., BOWMANN, E.J. & HARO, A. (2001): Factors regulating the downstream migration of mature eels (*Anguilla spp.*) at Aniwhenua Dam, Bay of Plenty, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35, 121-134.
- BRÄMICK, U. & FLADUNG, E. (2006): Quantifizierung der Auswirkungen des Kormorans auf die Seen- und Flussfischerei Brandenburgs am Beispiel des Aals. *Fischer & Teichwirt* 57, 8-11.
- BRÄMICK, U., SIMON, J. & FLADUNG, E. (2006). Monitoring of eel stocks in North-East Germany., [CD-ROM]. ICES Annual Science Conference, Maastricht, Netherlands 2006.
- BRÄMICK, U., FLADUNG, E. & DOERING-ARJES, P. (2008): Aalmanagementplan – Flussgebietsgemeinschaft Elbe. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow., Bericht im Auftrag der Bundesländer Berlin, Brandenburg, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein u. Thüringen, Potsdam, 46 S.
- BRIAND, C., SAUVAGET, B., GIRARD, P., FATIN, D. & BEAULATON, L. (2012): Push net fishing seems to be responsible for injuries and post fishing mortality in glass eel in the Vilaine estuary (France) in 2007. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 404, 1-13.
- BROWN, C. & DAY, R. (2002): The future of stock enhancements: bridging the gap between hatchery practice and conservation biology. *Fish and Fisheries* 3, 79-94.
- BRUSLE, J. (1991): The Eel (*Anguilla sp*) and organic chemical pollutants. *Science of The Total Environment* 102, 1-19.
- BUTSCHEK, V. & HOFBAUER, J. (1956): Versuche über die Schädigung von Aalen durch Kaplan-turbinen. *Arch. Fisch. Wiss.* 7, 178-184.
- CALLES, O., CHRISTIANSSON, J., SAHLBERG, T., ANDERSSON, J., STEIN, F., OLSSON, B.M., ALENÄS, I. & TIELMAN J. (2012): Ål i Ätran - En fallstudie för svensk ålförvaltning. *Karlstad University studies* 43.
- CARON, F., VERREAULT, G. & ROCHARDT, E. (2003): Estimation of the population size, exploitation rate, and escapement of silver-phase American eels in the St. Lawrence watershed. In: DIXON, D. A. (Ed.). *Biology, Management and Protection of Catadromous Eels*. Bethesda, Amer. Fisheries Soc. 33, 235-242.
- CLEVESTAM, P. D., OGWONSKI, M., SJÖBERG, N. B. & WICKSTRÖM, H. (2011): Too short to spawn? Implications of small body size and swimming distance on successful migration and maturation of the European eel *Anguilla anguilla*. *Journal of Fish Biology* 78, 1073-1089.
- DAHL, J. (1967): Some recent observations on the age and growth of eels. *Proc. 3rd British Coarse Fish Conference, Liverpool*. 3, 48-52.
- DAVE, G., JOHANSSON-SJÖBECK, M.-L., LARSSON, Å., LEWANDER, K. & LIDMAN, U. (1975): Metabolic and hematological effects of starvation in the European eel, *Anguilla anguilla* L. I. Carbohydrate, lipid, protein and inorganic ion metabolism. *Comparative Biochemistry and Physiology* 52A, 423-430.
- DAVIDSEN, J.G., FINSTAD, B., OKLAND, F., THORSTAD, E.B., MO, T.A. & RIKARSEN, H. (2011): Early marine migration in European silver eel *Anguilla anguilla* in northern Norway. *Journal of Fish Biology* 78, 1390-1404.
- DE LEO, G.A. & GATTO, M. (1995): A size and age-structured model of the European eel (*Anguilla anguilla* L.). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52, 1351-1367.

- DEELDER, C.L. (1954): Factors Affecting the Migration of the Silver Eel in Dutch Inland Waters. J. Cons. Perm. Int. Explor. Mer 20, 177-185.
- DEKKER, W. (1996): A length structured matrix population model, used as fish stock assessment tool. In: COWX, I. G. (ed.): Stock assessment in inland fisheries Oxford: Fishing News Books, 245-259.
- DEKKER, W. (2000a): The fractal geometry of the European eel stock. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil, 57 (1), 109-121.
- DEKKER, W. (2000b): A Procrustean assessment of the European eel stock. ICES Journal of Marine Science 57, 938-947.
- DEKKER, W. (2000c): Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, the Netherlands. Dana 12, 17-32.
- DEKKER, W. (2003): A conceptual management framework for the restoration of the declining European eel stock. Unpublished manuscript, AFS Annual meeting, Quebec City, Canada, August 10-14, 2003.
- DEKKER, W. (2004): Slipping through our hands. Population dynamics of the European eel. PhD thesis, University of Amsterdam, the Netherlands, 186 p.
- DEKKER, W. (2012): Assessment of the eel stock in Sweden, spring 2012. First post-evaluation of the Swedish Eel Management Plan. Aqua reports 2012: 9. Swedish University of Agricultural Sciences, Drottningholm, 77 p.
- DEKKER, W., VAN OS, B. & VAN WILLIGEN, J. (1998): Minimal and maximal size of eel. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 349, 195-197.
- DEKKER, W., PAWSON, M., WALKER, A., ROSELL, R., EVANS, D., BRIAND, C., CASTELNAUD, G., LAMBERT, P., BEAULATON, L., ÅSTRÖM, M., WICKSTRÖM, H., POOLE, R., MCCARTHY, T. K., BLASZKOWSKI, M., DE LEO, G., BEVACQUA, D. (2006): Restoration of the European eel population, pilot studies for a scientific framework in support of sustainable management: SLIME. Sixth Framework Programme, Priority 8.1, Policy-oriented research, Scientific Support to Policies, Report of FP6-project FP6-022488, 19 p. + CD.
- DEVERILL, J.I., ADAMS, C.E. & BEAN, C.W. (1999): Prior residence, aggression and territory acquisition in hatchery-reared and wild brown trout. Journal of Fish Biology 55, 868-875.
- DOERING, P. (1992): Populationsdynamik von Blei, *Abramis brama* (L.), und Aal, *Anguilla anguilla* (L.), im Tegeler See von Berlin. -Wachstum und Populationsdichte-. Zoologische Beiträge N. F. 34, 185-239.
- DOMINGOS, I., COSTA, J. L. & COSTA M. J. (2006): Consequences of unreliable age determination in the management of the European eel, *Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758). Handbook of the ICES Annual Science Conference, 19.-23. September, Maastricht, The Netherlands, CM 2006/J 31, 192 p.
- DOROW, M. (2007): Die Bedeutung der Angelfischerei in Mecklenburg-Vorpommern unter besonderer Berücksichtigung der zurückgehenden Ressource Aal - Kurzüberblick über eine laufende Studie. Fischerei & Fischmarkt in Mecklenburg-Vorpommern 7, 21-26.
- DOROW, M. & ARLINGHAUS, R. (2008): Ermittlung der Aalentnahme durch die Angelfischerei in Binnen- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Projektendbericht, Leibniz Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, 150 S.
- DOROW, M. & ARLINGHAUS, R. (2009): Angelbegeisterung und anglerische Fischerträge in Binnen- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung des Aals (*Anguilla anguilla*). Fischerei & Fischmarkt in M-V 9 (2), 36-46.
- DOROW, M., BEARDMORE, B., HAIDER, W. & ARLINGHAUS, R. (2010): Winners and losers of conservation policies for European eel (*Anguilla anguilla*): an economic welfare analysis for differently specialized eel anglers. Fisheries Management and Ecology 17 (2), 106-125.
- DURIF, C. & ELIE, P. (2008): Predicting downstream migration of silver eels in a large river catchment based on commercial fishery data. Fisheries Management and Ecology 15, 127-137.
- DURIF, C., ELIE, P., GOSSET, C., RIVES, J. & TRAVADE, F. (2003): Behavioral study of downstream migrating eels by radio-telemetry at a small hydroelectric power plant. In: DIXON, D. (Ed.):

- Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels. Bethesda, Maryland, American Fisheries Society. Symposium 33, 345-356.
- DURIF, C., DUFOUR, S. & 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, 1025-1043.
- DURIF, C., GUIBERT, A. und ELIE, P. (2009): Morphological Discrimination of the Silvering Stages of the European Eel. *American Fisheries Society* 58, 103-111.
- DURIF, C., TRAVADE, F., RIVES, J., ELLIE, P. & GOSSET, C. (2008): Relationship between locomotor activity, environmental factors and timing of the spawning migration in the European eel, *Anguilla anguilla*. *Aquatic Living Resources* 21, 163-170.
- EBEL, G. (2008): Turbinenbedingte Schädigung des Aals (*Anguilla anguilla*). Schädigungsraten an europäischen Wasserkraftanlagenstandorten und Möglichkeiten der Prognose. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, 176 S.
- ECKSTEIN, K. (1908): Die Fischerei-Verhältnisse der Provinz Brandenburg zu Anfang des 20. Jahrhunderts (nebst Fischereikarte in 8 Blättern). Verlag d. Fischerei-Vereins f. d. Prov. Brandenburg, Berlin.
- EELREP-PROJECT (2005): Estimation of the reproduction capacity of European eel. Summary and Recommendations. Eelrep-Project, 01.11.2001-31.01.2005, 18 S.
- EHRENBAUM, E (1930): Der Flußaal. Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas, Band IIIA, 159-217.
- EHRENBAUM, E. & MARUKAWA, H. (1914): Über Altersbestimmung und Wachstum beim Aal. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 14, 89-127.
- EINUM, S. & FLEMING, I.A. (2001): Implications of stocking: ecological interactions between wild and released salmonids. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75, 56-70.
- ENDLER, A. (1891): Untersuchungen über den gegenwärtigen Stand der Fischereiverhältnisse in der Schwarzen Elster, der Spree und der Lausitzer Neiße. *Schriften des Sächsischen Fischereivereins*, Nr. 13, Dresden, 1-54.
- ENGELHARDT, K. A. (1800): *Erdbeschreibung der Markgräflümer Ober- und Niederlausitz für die erwachsenere Jugend*. 1 Bd., Dresden: Friedrichstadt, b. Verfass. U. Leipzig, b. Barth.
- ERSBAK, K. & HAASE, B.L. (1983): Nutritional deprivation after stocking as a possible mechanism leading to mortality in stream-stocked brook trout. *North American Journal of Fisheries Management* 3, 142-151.
- FEUNTEUN, E., LAFFAILLE, P., ROBINET, T., BRIAND, C., BAISSET, A. OLIVIER, J.-M. & ACOU, A. (2003): A Review of upstream migration and movements in inland waters by Anguillid Eels: Toward a general theory. In: AIDA, K., TSUKAMOTO, K. & YAMAUCHI, K. (Eds.): *Eel Biology*. Springer-Verlag Berlin, 191-213.
- FLADUNG, E. (2006): Fischereiliche Schäden durch den Kormoran am Beispiel Brandenburgs. *Wertermittlungsforum* 24 (1), 13-16.
- FLADUNG, E., SIMON, J. & ZAHN, S. (2006): Pilotprojekt „Laicherbestandserhöhung beim Europäischen Aal im Einzugsgebiet der Elbe“ im Land Berlin 2005-06 - Wissenschaftliche Begleitung. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow., Projektabschlussbericht, Potsdam, 34 S.
- FLADUNG, E., SIMON, J. & WOLF, P. (2007): Erfassung und Bewertung der Bestandssituation des Aals im Einzugsgebiet der Elbe in Sachsen-Anhalt. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow. Projektbericht, Potsdam, 38 S.
- FLADUNG, E., SIMON, J. & WOLF, P. (2009): Erfassung, Bewertung und Maßnahmen zur Verbesserung der Bestandssituation des Aals im Brandenburger Einzugsgebiet der Elbe und Oder/Ücker. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow. Projektbericht, Potsdam, 63 S.
- FLADUNG, E., SIMON, J., HANNEMANN, N. & KOLEW, J. (2011): Wissenschaftliche Begleitung des Projektes „Laicherbestandserhöhung beim Europäischen Aal im Einzugsgebiet der Elbe“ im Land Berlin 2011. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Projektbericht, Potsdam, 25 S.

- FLADUNG, E., SIMON, J. & BRÄMICK, U. (2012): Umsetzungsbericht 2012 zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder 2008. Institut für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Projektbericht, Potsdam, 53 S.
- FRANKOWSKI, J. & BASTROP, R. (2010): Identification of *Anguilla anguilla* (L.) and *Anguilla rostrata* (Le Sueur) and their hybrids based on a diagnostic single nucleotide polymorphism in nuclear 18S rDNA. *Molecular Ecology Resources* 10 (1), 173-176.
- FRANKOWSKI, J., JENNERICH, S., SCHAARSCHMIDT, T., UBL, C., JÜRSS, K. & BASTROP, R. (2009): Validation of the occurrence of the American eel *Anguilla rostrata* (Le Sueur, 1817) in free-draining european inland waters. *Biological Invasions* 11 (6), 1301-1309.
- FRIEDLAND, K.D., MILLER, M.J. & KNIGHTS, B. (2007): Oceanic changes in the Sargasso Sea and declines in recruitment of the European eel. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 64 (3), 519-530.
- FROST, W.E. (1950): The eel fisheries of the River Bann, Northern Ireland and observations on the age of the silver eels. *Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 16, 358-383.
- FULTON, T.W. (1904): The rate of growth of fishes. *Fisheries Board of Scotland Annual Report* 22, 141-241.
- GATTO, M. & ROSSI, R. (1979): A method for estimating mortalities and abundances of the Valli di Commacchio eels. In: DE BERNARDI, R. (ed.): *Proceedings of the Symposium Biological and mathematical aspects in population dynamics Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia Dott. Marco De Marchi Suppl. 37*, 107-114.
- GAUMERT, T., LÖFFLER, J., BERGEMANN, M. & REINCKE, H.R. (2001): Sude, Aland und Havel - Fischbestandskundliche Untersuchungen sowie Schadstoffbelastung von Brassen, Aal und Zander in den Unterläufen der Elbenebenflüsse. *Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe*, Hamburg, 118 S.
- GAUMERT, T., LÖFFLER, J., BERGEMANN, M. & REINCKE, H.R. (2002): Stör - Fischereibiologische Untersuchungen sowie Schadstoffbelastung von Brassen, Aal und Zander im Marschbereich dieses Elbenebenflusses. *Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe*, Hamburg, 66 S.
- GAUMERT, T., LÖFFLER, J., BERGEMANN, M. & REINCKE, H.R. (2003): Schwarze Elster, Mulde und Saale - Fischereibiologische Untersuchungen sowie Schadstoffbelastung von Brassen, Aal und Zander in den Unterläufen der Elbenebenflüsse. *Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe*, Hamburg, 118 S.
- GAYANILO, F., SPARRE, P. & PAULY, D. (1995): The FiSAT user's guide, *FAO computerized information series fisheries*, 99, ICLARM, DIFMAR, Rome.
- GEERAERTS, C. & C. BELPAIRE (2011): The effects of contaminants in European eel: a review. *Ecotoxicology* 19, 239-266.
- GINNEKEN, V.J.T. V. & MAES, G.E. (2005): The European eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its lifecycle, evolution and reproduction: a literature review. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 367-398.
- GRECO, S., MELIÀ, P., DE LEO, G. A. & GATTO, M. (2003): A size and age-structured demographic model of the eel (*Anguilla anguilla*) population of the Vaccarès lagoon. *Internal Report 2003:47*, Dipartimento di Elettronica e Informazione, Politecnico di Milano, Milano, Italy.
- GULDE, C. C. (1787): *Gesammelte Nachrichten zur Geschichte der Stadt und Herrschaft Cottbus*. Bd. 2, Druckerei Johann Friedrich Fickelscherer, Görlitz.
- HAEMPEL, O. & NERESHEIMER, E. (1914): Über Altersbestimmung und Wachstum des Aales. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 14, 265-281.
- HARALDSTAD, Ø., VØLLESTAD, L.A. & JONSSON, B. (1985): Descent of European silver eels, *Anguilla anguilla*, in a Norwegian watercourse. *Journal of Fish Biology* 26, 37-41.
- HARO, A. (2003): Downstream migration of silver-phase anguillid eels. In: AIDA, K., TSUKAMOTO, K. & YAMAUCHI, K. (eds). *Eel Biology*. Springer, Tokyo.
- HARTMANN, F. (1994): Untersuchungen zur Biologie, Epidemiologie und Schadwirkung von *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi und Itagaki 1974 (Nematoda), einem blutsaugenden

- Parasiten in der Schwimmblase des europäischen Aals (*Anguilla anguilla* L.). Verlag Shaker, Aachen.
- HEINISCH, E., KETTRUP, A., BERGHEIM, W. & WENZEL, S. (2006): Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), source-oriented monitoring in aquatic media 5. Polychloriniertes Biphenyl (PCBs). *Fresenius Environmental Bulletin* 15, 1344-1362.
- HOLMGREN, K. (1996): Otolith Growth Scaling of Eel, *Anguilla anguilla* (L.), and Back-calculation Errors Revealed from Alizarin Labelled Otoliths. *Nord. J. Fresh. Res.* 72, 71-79.
- HOLMGREN, K. & MOSEGAARD, H. (1996a): Implications of individual growth status on the future sex of the European eel. *J. Fish Biol.* 49, 910-925.
- HOLMGREN, K. & MOSEGAARD, H. (1996b): Plasticity in growth of indoor reared European Eel. *Journal of Freshwater Research* 72, 63-70.
- HOLMGREN, K., WICKSTRØM, H. & CLEVESTAM, P. (1997): Sex-related growth of European eel, *Anguilla anguilla*, with focus on median silver eel age. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54, 2775-2781.
- HOLZNER, M. (2000): Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach. Dissertation, TU München, 351 S.
- ICES (1999): ICES cooperative research report No. 229. Report of the ICES Advisory Committee on Fisheries Management 1998, part 2, 446 S.
- ICES (2003): Report of the EIFAC/ICES Working Group on Eels, 2-6 September 2002, Nantes, France. ICES CM 2003/ACFM:06.
- ICES (2008): Report of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL), 3-9 September 2008, Leuven, Belgium, ICES CM 2008/ACOM:15, 208 S.
- ICES (2009) Report of the workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA), 20-24 April 2009, Bordeaux, France. ICES CM 2009/ACOM:48.
- ICES (2011): Report of the 2010 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. Hamburg, 9-14 September 2010, 201.
- ICES (2012): Report of the 2012 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. Copenhagen, Denmark, 3-9 September 2012. EIFAC Occasional Paper. No. 45. ICES CM 2012/ACOM: 18. Rome, FAO/Copenhagen, 117 p., im Druck
- IKSR (2011): Bericht zur Kontamination von Fischen mit Schadstoffen im Einzugsgebiet des Rheins Laufende und abgeschlossene Untersuchungen in den Rheinanliegerstaaten (2000 - 2010). Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) Bericht Nr. 195, 67 S.
- IMBERT, H., LABONNE, J., RIGAUD, C. & LAMBERT, P. (2010): Resident and migratory tactics in freshwater European eels are size-dependent. *Freshwater Biology* 55, 1483-1493.
- JACOB, E., NEUHAUS, H., STEINHAGEN, D., LUCKHARDT, B. und HANEL, R. (2009): Monitoring of Herpesvirus anguilla (HVA) infections in European eel, *Anguilla anguilla* (L), in northern Germany. *Journal of Fish Diseases* 32, 557-561.
- JANSEN, H.M., WINTER, H.V., BRUIJS, M.C.M. & POLMAN, H.J.G. (2007): Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. *ICES Journal of Marine Science* 64, 1437-1443.
- JELLYMAN, D. & TSUKAMOTO, K. (2002): First use of archival transmitters to track migrating freshwater eels *Anguilla dieffenbachii* at sea. *Marine Ecology Progress Series* 233, 207-215.
- JOHNSEN, B.O. & UGEDAL, O. (1986): Feeding by hatchery-reared and wild brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian stream. *Aquaculture and Fisheries Management* 17, 281-287.
- KANGUR, A. (1998): European eel, *Anguilla anguilla* (L.) fishery in Lake Võrtsjärv: current status and stock enhancement measures. *Limnologica* 28, 95-101.
- KANGUR, A., KANGUR, P., KANGUR, K., JÄRVALT, A. & HALDNA, M. (2010): *Anguillicoloides crassus* infection of European eel, *Anguilla anguilla* (L.), in inland waters of Estonia: history of introduction, prevalence and intensity. *Journal of Applied Ichthyology* 26, 74-80.
- KETTLE, A.J. & HAINES, K. (2006): How does the European eel (*Anguilla anguilla*) retain its population structure during its larval migration across the North Atlantic Ocean? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63 (1), 90-106.

- KLEIN-BRETELER, J.G.P., DEKKER, W. & LAMMENS, E.H.R.R. (1990): Growth and production of yellow eels and glass eels in ponds. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 75, 189-205.
- KLEIN BRETELER, J., VRIESE, T., BORCHERDING, J., BREUKELAAR, A., JÖRGENSEN, L., STAAS, S., DE LAAK, G. & 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, 1472-1481.
- KNIGHTS, B. (1997): Risk assessment and management of contamination of eels (*Anguilla ssp.*) by persistent xenobiotic organochlorine compounds. *Chemistry and Ecology* 13, 171-212.
- KNIGHTS, B., BARK, T. & WILLIAMS, B. (2006): A review of the status of European eel stocks in north-west Europe [CD-ROM]. ICES Annual Science Conference, Maastricht, Netherlands 2006.
- 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 S.
- KNÖSCHE, R., SCHRECKENBACH, K., SIMON, J., EICHHORN, T., PIETROCK, M. & THÜRMER, C. (2004): Aalwirtschaft in Brandenburg. Schriften des Institutes für Binnenfischerei e.V. Potsdam - Sacrow 15, 76 S.
- LABATZKI, P., SCHRECKENBACH, K. & WELLNER, E. (1992): Ermittlung des Zustandes der Aalbestände im Müggelsee, Langensee und Seddinsee in Bezug auf die Altersstruktur, Ernährungs- und Gesundheitszustand, Qualität und Beziehung zum Lebensraum der Gewässer und zur Aalwirtschaft, Gutachten i.A. der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin, 34 S.
- LAMBERT, P. & ROCHARD, E. (2007): Identification of the inland population dynamics of the European eel using pattern-oriented modeling. *Ecological Modelling* 206, 166-178.
- LANDESUMWELTAMT (LUA) BRANDENBURG (1995): Die Havel. Naturwissenschaftliche Grundlagen und ausgewählte Untersuchungsergebnisse. Studien und Tagungsberichte 8, 86 S.
- LARSSON, P., HAMRIN, S. & OKLA, L. (1990): Fat content as a factor inducing migratory behaviour in the eel (*Anguilla anguilla* L.) to the Sargasso Sea. *Naturwissenschaften* 77, 488-490.
- LASNE, E. & LAFFAILLE, P. (2008): Analysis of distribution patterns of yellow european eels in the Loire catchment using logistic models based on presence-absence of different size classes. *Ecology of Freshwater Fish* 17, 30-37.
- LECOMTE-FINIGER, R. (1994): The early life of the European eel. *Nature* 370, 424.
- LEHMANN, J., STÜRENBERG, F.-J., KULLMANN, Y. & KILWINSKI, J. (2005a): Umwelt- und Krankheitsbelastungen der Aale in Nordrhein-Westfalen. *LÖBF-Mitteilungen* 2, 35-40.
- LEHMANN, J., STÜRENBERG F.-J., MOCK, D. UND FELDHAUS, A. (2005b): Untersuchungen auf virale Infektionen bei Aalen in Nordrhein-Westfalen. *Fischer & Teichwirt* 56, 205-206.
- LEHMANN, J., STÜRENBERG, F.-J., FELDHAUS, A. & NEUMANN-MUMME, U. (2006): Rhine-Mosel Eel Project NRW / Health status. *LÖBF NRW, Eel working group meeting, Grietherbusch, 27.03.2006.*
- LEMCKE, R. (2003): Start eines Glas- und Jungaalmonitorings in Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 2002 – methodisches Vorgehen und erste Ergebnisse. *Fischer & Teichwirt* 55, 269-273.
- LIN, Y.-J., LOŽYS, L., SHIAO, J.-C., IZUKA, Y. & TZENG, W.-N. (2007): Growth differences between naturally recruited and stocked European eel *Anguilla anguilla* from different habitats in Lithuania. *Journal of Fish Biology* 71, 1773-1787.
- LÖWENBERG, U. (1979): Untersuchungen über den Aal in der Deutschen Bucht, Biologie und Fischerei. Diplomarbeit für den Fachbereich Biologie, Universität Hamburg. 97 S.
- LOWE, R.H. (1952): The influence of light and other factors on the seaward migration of the silver eel (*Anguilla anguilla*). *Journal of Animal Ecology* 21, 275-309.
- LUNDBECK, J. (1927): Untersuchungen über die Beschädigung von Fischen, besonders Aalen, in den Turbinen des Kraftwerks Friedland (Opr.). *Z. Fisch. Hilfswiss. N. F.* 25, 439-465.

- LÜHMANN, M. & MANN, H (1961): Über die Wanderung der Aale in der Elbe. Der Fischwirt 11, 365-275.
- MATTHEWS, M., EVANS, D., ROSELL, R., MORIARTY, C. & MARSH, I. (2001): The Erne Eel Enhancement Programme Final Report, Northern Regional Fisheries Board, Ireland. 348 S.
- MAYNARD, D.J., MCDOWELL, G.C., TEZAK, E.P. & FLAGG, T.A. (1996): Effects of diets supplemented with live food on the foraging behavior of cultured fall chinook salmon. The Progressive Fish Culturist 58, 187-191.
- MCCLEAVE, J.D. & ARNOLD, G.P. (1999): Movement of yellow and silver-phase European eels (*Anguilla anguilla* L.) tracked in the western North Sea. ICES Journal of Marine Sciences 56, 510-536.
- MILLER, R.B. (1954): Comparative survival of wild and hatchery-reared cutthroat trout in a stream. Transactions of the American Fisheries Society 83, 120-130.
- MÖLLER, H., LÜCHTENBERG, H. & SPRENGEL, G. (1991): Rückführung der am Einlaufrechen des Kernkraftwerks Brunsbüttel zurückgehaltenen Fische in der Elbe. Bericht im Auftrag der Kernkraftwerk Brunsbüttel GmbH, 94 S., unveröff.
- MORAVEC, F. (2006): Dracunculoid and Anguillicoloid Nematodes Parasitic in Vertebrates. Prague, Czech Republic: Academia, 634 p.
- MORIARTY, C. (1975): Report of the EIFAC Workshop on Age Determination of Eels. Montpellier 13. – 16. May 1975, EIFAC/76/3, FAO, Rome.
- MORIARTY, C. (1987): Factors influencing recruitment of the Atlantic species of Anguillid eels. American Fisheries Society Symposium 1, 483-491.
- MÜLLER, H. (1963): Richtlinien für die Klassifizierung fischereiwirtschaftlich genutzter Seen Norddeutschlands. Deutsche Fischereizeitung 10, 189-200.
- NAISMITH, I.A. & KNIGHTS, B. (1990): Studies of sampling methods and of techniques for estimating populations of eels, *ANGUILLA ANGUILLA* L. Aquaculture and Fisheries Management 21, 357-367.
- NAISMITH, I.A. & KNIGHTS, B. (1993): The distribution, density and growth of the European eel, *Anguilla anguilla*, in the freshwater catchment of the River Thames. Journal of Fish Biology, 42, 217-226.
- NETO, A. F., COSTA, J. L., COSTA, M. J., PEREIRA, M. E., DUARTE, A., CAÇADOR, I. & DOMINGOS, I. (2010): Epidemiology and pathology of *Anguillicoloides crassus* in European eel *Anguilla anguilla* from the Tagus estuary (Portugal). Diseases of Aquatic Organisms 88 (3), 225-233.
- OEBERST, R. & FLADUNG, E. (2012): German Eel Model (GEM II) for describing eel, *Anguilla anguilla* (L.), stock dynamics in the river Elbe system. Inf. Fischereiforsch. 59, 9-17. DOI: 10.3220/Inf59_09-17_2012.
- OLLA, B.L., DAVIS, M.W. & RYER, C.H. (1998): Understanding how the hatchery environment represses or promotes the development of behavioral survival skills. Bulletin of Marine Science 62, 531-550.
- PALSTRA, A.P. & VAN DEN THILLART, G.E.E.J.M. (2010): Swimming physiology of European silver eels (*Anguilla Anguilla* L.): energetic costs and effects on sexual maturation and reproduction. Fish Physiology and Biochemistry 36, 297-322.
- 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.
- PASZKOWSKI, C.A. & OLLA, B.L. (1985): Foraging behavior of hatchery-produced coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolts on live prey. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 42, 1915-1921.
- PEDERSEN, M.I. (1998): Recapture rate, growth and sex of stocked cultured eels *Anguilla anguilla* (L.). Bulletin Francais de la Peche et de la Protection des Milieux Aquatiques 71, 153-162.
- PEDERSEN, M.I. (2000): Long-term survival and growth of stocked eel, *Anguilla anguilla* (L.), in a small eutrophic lake. Dana 12, 71-76.

- PEDERSEN, M.I. (2009): Does stocking of Danish lowland streams with elvers increase European eel populations? *American Fisheries Society Symposium* 58, 149-156.
- PEDERSEN, M.I. & DIEPERINK, C. (2000): Fishing mortality on silver eels, *ANGUILLA ANGUILLA* (L.), in Denmark. *Dana* 12, 77-82.
- PENÄZ, M. & TESCH, F.-W. (1970): Geschlechtsverhältnis und Wachstum beim Aal (*Anguilla anguilla*) an verschiedenen Lokalitäten von Nordsee und Elbe. *Berichte der deutschen wissenschaftlichen Kommission für Meeresforschung Neue Folge* 21, 290-310.
- POLLOCK, K.H., JONES, C.M. & BROWN, T.L. (1994): Angler survey methods and their applications in fisheries management. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.* 25, Bethesda, Maryland.
- POOLE, W.R. & REYNOLDS, J.D. (1996): Age and growth of yellow eel *Anguilla anguilla* (L.), determined by two different methods. *Ecology of Freshwater Fish* 5, 86-95.
- QUAST, J., KRÜGER, F. & GÖRLACH, J. (1996): Grundlagenermittlung zur Überprüfung, Umgestaltung und zum Neubau von Fischaufstiegsanlagen in Fließgewässern 1. Ordnung im Land Brandenburg. Projekt-Abschlussbericht des Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V. Müncheberg für das Landesumweltamt Brandenburg Ref. W6: 91 S. und 17 Anlagen.
- QUINTELLA, B.R., MATEUS, C.S., COSTA, J.L., DOMINGOS, I. & ALMEIDA, P.R. (2010): Critical swimming speed of yellow- and silver-phase European eel (*Anguilla anguilla*, L.). *Journal of Applied Ichthyology* 26, 432-435.
- RAHN, J. (1954): Untersuchungen über Alter und Wachstum des Aalbestandes im Sacrower See. Diplomarbeit, Humboldt-Univ., Berlin. 41 S.
- RASMUSSEN, G. & THERKILDSEN, B. (1979): Food, growth, and Production of *Anguilla anguilla* L. in a small Danish stream. In: THUROW, F. (Hrsg.), *Eel research and management. Rapports et procès-verbaux des réunions* 174, 32-40.
- RAT DER EUROPÄISCHEN UNION (2007): Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals. *Amtsblatt der Europäischen Union* 248/17-23 vom 22.09.2007.
- RAUCK, G. (1980): Mengen und Arten vernichteter Fische und Krebstiere an den Rechen des Einlaufbauwerkes im Kernkraftwerk Brunsbüttel, sowie Testversuche zur Reaktion von Fischen auf die Elektroscheuchanlage auf der Basis von dort anfallenden Fischproben. *Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Veröffentlichungen des Instituts für Küsten- und Binnenfischerei Hamburg*, 71/1980, 22 S.
- RITTERBUSCH, D. & FRENZEL, R. (2005): Untersuchungen zur Nahrungszusammensetzung des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*). *Projektbericht des Institut für Binnenfischerei, Potsdam*, 21 S.
- ROBINET, T. & FEUNTEUN, E. (2002): Sublethal effects of exposure to chemical compounds: a cause for the decline in Atlantic eels? *Ecotoxicology* 11, 265-277.
- ROBSON, D.S. & REGIER, H.A. (1964): Sample Size in Petersen Mark-Recapture Experiments. *Transactions of the American Fisheries Society* 93, 215-226.
- ROSSI, R. (1979): An estimate of the production of the eel population in the Valli of Commacchio (Po Delta) during 1974-1976. *Bollettino de Zoologia* 46, 217-223.
- SALANT, P. & DILLMAN, D.A. (1994): *How to conduct your own survey?* John Wiley and Sons, New York.
- SCHARF, R., BRAASCH, D., MOLKENBUR, C., DOLCH, D., OCHMANN, S. & STRUTZKE, H.-J. (1998): Die sensiblen Fließgewässer und das Fließgewässerschutzsystem im Land Brandenburg. *Studien u. Tagungsberichte Bd. 15, Schriftenreihe d. Landesumweltamtes Brandenburg, Potsdam*.
- SCHEINERT, P. & BAATH, C. (2006): Untersuchungen zum Vorkommen des Herpesvirus *anguillae* (HVA) in den Aalpopulationen bayerischer Gewässer, *Fischer und Teichwirt* 57 (8), 289-293.
- SCHMIDT, J. (1923): Breeding places and migration of the eel. *Nature* 111, 51-54.
- SCHMIDT, J. (1925): The breeding places of the eel. *Annual Report of the Smithsonian Institution for 1924*, 279-316 S.

- SCHNABEL, Z.E. (1938): The estimation of the total fish population of a lake. American Mathematical Monographs 45, 348-368.
- SCHRECKENBACH, K. (2003): Bestimmung der Geschlechterverhältnisse, des Gesundheitszustandes und der Kondition von Satzaalen. In: IFB POTSDAM-SACROW (Hrsg.): Jahresbericht 2002. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow 13, 50.
- SCHRECKENBACH, K. (1998): Die Beurteilung und Beeinflussung der Kondition von Fischen bei der fischereilichen Bewirtschaftung natürlicher Gewässer und bei der Aquakultur. Mitt. d. Landesforschungsanstalt f. Landwirtschaft u. Fischerei Mecklenburg-Vorpommern 17, 96-110.
- SCHRECKENBACH, K., KNÖSCHE, R. & EBERT, K. (2001): Nutrient and energy content of freshwater fishes. Journal of Applied Ichthyology 17, 142-144.
- SCHRECKENBACH, K. & THÜRMER, C. (2001): Bestimmung der Geschlechterverhältnisse, des Gesundheitszustandes und der Kondition von Satzaalen. In: IFB POTSDAM-SACROW (Hrsg.): Jahresbericht 2000. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow 8, 69.
- SCHRECKENBACH, K., ZAHN, S., THÜRMER, C., SCHOPPE, P. & EBEL, H. (1997): Einfluß der Schadstoffbelastung (DDT, Endosulfan, Lindan, HCH-Isomere, Polychlorierte Biphenyle) auf die Kondition, den Ernährungs- und Gesundheitszustand von Aalen. Gutachten, Institut für Binnenfischerei e.V., 94 S.
- SCHRÖDER, W., KOHL, F. & HANFLAND, S. (2007): Kormoran und Fischbestand. Landesfischereiverband Bayern e.V. 68 S.
- SCHUBERT, H.-J. & BECKEDORF, R. (1995): Überprüfung des Steigaalaufstiegs an der Staustufe Geesthacht April-Juni 1995. LimnoBios i.A. des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Zwischenbericht, 6 S., unveröff.
- SCHUBERT, H.-J. & BECKEDORF, R. (1996): Überprüfung des Steigaalaufstiegs an der Staustufe Geesthacht April-Juni 1996. LimnoBios i.A. des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Zwischenbericht, 12 S., unveröff.
- SCHUBERT, H.-J. (1997): Überprüfung des Steigaalaufstiegs an der Staustufe Geesthacht April-Juni 1997. LimnoBios i.A. des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie, Abschlussbericht, 14 S., unveröff.
- SENSTADTUM (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin) (1993): 02.02 Gewässergüte (Ausgabe 1993), 18 S.
- SETTELE, J., FELDMANN, R., HENLE, K., KOCHHELKE, K. & POETHKE, H.-J. (1998): Populationsgrößen-schätzung bei Tieren. Naturschutz und Landschaftsplanung 30, 174-181.
- SIMON, J. (2003): Vergleichende Untersuchungen der Altersstruktur, des Wachstums und der Bruttoenergie von Aalen (*Anguilla anguilla*) aus sieben Brandenburger Gewässern. Diplomarbeit im Studiengang Fischwirtschaft und Gewässerbewirtschaftung an der Humboldt-Universität zu Berlin, 146 S.
- 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. Journal of Fish Biology 70, 303-309.
- SIMON, J. (2011): Wenn Jäger zu Gejagten werden - Nahrungsuntersuchungen an Kormoranen in der Havel bei Potsdam. Fischer & Teichwirt 62, 6-9.
- SIMON, J. (2012) A correction factor for the shrinkage of total length and weight of European eels during freezing. Journal of Applied Ichthyology (im Druck).
- SIMON, J. & DÖRNER, H. (2005): Marking the European eel with oxytetracycline, alizarin red and coded wire tags: an evaluation of methods. Journal of Fish Biology 67, 1486-1491.
- SIMON, J. & DÖRNER, H. (2011): Growth, mortality and tag retention of small *Anguilla anguilla* marked with visible implant elastomer tags and coded wire tags under laboratory conditions. Journal of Applied Ichthyology 27, 94-99.
- SIMON, J. & FLADUNG, E. (2009): Untersuchungen zur Blankaalabwanderung aus Oberhavel, Rhin und Mittelelbe. Fischer & Teichwirt 60, 288-289.
- SIMON, J., FLADUNG, E. & SCHAARSCHMIDT, T. (2006): Steigaaalmonitoring in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 2005. Fischer & Teichwirt 57, 452-455.

- SIMON, J., DÖRNER, H. & RICHTER, C. (2009): Growth and mortality of European glass eel *Anguilla anguilla* marked with oxytetracycline and alizarin red. *Journal of Fish Biology* 74, 289-295.
- SIMON, J., DOROW, M. & UBL, C. (2011): Wachstum von Aalen (*Anguilla anguilla*) in den Binnen- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. *Fischer & Teichwirt* 62, 449-451.
- SIMON, J., BERENDS, K., DÖRNER, H., JEPSEN, N. & FLADUNG, E. (2012): European silver eel migration and fisheries induced mortality in the Havel River system (Germany). *Rivers Research and Applications* 28, 1510-1518.
- SINHA, V. R. P. & JONES, J. W. (1967): On the age and growth of the freshwater eel (*Anguilla anguilla*). *Journal of Zoology* 153, London, 99-117.
- SJÖBERG, N.B., PETERSSON, E., WICKSTRÖM, H. & HANSSON, S. (2009): Effects of the swimbladder parasite *Anguillicola crassus* on the migration of European silver eels *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology* 74 (9), 2158-2170.
- SOSIAK, A.J., RANDALL, R.G. & MCKENZIE, J.A. (1979): Feeding by hatchery-reared and wild Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr in streams. *Journal of the Fisheries Resources Board of Canada* 36, 1408-1412.
- SPÄTH, S. (1998): Charakterisierung turbinenbedingter Verletzungen an Mainfischen - dargestellt am Beispiel des Kraftwerkes Dettelbach. Diplomarbeit, Humboldt Universität, Berlin. 111 S.
- SPARRE, P. (1979): Some necessary adjustments for using the common methods in eel assessments. In: THUROW, F. (ed.): Eel research and management. Papers presented to an EIFAC/ ICES Symposium, Helsinki, 9-11 June 1976, Rapports et Procès-Verbaux des Réunions, Conseil International pour l'Exploration de la Mer 174, 41-44.
- STACHEL, B., JANTZEN E., KNOTH, W., KRÜGER, F., LEPOM, P., OETKEN, M., REINCKE, H., SAWAL, G., SCHWARTZ, R. & UHLIG, S. (2005): The Elbe Flood in August 2002-Organics Contaminants in Sediment Samples Taken After the Flood Event. *Journal of Environmental Science and Health A40*, 265-287.
- STACHEL, B., CHRISTOPH, E.-H., GÖTZ, R., HERRMANN, T., KRÜGER, F., KÜHN, T., LAY, J., LÖFLER, J., PÄPKE, O., REINCKE, H., SCHRÖTER-KERMANI, C., SCHWARTZ, R., STEEG, E., STEHR, D., UHLIG, S. & UMLAUF, G. (2006): Contamination of the alluvial plain, feeding-stuffs and foodstuffs with polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/Fs), dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCBs) and mercury from the River Elbe in the light of the flood event in August 2002. *Science of the Total Environment* 364, 96-112.
- STACHEL, B., CHRISTOPH, E.-H., GÖTZ, R., HERRMANN, T., KRÜGER, F., KÜHN, T., LAY, J., LÖFLER, J., PÄPKE, O., REINCKE, H., SCHRÖTER-KERMANI, C., SCHWARTZ, R., STEEG, E., STEHR, D., UHLIG, S. & UMLAUF, G. (2007): Dioxins and dioxin-like PCBs in different fish from the river Elbe and its tributaries, Germany. *Journal of Hazardous Materials* 148, 199-209.
- STEIN, F., DOERING-ARJES, P., FLADUNG, E., SCHRÖDER, B. & BRÄMICK, U. (2012): Downstream migration patterns of silver eel (*Anguilla anguilla*): a long-term acoustic telemetry study, Vortrag am 10. Mai 2012, 6th World Fisheries Congress in Edinburgh.
- STRUBE, C. (2008): Charakterisierung von Stabilität und Vermehrungsfähigkeit des Aal-Herpesvirus in vitro. Diplomarbeit, Leibniz Universität, Hannover.
- SUNDSTRÖM, L.F. & JOHNSON, J.I. (2001): Experience and social environment influence the ability of young brown trout to forage on live novel prey. *Animal Behaviour* 61, 249-255.
- SUNDSTRÖM, L.F., BOHLIN, T. & JOHNSON, J.I. (2004): Density-dependent growth in hatchery-reared brown trout released into a natural stream. *Journal of Fish Biology* 65, 1385-1391.
- SURES, B. (2006): How parasitism and pollution affect the physiological homeostasis of aquatic hosts. *Journal of Helminthology* 80, 151-157.
- SURES, B. & KNOPF, K. (2004): Individual and combined effects of cadmium and 3,3k,4,4k,5-pentachlorobiphenyl (PCB 126) on the humoral immune response in European eel (*Anguilla anguilla*) experimentally infected with larvae of *Anguillicola crassus* (Nematoda). *Parasitology* 128, 445-454.
- TESCH, F.W. (1994): Verfolgung von Blankaalen in Weser und Elbe. *Fischökologie* 7, 47-59.

- TESCH, F.W. (1999): Der Aal. Parey-Buchverlag, Berlin, 397 S.
- TESCH, F.W. (2003): The eel. Oxford, UK, Blackwell Science Ltd, 408.
- THÜRMER, C. (2004): Bestimmung der Geschlechterverhältnisse, des Gesundheitszustandes und der Kondition von Aalbesatz. In: IFB POTSDAM-SACROW (Hrsg.): Jahresbericht 2003. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow 16, 51.
- THÜRMER, C. (2005): Bestimmung der Geschlechterverhältnisse, des Gesundheitszustandes und der Kondition von Satzaalen. In: IFB POTSDAM-SACROW (Hrsg.): Jahresbericht 2004. Schriften des Instituts für Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow 17, 63.
- THUROW, F. (1959): Über Fangträge und Wachstum des Aales in der westlichen Ostsee. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften 8, 597-626.
- VAN BEURDEN, S.J., BOSSERS, A., VOORBERGEN-LAARMAN, M.H.A., HAENEN, O.L.M., PETERS, S., ABMA-HENKENS, M.H.C., PEETERS, B.P.H., ROTTIER, P.J.M. & ENGELSMA, M.Y. (2010): Complete genome sequence and taxonomic position of anguillid herpesvirus 1. Journal of General Virology 91, 880-887.
- VAN BEURDEN, S.J., VOORBERGEN-LAARMAN, M.A., ROOZENBURG, I., BOERLAGE, A.S., HAENEN, O.L.M. & ENGELSMA, M.Y. (2011): Development and validation of a two-step real-time RT-PCR for the detection of eel virus European X in European eel, *Anguilla anguilla*. Journal of Virological Methods 171, 352-359.
- VAN DEN THILLART, G.E.E.J.M., DUFOUR, S., ELIE, P., VOLKAERT, F.A.M., SEBERT, P., RANKIN, J.C., SZÉKELY, C. & VAN RIJSINGEN, J. (2005): Estimation of the reproduction capacity of European eel, EELREP. Q5RS-2001-01836, 272 S.
- VAN DEN THILLART, G. E. E. J. M., PALSTRA, A. P. & VAN GINNEKEN, V. J. T. (2007): Simulated migration of European silver eel: swim capacity and cost of transport. Journal of Marine Science and Technology 15 (special issue), 1-16.
- VAN GINNEKEN, V.J.T. v. & MAES, G.E. (2005): The European eel (*Anguilla anguilla*, Linnaeus), its lifecycle, evolution and reproduction: a literature review. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 367-398.
- VAN GINNEKEN, V., HAENEN, O.L.M., COLDENHOFF, K., WILLEMZE, R., ANTONISSEN, E., VAN TULDEN, P., DIJKSTRA, S., WAGENAAR, F. & VAN DEN THILLART, G. (2004): Presence of eel viruses in eel species from various geographic regions. Bulletin of the European Association of Fish Pathologists 24, 268-271.
- VERBIEST, H., BREUKELAAR, A., OVIDIO, M., PHILIPPART, J.-C. & BELPAIRE, C. (2012): Escapement success and pattern of downstream migration of female silver eel *Anguilla Anguilla* in the River Meuse. Ecology of Freshwater Fish 21, 395-403.
- VON RABEN, K. (1957): Zur Beurteilung der Schädlichkeit der Turbinen für Fische. Wasserwirtschaft 47, 60-63.
- VØLLESTAD, L.A. (1992): The geographic variation in age and length at metamorphosis of maturing European eel: environmental effects and phenotypic plasticity. Journal of Animal Ecology 61, 41-48.
- VØLLESTAD, L. A. & JONSSON, B. (1998): A 13-year study of the population dynamics and growth of the European eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian river: Evidence for density-dependent mortality, and development of a model for predicting yield. Journal of Animal Ecology 57, 983-997.
- VØLLESTAD, L.A., JONSSON, B., HVIDSTEN, N.A., NAESJE, T.F., HARALDSTAD, Ø. & RUUD-HANSEN, J. (1986): Environmental factors regulating the seaward migration of European silver eels (*Anguilla anguilla*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43, 1909-1916.
- VØLLESTAD, L.A., JONSSON, B., HVIDSTEN, N.A. & NAESJE T.F. (1994): Experimental test of environmental factors influencing the seaward migration of European silver eels. Journal of Fish Biology 45, 641-651.
- VON DEM BORNE, M. (1882): Die Fischerei-Verhältnisse des Deutschen Reiches, Oestereich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburg. Berlin (W. Moeser), 304 S.
- VORPAHL, P., ELSENBEER, H., MÄRKER, M. & SCHRÖDER, B. (2012): How can statistical models help to determine driving factors of landslides? Ecological Modelling 239, 27-39.

- WAHL, K., MALISCH, R., KOTZ, A., BITOMSKY, N., KYPKE, K., ADAMOVIC, K., GERTEISEN, I., LESWAL, S., SCHÄCHTELE, J., TRITSCHLER, R. & WINTERHALTER, H. (2011): PCDD/Fs, PCBs and further contaminants in fresh water fish from waterbodies in Baden-Württemberg, Germany. 31th International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants (Dioxin 2011), 21 - 25 August 2011, Brussels, Belgium.
- WALKER, A.M., ANDONEGI, E., APOSTOLAKI, P., APRAHAMIAN, M., BEAULATON, L., BEVACQUA, P., BRIAND, C., CANNAS, A., DE EYTO, E., DEKKER, W., DE LEO, G., DIAZ, E., DOERING-ARJES, P., FLADUNG, E., JOUANIN, C., LAMBERT, P., POOLE, R., OEBERST, R. & SCHIAVINA, M. (2011): Studies and pilot projects for carrying out the common fisheries policy. LOT 2: Pilot projects to estimate potential and actual escapement of silver eel (POSE). Final Report. 542 p.
- WALTER, E. (1910): Der Flußaal, eine biologische und fischwirtschaftliche Monographie. Verlag J. Neumann, Neudamm, Germany.
- WEDEKIND, H. (2000): Sozio-ökonomische Untersuchungen zur Angelfischerei in Sachsen-Anhalt. Institut f. Binnenfischerei e.V. Potsdam-Sacrow, Groß Glienicke, unveröff.
- WESTERBERG, H., LAGENFELT, I. & SVEDÄNG, H. (2006): Silver eel migration behaviour in the Baltic. [CD-ROM]. ICES Annual Science Conference, Maastricht, Netherlands 2006.
- WESTERBERG, H., LAGENFELT, I. & SVEDÄNG, H. (2007): Silver eel migration behaviour in the Baltic. ICES Journal of Marine Sciences 64, 1457-1462.
- WICKSTRÖM, H. (1986): Growth of cultured eels stocked in two Swedish lakes. *Vie et Milieu* 36, 273-277.
- WICKSTRÖM, H., WESTIN, L. & CLEVESTAM, P. (1996): The biological and economic yield from a long-term eel-stocking experiment. *Ecology of Freshwater Fish* 5, 140-147.
- WIESMÜLLER, T. & SCHLATTERER, B. (1999): PCDDs/PCDFs and coplanar PCBs in eels (*Anguilla anguilla*) from different areas of the rivers Havel and Oder in the state of Brandenburg (Germany). *Chemosphere* 38, 325-334.
- WINTER, H.V. & JANSEN, H.M. (2006): Against all odds: silver eel mortality in the River Meuse in a population perspective. [CD-ROM]. ICES Annual Science Conference, Maastricht, Netherlands 2006.
- WINTER, H.V., JANSEN, H.M. & BRUIJS, M.C.M. (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.
- WINTER, H.V., JANSEN, H.M., BREUKELAAR, A. W. (2007): Silver eel mortality during downstream migration in the river Meuse, from a population perspective. *ICES Journal of Marine Science* 64, 1444-1449.
- WITTMACK, L. (1875): "Karte über die Verbreitung einiger wichtiger Fische im Deutschen Reich", Beiträge zur Fischereistatistik des Deutschen Reiches sowie eines Theiles von Österreich-Ungarn und der Schweiz. Hofbuchdruckerei W. Moeser, Berlin, 251 S.
- YOUNGSON, A.F. & VERSPOOR, E. (1998): Interactions between wild and introduced Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 (Supplement 1), 153-160.
- ZUMHOLZ, K., JAKOB, E. & HANEL, R. (2006): EelTrace Life history traits and migration behaviour of European Eel -The effects of habitat choice on eel spawner quality- [CD-ROM]. ICES Annual Science Conference, Maastricht, Netherlands 2006.

Modelle zur Prognose der turbinenbedingten Schädigungsrate durch Kaplan- und Francis-Turbinen

Turbinentyp	Modell	Parameter	Autor
Kaplan	$S = -44,6 - 13,56 * S_{ABSOL, MAX} + 2,7 * u_{MAX} + 1,09 * l$	S Schädigungsrate (%) S _{ABSOL,MAX} absoluter Schaufelabstand am größten Laufraddurchmesser (m) u _{MAX} Umfangsgeschwindigkeit am größten Laufraddurchmesser (m/s) l mittlere Totallänge (cm)	EBEL (2008)
Francis	$S = \frac{l * \cos \theta * z * n * \pi * H}{120 Q_T * (d_{MAX} - d_{MIN})} \left[d_{MAX}^2 - \left(\frac{649,8}{n * \pi * \cos \theta} \right)^2 \right]$	S Schädigungsrate (%) l Körperlänge (cm) Q _T Turbinendurchfluss (m ³ /s) θ Winkel zwischen den Vektoren v _{RADIAL} und v _{ABSOL} (°) Z Anzahl der Laufradschaufeln n Drehzahl (Umdrehungen/min) d _{MAX} größter Laufraddurchmesser (m) d _{MIN} kleinster Laufraddurchmesser (m) H Höhe der Leitschaufeln (m)	VON RABEN (1957)
Francis	$S = \frac{l * \sin \alpha * z * n}{60 * v_{RADIAL}}$	S Schädigungsrate (%) l Körperlänge (cm) α Winkel zwischen den Vektoren v _{ABSOL} und u (°) z Schaufelzahl n Drehzahl (Umdrehungen/min) v _{RADIAL} Radialgeschwindigkeit (m/s)	BELL (1990)

Fangbuch zur Erfassung der Menge und Längen-Häufigkeit von Aalen in den Anglerfängen im Havelgebiet



Als Dankeschön verlosen wir unter allen beteiligten Anglern
50 Angelrollen !

Ansprechpartner bei Problemen und Rückfragen

Erik Fladung
Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow
Im Königswald 2
14469 Potsdam OT Groß Glienicke
Telefon: 033201 / 406-14
E-mail: erik.fladung@ifb-potsdam.de

Bitte senden Sie das Fangbuch nach Saisonende bis zum 15. März 2011
an die genannte Adresse zurück. Vielen Dank und weiterhin Petri Heil !



Institut für Binnenfischerei Potsdam-Sacrow

Wissenschaftliche Angelstudie
Aal in Brandenburg

Fangbuch 2010



von

Name *

Anschrift *

.....

* Angabe freiwillig

Hinweise zum Führen des Fangbuches

Ziel dieser wissenschaftlichen Studie ist es, die Bedeutung der Angelfischerei auf Aal in folgenden Städten und Landkreisen Brandenburgs zu bestimmen: Berlin, Brandenburg, Potsdam und PR, OPR, OHV, UM, BAR, HVL, PM, TF. Hierzu bitten wir Sie, während der Angelsaison 2010 mit Hilfe dieses Fangbuches alle Angelausflüge zu dokumentieren, bei denen Aale gefangen und dem Gewässer entnommen wurden. Zur besseren Orientierung finden Sie auf S. 6 eine Lagekarte der relevanten Städte und Landkreise.

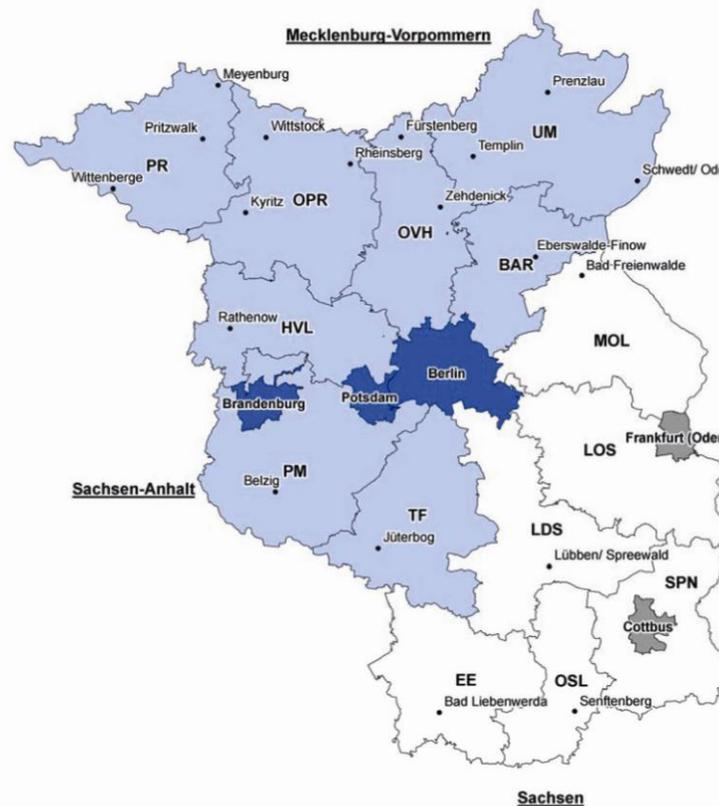
Bitte tragen Sie jeden entnommenen Aal möglichst unmittelbar nach der Rückkehr vom Gewässer in ihr Fangbuch ein. Das Fangbuch ist so aufgebaut, dass pro Angelausflug und Gewässer eine Zeile zur Verfügung steht.

Bitte tragen Sie nur die Aalfänge ein, die sie selbst gemacht haben. Fänge und Angaben von anderen Anglern sind nicht zu berücksichtigen.

Sollten Sie in der Angelsaison 2010 keinen Aal im dargestellten Untersuchungsgebiet gefangen haben, so vermerken Sie das bitte im Angelbuch und senden uns dieses trotzdem zurück. Dies ist für die Auswertung der Ergebnisse sehr wichtig.

Im Folgenden werden die im Fangbuch einzutragenden Angaben näher erläutert. Zur Orientierung, wie das Fangbuch auszufüllen ist, sind außerdem Beispiele angeführt.

Datum	Tag des Angelausflugs
Bezeichnung und Lage des Angelgewässers	Name des beangelteten Gewässers, der nächstgelegenen Ortschaft und (falls bekannt) des betreffenden Landkreises
Anzahl entnommener Aale	Bitte nur die mitgenommenen Aale eintragen. Zurückgesetzte (z.B. untermaßige) Aale sind nicht zu berücksichtigen.
Länge der Aale	Bitte die Länge jedes einzelnen entnommenen Aals angeben.



Übersichtskarte der für diese Angelstudie bedeutsamen Städte und Landkreise (blaue Flächen)

Vielen Dank für Ihre Mithilfe und Unterstützung !

Inf. Fischereiforsch. 59, 2012, 9–17
© 2012 Johann Heinrich von Thünen-Institut, Hamburg
e-ISSN 1861-2164
p-ISSN 1860-9902

Online: 23. 05. 2012
DOI: 10.3220/Inf59_09-17_2012

German Eel Model (GEM II) for describing eel, *Anguilla anguilla* (L.), stock dynamics in the river Elbe system

Deutsches Aalmodell (GEM II) zur Beschreibung der Bestandsdynamik des
Aals, *Anguilla anguilla* (L.), im Elbesystem

Rainer Oeberst^{a)}, Erik Fladung^{b)}

^{a)}Johann Heinrich von Thünen Federal Research Institute for Rural Areas, Forestry and Fisheries, Institute of Baltic Sea Fisheries, Alter Hafen Süd 2, 18069 Rostock, Germany,
Corresponding author: Email: rainer.oeberst@vti.bund.de

^{b)}Institute of Inland Fisheries Potsdam-Sacrow, Im Königswald 2, 14469 Potsdam, Germany

Keywords: eel, *Anguilla anguilla*, stock model, river Elbe, silver eel

Abstract

The eel, *Anguilla anguilla* (L.), stock of the river Elbe severely decreased during the last decades. Detailed knowledge of the stock dynamics in freshwater and especially of the impact factors is necessary to take effective measures for stock conservation and improvement. The dynamics of the eel stock are modelled based on immigration, stocking, natural mortality and mortalities caused by fishing, angling, cormorants and hydropower plants. The model estimates the number of emigrating eel. Moreover, it enables to study the sensitivity of the estimates related to the uncertainty of the source data of the different influencing factors. The model may be used to develop management strategies and to assess the efficiency of different management options.

Zusammenfassung

Der Aalbestand im Elbesystem ist in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen. Für die Ergreifung effektiver Maßnahmen zur Bestandserhaltung und -verbesserung sind detaillierte Kenntnisse der Bestandsdynamik in der Süßwasser-Lebensphase und speziell zu den maßgeblich beeinflussenden Faktoren notwendig. Das deutsche Aalbestandsmodell GEM II berücksichtigt die einwandernden und besetzten Aale, die natürliche Sterblichkeit sowie die Sterblichkeit der Aale durch Fischer, Angler, Kormorane und Wasserkraftanlagen, um die Anzahl der abwandernden Blankaale zu schätzen. Darüber hinaus berücksichtigt das Modell mögliche Ungenauigkeit der Ausgangsparameter und gestattet es, deren Auswirkungen auf die Modellergebnisse abzuschätzen. Das Modell kann genutzt werden, um verschiedene Managementstrategien zu entwickeln und die Effektivität der Strategien zu beurteilen.

Introduction

The recruitment of glass eel to Europe shows a heavy decline in the last 25 years. The historical low levels observed in recent years are an indication that the stock is clearly out of safe biological limits (ICES 2008). In order to fulfil the European Council regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007 for establishing measures for the recovery of the eel stock (European Union 2007) a model is required because data to assess the present and former situation are insufficient or not yet available. The challenge for the European

Community is to develop a management system that ensures that local measures produce results in a consistent way across the various river basins, member states, and adjacent countries to establish the escapement to the sea of at least 40 % of the silver eel biomass relative to the best estimate of escapement that would have existed if no anthropogenic influences had impacted the stock. As the eel has a catadromous life cycle, only the freshwater phase (including coastal and brackish water) can be studied and managed.

Earlier approaches of eel stock modelling (e. g. Rossi 1979, Sparre 1979) were based on classical fishery modelling by using cohort models or age-structured models. These early modelling approaches provided first insights into certain eel populations but lacked to include some key characteristics of eel population dynamics.

A major step to develop a realistic model was made with SLIME (Study Leading to Informed Management of Eels) (Dekker et al. 2006). Six different models were reviewed and tested, using 10 case study data sets from all over Europe at a river basin level to derive reference points for sustainability, and to model the potential effect of legal and technical measures aimed at stock recovery. Generally, previous modelling approaches can be categorised as stage specific models (e. g. GEMAC in SLIME), cohort models (Sparre 1979, Rossi 1979, Gatto and Rossi 1979), input-output models (Vøllestad and Jonsson 1998), size and age-structured models (e.g., De Leo and Gatto 1995, Dekker 1996, Greco et al. 2003, Åström and Wickström 2004, DemCam in SLIME), models enabling an analysis of spatially distributed populations (Lambert and Rochard 2007) and global models (Dekker 2000, Åström and Dekker 2006). Accordingly, the focus and the modelling methods differ, with respect to the main purpose of the model, the availability of data and the accuracy needed.

Most of the models consider eel stocks of certain water bodies, some of them by taking into account spatial aspects. Exceptions are global models, which aim at the assessment of the entire European eel stock (Dekker 2000, Åström and Dekker 2006) and which provide an estimate of the time scale of recovery of recruitment and which may give information about the scale of restrictions necessary to make a recovery likely.

Aspects, which are considered in the recently developed models, include e. g. recruitment, growth, sexual development, density dependence, carrying capacity, migration and simulation of a variety of effects (not just fishing). Most models are built to enable the testing of management options by modelling different scenarios and also to reconstruct former or "pristine" conditions. There are also simplistic models, which are flexible (e. g. SWAM in SLIME).

Different models for estimating the escapement of silver eel were tested and applied during the EU project "Pilot projects to estimate potential and actual escapement of silver eel" (POSE, Walker et al. 2011) which used different basic data for the estimation. The presented model was part of this EU project.

Detailed knowledge of the stock dynamics in freshwater and especially of the impact factors is necessary to take effective measures for stock conservation and improvement. The dynamics of the eel stock in the river Elbe system are modelled based on immigration, stocking, natural mortality and mortalities caused by fishing, angling, cormorants and hydropower plants. This model developed for the Elbe has the general advantages of simple adjustment and extension by being MS-EXCEL based and modular structured and was also applied for Irish and simulated data within the EU project POSE.

The advantage of the used approach is that estimates of the stock size by age groups exist during the entire period for comparing estimates of the model with sampling data to adapt the input data of the model.

The described model is based on the model used for the German management plan of the river system Elbe in 2008 (Anonymus 2008), but, three adaptations were realized based on new data and new knowledge.

The Bertalanffy growth function was estimated based on new age – length data. This change influenced many other model parameters where length based data were transferred into age based data by means of the growth function, like the minimum landing age of fishermen and angler, the proportion of silver eel by age etc. The natural mortality of 13 % for each age group according to Decker (2000) was replaced by the model of Bevaqua et al. (2011) which incorporates the mean water temperature, sex, the weight and the density of eels. In addition, field data have shown that fishermen and angler capture not only yellow eel as assumed in the model for 2008. Therefore, the catch of silver eel was incorporated into the model.

Notations with general implication

a	index of age group defined as years in freshwater
t	index of year
t_a	year of the model start
$N_{t,a}$	eel stock in number of age group a in the year t
$L_{t,a}$	mean length of age group a in the year t
$w_{t,a}$	mean weight of age group a in the year t
$C_{x,t}$	total weight of eel in year t which leave the system by factor x
$N_{x,t}$	number of eel which leave the system by factor x
$N_{x,t,a}$	number of eel of age group a in the year t which leave the system by factor x
$w_{x,t}$	mean weight of eel in year t which leave the system by factor x
$P_{B,t,a}$	Proportion of silver eel of age group a in the year t
$R_{M,t,a}$	Number of immigrating recruits of age group a in the year t
$R_{R,t,a}$	Number of restocked recruits of age group a in the year t

Informationen aus der Fischereiforschung

11

Factors x which were taken into account for describing the dynamics

- F effects by commercial fishermen
- A effects by recreational fishery (anglers)
- C effects by cormorants
- B effects by the transition from yellow eel to silver eel
- M effects by natural mortality

General relations

The model estimates the number of emigrating eel. Moreover, it enables to study the sensitivity of the estimates related to the uncertainty of the source data of the different influencing factors.

The aim of the development was an age based model which describes the dynamics of the eel stock in number by age group and year. The model should incorporate the effects of commercial and recreational fishing together with the influences of the natural mortality, the increasing effect of predation by cormorants, the transformation from the yellow eel to the silver eel stage and the effects of power plants. It was assumed that eel remain in freshwater for a maximum of 20 years (Tesch 1999). The available data for describing the different factors which influence the stock dynamics have different quality. Total catch in kg by year is estimated for the commercial fishermen and angler. The mean weight of the catch and age-length based samples are only available from some areas and short time periods. Length based estimates exist for the transformation of yellow eel to silver eel and for the eel which are taken by cormorants based on stomach samples. To combine the different data types a procedure is necessary for transferring length based data into age based data. The available age-length data (Simon unpublished) are used to estimate the Bertalanffy growth curve of eel.

$$L_t = L_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_0)}] \quad (1)$$

with $L_{\infty} = 115.04$, $k = 0.065$ and $t_0 = -1.0$.

The age of a given length was than estimated by

$$a' = t_0 - LN(1 - \frac{L}{L_{\infty}}) / k \quad \text{and} \quad (2)$$

$$a = \text{round}(a') \quad (3)$$

The procedure was used to estimate the minimum age of capture with 6 years based on the legal size of 45 cm for commercial fishermen and anglers. The procedure was also used to transfer the length frequency of eel fed by cormorants into age frequency and to transfer the length based fraction of silver eel into age based proportions of silver eel. Furthermore,

the mean weight by age group was estimated based on the length-weight relation $W = a L^b$ with $a = 0.0008$ and $b = 3.197$ in combination of Equation 2 and 3.

The minimum landing age by fishermen was described by delta-function

$$D_{F,t,a} = \begin{cases} 0 & \text{for age} < 6 \\ 1 & \text{for age} \geq 6 \end{cases}$$

The same function was used for anglers because the legal size for fishermen and angler is equal.

In addition, the following assumption was used for estimating the catch in number by age group and year because appropriate data are lacking:

The age frequency of the catches by fishermen and anglers is similar to the age frequency of the stock combined with the requirement that eel younger than 6 years are not landed.

Recruitment

The recruitment of eel is composed of natural immigration of glass/yellow eel, $R_{N,t,a}$, and stocking with eel of different age groups, $R_{R,t,a}$. The numbers of stocked eel by age group and year are taken from statistics of fisherman, anglers and fishery authorities. The numbers of immigrating eel are estimated based on monitoring results from immigrating eel at different Elbe tributaries (Simon and Fladung 2006). In addition, the length frequency of immigrating eel was estimated at weir Geesthacht in the lower middle Elbe based on samples taken in different years.

Amount of naturally died eel

The proportion of natural died eel was estimate based on Bevaqua et al. (2011). The model incorporates the weight and sex of eel as well as the mean water temperature to estimate the natural mortality. In addition, the three density levels of the eel stock are taken into account.

In addition, the effects of cormorants are incorporated because the model describes the effects of increasing cormorant population, as separate parameter. Therefore, the fraction of eel which dies by natural reasons defined, $P_{M,a}$, of mentioned above age groups were reduced to 85-96% dependent on the effects of cormorants in year with low cormorant population. The $P_{M,a}$ was used to estimate the number of eel by age group and year due to natural reasons with

$$N_{M,t,a} = N_{t,a} * P_{M,a} \quad (4)$$

Commercial fishermen

Estimates of total catch of eel by fishermen in year t which are given in kg, $C_{F,t}$, are available for the period from 1985 to 2010. The minimum landing length of eel by fishermen is 45 cm which is transformed into the minimum landing age of 6 years as described in Equation 2 and 3. The mean weight of eel captured by fishermen in year t , $w_{F,t}$, can be estimated by

$$w_{F,t} = \frac{\sum_a N_{t,a} * w_{t,a} * D_{F,t,a}}{\sum_a N_{t,a} * D_{F,t,a}} \quad (5)$$

Because appropriate data are lacking Equation 4 assumes that the age frequency of captured eel is similar to the age frequency of the yellow and silver eel stock. This assumption is supported by field observations that eel catches by fishermen and angler are not selective. The total number of eel captured by fishermen can then be estimated by

$$N_{F,t} = \frac{C_{F,t}}{w_{F,t}} \quad (6)$$

and the catch in number by age group in year t by

$$N_{F,t,a} = N_{F,t} * \frac{N_{t,a} * D_{F,t,a}}{\sum_a N_{t,a} * D_{F,t,a}} \quad (7)$$

Recreational fishery by anglers

The total catch by anglers is estimated based on the number of anglers, M_A , and the mean catch in kg by angler and year, $w_{A,t}$. The total catch in kg by angler can be estimated by

$$C_{A,t} = M_A * w_{A,t} \quad (8)$$

The mean weight of eel captured by angler in year t , $w_{A,t}$, can be estimated by

$$w_{A,t} = \frac{\sum_a N_{t,a} * w_{t,a} * D_{A,t,a}}{\sum_a N_{t,a} * D_{A,t,a}} \quad (9)$$

where $D_{A,t,a}$ is the delta-function which describes the minimum landing age of eel by angler. The Equation 8 is similar to Equation 4 with the possibility of a different minimum landing size/age.

The total number of eel captured by angler can then be estimated by

$$N_{A,t} = \frac{C_{A,t}}{w_{A,t}} \quad (10)$$

and for the catch in number by age group in year t follows

$$N_{A,t,a} = N_{A,t} * \frac{N_{t,a} * D_{A,t,a}}{\sum_a N_{t,a} * D_{A,t,a}} \quad (11)$$

Mortality of eel by cormorants

The mortality of eel by cormorants to the eel population is described by means of different data types which are based on data sampling and assumptions. The feeding pressure of the cormorant population, M_C , was estimated based on the amount of cormorants, their stay duration, the daily food intake and the average eel proportion in their diet (Brämick and Fladung 2006). Samples of cormorant stomachs were used to estimate the fraction of eel in the total diet of cormorants, $P_{C,t}$. The stomach samples were also used to estimate the relative age distribution of eel, $P_{C,t,a}$, and the mean weight of eel, $w_{C,t}$ taken by cormorants.

In addition, it was assumed that the highest proportion of eel in the food of cormorants was observed with 13 % in 2002 (Brämick and Fladung 2002) and that a further decrease of the eel stock of the age groups 2 to 15 which are fed by cormorants results in a decreasing proportion of eel in the food of cormorants. Therefore, the total weight of eel taken by cormorants in the current years after 2002 was related to the eel population of age groups 2 to 15 in 2002.

Statistical analyses of the stomach samples have shown that the relative length distribution of eel fed by cormorants can be described by log-normal distribution. The length frequency was transferred into age frequency by means of Equation 2 and 3 (Figure 1).

The total number of eel fed by cormorants in year t can be estimated by

$$N_{C,t} = \frac{C_{C,t}}{w_{C,t}} = \frac{M_C * W_{C,t} * P_{C,t}}{w_{C,t}} \quad (12)$$

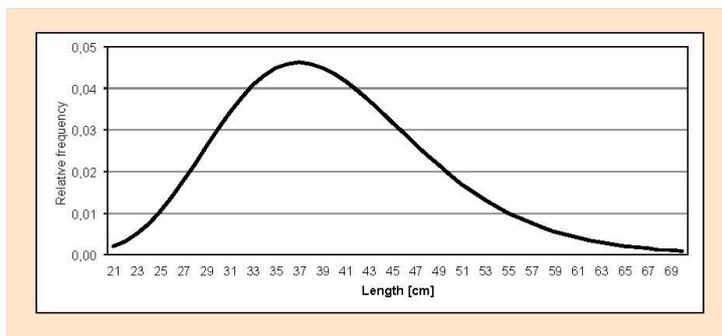


Figure 1: Relative length distribution of eel fed by cormorants based on stomach samples described by log-normal distribution

Abbildung 1: Relative Längenhäufigkeit der von Kormoranen gefressenen Aale nach Ergebnissen von Mageninhaltsuntersuchungen, beschrieben durch eine lognormale Verteilungsfunktion

The numbers of eel by age group which were fed by cormorants follows by

$$P_{B,t,L} = \frac{1}{(1 + e^{-(a+bL)})} \quad (14)$$

$$C_{C,t,a} = C_{C,t} * \frac{N_{t,a} * P_{C,t,a}}{\sum_a N_{t,a} * P_{C,t,a}} \quad (13)$$

where the index L denotes the length.

$P_{B,t,a}$ was estimated based on $P_{B,t,L}$ by means of Equation 2 and 3. Youngest female silver eel were estimated as 7 years old. Low fraction of silver eel was applied for age groups 4 to 6 to include the effect of male silver eel which presents 5 % to 8 % of the stock. The fraction of silver eel increases with increasing age. $P_{B,t,a}$ is more than 95 % for eel older than 15 years which corresponds with length of more or equal than 76 cm. This estimate did not correspond with the samples of silver eel more than 90 cm long in different areas. Therefore, a correction factor was added, F_B , which defines the highest proportion of yellow eel which transfers to silver eel in all age groups. An estimate of $F_B = 0.8$ was used for the model (Figure 2).

Fraction of silver eel and mortality by hydropower plants

Samples of length frequencies of silver eel in the river Elbe were used to describe the transition from yellow eel to silver eel by age. The length data were transformed into age data by Equation 2 and 3. The fraction of silver eel by length, $P_{B,t,L}$, was described by a logit-function which increases from zero to 1.

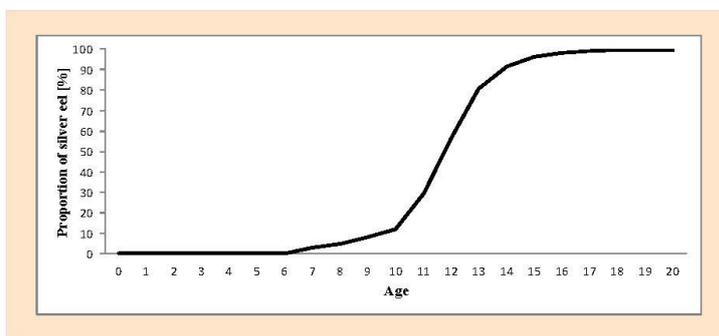


Figure 2: Proportion of silver eel by age described by a logistic curve

Abbildung 2: Anteil der Blankaale je Altersgruppe, beschrieben mittels einer logistischen Funktion

The number of silver eel by age group and year was describe by

$$N_{B,t,a} = \frac{N_{t,a} * P_{B,t,a} * F_B}{\sum_a N_{t,a} * P_{B,t,a} * F_B} \quad (15)$$

The total numbers of silver eel which leave the Elbe river system is reduced by mortalities caused by hydropower plants, cooling water intakes etc. To incorporate the different effects of mortalities by water exploitation in different parts of the Elbe river system the total water area, S , was stratified into 10 parts with relatively equal mortality by the barriers. S_0 is the area where the survival of silver eel is not influenced by barriers. S_{10} is the area where 10% of the silver eel died due to barriers, etc.

The total number of silver eel which leave the Elbe river system can then be estimated by

$$N'_{B,t,a} = N_{B,t,a} * \frac{\sum_{i=0}^{100} S_i (100-i)}{S} \quad (16)$$

where i increases in steps of 10.

Stock development

The abundance of age group a in a year t was calculated by

$$N_{t,a} = N_{t-1,a-1} + R_{M,t,a} + R_{R,t,a} - N_{M,t-1,a-1} - N_{F,t-1,a-1} - N_{A,t-1,a-1} - N_{C,t-1,a-1} - N_{B,t-1,a-1} \quad (17)$$

The stock abundance by age group is determined by the recruitment which enters the river system and the different mortality factors which reduce the abundance. The model needs a start population in year t_a . This dummy population influences the stock abundance of the next years with decreasing effects during 20 years because it is assumed that eel stay not longer than 20 years in the freshwater system. After that period the effect of the start population can be neglected. Therefore, the start year of the model was chosen with 1985 to minimize the effects of the start population on the reference years 2005 to 2010.

Simulations with different start populations have shown that the relative, $P_{N,20,a}$, and absolute age distribution of the stock is stable after 20 years. The start population was defined by the following procedure:

$$N_{t,a} = \sum_a (R_{M,t,a,0} + R_{R,t,a,0}) * P_{N,20,a} \quad (18)$$

Uncertainty and sensitivity of the model results

The values of the model are based on estimates which contain uncertainties. Normally distributed errors with a mean of zero and an estimated variance are used for all input quantities for describing their uncertainty. The catch data of the commercial fishermen are used for illustration. $C_{F,t}$, the total catch in kg by fishermen in year t is used in the model. This value presents an estimate based on official statistics and extrapolations. For describing the uncertainty $C'_{F,t} = C_{F,t} + \varepsilon_{F,t}$ with $\varepsilon_{F,t} \in NV(0, \sigma^2_{F,t})$ is used. $\varepsilon_{F,t}$ presents the normally distributed errors for describing the uncertainty of the input quantities. The variance of the error, $\sigma^2_{F,t}$, is estimated based on available information. Such a procedure is realised for all source data. A bootstrap method can be used for estimating the confidence intervals of the different $N_{X,t,a}$ if the $C'_{F,t}$ is used instead of the means like $C_{F,t}$. It must be pointed out that the estimated confidence intervals are dependent on the estimates of variance of the different input quantities. The same procedure can be used to evaluate the effect of the uncertainty of the different input factors related to the total uncertainty if variable input quantities are used for only one factor like cormorant etc.

Discussion

Structure and basic assumptions of the presented model are adjusted to the main factors which determine the dynamic of the eel stock in the river Elbe system and the availability of data. In some cases sub models and assumptions were required for describing the effects of the different factors. The stock model was developed to allow an easily extension by additional factors to adapt basic assumptions by empirical data and to take into account the uncertainty of the input data. Moreover, the model can be used to study the effects of different management scenarios, like an increase of cormorants, the decrease of the total catch or the increase of stocking.

The growth curve is an important part of the model because it is used to transfer length based into age based data. The presented model uses one growth

curve based on growth analyses of silver eels from the lower Elbe (Simon unpublished) for the entire river Elbe system. However, the model can be easily separated into different regional parts which reflect the different regional conditions. A freshwater period of twenty years was estimated based on the growth curve. This estimate corresponds with literature data (Tesch 1999).

The effects of the commercial and recreational fishery are described based on the minimum landing size and the assumption that the age structure of the landings corresponds with the mean age structure of the stock. This assumption does not incorporate possible effects of gear selectivity as it is described by the model of Bevaqua et al. (2007). Different gear types are used in the river Elbe. In most cases the gear is designed in such a way that eel larger than the minimum landing size is representatively captured. The total catch by commercial and recreational fishery is estimated from catch data respectively from average catch and amount of anglers. However, the model can be adapted if source data are available in more detail.

A logistic-function is used to describe the length/age-specific transformation from yellow to silver eel maturation. This type of function corresponds well with the observations. About 5 % males are included in the model by the early onset of emigration with 35 cm length assuming equal growth of both sexes. Another type of sigmoidal function was used by De Leo and Gatto (1995) and Bevaqua et al. (2006), which described the silvering in relation to body size and sex. Despite differences in the exact shape of the function, the use of a logit-function appears to be appropriate to describe the transformation.

One special feature of the model is predation of eel by cormorants. So far, this aspect has not been considered in detail in any of the existing models although the size of the cormorant populations strongly increased during the last decade in many areas (Piwernetz 2007). The effect of cormorant predation on local or regional eel stocks differs but appears to be substantial in some cases (Brämick and Fladung 2006). A first, rough estimation of cormorant predation on eel on a European scale revealed a consumption of 4000-6000 t annually, corresponding to about 15-40 % of the commercial catches (Carss 2006). This extent justifies special consideration of this factor in the model, in particular as data are available for the river Elbe system. Including this factor is also useful, since it can theoretically be influenced by managing the cormorant population. The effect of cormorant predation under different scenarios may add valuable information to the discussion about a European cormorant management plan. Furthermore, the effect of cormorant predation can be analysed on a regional basis.

The main mortality factors for downstream migrating silver eel are fishery (but see comments above) and technical constructions like hydropower turbines and cooling water intakes. Predation by cormorants is usually restricted to smaller individuals and is assumed to have no direct effect on silver eel. Potential mortalities due to diseases or parasites and such factors were not incorporated into the model due to the absence of data and the probably high variability in space and time. However, these types of mortality are partially included in the natural mortality.

The model assumes that turbines damage only silver eel, although there are also some effects on yellow eel during movements within the rivers. Estimation of the turbine mortalities are based on original data or average mortality of ~ 30 % less a percentage for the protection device.

According to the position of the obstacles and the known or estimated mortality rates at each location, the river Elbe system can be divided into several sub-areas, for each of which the cumulative turbine mortality down to the estuary can be calculated. By using a step size of ten per cent, the whole system can be divided into ten sub-areas of similar turbine mortality. This way of modelling makes it easy to study the effect of improvement of the migration capacity of water power stations because the influenced area will be added to another sub-area.

Different approaches for natural mortality of eel have been discussed in the literature. On the one side, Vøllestad and Jonsson (1998) and Dekker (2000) used constant natural mortalities. Such constant natural mortalities are also used in the stock assessment of many marine fish stock by ICES. On the other side, higher mortality rates were estimated for the youngest age classes followed by a decrease down to 0.10 – 0.07 for the older age groups (De Leo and Gatto 1995, Bevaqua et al. 2011). Similar decreasing natural mortality for older age groups was observed in the Elbe river catchment (Simon and Brämick 2012). Therefore, the method of Bevaqua et al. (2011) were applied in the model. Nevertheless both options of natural mortality can be used in the model to study their effects concerning the eel stock dynamics.

In addition, the fraction of eel which dies by natural reasons were reduced to 85-96 % as measured by the effects of cormorants in year with low cormorant population because the cormorants were added as additional parameter in the model.

Some remarks are necessary with regard to the sources of mortality included in the model. In case of cormorant predation, the model uses data, which are available from the Elbe system and are therefore re-

garded as rather reliable. For natural mortality literature data had to be used, but in the future data from the Elbe system are required.

In case of turbine mortality, some simplifications were made, which need to be reviewed. The assumption that turbines only act on silver eel, leads to an underestimation of this mortality type for yellow eel. In turn, it overestimates turbine mortality for silver eel.

Recruitment in a river system consists of natural immigration of glass eel or elvers and re-stocking. As for many rivers in Europe, natural immigration is hampered by high numbers of artificial obstacles. Whereas in the main river (Elbe) itself only one weir exists in the German part of the catchment (at Geesthacht, with a functioning fish pass), the majority of the tributaries are negatively affected by obstacles like weirs or dams. Consequently, re-stocking accounts for the major part of recruitment in the system (Brämick et al. 2006). Therefore, representative data on re-stocking numbers are of major importance for the modelling of the stock. The size of the stocked eel is categorized in six groups of variable size. For each of the groups the age can be estimated based on length and the growth curve to assign the restocked eel to the different age groups (AG 0-5).

By including the main factors which determine the dynamic of the eel stock in the river Elbe system, the model is an important analytical tool for the preparation of the Eel Management Plan (EMP), which is demanded by the European Commission. It enables estimation of the present condition of the eel stock in the river system as well as a description of the reference situation. By including several mortality factors, it offers the possibility to develop and evaluate different management scenarios and to assess the efficiency of management options. It will therefore aid the development of an efficient management strategy, including the fishery as well as non-fishery factors. This strategy should target on achieving a favourable situation of the eel stock in the river system as well as on enabling a sustainable fishery on eel.

Testing and application of the model within the EU project POSE (Walker et al. 2011) have shown that adaptations of the model can be easily handled. For the Irish data the model was adapted to an age range from 0 to 35 years and two models for male and female eel were combined. The models by sex used different growth functions and input data like the proportion of silver eel by age. In addition, the model was applied for the simulated dataset (CREPE) used in the EU project POSE. The analyses within the EU project further showed that the model results are uncertain if the distribution of eel and thereby the natural mortal-

ity is highly patchy as observed in the simulated data set. In this case it seems to be useful to apply spatial separated models.

Even though the model is adjusted to the conditions in the river system and to the availability of data, it also includes several assumptions and uncertainties. Therefore, the results of the model will have to be validated by monitoring the stock, especially by silver eel monitoring, which should be conducted as close as possible to the estuary.

The incorporation of normally distributed errors to describe the uncertainty of the input data makes it possible to study the effects of the uncertainty of single parameters like cormorants or anglers related to the migration of silver eel. The results of these studies can be used to decide where additional investigations and samplings are required in the future.

Literature

- Anonymus (2008): Aalbewirtschaftungspläne der deutschen Länder zur Umsetzung der EG - Verordnung Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals für die Flusseinzugsgebiete Eider, Elbe, Ems, Maas, Oder, Rhein, Schlei/Trave, Warnow/Peene und Weser. www.portal-fischerei.de
- Åström, M.; Wickström, H. (2004): Some management options for the yellow eel fishery on the Swedish west coast. Internal report of the Swedish Board of Fisheries.
- Åström, M.; Dekker, W. (2006): Speed of recovery of the European eel – an attempt to formalise the analysis. In: Anonymous (2006). FAO European Inland Fisheries Advisory Commission; International Council for the Exploration of the Sea. Report of the 2006 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. Rome, 23–27 January 2006. EIFAC Occasional Paper No. 38, ICES CM 2006/ACFM: 16. Rome, FAO/Copenhagen, ICES 2006, 352 p.
- Bevacqua, D.; Melià, P.; Crivelli, A. J.; De Leo, G. A.; Gatto, M. (2006): Timing and rate of sexual maturation of European eel in brackish and freshwater environments. *Journal of Fish Biology* 69 (Suppl. C), 200-208. doi:10.1111/j.1095-8649.2006.01265.x
- Bevacqua, D.; Melià, P.; Crivelli, A. J.; Gatto, M.; De Leo, G. A. (2007): Multi-objective assessment of conservation measures for the European eel (*Anguilla anguilla*): an application to the Camargue lagoons. *ICES Journal of Marine Science*. 64, 1483-1490.
- Bevacqua, D.; Melià, P.; De Leo, G.A.; Gatto, M. (2011): Intra-specific scaling of natural mortality in fish: the paradigmatic case of the European eel. *Oecologia*. 1-7. DOI 10.1007/s00442-010-1727-9.
- Brämick, U.; Fladung, E. (2006): Quantifizierung der Auswirkungen des Kormorans auf die Seen- und Flussfischerei Brandenburgs am Beispiel des Aals. *Fischerei & Naturschutz* 8, 85-92.

- Brämick, U.; Simon, J.; Fladung, E. (2006): Monitoring of eel stocks in North-East Germany., [CD-ROM]. ICES Annual Science Conference, Maastricht, Netherlands
- Carss, D. (2006): Getting to grips with European eel (*Anguilla anguilla*) population dynamics at two spatial scales. ICES CM 2006/1: 06.
- Dekker, W. (1996): A length structured matrix population model, used as fish stock assessment tool. In: Stock assessment in inland fisheries (Cowx, I. G., ed.), Oxford: Fishing News Books, 245-259.
- Dekker, W. (2000): A Procrustean assessment of the European eel stock. ICES Journal of Marine Science 57, 938-947.
- Dekker, W.; Pawson, M.; Walker, A.; Rosell, R.; Evans, D.; Briand, C.; Castelnaud, C.; Lambert, P.; Beaulaton, L.; Åström, M.; Wickström, H.; Poole, R.; McCarthy, T. K.; Blaszkowski, M.; de Leo, G.; Bevacqua, D. (2006): Restoration of the European eel population; pilot studies for a scientific framework in support of sustainable management: SLIME. Sixth Framework Programme, Priority 8.1, Policy-oriented research, Scientific Support to Policies, Report of FP6-project FP6-022488, 19 p. + CD.
- De Leo, G. A.; Gatto, M. (1995): A size and age-structured model of the European eel (*Anguilla anguilla*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 52 (7), 1351-1367.
- European Union (2007): Establishing measures for the recovery of the stock of European eel. Council regulation (EC) No 1100/2007 of 18 September 2007, Official Journal of the European Union. L 248, 17-23.
- Gatto, M.; Rossi, R. (1979): A method for estimating mortalities and abundances of the Valli di Comacchio eels. In: Proceedings of the Symposium Biological and mathematical aspects in population dynamics (De Bernardi, R., ed.), Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia Dott. Marco De Marchi Suppl. 37, 107-114.
- Greco, S.; Melià, P.; De Leo, G. A.; Gatto, M. (2003): A size and age-structured demographic model of the eel (*Anguilla anguilla*) population of the Vaccarès lagoon. Internal Report 2003.47, Dipartimento di Elettronica e Informazione, Politecnico di Milano, Milano, Italy.
- ICES. 2008: Report of the 2007 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels
- Lambert, P.; Rochard, E. (2007): Identification of the inland population dynamics of the European eel using pattern-oriented modeling. Ecological Modelling 206, 166-178.
- Piwernetz, D. (2007): Aktuelle Trends in der Bestandsentwicklung des Kormorans und ökologische Auswirkungen. Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes 84, 41-65.
- Rossi, R. (1979): An estimate of the production of the eel population in the Valli di Comacchio (Po Delta) during 1974-1976. Bollettino de Zoologia 46, 217-223.
- Simon, J.; Brämick, U. (2012): Survival and growth of European eels stocked as glass and farm sourced eels in lakes during the first years after stocking. E-Poster PE4.03, 6th World Fisheries Congress, 07.-11.05.2012, Edinburg, Schottland.
- Simon, J.; Fladung, E. (2006): Steigalmonitoring in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern im Jahr 2005. Fischer & Teichwirt 57(12), 452-455.
- Sparre, P. (1979): Some necessary adjustments for using the common methods in eel assessments. In: Eel research and management (Thurow, F., ed.), papers presented to an EIFAC/ICES Symposium, Helsinki, 9-11 June 1976, Rapports et Procès-Verbaux des Réions, Conseil International pour l'Exploration de la Mer 174, 41-44.
- Tesch, F.-W. (1999): Der Aal. Blackwell Wissenschafts Verlag, Berlin, 3rd edition, 397 pp.
- Vøllestad, L. A.; Jonsson, B. (1998): A 13-year study of the population dynamics and growth of the European eel *Anguilla anguilla* in a Norwegian river: Evidence for density-dependent mortality, and development of a model for predicting yield. Journal of Animal Ecology 57, 983-997.
- Walker, A.M.; Andonegi, E.; Apostolaki, P.; Aprahamian, M.; Beaulaton, L.; Bevacqua, P.; Briand, C.; Cannas, A.; De Eyto, E.; Dekker, W.; De Leo, G.; Diaz, E.; Doering-Arjes, P.; Fladung, E.; Jouanin, C.; Lambert, P.; Poole, R.; Oeberst, R.; Schiavina, M. (2011): Studies and pilot projects for carrying out the common fisheries policy. LOT 2: Pilot projects to estimate potential and actual escapement of silver eel (POSE). Final Report. 542 pp.