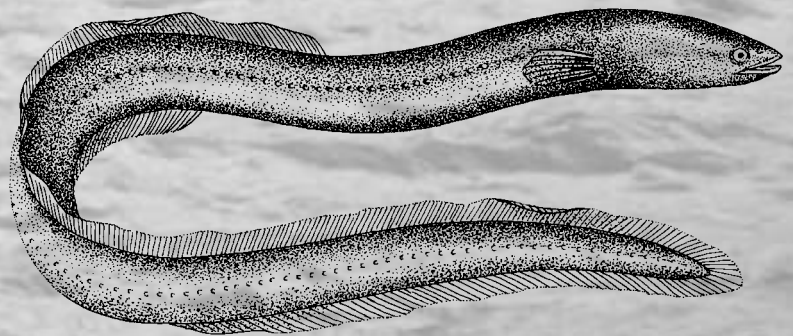


**MITTEILUNGEN ZUR
FISCHEREI**

NR. 69

**Bestandesentwicklung
des Aals
(*Anguilla anguilla*)
im Hochrhein**



**Bundesamt für Umwelt, Wald und
Landschaft (BUWAL)**

**MITTEILUNGEN ZUR
FISCHEREI**

NR. 69

**Bestandesentwicklung
des Aals
(*Anguilla anguilla*)
im Hochrhein**

Situationsanalyse und Ergebnisse
erster Untersuchungen

**Herausgegeben vom Bundesamt
für Umwelt, Wald und Landschaft
(BUWAL)
Bern, 2001**

Impressum

Autoren	W. Dönni, AquaPlus, Unterägeri K.-J. Maier, Fisch- und Gewässerökologie, Maselheim (D) H. Vicentini, Fisch- und Gewässerökologie, Zürich
Mitarbeit	K. Goldmann, Tübingen (D) C. Friedl, BUWAL

Bezugsquelle	Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft Dokumentation 3003 Bern Fax + 41 (0)31 324 02 16 E-Mail: docu@buwal.admin.ch Internet: http://www.admin.ch/buwal/publikat/d/
Bestellnummer	MFI-69-D © BUWAL 2001

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	5
Resumé	7
Riassunto	9
1. Einführung in die Problematik	11
1.1. Entwicklungszyklus des Aals	11
1.2. Situation am Hochrhein	12
1.3. Situation in Europa	13
2. Problemstellung und Auftrag	15
3. Untersuchungsperimeter	16
4. Bestandesaufbau und Bestandesschätzung	18
4.1. Einleitung	18
4.1.1. Allgemeines	18
4.1.2. Ökologische Grundlagen	18
4.2. Methodik	19
4.2.1. Detaillierte Beschreibung des Vorgehens	19
4.2.2. Anmerkungen zum Untersuchungskonzept	23
4.3. Resultate und Diskussion	24
4.3.1. Uferhabitate	24
4.3.2. Fangergebnis	24
4.3.3. Biometrie	26
4.3.4. Entwicklungsstadium	28
4.3.5. Schätzung von Populationsparametern	29
4.3.6. Hochrechnungen	33
5. Einwanderung in den Hochrhein	36
5.1. Einleitung	36
5.1.1. Untersuchungsperimeter	37
5.2. Methodik	37
5.3. Resultate	39
5.4. Diskussion	41
5.4.1. Der Aalaufstieg in den Jahren 1993 bis 2000	41
5.4.2. Herkunft und Alter der Aale	43
5.5. Schlussfolgerungen und offene Fragen	49
5.6. Zusammenfassung	50
6. Abwanderung aus dem Hochrhein	52
6.1. Einleitung	52
6.2. Methodik	53
6.3. Resultate	54
6.4. Diskussion	55

7. Befall mit dem Parasiten <i>Anguillicola crassus</i>	58
7.1. Einleitung	58
7.1.1. Allgemeine Verbreitung	58
7.1.2. Verbreitung im Rhein	58
7.1.3. Epidemiologie	59
7.1.4. Entwicklungszyklus	60
7.1.5. Beeinträchtigungen u. Schadensbilder b. Befall m. <i>Anguillicola crassus</i>	62
7.2. Methode	63
7.3. Resultate	63
7.4. Diskussion	64
8. Synthese – Entwicklung des Aalbestandes	66
8.1. Heutiger Bestand	66
8.2. Bisherige Entwicklung	66
8.3. Künftige Entwicklung	69
8.4. Folgerungen für ein künftiges Aalmanagement	71
8.4.1. Verminderung von Turbinenschäden	72
8.4.2. Monitoring der Bestandesentwicklung	73
9. Literaturverzeichnis	74
Anhang	78
A. Anteile der unterschiedenen Ufertypen an der gesamten Uferlänge des Hochrheins	79
B. Rohdaten der Biometrie und der Bestandesschätzung	80
B.1 Strecke «Sisseln»	80
B.2 Strecke «Mumpf»	81
B.1 Strecke «Chräbis»	83
C. Berechnungsmethoden für die Bestandesschätzung	86
C.1. Jolly-Seber-Methode	87
C.2. Fisher-Ford-Methode	87
C.3. Triple catch-Methode	89
C.4. Manly-Parr-Methode	89
D. Bestandesschätzungen	90
E. Ergebnisse der Aalbefischungen des Kantons Aargau	91
F. Fotodokumentation Fischpass Kraftwerk Birsfelden	92
G. Wanderhindernisse am Oberrhein	94
H. Wassertemperatur	95
I. Abflussmengen	96
J. Aufstiegszählungen	97
K. Technische Daten der Turbinen der Hochrhein-Kraftwerke	98
L. Geschätzte Mortalitäten für die einzelnen Kraftwerke	99

Zusammenfassung

Die komplexe Problematik um den Aal im Hochrhein bewog das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Abklärungen zur Populationsdynamik dieser Fischart erarbeiten zu lassen. Gemäss **Auftrag** wurde die Bestandessituation und -entwicklung, der Umfang der Zu- und Abwanderung sowie der Befall mit dem Parasiten *Anguillicola crassus* untersucht und interpretiert.

Mit Hilfe eines Fang-Wiederfang-Experimentes wurde für drei verschiedene Uferhabitate (hart verbaut, weich verbaut, naturnah) eine **Bestandesschätzung** für das Jahr 2000 durchgeführt. Eine Hochrechnung auf den ganzen Hochrhein lieferte eine Schätzung in der Grössenordnung von rund 1 Million Aale. Das sind etwa 350 Aale pro 100 m Uferlänge. Bei einem festgestellten mittleren Stückgewicht von 174 g entspricht dies einer Biomasse von rund 60 kg pro 100 m Uferlänge. Schätzungsweise 2-3% des Aalbestandes waren Blankaale.

Anhand von Aufstiegszählungen beim Fischpass des Kraftwerkes Birsfelden wurde für das Jahr 2000 eine **Einwanderung** von etwa 7000 Aalen in den Hochrhein geschätzt. Analysen zusätzlicher Aufstiegszählungen zeigen, dass das Ausmass der Einwanderung in Jahren mit hohem Besatz am Oberrhein (unterhalb des Hochrheins) stark von diesem geprägt wird. Bei geringem Besatz steigen deutlich weniger Aale auf. Vermutlich handelt es sich dann vor allem um natürlicherweise den Rhein hochgewanderte Aale.

Die **Abwanderung** an Blankaalen betrug im Herbst schätzungsweise gut 28'000 Tiere aus dem Hochrhein sowie eine unbekannte Anzahl aus dem Bodensee und den Hochrhein-Zuflüssen. Die Mortalität beim Passieren der Turbinen beträgt bei jedem Hochrheinkraftwerk im Mittel gut 30%. Das bedeutet, dass lediglich etwa 7% der Aale aus den Stauhaltungen des Hochrheins lebend an der Schweizer Grenze ankommen. Berücksichtigt man die Turbinenmortalität in den unterhalb Basel liegenden 10 Kraftwerken sowie weitere Mortalitätsfaktoren (Fischerei, Räuber, Krankheiten u.a.), kann man davon ausgehen, dass kaum ein Aal aus dem Hochrhein das Meer lebend erreicht.

Der jährliche **Aalfang** der Fischer lag in den 80er-Jahren bei 17'000 Stück. Er nahm bis 1999 auf 12'000 Stück ab. Da der Aalbestand als sehr hoch eingeschätzt wurde, gilt seit 1986 ein Besatzmoratorium für Aale.

156 Aale wurden hinsichtlich der Parasitierung durch den Schwimmblasenparasiten *Anguillicola crassus* untersucht. Die Befallsquote lag im Mittel bei knapp 50%, die mittlere Befallsintensität bei 3 Parasiten pro Aal. Im Vergleich zu anderen Gewässern oder unterhalb von Basel gelegenen Rheinstrecken ist die Befallsquote im Hochrhein als mittelmässig, die Befallsintensität als gering einzustufen. Praktisch jeder Aal dürfte während seines Aufenthaltes im Hochrhein mindestens einmal, in der Regel aber wiederholte Male von *A. crassus* befallen werden. Der Anteil der Aale, die bislang als Folge dieser (wiederholten) Infektionen eine schwere dauerhafte Schädigung davongetragen haben, ist mit knapp 2% relativ gering und dürfte keine Gefahr für den Bestand im Hochrhein darstellen.

In einer Synthese zur **Bestandesentwicklung** des Aals kamen wir zu folgendem Schluss:

Der Aalbestand im Hochrhein wird, wie bereits seit den 90er-Jahren, weiter zurückgehen. Dies ist nicht nur auf das Besatzmoratorium, sondern auch auf den Rückgang der vom Meer aufsteigenden Jungtiere zurückzuführen. Der Aalbestand im Hochrhein ist bei unveränderten Rahmenbedingungen mittelfristig gefährdet. Die Wiederaufnahme eines moderaten Aalbesatzes im Hochrhein mag mittelfristig aus fischereilicher Sicht einen gewissen Sinn machen, sie kann aber nichts zur Arterhaltung beitragen, solange das Problem der Turbinenmortalität bei den Kraftwerken nicht gelöst ist.

Résumé

La problématique complexe de l'anguille dans le Haut-Rhin a incité l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) à mandater une étude sur la dynamique de la population de cette espèce de poisson. Conformément au **mandat**, on a examiné et interprété l'état et l'évolution des effectifs, l'importance de l'immigration ainsi que de l'émigration et l'infestation par le parasite *Anguillicola crassus*.

A l'aide d'un essai de capture-recapture, on a effectué pour trois habitats riverains différents (fortement aménagé, faiblement aménagé, proche de l'état naturel) une **estimation des effectifs** pour l'année 2000. Une extrapolation sur tout le Haut-Rhin a donné une estimation grossière de 1 million d'anguilles, soit environ 350 anguilles par 100 m de rive. Le poids moyen par pièce de 174 g correspond à une biomasse d'environ 60 kg par 100 m de rive. Environ 2-3% des individus étaient des anguilles argentées.

Grâce à des comptages des individus remontant la passe à poissons de la centrale électrique de Birsfelden, on a estimé à environ 7000 anguilles l'**immigration** dans le Haut-Rhin pour l'année 2000. L'analyse d'autres comptages de remontées indique que le taux d'immigration les années à fort rempoissonnement dans le Rhin supérieur (à l'aval du Haut-Rhin) est fortement influencé par celui-ci. En cas de faible rempoissonnement, nettement moins d'anguilles remontent. Il s'agit alors probablement surtout d'anguilles remontant naturellement le Rhin.

L'**émigration** des anguilles argentées en automne concernait quelque 28'000 individus du Haut-Rhin et un nombre inconnu d'individus du lac de Constance et des affluents du Haut-Rhin. La mortalité lors du passage des turbines est d'au moins 30% en moyenne pour chaque centrale électrique du Haut-Rhin. Cela signifie que quelque 7% seulement des anguilles parviennent vivantes à la frontière suisse. Si l'on prend en considération la mortalité par les turbines dans 10 centrales électriques en aval de Bâle et d'autres facteurs de mortalité (pêche, prédateurs, maladies, etc.), on peut déduire que pratiquement aucune anguille du Haut-Rhin n'atteint la mer.

Le nombre annuel de **captures** était d'environ 17'000 pièces dans les années 80. Il a ensuite reculé pour atteindre 12'000 pièces en 1999. Compte tenu des effectifs le rempoissonnement fait l'objet d'un moratoire depuis 1986.

Par ailleurs, 156 anguilles ont été examinées quant à la présence du parasite de la vessie gazeuse *Anguillicola crassus*. Le taux d'infestation était en moyenne de près de 50% et l'intensité moyenne de l'infestation de 3 parasites par anguille. En comparaison avec d'autres eaux ou avec les tronçons du Rhin en aval de Bâle, le taux d'infestation sur le Haut-Rhin doit être considéré comme moyen et l'intensité de l'infestation comme faible. Pratiquement chaque anguille devrait être infestée au moins une fois par *A. crassus* pendant son séjour dans le Haut-Rhin, mais en règle générale plusieurs fois. La proportion des anguilles qui, jusqu'ici, ont subi des lésions durables graves imputables aux infestations (répétées) est relativement faible avec près de 2% et ne devrait pas représenter de danger pour la population du Haut-Rhin.

Dans la synthèse sur l'**évolution des effectifs** de l'anguille, nous sommes arrivés à la conclusion suivante :

La population d'anguilles du Haut-Rhin va continuer à diminuer, comme c'est déjà le cas depuis les années 90. Cela n'est pas seulement dû au moratoire sur les reempoissonnements, mais aussi à la diminution des jeunes remontant depuis la mer. La population d'anguilles du Haut-Rhin est menacée à moyen terme si les conditions générales n'évoluent pas. La reprise d'un reempoissonnement modéré du Haut-Rhin par des anguilles peut avoir un sens à moyen terme d'un point halieutique, mais elle ne peut en rien contribuer à la conservation de l'espèce tant que le problème de la mortalité dans les turbines des centrales électriques n'est pas résolu.

Riassunto

La complessa problematica concernente la presenza dell'anguilla nel Reno superiore ha indotto l'Ufficio federale dell'ambiente, delle foreste e del paesaggio (UFAFP) a fare eseguire degli accertamenti sulla dinamica evolutiva delle popolazioni della specie. Il **mandato** prevedeva che si esaminassero e interpretassero i dati relativi agli effettivi delle popolazioni di anguilla e alla loro evoluzione, ai flussi migratori in arrivo e in partenza, nonché all'infestazione da parte del parassita *Anguillicola crassus*.

Con l'ausilio di un esperimento di cattura e di ricattura è stata effettuata una **stima gli effettivi** dell'anno 2000 delle popolazioni presenti lungo tre tipi di riva diversi (riva murata, con blocchi e nicchie, allo stato naturale). Un'estrapolazione relativa alla popolazione dell'intero corso del Reno superiore ha stabilito una popolazione di anguille dell'ordine di grandezza di circa un milione. Ciò corrisponde a circa 350 anguille per 100 m di riva. Con un peso medio pro capite di 174 g si giunge a una biomassa di circa 60 kg per 100 m di riva. Il 2-3% circa delle anguille aveva raggiunto la maturità sessuale..

Sulla base del conteggio delle risalite, effettuato presso la scala di risalita dei pesci della centrale idroelettrica di Birsfelden, il **flusso migratorio in arrivo** nel Reno superiore è stato valutato per l'anno 2000 a circa 7000 anguille. L'analisi di ulteriori conteggi di risalita mostra che il flusso in arrivo è notevolmente influenzato dalle dimensioni del ripopolamento nel tratto di Reno a valle di Basilea. Negli anni in cui il ripopolamento è minore, il numero di anguille in risalita è significativamente inferiore. È lecito supporre che in questo caso si tratti soprattutto di anguille risalite in maniera naturale.

Nel Reno superiore la **migrazione in partenza** delle anguille che hanno raggiunto la maturità sessuale ammontava in autunno a circa 28'000, mentre nel Lago Bodanico e negli affluenti del Reno superiore tale flusso non ha potuto essere determinato. Ogni passaggio attraverso le turbine delle varie centrali idroelettriche del Reno superiore comporta un tasso di mortalità medio del 30%. Ciò significa che soltanto il 7% circa delle anguille dei bacini di ritenuta del Reno superiore riesce a raggiungere il confine svizzero. Se si tiene conto del tasso di mortalità dovuto alle turbine delle dieci centrali idroelettriche ubicate a valle di Basilea, nonché dei fattori di mortalità aggiuntivi (pesca, predatori, malattie, ecc.), si può presumere che la probabilità che un'anguilla del Reno superiore riesca a raggiungere viva il mare sia pressoché inesistente.

Negli anni Ottanta la pesca annua ammontava a circa 17'000 **anguille**, mentre nel 1999 tale numero era sceso a circa 12'000. In seguito a una stima che indicava una forte presenza di popolazioni di anguille, nel 1986 è entrata in vigore una moratoria sul ripopolamento.

Inoltre, sono state esaminate 156 anguille per accertare un'eventuale presenza del parassita *Anguillicola crassus* nella loro vescica natatoria. Il rilevamento ha indicato che il tasso medio d'infestazione raggiungeva appena il 50%, mentre l'intensità media della patologia ammontava a tre

parassiti per anguilla. A confronto con altri corsi d'acqua o con tratti del Reno a valle di Basilea, il tasso registrato nel Reno superiore può essere ritenuto medio e l'intensità del ripopolamento minimo. Praticamente ogni anguilla che ha soggiornato nel Reno superiore è stata esposta almeno una volta, di regola però ripetutamente, al parassita *A. crassus*. Le anguille afflitte da danni gravi e permanenti, causati dalla (ripetuta) infestazione, sono il due per cento, un tasso relativamente minimo che non dovrebbe rappresentare alcun pericolo per le popolazioni del Reno superiore.

Riassumendo l'**evoluzione delle popolazioni** di anguille siamo giunti alle seguenti conclusioni:

Il numero di anguille del Reno superiore subirà un'ulteriore riduzione, a conferma di un processo iniziato già negli anni Novanta. Tale involuzione non è dovuta soltanto alla moratoria sul ripopolamento, ma anche al minor numero di ceche che risalgono dal mare. A medio termine, a condizioni quadro immutate, la presenza delle anguille nel Reno superiore è minacciata. Nell'ottica dei pescatori, a medio termine ed entro certi limiti, il ripristino di un ripopolamento moderato di anguille nel Reno superiore può essere considerato ragionevole, ma fintanto che non sarà stata trovata una soluzione al problema della mortalità causata dalle turbine delle centrali idroelettriche, tale proposta non potrà certo contribuire alla conservazione della specie.

1. Einführung in die Problematik

1.1. Entwicklungszyklus des Aals

Der Europäische Aal (*Anguilla anguilla*) laicht im westlichen Atlantik, genauer in der südlichen Sargasso-See (Abb. 1.1). Die aus den Eiern schlüpfenden Larven überqueren den Atlantik, um in die kontinentalen Gewässer zu gelangen, aus denen ihre Eltern stammen. Im Bereich der europäischen Küste durchlaufen die Aallarven eine Metamorphose. Der blattförmige Larvenkörper wandelt sich zur typischen schlangenförmigen Aalgestalt. Die transparenten Fischchen bezeichnet man als Glasaale. Sie suchen die Flussmündungen auf, wo sie eine weitere Umwandlung vollziehen, die ihnen den Aufenthalt im Süßwasser erlaubt und eine schwarze Färbung verleiht. Gleichzeitig formieren sie sich zu Schwärmen, bevor sie dann als sogenannte Steigaale die Flüsse hochwandern (Tesch 1999).

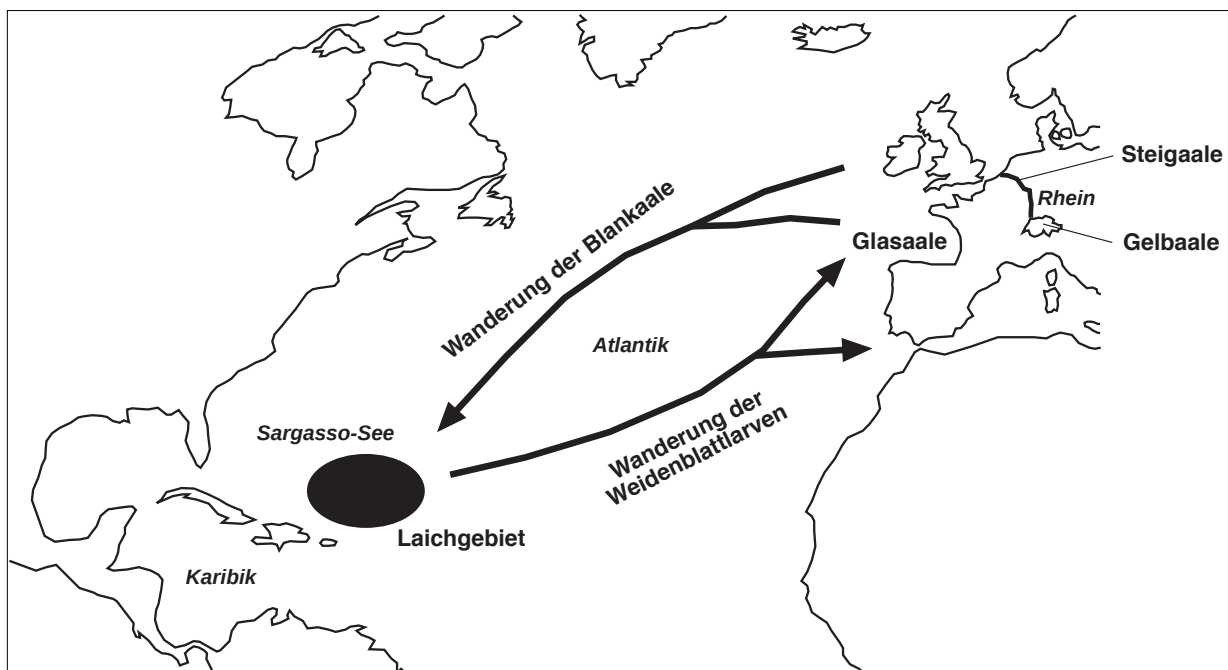


Abb. 1.1: Ungefähre Lage des Laichgebietes und der Wanderrouen des Europäischen Aals.

Nach einer Wanderung von bis zu mehreren hundert Kilometern nehmen die Aale ein mehr oder weniger stationäre Lebensweise an. Der Rückenbereich färbt sich bräunlich-oliv, die Körperunterseite wird gelblich. Während diesem Gelbaalstadium wächst der Aal heran, entwickelt langsam seine Geschlechtsorgane und beginnt sich schliesslich erneut umzufärben. Der Rücken färbt sich wieder schwarz. Der Bauch wird weiss und bekommt einen silbrigen Glanz. Der jugendliche Gelbaal hat sich in einen erwachsenen Blankaal gewandelt. Der Zeitpunkt dieser Metamorphose wird bei Erlangen einer bestimmten Körperlänge und ausreichender Fettreserven erreicht (pers. Mitt. R. Berg, Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg). Das Gelbaalstadium dauert bei den männlichen Aalen etwa 4-6 Jahre, bei den Weibchen 10-16 Jahre (Berg 1988, Holmgren et al. 1997).

Die Wanderung der Blankaale in Richtung Meer beginnt im Herbst, ausgelöst durch das Zusammenspiel verschiedener Umweltfaktoren. Diese Auslöser sind weitgehend unerforscht. Der Wasserstand, die Wassertemperatur und die Mondphase scheinen aber einen bedeutenden Einfluss zu haben. Die Wanderung flussabwärts erfolgt meist nachts. Nach einer langen Reise mit vielen Gefahren beenden die Aale schliesslich ihr Leben mit einer einmaligen Fortpflanzung in der Sargasso-See.

1.2. Situation am Hochrhein

Die Aale des Hochrheins sorgen seit längerem immer wieder für Schlagzeilen. Die Diskussionen betreffen im wesentlichen zwei Problemkreise, die sich auf den ersten Blick zu widersprechen scheinen. Zum einen wird der negative Einfluss einer durch Besatz übermässig hohen Aaldichte diskutiert, zum andern bestehen Befürchtungen, dass diese Fischart bis in wenigen Jahren im Hochrhein zur bedrohten Art wird. Die Situation wird durch den Umstand kompliziert, dass der Aal in der Fischerei der beiden Anrainerstaaten Schweiz und Deutschland eine völlig unterschiedliche Wertschätzung erfährt. In den Schweizer Anglerkreisen - nicht nur am Hochrhein - gelten die Aale als unerwünscht. Im Gegensatz zur Schweiz sind Aale in Deutschland als Speisefische sehr begehrt.

Trotz des 1986 erlassenen Besatzstops im schweizerischen und deutschen Teil des Hochrheins deuten Beobachtungen bei elektrischen Befischungen daraufhin, dass der Hochrhein nach wie vor eine hohe Aaldichte aufweist. Was bedeutet dies für die übrige Fischfauna, aber auch für den Aal selbst?

Aus fischereilicher Sicht stellt sich die Frage, in welchem Masse ein überhöhter Aalbestand die kostenintensiven Besatzmassnahmen bei anderen Fischarten zunichte macht. Anhaltspunkte für einen intensiven Frassdruck auf Besatzfische finden sich in den Arbeiten von Parey (1983) und Straub (1987). Beide Untersuchungen deuten daraufhin, dass Bachforellen unmittelbar nach ihrem Besatz den grössten Anteil an der Fischnahrung des Aals bilden.

Aus Sicht des Artenschutzes ist unklar, ob die Anstrengungen im Hochrhein (z. B. geplante Renaturierungsvorhaben) zur Förderung der rheophilen Cyprinidenfauna und zur Wiederansiedlung ausgestorbener Fischarten (z. B. Lachs) durch einen hohen Aalbestand gefährdet sind (Nemitz 1996). Berg & Blank (1989) erwähnen in diesem Zusammenhang explizit, dass derzeit davon ausgegangen werden muss, dass die natürliche Zusammensetzung der Fischfauna etlicher Gewässer in Baden-Württemberg durch überhöhte Aalbestände stark verändert wird.

In den Problemkreis Artenschutz gehört auch die langfristige Bestandeserhaltung des Aals selbst. Folgende Aspekte deuten darauf hin, dass es längerfristig zu einem einschneidenden Rückgang der natürlichen Reproduktion beim Europäischen Aal und damit zu einer Gefährdung des Aalbestandes im Hochrhein kommen könnte:

- Die natürliche Zu- und Abwanderung zwischen Meer und Bodensee bzw. den schweizerischen Rheinzufüssen kann nur durch die Überwindung der Hochrhein-Kraftwerke geschehen. Die in die Laichgebiete in der Sargasso-See abwandernden Blankaale müssen die Turbinen der Kraftwerke passieren, was nach der gängigen Überzeugung mit grossen Verlusten verbunden ist (Berg 1985, 1994, Montén 1985). Da sich am Hochrhein die höchste Dichte an Laufkraftwerken im gesamten Rhein befindet, kommt der Turbinenmortalität eine überregionale Bedeutung zu.
- Es ist weitgehend unbekannt, ob heute noch eine natürliche Einwanderung von Glas- und Jungaalen vom Meer her erfolgt und zur Bestandserhaltung beiträgt oder ob der heutige Aalbestand im Hochrhein auf massiven Aaleinsätzen in den Rheinabschnitten unterhalb von Basel basiert.
- In den 1980er-Jahren hat sich der blutsaugende Schwimmblasenparasit *Anguillicola crassus* über Aalimporte aus Asien in grossen Teilen Europas ausgebreitet. Dieser Nematode kann die Wand der Schwimmblase schädigen. Eine defekte Schwimmblase stört den Druckausgleich, der insbesondere für die Wanderung im Meer von Bedeutung ist. Es wird bezweifelt, dass Aale mit einem starken Befall an *A. crassus* ihre Laichwanderung erfolgreich absolvieren können. Untersuchungen von Anfang der 1990er-Jahre belegen eine Befallsintensität für den Hochrhein von mehr als 10% der Aale (Dönni 1993).

Die Aalfischerei hat am Hochrhein (aber auch am Bodensee) eine nicht zu vernachlässigende Bedeutung. Der Aal ist heute nach der Äsche die am häufigsten gefangene Fischart am Hochrhein (1999 knapp 12'000 Stück, Daten BUWAL). Diese Situation könnte sich durch die Auswirkungen des Besatz-Moratoriums von 1986, verstärkt durch eine möglicherweise massiv eingeschränkte Zu- und Abwanderung, im Laufe der Zeit ändern. Die lange Generationszeit des Aals führt dazu, dass sich Veränderungen im Fortpflanzungserfolg erst nach mehreren Jahren auf den Bestand auswirken. Aus diesem Grund weist auch Gerster (1990) darauf hin, dass die Auswirkungen des Moratoriums zu überprüfen sind und zur Erhaltung des Aalbestandes gegebenenfalls angepasste Besatzmassnahmen wieder aufgenommen werden müssen.

1.3. Situation in Europa

In vielen Gewässern Europas ist der Aal die häufigste Fischart (Feunteun et al. 2000). Dies ist einerseits auf seine Anpassungsfähigkeit bezüglich des Lebensraums, andererseits auf die Förderung durch Besatzmassnahmen zurückzuführen. Zudem scheinen Aale gegenüber Gewässerverschmutzung und baulichen Veränderungen relativ resistent zu sein.

Trotz dieser hohen Anpassungsfähigkeit und den grossen fischereilichen Interessen gilt die Art heute als gefährdet. Ihr spezieller Lebenszyklus, gepaart mit der heute gängigen Überzeugung, dass sämtliche Europäischen Aale in einem Laichgebiet (Sargasso-See) ablaichen und es sich nur um eine

einzigste genetische Population handelt¹, machen den Aal anfällig gegenüber negativen Einflüssen durch den Menschen. Seit Beginn der 80er-Jahre sind die Erträge bei der Glasaalfischerei vor der europäischen Atlantikküste auf etwa 50% des langjährigen Mittels zurückgegangen (Moriarty 1999; Kap. 8.1.2). Verschiedene Gründe können hierfür verantwortlich sein. Die hohe Mortalität der abwandernden Blankaale beim Passieren von Kraftwerksturbinen wird, neben der intensiven Befischung der Glasaal- und Blankaalbestände, als eine der Hauptursachen diskutiert.

Das International Council for the Exploration of the Sea (ICES) ist davon überzeugt, dass die heutige Grösse des Bestandes des Europäischen Aals «ausserhalb der sicheren biologischen Grenzen» liegt und dass die Aalfischerei nicht nachhaltig betrieben wird (Dekker 2001). Sie empfiehlt deshalb, dass die Fischerei so stark wie möglich reduziert wird, bis ein Massnahmenplan zur Bestandeserhaltung erarbeitet und umgesetzt worden ist.

Hierzu muss erwähnt werden, dass die heutige Grösse der Aalpopulation und ebenso die erforderliche Mindestgrösse für einen Bestandeserhalt unbekannt sind (Feunteun et al. 2000). Zudem weiss man nicht, wieviele verlaichende Blankaale bzw. aufsteigende Glasaale es braucht, um den europäischen Aalbestand (Gelbaalstadium) zu erhalten. Eine weitere Schwierigkeit liegt in der extremen Fragmentierung des kontinentalen Lebensraums in unzählige Seen und Fließgewässer. Infolge dieser «fraktalen Geometrie» (Dekker 2000b) bildet der europäische Aalbestand keinen einheitlichen, einem universellen Fischereimanagement oder Artenschutzprogramm zugänglichen Bestand.

Trotz der durch Besatz oft künstlich überhöhten Bestände wird der Aal aus den oben genannten Gründen in Baden-Württemberg als «stark gefährdet» (Hoffmann et al. 1995) und in der Schweiz als «potentiell gefährdet» (VBGF 1993) eingestuft.

Beim Amerikanischen Aal (*Anguilla rostrata*) wurde ebenfalls ein Bestandesrückgang verzeichnet (Haro et al. 2000). Die Ursachen sind unbekannt. Folgende Faktoren werden in Betracht gezogen: Aufstiegshindernisse, Habitatverluste, Habitatveränderungen, Turbinenmortalität, veränderte Bedingungen im Meer, Überfischung, Parasiten und Gewässerverschmutzung.

¹ Neueste Erkenntnisse anhand von Genanalysen deuten daraufhin, dass es doch mehrere genetisch unterschiedliche Teilpopulationen gibt (Wirth & Bernatchez 2001).

2. Problemstellung und Auftrag

Der Aal ist eine der häufigsten, wenn nicht sogar die häufigste Fischart im Hochrhein. Die Ursachen für den hohen Bestand sind möglicherweise die Besatzmaßnahmen von deutscher Seite aus, durch die bis in die 80er Jahre hinein Hunderttausende von Glasaale im ganzen Hochrhein ausgesetzt wurden (Kapitel 8.1.1), möglicherweise aber auch die umfangreichen Aalbesätze nach der SANDOZ-Katastrophe im Oberrhein.

Seit 1986 werden offiziell keine Aale mehr eingesetzt. Da Aale nach etwa 10-16 Jahren im Süßwasser die Wanderung zum Meer antreten (Berg 1988, Holmgren et al. 1997), bedeutet dies, dass bis heute die letzten eingesetzten Aale den Hochrhein verlassen haben. Ob sich der Aalbestand im Hochrhein deshalb verringert hat, ist unbekannt. Der heute nach wie vor hohe Aalbestand rekrutiert sich aus zugewanderten Aalen, die entweder ihrer Natur entsprechend den Rhein vom Atlantik her hochgewandert sind oder aber aus Aalbesätzen in die unterhalb Basel liegenden Rheinabschnitte stammen. Der immer wieder diskutierte illegale Besatz im Hochrhein dürfte, wenn er denn stattfindet, kaum von Bestand bildender Bedeutung sein.

Die komplexe Problematik um den Aal im Hochrhein bewog das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) vertiefte Abklärungen über die Populationsdynamik dieser Fischart erarbeiten zu lassen. Bis anhin basierten nämlich die Befürchtungen, dass der Aalbestand einerseits die Tragfähigkeit für den Hochrhein überschritten habe und andererseits die Art in ihrer Existenz gefährdet sei (Kap. 1.1) auf mehr oder weniger konkreten Vermutungen. Eine Datengrundlage zum tatsächlich im Gewässer vorhandenen Aalbestand lag bisher nicht vor.

Gemäss Auftrag an die Firma AquaPlus vom 18.8.1999 sollte die Bestandessituation und -entwicklung des Aals im Hochrhein, der Umfang der Zu- und Abwanderung sowie der Befall mit dem Parasiten *Anguillicola crassus* aufgezeigt und interpretiert werden. Konkret wurden folgende Ziele verfolgt:

- Schätzung der Bestandesgrösse der stationären Gelbaale mit Hilfe eines Fang-Wiederfang-Experimentes.
- Schätzung des Ausmasses der Einwanderung aus dem Oberrhein anhand von Aufstiegszählungen im Fischpass des Kraftwerkes Birsfelden.
- Schätzung des Ausmasses der Abwanderung aus dem Hochrhein unter Berücksichtigung der Turbinenmortalität.
- Schätzung der Befallsintensität der Aale mit dem Schwimmblasenparasiten *Anguillicola crassus*.
- Synthese: Beurteilung der gegenwärtigen Situation des Aalbestandes und Formulierung von Vorschlägen zu dessen Bewirtschaftung und Schutz.

Der Auftrag wurde von der **Internationalen Arbeitsgemeinschaft für Fischökologie** unter der Federführung der Firma AquaPlus bearbeitet. Die Arbeiten für das Kapitel 4 (Bestandesschätzung) wurde von AquaPlus (Unterägeri, Schweiz) unter der Mitarbeit von K. Goldmann, Biologe (Tübingen, Deutschland) durchgeführt. Die Kapitel 5 (Einwanderung) und 6 (Abwanderung) stammen vom Büro

Vicentini, Fisch- und Gewässerökologie (Zürich, Schweiz) unter Mitarbeit von P. Steinmann, Biologe (Zürich, Schweiz). Das Kapitel 7 (Anguillicola) bearbeitete das Büro Maier, Büro für Gewässerökologie, Fischerei und Umweltfragen (Maselheim, Deutschland). Die übrigen Kapitel entstanden gemeinsam unter der Leitung von AquaPlus.

Verdankungen:

An dieser Stelle möchten wir dem Fischereiverein Rheinfelden, dem Fischereiverein Fricktal und der Sektion Jagd und Fischerei des Kantons Aargau für die tatkräftige Unterstützung bei den elektrischen Befischungen herzlich danken. Ohne die von ihnen mit grossem Einsatz und Fachwissen geleistete Arbeit, wäre die Durchführung dieser Untersuchungen nicht möglich gewesen.

Die Arbeiten beim Kraftwerk Birsfelden wurden vom Betriebsleiter bis zu den Mitarbeitern in grosszügiger Weise unterstützt. Einerseits bei der Planung und Herstellung der Fangeinrichtung am Fischpass, andererseits beim Schliessen und Öffnen des Fischpasses an den Zähltagen. An dieser Stelle sei allen herzlich gedankt.

Für die Schätzungen der Mortalität in den Turbinen mussten die technischen Daten aller Kraftwerksturbinen im Hochrhein erhoben werden. Obwohl es den Betriebsleitern der einzelnen Kraftwerke klar war, dass wir die Daten der Turbinen zur Berechnungen der Fischmortalität "ihrer" Kraftwerke brauchten, gaben sie uns bereitwillig und umgehend Auskunft. Dafür möchten wir ihnen an dieser Stelle unseren Dank aussprechen.

3. Untersuchungsperimeter

Der eigentliche Untersuchungsperimeter wurde in Absprache mit dem BUWAL auf die 145 km lange Hochrheinstrecke zwischen Basel und Stein am Rhein am Bodensee-Untersee festgelegt (Abb. 3.1). Für die Schätzung der Zu- und Abwanderung wurde zusätzlich ein grösserer Perimeter einbezogen, der den Bodensee und den Rhein bis nach Holland umfasst. Sämtliche Zuflüsse, in welche die Aale ebenfalls aufsteigen, wurden nicht bzw. nur über subjektive Annahmen berücksichtigt.

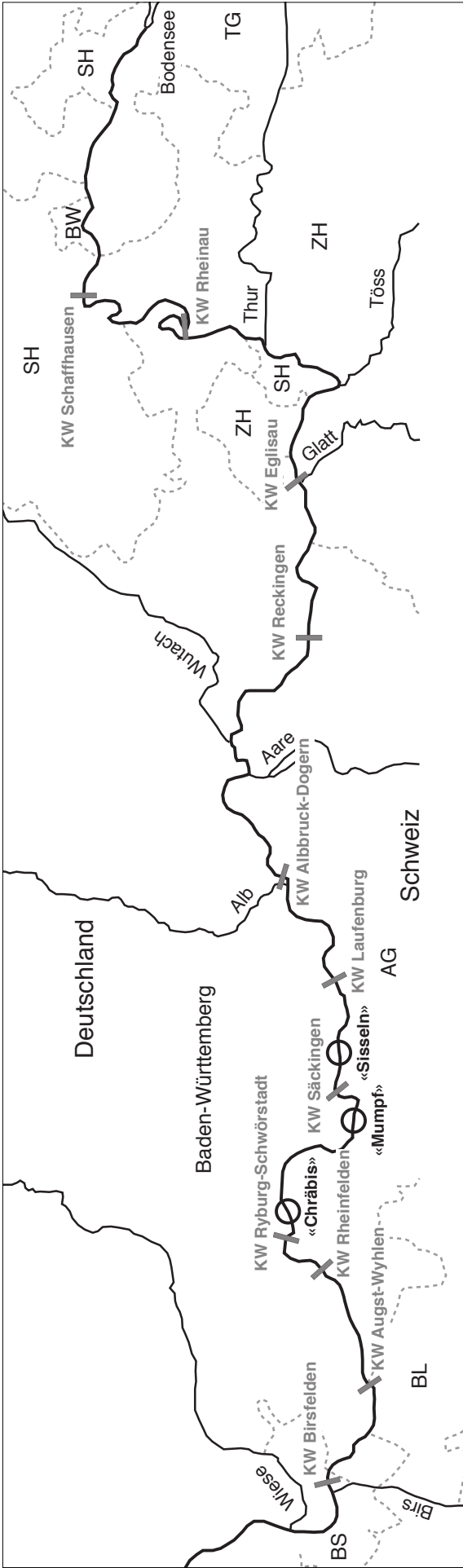


Abb. 3.1: Übersichtsskizze des Untersuchungsgebiets mit Angabe der drei zur Bestandesschätzung ausgewählten Untersuchungsstrecken «Sisseln», «Mumpf», «Chräbis».

4. Bestandesaufbau und Bestandesschätzung

4.1. Einleitung

4.1.1. Allgemeines

Die Schätzung von Fischbeständen ist insbesondere in grossen Flüssen mit beträchtlichen methodischen Schwierigkeiten verbunden (Kracht 1995). Neben den fischereitechnischen Aspekten ist insbesondere auch der Aufwand an Ressourcen (Zeit, Personen, Material) ein wichtiger Grund, weshalb bisher nur wenige Bestandesschätzungen für Fischarten grosser Flüsse durchgeführt wurden.

Bestandesschätzungen zum Aal im Hochrhein sind denn auch bisher kaum angegangen worden. Enzmann & Senn (1992) liefern eine sehr grobe Schätzung für den Stau Ryburg-Schwörstadt von 280'000-390'000 Aalen für das Jahr 1989.

Im Rahmen der vorliegenden Studie, waren keine detaillierten Bestandenserhebungen über den ganzen Hochrhein möglich. Vielmehr musste mit stark vereinfachten Berechnungsmodellen gearbeitet werden. Trotzdem darf davon ausgegangen werden, dass die nachfolgend dargestellten Ergebnisse der Hochrechnungen Grössenordnungen aufweisen, die im Bereich der tatsächlichen Bestandeszahlen liegen.

4.1.2. Ökologische Grundlagen

Die in diesem Kapitel gemachten Angaben beruhen auf den Beurteilungen von Tesch (1999), einer Synthese verschiedener Literaturquellen, sowie eigenen Beobachtungen.

Obwohl der Aal immer wieder auch am Tag beobachtet werden kann, gilt er als ausgesprochen nachtaktive Art. Tagsüber ist er ein Spalten- und Höhlenbewohner, der den Körperkontakt zu seiner Umgebung sucht. Eigene Beobachtungen belegen, dass er sich auch in Feinsedimente eingräbt, wobei der Kopf herausragt. Dabei handelt es sich vermutlich eher um kleinere Exemplare, während die grösseren Tiere Höhlen bevorzugen. Bekannt ist zudem, dass sich gerne mehrere Aale in engem Körperkontakt in einem Unterschlupf aufhalten.

Prinzipiell finden sich die Aale unabhängig von ihrer Körpergrösse in jeder Tiefe. Dennoch ist anzunehmen, dass die kleineren Tiere eher im seichten Wasser, die grösseren eher in den tieferen Bereichen vorkommen. Hierfür spricht unter anderem eine mehrjährige Untersuchung aus den 50er-Jahren am Sakrower See (Deutschland, Tesch 1999, S. 283). Der Aalbestand dieses Sees wurde mit verschiedenen Fanggeräten befischt. Mit Abstand am meisten Fische wurden elektrisch im Uferbereich gefangen. Ihr Durchschnittsgewicht betrug 245 g. Am wenigsten Aale wurden im Pelagial mit dem Zugnetz gefangenen. Ihr Durchschnittsgewicht war aber mit 793 g deutlich höher.

Was für den See gilt, gilt vermutlich auch für die Stauhaltungen am Hochrhein: Die Aaldichte dürfte tagsüber im Uferbereich bis in eine Tiefe von etwa 2 m am höchsten sein. Hier befinden sich weitaus

am meisten Höhlen und Spalten. Primär wird dieser Bereich von Gelbaalen mit einer Totallänge von 30-60 cm bewohnt (Dönni 1993). Der tiefere Uferbereich sowie der Bereich des offenen Wassers wird vermutlich von deutlich weniger, wohl aber von grösseren Aalen besiedelt.

4.2. Methodik

Das Untersuchungskonzept basierte auf einer Bestandesschätzung mittels Fang-Wiederfang-Methoden für offene Systeme. Die Schätzungen erfolgten für drei verschiedenen Uferhabitatstypen. Anschliessend erfolgte eine Hochrechnung auf die gesamte Uferlänge eines Habitatstyps im ganzen Hochrhein und für die einzelnen Staustufen.

4.2.1. Detaillierte Beschreibung des Vorgehens

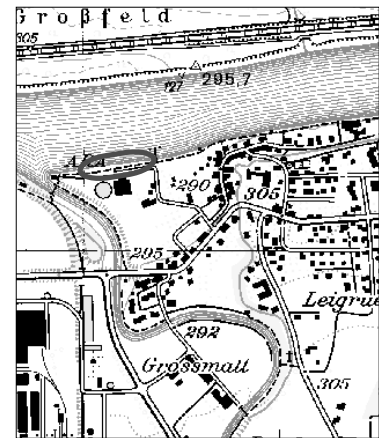
Da nicht die ganze Uferlinie des Hochrheins untersucht werden konnte, mussten wir uns auf typische **Uferhabitate** beschränken. Gerster (1990) hatte eine grobe morphologische Charakterisierung des gesamten schweizerischen und deutschen Hochrheinufer vorgenommen (Anhang A). Auf diesen Grundlagen wurden drei typische Uferhabitate ausgewählt:

- Hart verbautes Ufer: monoton, kaum strukturiert, keine oder wenige Spalten für Aale.
- Weich verbautes Ufer: sehr viele künstliche Spalten, grossräumig aber wenig strukturiert.
- Naturufer: keine (erkennbaren) Verbauungen, stark strukturiert, viele natürliche Spalten.

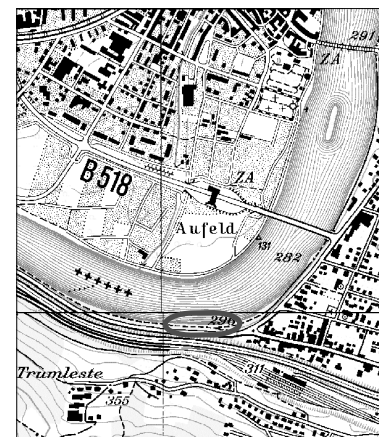
Es wurden drei Befischungsstrecken ausgewählt, deren Ufer praktisch vollständig einem der drei Ufertypen zugeordnet werden konnten. Als Bezeichnung der Lokalität erhielten sie die Namen «Sisseln», «Mumpf» und «Chräbis» (Abb. 4.1). Alle drei Untersuchungsstrecken lagen im Kanton Aargau. Sie wiesen Längen von 190-200 m auf. Die Strecken wurden so gewählt, dass sich die Fangequippe an Landmarken orientieren konnte. Jede der drei Strecken wurde viermal befischt. Tabelle 4.1 gibt die äusseren Bedingungen bekannt, die bei der Befischung geherrscht haben.

Die **Befischungen** erfolgten flussaufwärts von einem Motorboot aus (Abb. 4.2). Das Elektrofänggerät (Grassel, Gleichstrom) verfügte über eine Leistung von 5 kW und eine Ausgangsspannung von 600 V. Gefischt wurde mit einer 3 m langen Anode und zwei 2 m langen Käschern mit Maschenweiten von 8 bzw. 5 mm. Auf diese Art konnte der Uferbereich bis in eine Tiefe von etwa 1.5 m befischt werden.

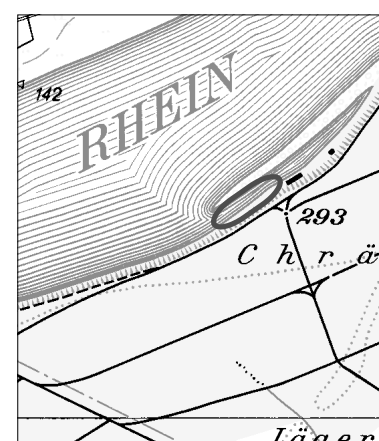
Die Befischungen der Strecke «Sisseln» wurden vom Fischereiverein Fricktal zusammen mit der Sektion Jagd und Fischerei des Kantons Aargau, diejenigen der Strecken «Mumpf» und «Chräbis» vom Fischereiverein Rheinfelden durchgeführt.



Ufertyp 1: Strecke «**Sisseln**»
 Stau Säckingen
 Blocksatzufer mit spärlicher
 Bestockung. Länge 190 m.



Ufertyp 2: Strecke «**Mumpf**»
 Stau Ryburg-Schwörstadt
 Blockwurfufer mit guter Bestockung. Länge 200 m.



Ufertyp 3: Strecke «**Chräbis**»
 Stau Ryburg-Schwörstadt
 Naturufer mit ausgeprägter Bestockung. Länge 200 m.

Abb. 4.1: Beschreibung der für die Bestandsschätzung ausgewählten Untersuchungsstrecken. Weitere Angaben vgl. Tabelle 4.1. Fotos vom 21.10.2000.

○ Befischungsstrecke
 © Digitale Kartengrundlage PK25, reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie (BA013549)



Abb. 4.2: Elektrische Befischung in der Strecke «Mumpf». Foto vom 19.5.2000.

Tab. 4.1: Äussere Bedingungen bei den vier Befischungen der drei Untersuchungsstrecken.

Strecke	Datum	Wetter	Wassertemperatur [°C] ¹⁾	spezifische Leitfähigkeit [µS/cm]	Trübung ²⁾	Abfluss [m³/s] ³⁾	Fliessgeschwindigkeit [m/s] ⁴⁾
Sisseln:							
S1	13.4.2000	stark bewölkt	10	343	mittel	1076	0.40
S2	23.5.2000	schön	14	286	mittel-stark	1473	0.50
S3	6.9.2000	bewölkt	18	277	gering	1107	0.20
S4	3.10.2000	leicht bewölkt	17	297	keine	931	0.20
Mumpf:							
M1	28.4.2000	bewölkt	12	309	gering	1273	0.50
M2	19.5.2000	l. bewölkt, windig	16	305	mittel	1618	1.00
M3	29.9.2000	schön	18	280	keine	952	0.50
M4	21.10.2000	schön	14	309	keine	1114	0.50
Chräbis:							
C1	28.4.2000	bewölkt	12	326	stark	1273	0.05
C2	19.5.2000	l. bewölkt, windig	16	304	mittel	1618	0.05
C3	29.9.2000	schön	19	289	keine	952	0.00
C4	21.10.2000	schön	14	306	keine	1114	0.00

¹⁾ an der Wasseroberfläche

²⁾ optischer Eindruck

³⁾ Tagesmittelwert bei Rheinfelden (Daten Hydrologisches Bulletin der Schweiz der Landeshydrologie und -geologie)

⁴⁾ an der Wasseroberfläche, Uferabstand 2 m; grobe Schätzung

Die gefangenen Aale wurden am Ufer in einem Fischkasten unter Sauerstoffzufuhr kurze Zeit gehältert. Für die weitere Untersuchung wurden zufällig etwa 50 Aale bzw. der ganze Fang ausgewählt (Tab. 4.2). Diese Fische wurden portionenweise mit 2-Phenoxy-Ethanol¹ betäubt. Anschliessend wurden folgende **Daten** erhoben:

- Entwicklungsstadium: Bestimmung der Zugehörigkeit zum Gelbaalstadium, zum Blankaalstadium bzw. zu einem Übergangsstadium aufgrund äusserer Merkmale (Tesch 1999):

Merkmal	Gelbaal	Blankaal
Färbung dorsal	dunkel - braungrün	sehr dunkel - schwarz
Färbung ventral	weiss - gelb	silbrig
Brustflosse: Form	abgerundet, löffelförmig	länglich - spitz
Brustflosse: Pigmentierung	gelbbraun	schwarz
Augendurchmesser	relativ klein	vergrössert

- Totallänge (TL): Genauigkeit 1 mm. Distanz zwischen Schnauzenspitze und Ende der Schwanzflosse
- Gewicht (G): Genauigkeit 0.1 g bei einem Gewicht von unter 100 g, Genauigkeit 1 g bei schwereren Aalen
- Konditionsindex: Mass für die Korpulenz und damit für den Ernährungszustand des Fisches².
- Augendurchmesser: Horizontal (D_H) und vertikal (D_V), Messung mit Schiebelehre, Genauigkeit 0.1 mm
- Als Alternative zur visuellen Unterscheidung zwischen Gelb- und Blankaal anhand äusserer Merkmale wurde der Okularindex (OI) nach Pankhurst (1982) berechnet³.

Bei den ersten drei Befischungen jeder Untersuchungsstrecke wurden sämtliche gefangenen Aale mit Alcianblau markiert, unabhängig davon ob sie bereits markiert waren oder nicht. Für jede Untersuchungsstrecke und für jede Befischung wurden die jeweils gefangenen Aale an einer anderen Stelle auf der Bauchseite mit einem blauen Punkt markiert. Somit wurden insgesamt 9 verschiedene Markierungsstellen verwendet (Abb. 4.3). Jede Markierungsstelle weist den Aal einer Untersuchungsstrecke und einem Befischungsdatum zu. Die markierten Aale wurden am Fangort wieder eingesetzt.

Bei der 2., 3. und 4. Befischung jeder Untersuchungsstrecke wurden sämtliche gefangenen Aale auf bereits vorhandene Marken geprüft. Die bei der 4. Befischung gefangenen Aale wurden getötet und auf den Schwimmblasenparasiten *Anguillicola crassus* untersucht (Kap. 7).

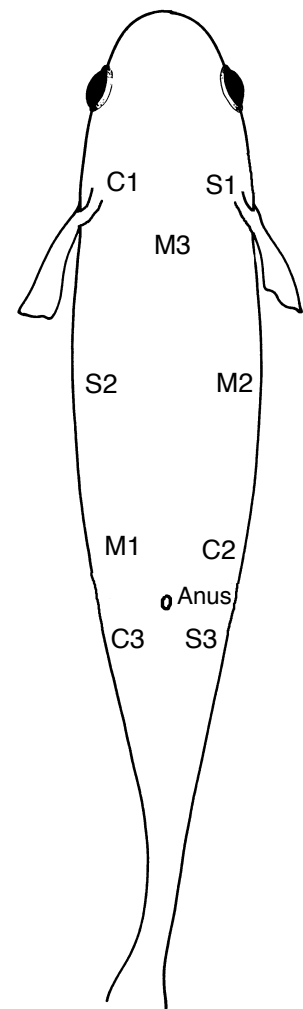


Abb. 4.3: Stellen auf der Bauchseite der Aale, die mit einem blauen Punkt (Alcianblau) zur Markierung versehen wurden. Jede Stelle ist mit dem Code für die Untersuchungsstrecke bezeichnet. (Tab. 4.2).

¹ in einer Konzentration von 4 ml pro 10 l Wasser

² Der Konditionsindex (KI) berechnet sich nach der Formel $KI = G/TL^3 \cdot 100$

³ $OI = (((D_H + D_V)/4)^2 \cdot 3.14 / TL [mm] \cdot 100)$

Multiple Fang-Wiederfang Methoden, wie sie hier angewendet wurden, haben den Vorteil, dass neben einer **Bestandesschätzung** auch Aussagen zur Bestandesänderung (Abwanderung bzw. Mortalität und Zuwanderung) gemacht werden können. Zur Bestandesschätzung wurden verschiedene Schätzmethoden für offene Systeme angewendet (Jolly-Seber, Fisher-Ford, Triple Catch, Manly-Parr). Details hierzu vgl. Anhang C.

4.2.2. Anmerkungen zum Untersuchungskonzept

- Der Vorteile der Elektrofischerei war, dass die Aale sofort kontrollierbar waren und unverletzt entnommen werden konnten. Ihr Nachteil war aber die **Beschränkung auf den Uferbereich**. Die Beprobung der tieferen Bereiche des Rheins hätten nur unter grossem Aufwand mit Aalschnüren, Reusen, Zugnetzen usw. befischt werden können. Das bedeutet, dass sich die Bestandesschätzungen nur auf den Uferbereich bis in eine Tiefe von etwa 1.5 m beziehen.

Trotzdem darf davon ausgegangen werden, dass mit dem beschriebenen Vorgehen der grösste Teil des Aalbestandes beprobt werden konnte, denn die meisten Aale dürften diesen Bereich besiedeln, weil:

- der Uferbereich ein weitaus grösseres Lückensystem aufweist und deshalb tagsüber deutlich stärker mit Aalen besiedelt ist, als der uferferne Flussbereich (Kap. 4.1.2.).
- persönliche Tauchbeobachtungen vom Stau Reckingen zeigten, dass das Lückensystem mit zunehmender Tiefe rasch abnimmt.
- Aale den Bereich nahe der Wasser-Land-Linie bevorzugen (Tesch 1999).

Bezüglich der beprobten Altersstruktur müssen dagegen Vorbehalte angebracht werden, da die grösseren Tiere eher Höhlen in den tieferen Uferbereichen bewohnen (Kap. 4.1.2.). Das bedeutet, dass mit unserem Vorgehen der Anteil grosser Tiere (also vor allem der Blankaale) wahrscheinlich unterschätzt wurde.

- Die Reduktion der **Uferhabitate** des Hochrheins auf lediglich drei Typen wird den unterschiedlichen Verbauungsarten auf den ersten Blick kaum gerecht. Nach Gerster (1990) sind aber nur die drei ausgewählten Verbauungstypen (Beton, Blocksatz, Blockwurf) häufig. Da zudem bekannt ist, dass der Aal als Tageseinstand Uferbereiche mit Höhlen, Spalten und anderen Zwischenräumen bevorzugt, in denen er Körperkontakt zur Umgebung hat, darf die Auswahl der untersuchten Habitate als sinnvoll betrachtet werden.
- Die Aaldichte wird vermutlich nicht nur durch die Habitatstruktur bestimmt. Der gleiche Verbauungstyp könnte unterschiedliche Aaldichten aufweisen, je nach dessen **Lage im Hochrhein**. Beispielsweise könnte eine Ausdünnung des Aalbestandes flussaufwärts vorliegen, da sich der Bestand zur Zeit wohl hauptsächlich aus einer Einwanderung vom Oberrhein her rekrutiert. Dem

widerspricht aber die Tatsache, dass die meisten Aale in den Staustufen Eglisau und Reckingen gefangen werden¹.

- Berg (1988) beobachtete eine **Fangselektivität** bei der Elektrofischerei. Bei hoher Spannung floh ein Teil der grossen Aale, bevor sie in den Bereich der galvanotaktischen Reaktion gelangten. Bei niedriger Spannung waren aber die kleineren Aale kaum mehr zu fangen. Lambert et al. (1994) vermuten hingegen, dass eine signifikante Selektivität des Fanggerätes ausgeschlossen werden kann. Naismith & Knights (1990a) wiederum bestätigen eine Selektion zu Gunsten der grösseren Aale. Wir gehen davon aus, dass kleinere Aale unterbefischt wurden, zumal sie für Anodenführer und Kescherer schwieriger zu erkennen waren, als die grösseren Fische (Kap. 4.3.3.).

4.3. Resultate und Diskussion

4.3.1. Uferhabitate

Um mittels Bestandesschätzungen für die drei Untersuchungsstrecken eine Hochrechnung auf den ganzen Hochrhein durchführen zu können, mussten die unterschiedenen Ufertypen (Kap. 4.2.1.) quantifiziert werden. Dies erfolgte anhand der Erhebungen von Gerster (1990), wobei die Daten seiner Messstellen-Protokolle verwendet wurden. Die 7 von ihm unterschiedenen Ufertypen wurden wie folgt zusammengefasst:

- Ufertyp 1 (hart verbaute Ufer): harte Verbauungen (Asphalt-Deckwerk, Betonplatten, Betonbohle, Stahlspundwand), Blocksatz/-wurf vermörtelt, Blocksatz nicht vermörtelt.
- Ufertyp 2 (weich verbaute Ufer): Drahtschotterkästen, Blockwurf, Lebendverbau, Holzverbau (Holzleitwerk)
- Ufertyp 3 (Naturufer): unverbaute natürliche oder naturnahe Ufer

Die quantitativen Anteile jedes der drei Ufertypen am gesamten Hochrhein sind in Anhang A dargestellt. Die hart verbauten Ufer (v. a. Blocksatz) und die Naturufer weisen je einen Anteil von etwa 40% auf. 20 % (v. a. Blockwurf) gehören zu den weich verbauten Ufern.

4.3.2. Fangergebnis

Die Fangzahlen und die für die einzelnen Untersuchungen verwendete Anzahl Aale sind in Tabelle 4.2 aufgelistet. Die Anzahl Aale, die pro 100 m Uferlinie gefangen wurden, war in der Blocksatz-Strecke «Sisseln» deutlich geringer als in den beiden anderen Strecken. Die Fänge für das Blockwurfufer und das Naturufer unterschieden sich hingegen kaum. Dieser Befund bestätigte die Erwartung, dass Ufer mit grossem Spaltenangebot bevorzugt werden.

¹ Diese Aussage bezieht sich nur auf den Flächenanteil Baden-Württembergs an jeder Staustufe, untersuchte Jahre 1996 und 1997, ohne Berücksichtigung des Befischungsdruckes, Daten BUWAL

Tab. 4.2: Fangzahlen und Anzahl untersuchte Aale aus dem Hochrhein, aufgeschlüsselt nach Probedatum und Untersuchungsschwerpunkt. Biometrie+Markierung: vermessen und markieren bzw. Prüfung auf alte Markierungen; Markierung: nur markieren bzw. Prüfung auf alte Markierungen; Anguillicola: Untersuchung auf *Anguillicola crassus* (vgl. Kap. 7).

Fangort Farbcode	Fangdatum	Fangzahlen [Stk]	[Stk/100 m]	Anzahl untersuchte Aale		
				Biometrie+Markierung	Markierung	Anguillicola
Sisseln (Blocksatz):						
S1	13.4.2000	19	10	19	0	0
S2	23.5.2000	22	12	22	0	0
S3	6.9.2000	14	7	14	0	0
S4	3.10.2000	14	7	14	0	14
Mittelwert		17.3	9.1			
Standardabweichung		3.9	2.1			
Mumpf (Blockwurf):						
M1	28.4.2000	73	37	50	23	0
M2	19.5.2000	46	23	46	0	0
M3	29.9.2000	160	80	50	110	0
M4	21.10.2000	78	39	54	24	79
Mittelwert		89.3	44.6			
Standardabweichung		49.2	24.6			
Chräbis (Naturufer):						
C1	28.4.2000	117	59	56	61	0
C2	19.5.2000	84	42	57	27	0
C3	29.9.2000	146	73	50	96	0
C4	21.10.2000	65	33	47	18	63
Mittelwert		103.0	51.5			
Standardabweichung		35.8	17.9			
Total		838	36	479	359	156

Die Fangzahlen von Dönni (1993) im Stau Reckingen betrugen im Mittel von je 9-11 Befischungen für den (überwachsenen) Blocksatz 39 Aale, für den Blockwurf 37 Aale und für das Naturufer 64 Aale pro 100 m Uferlinie, wobei in keinem Fall gezielt auf Aale gefischt wurde. Bei einer intensiven Aalbefischung konnten im Blockwurfufer bis zu 155 Aale pro 100 m Uferlinie gefangen werden, was deutlich über unserem Fangergebnis lag. Mitte der 80er-Jahre wurden auch im Oberrhein bei gezielten Aalbefischungen mit dem Elektrofangergerät vom Boot aus deutlich höhere Fangzahlen erreicht. In geeigneten Uferhabitaten wurden 90-230 Aale pro 100 m Uferlinie gefangen (Lelek & Pelz, 1986).

Enzmann (1990) fing ebenfalls im Blocksatz, aber auf der deutschen Seite des Staus Säckingen, 23 Aale/100 m. Sie führte auch elektrische Uferbefischungen im Stau Ryburg-Schwörstadt durch, in dem unsere Strecken «Mumpf» und «Chräbis» lagen. Ihre Fänge lagen hier bei lediglich 11-26 Aalen pro 100 m, wobei teilweise sogar mit 2 Anoden gefischt wurde. Dieses tiefe Fangergebnis rührt vermutlich daher, dass sie im Stau Ryburg-Schwörstadt mit einer geringeren Intensität gefischt hat (befischte Strecke bis zu 10 km an einem Tag) als dies in der vorliegenden Untersuchung der Fall war.

4.3.3. Biometrie

Die biometrischen Analysen sollen insbesondere den Längenaufbau im Fang zeigen. Im Laufe des Sommers findet der Aufstieg der Jungaale in den Hochrhein statt. Je nach Ausmass dieser Zuwanderung sollte eine unterschiedliche Längen-Häufigkeitsverteilung zwischen den Frühjahrsfängen und den Herbstfängen auftreten. Die Rohdaten sind in Anhang B zusammengestellt.

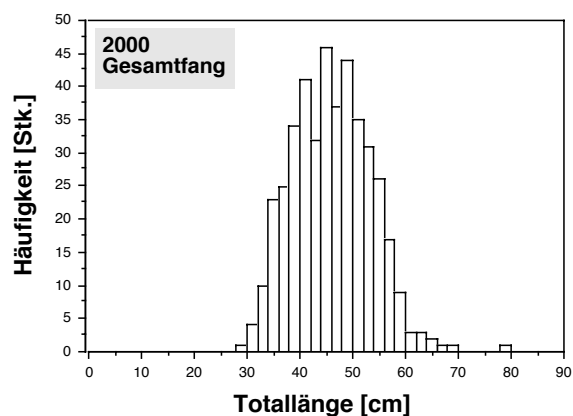
Die **Längen-Häufigkeitsverteilung** der im Jahre 2000 gefangenen Aale zeigte eine eingipflige, glockenförmige Verteilung mit einem Maximum bei 45 cm (Abb. 4.4). 96.7% der Aale wiesen eine Länge zwischen 30 und 60 cm auf. Eine Ähnliche Verteilung mit einem Maximum bei 42-45 cm fand auch Berg (1988) für den Gesamtfang seiner mit verschiedenen Fanggeräten gefangenen Aale aus dem Bodensee.

Da nur ein Uferstreifen bis in eine Tiefe von etwa 1.5 m befischt wurde, bezieht sich die Längen-Häufigkeitsverteilung nur auf die in diesem Bereich lebenden Aale. Der Anteil der gefangenen grossen Aale (<55 cm) ist möglicherweise nicht repräsentativ für den Bestand, da diese tiefere Uferbereiche vorziehen (Kap. 4.2.2.). Nach Berg (1990) und Naismith & Knights (1990a) widerspiegelt der Teil der Längen-Häufigkeitsverteilung der links des Maximums (Modalwert) liegt, die Längenselektivität des Elektrofangergerätes (Kap. 4.2.2.) und nicht die tatsächliche Verteilung im Bestand. Das würde bedeuten, dass Aale unter einer Länge von 44 cm im Uferbereich häufiger wären, als die Abbildung 4.4 vermuten lässt.

Dönni (1993) untersuchte mit weitgehend derselben Methode (identisches Fanggerät, Gerätespannung aber 700 V, also 100 V höher) in sehr ähnlichen Uferhabitaten gefangene Aale aus dem Stau Reckingen. Sie zeigten im Gegensatz zu den vorliegenden Untersuchungen eine deutlich zweigipflige Längen-Häufigkeitsverteilung des Gesamtfangs mit einem Maximum bei 32 cm und bei 50 cm (Abb. 4.4). Die Längenselektivität des Elektrofangergeräts konnte also erst unterhalb einer Länge von etwa 32 cm beobachtet werden.

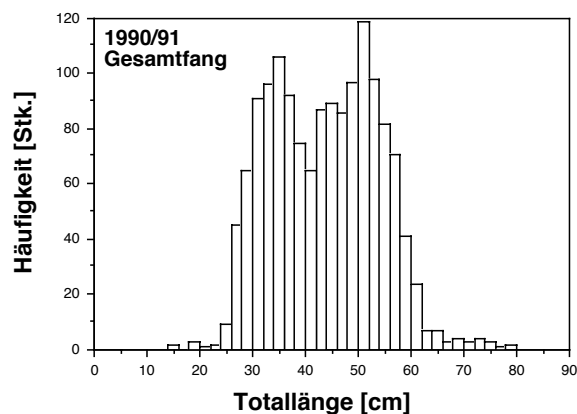
Tab. 4.3: Biometrische Daten der untersuchten Aale aus dem Hochrhein, aufgeschlüsselt nach Probedatum und Untersuchungsschwerpunkt. Ohne Berücksichtigung der Wiederfänge.

Fangort	Fang- datum	Totallänge [cm]			Gewicht [g]			Konditionsindex			Okularindex		
		Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.	Mittel
Sisseln:													
S1/S2	Frühling	31.3	60.5	44.2	49.8	384	156	0.13	0.20	0.16	2.66	5.86	3.98
S3/S4	Herbst	39.1	56.3	47.9	87.0	359	181	0.13	0.20	0.15	3.89	6.72	5.55
Mumpf:													
M1/M2	Frühling	34.1	69.8	46.8	46.2	631	180	0.10	0.34	0.16	2.67	8.91	4.38
M3/M4	Herbst	30.1	83.0	48.1	31.3	±1200	215	0.09	0.33	0.17	2.96	11.48	5.21
Chräbis:													
C1/C2	Frühling	32.3	64.0	45.8	43.9	537	149	0.10	0.20	0.14	2.66	6.34	4.39
C3/C4	Herbst	29.1	63.7	44.4	32.6	564	154	0.11	0.36	0.16	1.08	10.09	4.29
Total:		29.1	83.0	46.2	31.3	±1200	174	0.09	0.36	0.16	1.08	11.48	4.56



Statistische Daten zur Totallänge:

Minimum:	29.1 cm
Maximum:	83.0 cm
Mittelwert:	46.2 cm
Standardabweichung:	7.8 cm
Anzahl (n)	428 Aale



Statistische Daten zur Totallänge:

Minimum:	14.0 cm
Maximum:	100.5 cm
Mittelwert:	43.7 cm
Standardabweichung:	10.5 cm
Anzahl (n)	1484 Aale

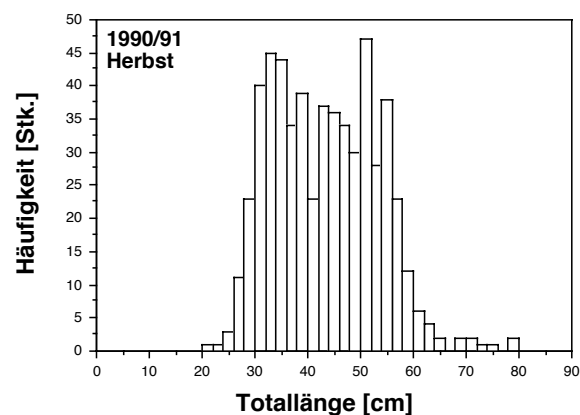
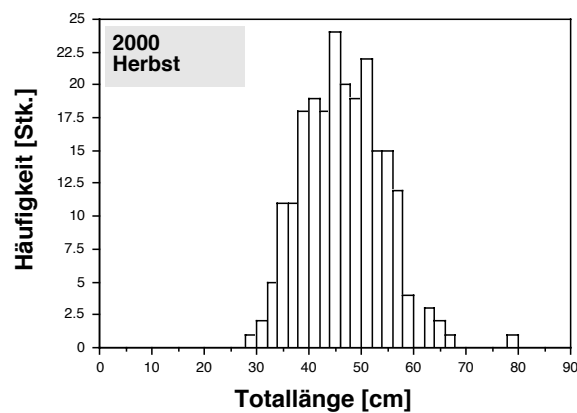
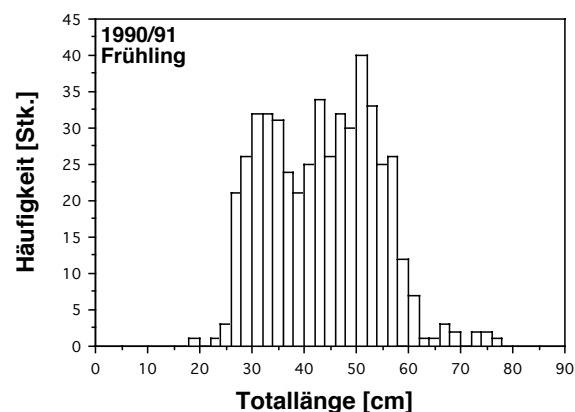
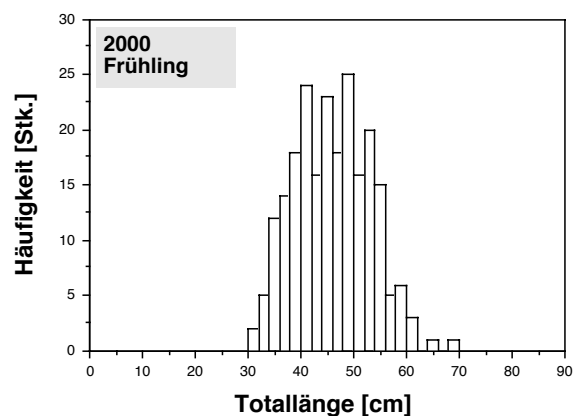


Abb. 4.4: Längen-Häufigkeitsverteilung und einige statistische Kennwerte der im Jahre 2000 in den Stautufen Säckingen und Ryburg-Schwörstadt sowie in den Jahren 1990/91 im Stau Reckingen (Dönni 1993) gefangenen Aale. Ohne Berücksichtigung der Wiederfänge.

Geht man davon aus, dass die Längenselektivität der Elektrofischerei in der Untersuchung von Dönni (1993) und der vorliegenden Studie in etwa dieselbe war und dass die Längensklassenzusammensetzung des Aalbestandes im Stau Reckingen ähnlich derjenigen im Stau Ryburg-Schwörstadt und Säckingen ist, so lässt sich daraus schliessen, dass Aale mit einer Länge von weniger als 40 cm im Jahre 2000 deutlich weniger häufig waren und die Zuwanderung an kleinen Aalen über den Sommer geringer war als in den Jahren 1990/91 (Abb. 4.4).

Weitere Angaben zu den erhobenen Biometriedaten finden sich in Tab. 4.3.

4.3.4. Entwicklungsstadium

Die Aale im Hochrhein können vereinfacht drei Entwicklungsstadien zugeordnet werden: aufsteigende Jungaale (Steigaale), stationäre Gelbaale und abwandernde Blankaale. Um das Ausmass der Abwanderung (Kap. 6) quantifizieren zu können, wurde der Anteil an Blankaalen im Bestand geschätzt.

Pankhurst (1982) bezeichnete Aale mit einem Okularindex grösser als 6.5 als Blankaale. Marchelidon et al. (1999) konnten anhand von in Frankreich gefangenen Aalen nachweisen, dass Blankaale einen höheren gonadosomatischen Index aufweisen als Gelbaale und dass der gonadosomatische Index mit dem Okularindex korreliert. Aufgrund dieser Studie erhöhten sie für den Okularindex die Schwelle zum Blankaalstadium auf gleich oder grösser 8.

Die Unterscheidung zwischen Gelbaal und Blankaal anhand äusserer Merkmale lieferte ähnliche Ergebnisse wie die mit Hilfe des Okularindex (Tab. 4.4). Ausser einem Aal wurden sämtliche mit Hilfe des Okularindex als blank angesprochenen Aale auch anhand der äusseren Merkmale als Blankaale erkannt. Umgekehrt wurden 6 Aale aufgrund ihrer äusseren Erscheinung als blank bezeichnet, ihr Okularindex lag aber unter dem Grenzwert von 8 für Blankaale. Bei den als im Übergangsstadium bezeichneten Aale waren die Unterschiede zwischen äusserer Erscheinung und Okularindex deutlich grösser.

Die Totallängen der Blankaale (gemäss äusseren Merkmalen) betrugen 45.6-83.0 cm. Mit Ausnahme eines Exemplars waren sie alle länger als 50 cm. Dies entspricht den Beobachtungen von Parey (1983). Er hat im Hochrhein 203 Blankaale gefangen, von denen die meisten ebenfalls länger als 50 cm waren. Berg (1988) fand für die Aale des Bodensees, dass sie ab einer Länge von etwa 70 cm die Wandlung zum Blankaal durchlaufen. Heute geht man aber davon aus, dass der Zeitpunkt der Abwanderung und damit der Eintritt ins Blankaalstadium nicht primär vom Alter oder der Körperlänge sondern vom physiologischen Status (z. B. Fettgehalt) abhängt (Svedäng 1996, 1997, Tesch 1999).

Der Anteil der Blankaale am Gesamtfang betrug im Frühling lediglich 0.4%, deutlich weniger als im Herbst (1.7%). Es ist aber anzunehmen, dass der Anteil am Gesamtbestand höher war, da grosse Aale bei der Elektrofischerei vermutlich unterbefischt wurden (Kap. 4.2.2.). Ein Vergleich mit anderen Daten vom Hochrhein und einiger seiner Zuflüsse (Tab. 4.5) deutet darauf hin, dass der Anteil an

Tab. 4.4: Entwicklungsstadium der untersuchten Aale aus dem Hochrhein. Die Unterscheidung zwischen Gelb- und Blankaal erfolgte einerseits anhand äusserer Merkmale, andererseits anhand des Okularindex. Die Wiederfänge sind nicht berücksichtigt, mit Ausnahme der im Herbst getätigten Wiederfänge vom Frühling.

Fangort	Fang- datum	Äussere Merkmale			Okularindex		
		Gelbaale	Übergang	Blankaale	Gelbaale	Übergang	Blankaale
Sisseln:							
S1/S2	Frühling	31	1	0	32	0	0
S3/S4	Herbst	22	0	0	22	0	0
Mumpf:							
M1/M2	Frühling	117	5	2	122	1	1
M3/M4	Herbst	227	1	7	226	2	7
Chräbis:							
C1/C2	Frühling	185	6	1	192	0	0
C3/C4	Herbst	199	1	1	200	0	1
Total [Stk.]	Frühling	333	12	3	346	1	1
	Herbst	448	2	8	448	2	8
Total [%]	Frühling	95.7	3.4	0.9	99.4	0.3	0.3
	Herbst	97.8	0.4	1.7	97.8	0.4	1.7

Blankaalen Ende der 80er- (Enzmann 1990) und Anfang der 90er-Jahre (Dönni 1993), vor allem aber Anfang der 80er-Jahre (Parey 1983) im Hochrhein höher war. Dies stimmt mit Aussagen von Sportfischern überein, die besagen, dass sie früher mehr grössere Aale gefangen hätten.

Für die weiteren Berechnungen wurden nur diejenigen Aale zu den Blankaaalen gezählt, deren Okularindex gleich oder grösser 8 war (Kap. 4.2.1.). Gemäss Tabelle 4.4 waren dies zur relevanten Jahreszeit im Herbst 1.7%. Da davon auszugehen ist, dass der Blankaalbestand unterschätzt wurde (Kap. 4.2.2.), gehen wir für die Berechnung der Abwanderung (Kap. 6.3.) von einem Anteil am Herbstbestand von 2-3% aus.

4.3.5. Schätzung von Populationsparametern

In Tabelle 4.6 sind die Wiederfangzahlen für die einzelnen Befischungen aufgelistet. Der Wiederfang von Aalen, die mindestens einmal markiert wurden, ist über alle vier Befischungen gesehen hoch. Markierungsexperimente an der Themse (Naismith & Knights 1990b), die eine hohe Aaldichte aufweist, lieferten Wiederfänge von 0.2-7.4%. In diesem Bereich lag auch der Wert für die Strecke «Mumpf» (6.6%). Die Wiederfänge für die Strecken «Chräbis» (12.4%) und «Sisseln» (44.4%) waren deutlich höher.

Die Ergebnisse der Bestandesschätzungen anhand der vier Verfahren nach Jolly-Seber, Fisher-Ford, Triple catch und Manly-Parr sind in Anhang C detailliert dargestellt. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse liefert Tabelle 4.7.

Tab. 4.5: Anteile an Blankaalen, die in verschiedenen Gewässern im Bereich des Hochrheins festgestellt wurden. Sämtliche Daten basieren auf elektrischen Uferbefischungen und einer Unterscheidung zwischen Gelbaal und Blankaal aufgrund äusserer Merkmale.

AutorIn/Fangort	Jahr	Untersuchte Aale [Stk]		Blankaale [%]	
		Frühling	Herbst	Frühling	Herbst
<i>Diese Untersuchung:</i>					
Stau Säckingen	2000	32	22	0.0	0.0
Stau Ryburg-Schwörstadt	2000	301	426	1.0	1.9
<i>Dönni (1993):</i>					
Stau Reckingen	1990	82	374	3.7	1.3
Stau Reckingen	1991	267	248	2.6	2.4
<i>Enzmann (1990):</i>					
Stau Ryburg-Schwörstadt	1989	1104	1176	1.5	2.1
Sissle (Mündungsbereich)	1988/89	111	121	0.9	1.7
Etzgerbach (Mündungsbereich)	1988/89	399	187	0.8	1.6
Thur (Mündungsbereich)	1988/89	-	413	-	1.5
<i>Parey (1983):</i>					
freifliessender Hochrheinabschnitt bei Kadelburg	1982	82	309	2.4	16.5
Stau Säckingen	1982	32	203	12.5	18.7
Stau Ryburg-Schwörstadt	1982	30	138	6.7	24.6

Qualität der geschätzten Parameter

Die vier Modelle lieferten für die Strecke «Sisseln» vergleichbare **Bestandesschätzungen** (Tab. 4.7). Für die Strecke «Mumpf» berechnete das Verfahren nach Fisher-Ford deutlich andere Werte als die übrigen drei Methoden. Grössere Unterschiede in der Bestandesschätzung fanden sich auch für die Strecke «Chräbis».

Die Verluste zwischen den einzelnen Befischungen setzen sich aus Abwanderung und Tod zusammen. Die geschätzten **Verlustquoten** zeigen, mit Ausnahme der Fisher-Ford-Schätzung, für die einzelnen Untersuchungsstrecken relativ ähnliche Werte (Tab. 4.7). Demnach war sie über den Sommer in der Strecke «Sisseln» deutlich geringer als in den beiden anderen Strecken.

Die Rate der **Zuwanderung** zeigte z. T. grössere Unterschiede, wobei wiederum die Schätzungen nach Fisher-Ford von den übrigen deutlich abwichen.

Die unterschiedlichen Schätzergebnisse sind darauf zurückzuführen, dass den vier Methoden vier verschiedene Berechnungsmodelle mit teilweise unterschiedlichen Annahmen zugrunde liegen. Das heisst aber auch, dass die äusseren Umstände (Dauer der Untersuchung, Anzahl Wiederfänge, Bestandesgrösse usw.) die Wahl des Modells diktieren. Nach Begon (1979) gilt:

- Bei kleinen Bestandeszahlen ist die Fisher-Ford Methode das geeignetste Verfahren, sofern die Verlustquote über die Zeit konstant und unabhängig vom Alter ist.

Tab. 4.6: Ergebnisse der Fang-Wiederfang-Untersuchungen.

Fangort	Fangdatum	Total		Wiederfänge von der 1., 2. und 3. Befischung						
		[Stk]	[Stk/m]	1	2	1+2	3	1+3	2+3	1+2+3
Sisseln:										
S1	13.4.2000	19	0.1	-	-	-	-	-	-	-
S2	23.5.2000	22	0.1	8	-	-	-	-	-	-
S3	6.9.2000	14	0.1	2	4	1	-	-	-	-
S4	3.10.2000	14	0.1	0	3	2	3	0	1	0
Total gefangene Aale (ohne Wiederfänge): 45				Total markierte Aale: 20			Wiederfang: 44.4%			
Mumpf:										
M1	28.4.2000	73	0.4	-	-	-	-	-	-	-
M2	19.5.2000	46	0.2	2	-	-	-	-	-	-
M3	29.9.2000	160	0.8	3	5	0	-	-	-	-
M4	21.10.2000	78	0.4	0	0	0	10	1	0	0
Total gefangene Aale (ohne Wiederfänge): 335				Total markierte Aale: 22			Wiederfang: 6.6%			
Chräbis:										
C1	28.4.2000	117	0.6	-	-	-	-	-	-	-
C2	19.5.2000	84	0.4	16	-	-	-	-	-	-
C3	29.9.2000	146	0.7	7	6	2	-	-	-	-
C4	21.10.2000	65	0.3	4	2	0	10	1	1	0
Total gefangene Aale (ohne Wiederfänge): 363				Total markierte Aale: 45			Wiederfang: 12.4%			

Tab. 4.7: Ergebnisse der Schätzungen der Bestandesgrösse, der Verlustquote (Abwanderung+Mortalität) und der Zuwanderungsquote für die drei Untersuchungsstrecken im Jahre 2000. Je nach angewendetem Modell sind die Schätzungen nur für bestimmte Zeitpunkte möglich. Für die Bestandesschätzung nach Jolly-Seber wurden auch die 95%-Vertrauensintervalle berechnet.

Fangort	Fangdatum	Fang	Jolly-Seber				Fisher-Ford			Triple Catch			Manly-Parr		
			N	T _N	l	b	N	l	b	N	l	b	N	l	b
Sisseln:															
S1	13.4.2000	19													
S2	23.5.2000	22	31.1	22.7-51.8	0.16	0.49	40.2	0.01	-0.05	40.0	0.17	0.09	66.0	0.32	-0.05
S3	6.9.2000	14	41.3	19.7-87.2			38.2	0.01	-0.01	50.0		0.45	42.0		
S4	3.10.2000	14					37.5				-0.12				
Mumpf:															
M1	28.4.2000	73													
M2	19.5.2000	46	346.9	88.5-1670.4	0.68	0.78	1000.7	0.01	-0.85	399.5	0.65	0.75	-	0.78	-
M3	29.9.2000	160	383.1	165.9-1765.1			134.2	0.01	3.78	314.2		0.43	320.0		
M4	21.10.2000	78					639.6				0.19				
Chräbis:															
C1	28.4.2000	117													
C2	19.5.2000	84	505.0	214.4-964.6	0.51	1.02	829.3	0.01	-0.05	410.6	0.30	0.64	378.0	0.71	0.87
C3	29.9.2000	146	761.1	308.0-1669.4			788.2	0.01	-0.02	500.1		0.71	438.0		
C4	21.10.2000	65					635.7				0.17				

N = geschätzte Bestandesgrösse

l = Verlustquote zwischen Frühling und Herbst

b = Zuwanderungsquote zwischen Frühling und Herbst

T_N = 95%-Vertrauensintervall von N

- Bei grossen Bestandeszahlen ist die Jolly-Seber Methode vorzuziehen, vor allem, wenn die Verlustquote über die Zeit variiert. Bei kleinen Bestandeszahlen überschätzt die Methode die Bestandesgrösse und unterschätzt die Verlustquote.
- Die Manly-Parr Methode ist das beste Verfahren, wenn viele multiple Wiederfänge (mehr als eine Marke) vorliegen und wenn die Verlustquote über die Zeit variiert und vom Alter abhängt. Die Bestandeszahlen müssen aber gross sein.
- Die Triple catch-Methode ist ein vergleichsweise einfaches Modell.

Die vorliegende Studie erstreckte sich über einen relativ grossen Zeitraum mit wenigen Befischungen. Ausser bei der Stelle Sisseln ist mit hohen Bestandeszahlen zu rechnen und die Verlustquote kann kaum als konstant angenommen werden. Aufgrund dieser Einschätzungen scheint das Verfahren nach Jolly-Seber für diese Untersuchung das geeignetste Modell zur Bestandsschätzung zu sein. Aus diesem Grund wurden nur für dieses Modell weitere Berechnungen durchgeführt.

Die 95%-Vertrauensintervalle für die Bestandsschätzungen des Jolly-Seber-Modells wurden nach Krebs (1989) berechnet (Tab. 4.8). Die tatsächliche Bestandesgrösse liegt mit einer Wahrscheinlichkeit von 95% in diesem Intervall. Für die Strecke «Mumpf» und «Chräbis» sind die Vertrauensintervalle sehr gross. Die Bestandsschätzungen für diese beiden Strecken sind somit deutlich weniger genau als diejenige für die Strecke Sisseln.

Grundsätzlich gilt, dass die Bestandsschätzungen mit Unsicherheit behaftet sind, die ermittelten Werte aber klar die Grössenordnung widerspiegeln, in der die tatsächlichen Bestandeszahlen liegen.

Interpretation der geschätzten Parameter

Als Beispiel für die hart verbauten Ufer wurde die Strecke «Sisseln» ausgewählt. Das Ufer besteht hier aus unvermörteltem Blocksatz mit nur wenigen Nischen, in die sich die Aale tagsüber zurückziehen können. Somit war es nicht überraschend, dass die Bestandsschätzung für diese Strecke am geringsten ausfiel (Tab. 4.8). Das Blocksatzufer weist im Gegensatz zu den anderen Typen von hart verbautem Ufer am Hochrhein (Kap. 4.3.1.) noch eine geringe Anzahl an Unterständen auf. Es ist

Tab. 4.8: Zusammenstellung der für die weiteren Auswertungen verwendeten Schätzwerte basierend auf den nach Jolly-Seber geschätzten Parametern (Tab. 4.7).

Fangort	geschätzte Bestandesgrösse [Stk]				geschätzte Dichte [Stk/100 m]				Veränderung	
	Frühling		Herbst		Frühling		Herbst		Frühling-Herbst [%]	
	N	T _N	N	T _N	N	T _N	N	T _N	l	b
Sisseln	31	23-52	41	20-87	16	12-27	22	11-46	16	49
Mumpf	347	89-1670	383	166-1765	173	45-835	192	83-883	68	78
Chräbis	505	214-965	761	308-1669	253	107-483	381	154-835	51	102

N = geschätzte Bestandesgrösse

T_N = 95%-Vertrauensintervall von N

l = Verlustquote

b = Zuwanderungsquote

deshalb anzunehmen, dass die Aaldichte in Ufern mit anderen harten Verbauungstypen (Asphalt-Deckwerk, Betonplatten, Betonbohle, Stahlpundwand, Blocksatz/-wurf vermörtelt) noch geringer ist.

Die Strecke «Mumpf» als Beispiel für den Typ «weich verbautes Ufer» und das Naturufer der Strecke «Chräbis» bieten den Aalen viele Versteckmöglichkeiten zwischen Steinen, unter Wurzelstöcken, im weichen Sediment usw. Entsprechend hoch waren denn auch für beide Strecken die geschätzten Bestandesgrößen. Die Vertrauensintervalle (Tab. 4.8) für die Bestandesschätzungen waren für beide Strecken hoch. Wir gehen deshalb davon aus, dass sich die Bestandesgrößen in Naturufern und weich verbauten Ufern nicht deutlich unterscheiden. Dies gilt vermutlich auch für die anderen Typen weich verbauten Ufers (Kap. 4.3.1.), da diese ebenfalls viele für Aale geeignete Spalten und Unterstände aufweisen dürften.

4.3.6. Hochrechnungen

Die Bestandesschätzung bezieht sich nur auf den mit dem Elektrofängergät befischbaren Teil des Aalbestandes (Kap. 4.3.3.) im Uferbereich, streng genommen sogar nur auf die jeweils befischten Uferstrecken. Eine Schätzung des Aalbestandes für den Uferbereich des gesamten Hochrheins (bis in eine Tiefe von ca. 1.5 m) anhand einer Hochrechnung ist daher unsicher und kann nur eine ungefähre Größenordnung der tatsächlichen Bestandeszahlen liefern. Die so gewonnenen Werte sind entsprechend kritisch zu betrachten.

Die Hochrechnung lieferte die folgende Bestandesschätzung für den Hochrhein (gerundete Werte, mit Angabe des 95%-Vertrauensintervalls, Tab. 4.9):

Frühling 2000: 409'000 (163'000-1'057'000)

Herbst 2000: 573'000 (237'000-1'513'000)

Diese Zahlen beziehen sich nur auf den elektrisch befischbaren Uferbereich. Auf Grund der in Kapitel 4.2.2. erwähnten Gründen nehmen wir an, dass der Bestand des gesamten Hochrheins kaum mehr als doppelt so hoch ist.

Grundsätzlich wäre zu erwarten, dass in Hochrheinabschnitten mit höherer Aaldichte von den Angelfischern auch mehr Aale gefangen werden. Bestand und Fang korrelieren jedoch aufgrund des von Jahr zu Jahr oft unterschiedlichen Fangaufwandes meist nicht sehr gut. Trotzdem zeigte ein statistischer Vergleich zwischen der geschätzten Aaldichte (Tab. 4.8) und dem flächenbezogenen Fang pro Abschnitt, dass diese Beziehung statistisch signifikant positiv ist (Abb. 4.5). Somit können wir annehmen, dass die relativen Unterschiede in den Bestandesschätzungen für die einzelnen Hochrheinabschnitte realistisch sind. Über die Güte der absoluten Zahlen lässt sich jedoch nichts aussagen.

Enzmann (1990) führte eine Bestandesschätzung für den Stau Ryburg-Schwörstadt nach der Petersen-Methode durch. Hierfür wurden markierte Aale aus der Thur, der Sissle und dem Etzgerbach

Tab. 4.9: Hochrechnung des Aalbestandes des Hochrheins im Uferbereich bis in eine Tiefe von ca. 1.5 m. (Detailtabelle vgl. Anhang D). Angaben der absoluten Bestandeszahlen (obere Tabelle) und der Dichte (untere Tabelle), aufgeschlüsselt nach linkem und rechtem Ufer

Hochrhein-Abschnitt		Bestand im Frühling [Stk]			Bestand im Herbst [Stk]		
Bezeichnung	Länge [km]	links	rechts	Total	links	rechts	Total
Stein bis Diessenhofen	13	10'229	16'449	26'678	13'965	23'692	37'657
Stau KW Schaffhausen	7	6'261	1'854	8'115	9'018	2'598	11'616
KW Schaffhausen bis Rheinfall	3	2'616	2'498	5'114	3'881	3'702	7'583
Hauptstau KW Rheinau	7	5'868	4'688	10'556	8'698	6'904	15'602
Hilfsstau KW Rheinau	4	8'914	6'948	15'862	12'387	9'744	22'131
Rheinau Unterwasser bis Thurm.	6	10'187	8'684	18'871	14'361	10'666	25'027
Stau KW Eglisau	14	30'535	27'159	57'694	43'205	39'867	83'072
Stau KW Reckingen	11	21'438	24'623	46'061	32'059	36'382	68'441
Reckingen bis Koblenz-Kadelburg	12	23'486	19'068	42'554	34'106	25'500	59'605
Stau KW Albrück-Dogern	11	13'125	12'817	25'941	17'532	18'442	35'974
Stau KW Laufenburg	9	12'948	17'289	30'238	16'018	25'060	41'078
Stau KW Säckingen	7	10'571	3'192	13'763	11'710	4'562	16'272
Stau KW Ryburg-Schwörstadt	14	23'685	26'369	50'054	32'383	37'977	70'360
Stau KW Rheinfeldern	3	6'745	7'339	14'084	9'432	11'058	20'490
Stau KW Augst-Wyhlen	9	14'691	13'508	28'199	21'009	18'590	39'599
Stau KW Birsfelden	8	2'880	4'061	6'941	3'437	5'231	8'668
Stau KW Kembs	7	6'492	1'303	7'795	8'336	1'691	10'028
Total	145	210'671	197'849	408'521	291'539	281'665	573'204

Hochrhein-Abschnitt		Dichte im Frühling [Stk/100 m]			Dichte im Herbst [Stk/100 m]		
Bezeichnung	Länge [km]	links	rechts	Mittel	links	rechts	Mittel
Stein bis Diessenhofen	13	79	127	103	107	182	145
Stau KW Schaffhausen	7	89	26	58	129	37	83
KW Schaffhausen bis Rheinfall	3	87	83	85	129	123	126
Hauptstau KW Rheinau	7	84	67	75	124	99	111
Hilfsstau KW Rheinau	4	223	174	198	310	244	277
Rheinau Unterwasser bis Thurm.	6	170	145	157	239	178	209
Stau KW Eglisau	14	218	194	206	309	285	297
Stau KW Reckingen	11	195	224	209	291	331	311
Reckingen bis Koblenz-Kadelburg	12	196	159	177	284	212	248
Stau KW Albrück-Dogern	11	119	117	118	159	168	164
Stau KW Laufenburg	9	144	192	168	178	278	228
Stau KW Säckingen	7	151	46	98	167	65	116
Stau KW Ryburg-Schwörstadt	14	169	188	179	231	271	251
Stau KW Rheinfeldern	3	225	245	235	314	369	341
Stau KW Augst-Wyhlen	9	163	150	157	233	207	220
Stau KW Birsfelden	8	36	51	43	43	65	54
Stau KW Kembs	7	93	19	56	119	24	72
Mittlere Dichte	145	144	130	137	198	185	191

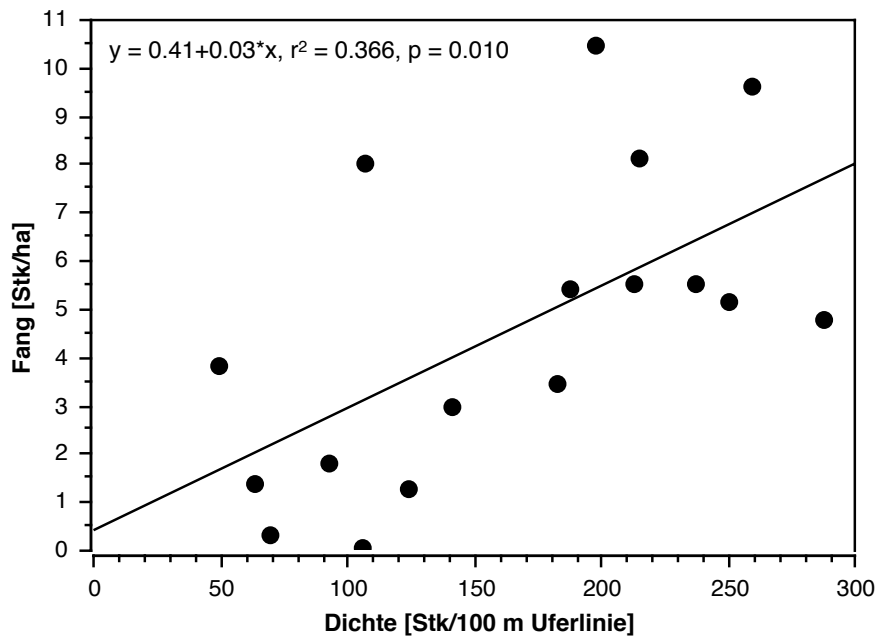


Abb. 4.5: Korrelation zwischen der geschätzten Aaldichte und dem mittleren Aalfang der Jahre 1995-99 (Daten BUWAL) im Hochrhein. Die einzelnen Werte beziehen sich auf die Hochrheinabschnitte gemäss Tabelle 4.9.

eingesetzt, also nicht Aale aus der Staustufe selbst verwendet. Dieser Ansatz ist mit dem Petersen-Verfahren nicht vereinbar. Dies war den Autoren bewusst, weshalb sie ihre Bestandesschätzung von 280'000 Aalen (Enzmann & Senn, 1992) nur als «Eindruck über die Populationsdichte» bezeichneten. Unsere Schätzungen lagen mit 50'000-70'000 Aalen deutlich tiefer. Ein Teil der von Enzmann eingesetzten Aale wanderte in die Zuflüsse und vermutlich auch in andere Staustufen ab (offenes System). Zudem beschränkte sich ihre elektrische Befischung ebenfalls auf den Uferbereich. Folglich waren die Wiederfänge sehr gering (0.3%), was vermutlich zu einer deutlich zu hohen Bestandesschätzung führte.

5. Einwanderung in den Hochrhein

5.1. Einleitung

Im Hochrhein zwischen Eglisau und Birsfelden wurden bis 1985 sehr viele Jungaale eingesetzt. Weil dadurch eine Störung der Fisch-Lebensgemeinschaft befürchtet wurde, gilt seit 1986 im Hochrhein ein Besatzmoratorium. Auf der deutschen Seite des Bodensees werden nach wie vor Aale eingesetzt, ebenso im Ober- und Mittelrhein.

Es stellte sich nun die Frage, wie sich der Aalbestand im Hochrhein nach dem Besatzmonatorium entwickelte. Die Bestandesgrösse ist hauptsächlich abhängig vom Nachwuchs aus dem Meer, vom Besatz, von der Durchgängigkeit des Rheins (Schleusen, Fischpässe, Rheinfall), von der natürlichen Mortalität, der Befischung und der Abwanderung. In diesem Kapitel geht es um die Einwanderung in den Hochrhein.

Die erste Hürde für die einwandernden Aale ist die Schleuse Haringvliet an der Rheinmündung; weitere Zuwanderungswege führen über den Nieuwe Waterweg (Schifffahrtsstrasse nach Rotterdam) und über das IJsselmeer. Dann folgt eine 695 km lange Strecke ohne Hindernisse. Mit dem Kraftwerk Iffezheim beginnt eine Reihe von 10 Kraftwerken mit Schleusen und Fischtreppen bis nach Basel (170 km). Mit dem Kraftwerk Birsfelden beginnt die Serie der elf Hochrheinkraftwerke bis nach Schaffhausen (120 km).

Das Kraftwerk Rheinau, welches keinen Fischpass hat, können die Aale trotzdem überwinden (pers. Mitt. K. Balsiger, Fischereiaufseher, Dachsen). Auch der Rheinfall scheint kein Hindernis zu sein, wie Meister (1970) berichtete. Zudem kamen Aale im Bodensee vor, bevor sie dort eingesetzt wurden (Berg 1988).

Um eine Schätzung der aufsteigenden Aale zu bekommen, wurden im rechtsufrig gelegenen Fischpass des Kraftwerks Birsfelden, dem untersten Hochrheinkraftwerk in der Schweiz, stichprobenweise Aufstiegszählungen gemacht. Weil ein Teil der Aale durch die dort gelegene Schiffsschleuse ins Oberwasser gelangt, kann diese Untersuchung keine absoluten Zahlen liefern. Weiter wurden Aussagen über die Herkunft der einwandernden Aale gemacht.

Vorgesehen war, dass die Fischereiaufsicht Basel-Stadt im Fischpass Birsfelden 1999 die Fisch-Aufstiegskontrollen wieder aufnimmt. Dabei sollten die speziellen Bedürfnisse des Projektes berücksichtigt werden, z. B. die Maschenweite der Reuse. Wegen der wetterbedingten Verschiebung der Aufstiegszählungen um ein Jahr, musste die Arbeit vom Auftragnehmer selbst geleistet werden. Zudem musste eine separate Fangvorrichtung erstellt werden, weil die bestehende Reuse wegen zu grosser Maschenweite für die Aal-Zählungen nicht geeignet war.

5.1.1 Untersuchungssperimeter

Für dieses Kapitel wurden der Mittel-, Ober- und Hochrhein in die Betrachtung einbezogen. Die Feldarbeit wurde am Fischpass des Kraftwerkes Birsfelden (Abb. 3.1) geleistet.

5.2. Methodik

Es wird davon ausgegangen, dass die Aale den Fischpass durchwandern und nicht als Lebensraum benützen. Nach Tesch (1999) konzentriert sich die Aktivitätszeit der Aale mit zunehmender Körperlänge auf die Nachtstunden. Zeh (1993) beobachtete im Fischpass Reckingen jedoch auch am Tag aufsteigende Aale. Weil an den Zähltagen der Fischpass nur während ca. 18 h (von ca. 16:00 h bis ca. 10:00 h) abgesperrt wurde, könnten die Aufstiegszahlen - namentlich bei den kleinen Aalen - möglicherweise unterschätzt worden sein.

Mit den Aufstiegszählungen am Fischpass Birsfelden (Foto 1 im Anhang F) konnten diejenigen Tiere nicht erfasst werden, welche in die Birs und durch die linksufrige Birsfelder Schiffschleuse ins Oberwasser wanderten.

Zur Erfassung aller aufsteigenden Aale, auch der kleinsten, sind alle Kontroll-Reusen der Kraftwerke des Hochrheins ungeeignet, so auch diejenige von Birsfelden. Sie haben zu grosse Maschenweiten (Tab. 5.1). Zeh (1993) beobachtete, dass in der Kontrollreuse des Kraftwerks Reckingen (Maschenweite 17mm) nur Aale >45 cm zurückgehalten wurden.

Eine Verkleinerung der Maschenweite der Reuse in Birsfelden kam nicht in Frage, weil dadurch der Durchfluss des Fischpasses zu stark gebremst worden wäre, vor allem auch durch Treibgut, welches die Maschen verstopft. Deshalb wurde oberhalb der Kontrollreuse eine Querwand des Fischpasses mit Lochblechen (6 mm-Löcher) abgesperrt (Abb. 5.1). Wurden die Löcher von Geschwemmsel verstopft, so fiel das Wasser über das Lochblech auf der Krone ca. 50 cm tief ins nächste Becken. Dieses Hindernis konnten die Aale nicht überwinden (Foto 2 im Anhang F). Ein Versuch mit einem 15 cm langen Aal zeigte, dass er sich gerade noch durch ein 6 mm-Loch zwängen konnte, allerdings ohne den Wasserdruck, welchen der Aal im Fischpass zusätzlich überwinden muss. Es kann deshalb angenommen werden, dass die Absperrung für Aale >15 cm sicher unüberwindbar war.

Die kleinsten zu erwartenden Aale (eingesetzte Glasaale von 6-8 cm Länge) könnten von ihrer Grösse her durch die 6 mm-Löcher schlüpfen. Ob sie dies allerdings auch gegen den Wasserdruck schafften, ist nicht bekannt.

Tesch (1999) nennt für die kleinsten Aalstadien im Unterlauf der Elbe folgende Längen: Glasaale 6-8 cm; Steigaale 7-30 cm (meistens etwa 7-20 cm). Dekker (1998) fand, dass die Aale beim Eintritt in das IJsselmeer (Meeresbucht im Mündungsgebiet des Rheins) eine Länge von 6-8 cm aufwiesen.

Tab. 5.1: Die elf Flusskraftwerke am Hochrhein. Für die Kontrollreusen in den Fischpässen sind die Maschenweiten angegeben (nach Gerster 1998).

Kraftwerk	Lage des Fischpasses	Maschenweite der Reuse [mm]	Bemerkungen
Schaffhausen		15	
Rheinau			kein Fischpass
Eglisau		30/38	
Reckingen	rechts/links	17	
Albbruck-Dogern	Wehr	10	
	Maschinenhaus	15	
Laufenburg	rechts	17	
	links	15/17	
Säckingen		21	
Ryburg-Schwörstadt		10/20	zweilagiges Gitter
Rheinfelden	Wehr (Mitte, links)	?	
Augst-Wyhlen	rechts	15	
		10	Denilpass
Birsfelden		17	

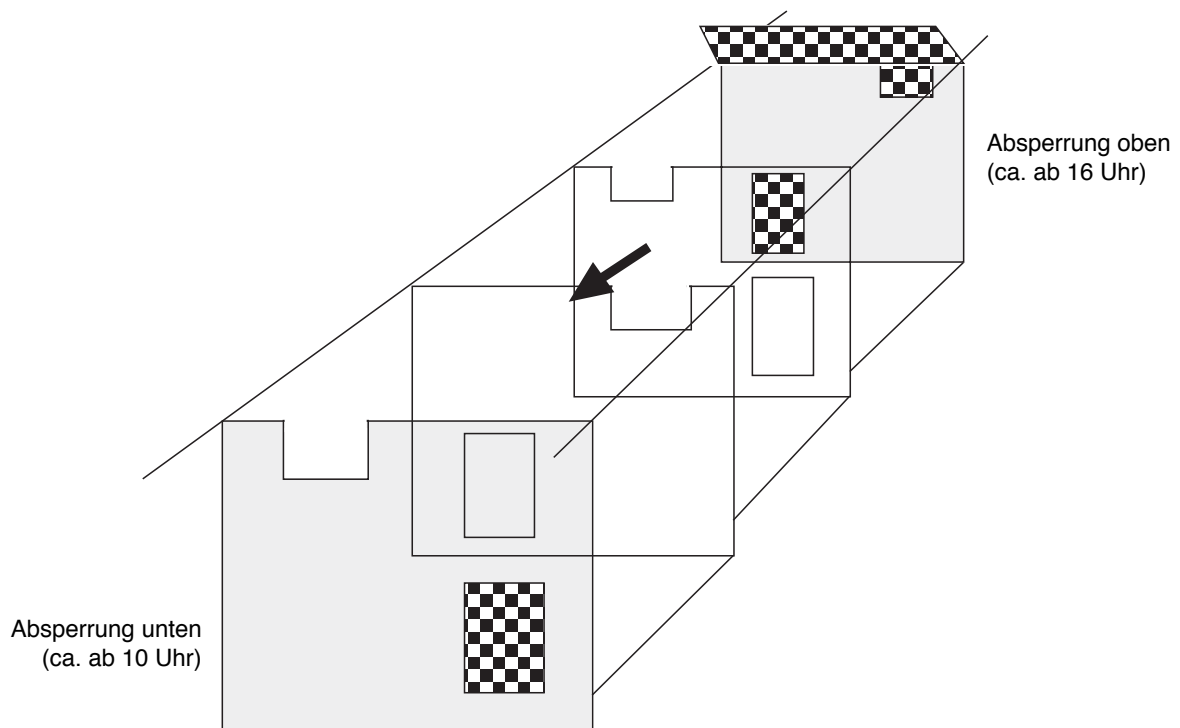


Abb. 5.1: Ausschnitt aus dem Fischpass Birsfelden mit eingezeichneten Absperrungen (punktiert: Lochblech mit 6 mm-Löchern). Zwischen der oberen und unteren Absperrung lagen zwölf Becken sowie die Reuse.

Für eine Aufstiegskontrolle wurde jeweils am Nachmittag in der Fischtreppe die obere Querwand mit Lochblech (6 mm-Löcher) abgesperrt. Fische, die danach in die Fischtreppe einstiegen, wurden an dieser Stelle durch die Absperrung zurückgehalten. Am nächsten Morgen, ca. 10 Uhr, wurde der Fischpass im untersten Viertel ebenfalls mit einem Lochblech verschlossen (Abb. 5.1) und danach der Wasserzufluss am oberen Ende des Fischpasses mit einer dort eingebauten Tauchwand abgesperrt. Nachdem das Wasser bis auf ca. 20 cm Tiefe abgelaufen war, wurden mit einem feinmaschigen Kescher die eingeschlossenen Aale herausgefangen. Auch oberhalb der Absperrung wurden Aale, die bereits vor dem Absperrren der Treppe bis hierher aufgestiegen sind, gefangen und separat gezählt.

Für die Längenmessung wurden die Aale in eine passende Plexiglasröhre gebracht (unterschiedliche Durchmesser je nach Aalgrösse, Foto 4 im Anhang F), welche ein aufgezeichnetes Längenmass mit 5 cm-Intervallen aufwies. Die Längen wurden auf einen Zentimeter genau geschätzt. Die kleinsten Aale wurden mit einem Massstab auf den Millimeter genau gemessen. Da sich die Aale im Rohr immer zu einer Schlangenlinie krümmten, wurden die gemessenen Längen mit einem geschätzten «Streckfaktor» von 1.18 korrigiert. Nach der Messung wurden die Aale im Oberwasser freigesetzt.

Die Zählkampagne 2000 umfasste zehn Zähltag im Abstand von ca. zwei Wochen (Tab. 5.2).

5.3. Resultate

Am 1. Juli 1999 wurde ein Testlauf mit der neu eingerichteten Absperrung durchgeführt. Es wurden 65 Aale gefangen.

Die Zählung im Jahr 2000 begann am 24. Mai und endete am 19. September. Damit wurde wahrscheinlich die ganze Wanderperiode erfasst, denn bei der ersten und letzten Kontrolle waren im Fischpass keine Aale zu finden. Die Zählungen ergaben zwei Maxima (8. Juni und 8. August), jeweils gefolgt von kontinuierlich abnehmenden Anzahlen (Abb. 5.3). Solche Wanderschübe wurden auch 1995 festgestellt (Abb. 5.4.). Insgesamt wurden im Jahr 2000 an acht Zähltagen 264 Aale gezählt und vermessen (Tab. 5.2).

Die Abbildung 5.3 zeigt, dass die beiden Wanderschübe Anfang Juni und Anfang August nur Aale von mittlerer Körperlänge umfassten, während kleine Aale während der ganzen Periode in geringer Zahl auftraten.

Drei Längenklassen von Aalen waren unterscheidbar (Abb. 5.2, Foto 3 im Anhang F):

- kleine: 8.3 cm bis 25 cm (Mittelwert 18 cm, N=45)
- mittlere: 30 cm bis 53 cm (Mittelwert 40 cm, N=215),
- grosse: ca. 55 bis 110 cm. (N=4). Aale dieser Länge sind gewöhnlich stationär und wandern nur noch in ihrem Wohngebiet kurze Strecken flussauf- und flussabwärts (Dönni 1993). Der grösste gefangene Aal war 110 cm lang.

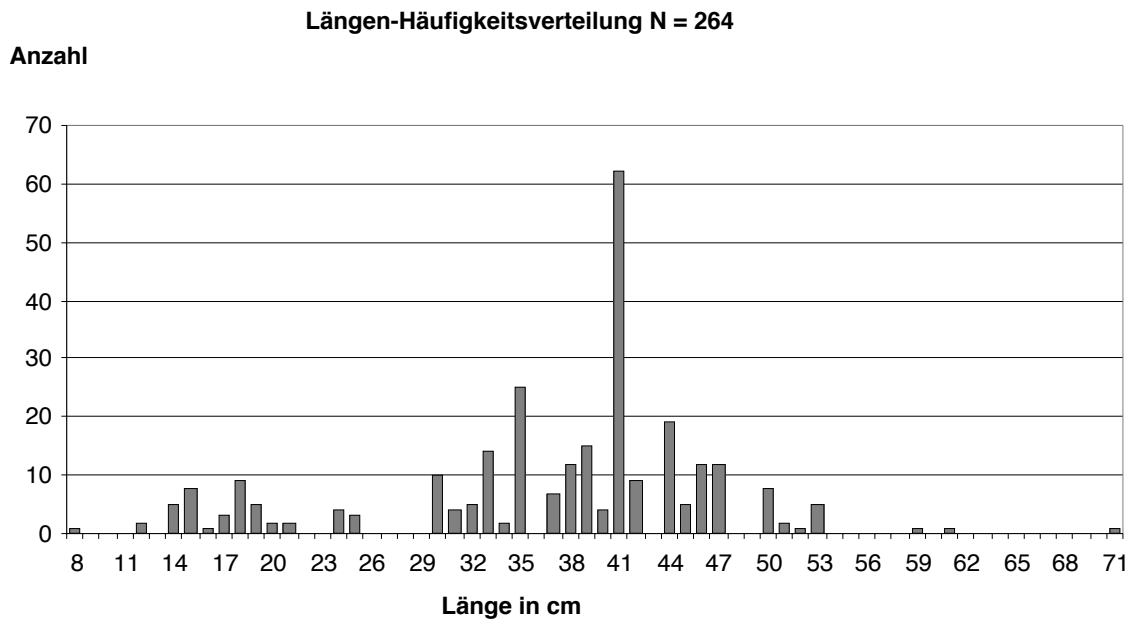


Abb. 5.2: Längen-Häufigkeitsverteilung aller im Jahr 2000 im Fischpass Birsfelden gezählten Aale. Drei Gruppen lassen sich grob abgrenzen: kleine Aale von 8.3 cm bis 25 cm (Mittelwert 18 cm, N=45) und grössere ab 30 cm bis 53 cm (Mittelwert 40 cm, N=215). Von den grössten, ab 55 cm bis 110 cm, wurden nur vier Stück erfasst (die Grafik weist eine verkürzte x-Achse auf, daher sind die Längen von nur drei Aalen dargestellt).

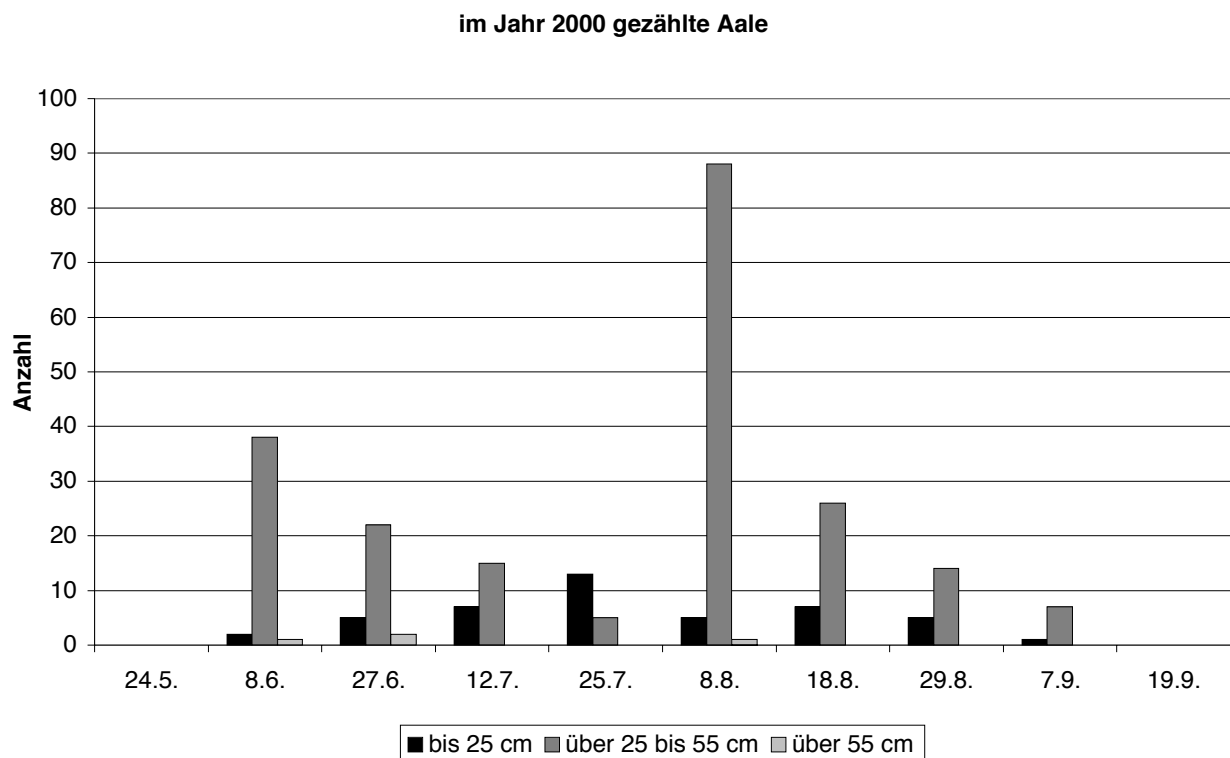


Abb. 5.3: Anzahl Aale der drei Längenklassen während der Aufstiegsperiode 2000. Die mittelgrossen Aale sind in zwei Wellen gewandert, während die kleinen über die ganze Beobachtungszeit in geringer Anzahl auftraten.

Tab. 5.2: Zähltag und gezählte Aale, Wassertemperatur und Mondphasen (ab = abnehmend, zu = zunehmend, leer = Leer-/Neumond). Die Zählung im Jahr 1999 war ein Probelauf. Die zehn Zähltag lagen jeweils etwa 2 Wochen auseinander.

Jahr	Datum	Total Aale [Stk]	Temperatur [°C]	Mondphase
1999	1.7.1999	65	18.0	
2000	24.5.2000	0	14.4	ab
	8.6.2000	41	16.1	zu
	27.6.2000	29	19.3	ab
	12.7.2000	22	17.2	zu
	25.7.2000	18	18.3	ab
	8.8.2000	94	17.7	zu
	18.8.2000	33	21.1	ab
	29.8.2000	19	20.2	leer
	7.9.2000	8	17.8	ab
	19.9.2000	0	17.1	ab
	Total im Jahr 2000	264		

Die mittelgrossen Aale traten weitaus am häufigsten auf, während von den kleinsten und grössten pro Fangtag nur wenige Individuen gezählt wurden.

Die 10 Zählungen im Jahr 2000 wurden auf die etwa 119-tägige Aufstiegsperiode hochgerechnet: vom Zähltag mit Aalaufstieg wurde jeweils die Hälfte der Tage bis zum vorherigen und zum folgenden Zähltag mit gleichbleibender Häufigkeit belegt und pro Monat zusammengefasst. Damit wurde ein gewisser Fehler in Kauf genommen, weshalb die Aufstiegszahl für das Jahr 2000 als grobe Schätzung zu betrachten sind. Die Extrapolation von 10 Tagen (264 Aale) auf die geschätzten 191 Tage der Wanderperiode ergibt für den Aufstieg im Fischpass eine Grössenordnung von 3500 Aalen.

Unter der Annahme, dass an beiden Ufern etwa gleich viele Aale aufwärtswandern, sind im Jahr 2000 schätzungsweise 7000 Aale bei Birsfelden in den Hochrhein aufgestiegen.

Berücksichtigt man die Beobachtung von Zeh (1993), dass die Aale auch am Tag wandern und dass bei den Zählungen der Fischpass nur während etwa 3/4 eines Tages abgesperrt wurde, dürfte die Schätzung der Anzahl der in Birsfelden aufgestiegenen Aale im Jahr 2000 noch etwas höher liegen – vor allem die der kleinen Aale.

5.4. Diskussion

5.4.1 Der Aalaufstieg in den Jahren 1993 bis 2000

Die Fischereiaufseher von Basel-Stadt zählten im Fischpass Birsfelden in den Jahren 1993 2834 und 1994 3477 Aale, im Jahr 1995 noch deren 628 (Abb. 5.5). Im Jahr 2000 wurden (hochgerechnet) 3500 Aale erfasst.

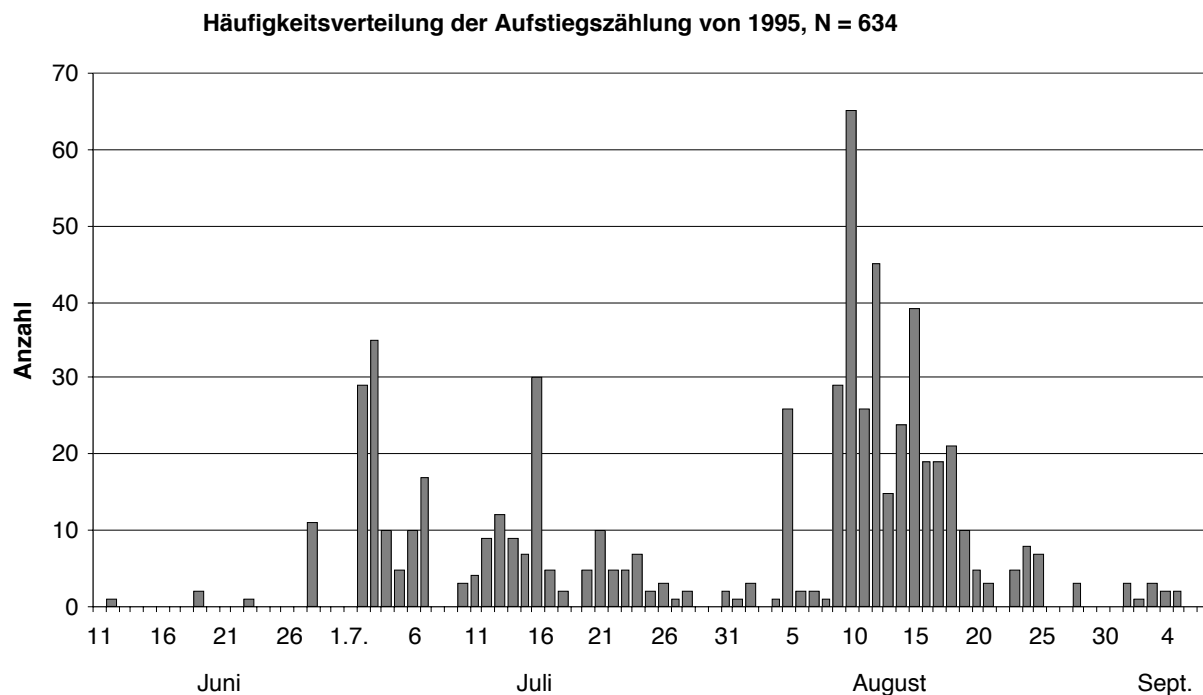
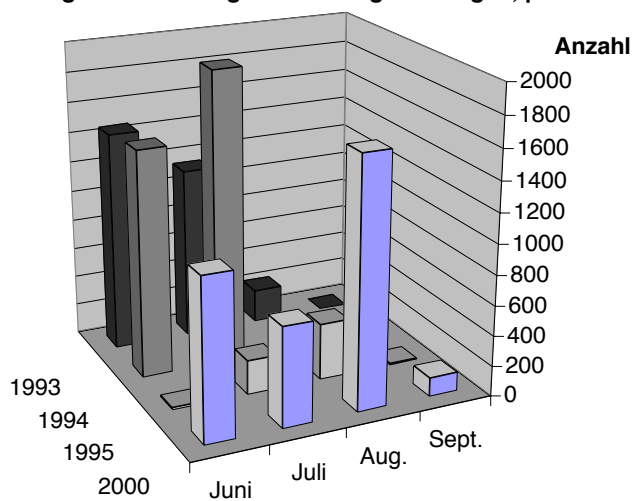


Abb. 5.4: Die Häufigkeitsverteilung des Aufstiegs im Jahr 1995 zeigt (wie auch im Jahr 2000) eine Wanderung in Schüben, mit einer besonders deutliche Aufstieggsspitze im August (Daten Fischereiaufsicht Basel-Stadt).

Häufigkeitsverteilung der Aufstiegszählungen, pro Monat



	Juni	Juli	Aug.	Sept.
2000 (N=3489)	1062	658	1643	126
1995 (N=628)	15	227	375	11
1994 (N=3477)	1503	1947	27	0
1993 (N=2834)	1461	1147	226	0

Abb. 5.5: Aalzählungen im Fischpass Birsfelden, differenziert nach Monaten. Die Zählungen von 1993-1995 wurden von der Fischereiaufsicht Basel gemacht, die Zählungen von 2000 wurden aus 10 Zählungen auf die ganze Aufstiegsperiode hochgerechnet. Die Zahlen von 2000 sind mit den übrigen nicht vergleichbar (siehe Kap. 5.4.1).

Die Daten für die Jahre 1993 bis 1995 sind mit denjenigen von 2000 nur bedingt vergleichbar, weil für die Zählungen eine Reuse mit einer Maschenweite von 17 mm verwendet wurde. Dies ergibt für die meisten grösseren Fische brauchbare Ergebnisse, nicht aber für den Aal. Mit der Reuse von Birsfelden konnten theoretisch nur grosse Aale (>45 cm) zurückgehalten werden (Zeh 1993), während mit den im Jahr 2000 verwendeten Lochblechen (Lochdurchmesser 6 mm) auch kleine Aale erfasst wurden (siehe Kap. 5.2). Trotzdem wurden 1993 und 1994 vorwiegend kleine Aale (<30 cm) gefangen (Abb. 5.6). Sie traten aber in solchen Massen auf, dass trotz der grossen Maschenweite noch viele kleine Aale in der gehobenen Reuse liegenblieben (pers. Mitt. Fischereiaufseher W. Herrmann). Das heisst, dass die 1993 und 1994 gezählten Aale nur einen kleinen Teil der tatsächlich hinaufgewanderten repräsentierten.

Folgerung: In den Jahren 1993, 1994 und wahrscheinlich auch noch 1995 wanderten viel mehr Aale durch den Fischpass Birsfelden als im Jahr 2000. Vor allem Aale unter 30 cm Körperlänge waren früher wesentlich häufiger.

Für die Aufstiegszählungen beim Kraftwerk Kembs wurde der Fischpass jeweils abgesperrt und elektrisch ausgefischt. Deshalb sind auch diese Zählungen aus methodischen Gründen mit denjenigen in Birsfelden nur bedingt vergleichbar. Die Abbildung 5.7 zeigt aber, dass auch in Kembs eine deutliche Abnahme festgestellt wurde, wie erwartet ein Jahr früher (von 1993 auf 1994) als in Birsfelden.

5.4.2 Herkunft und Alter der Aale

Die jungen Aale haben einen **Wandertrieb** flussaufwärts, unabhängig davon, ob sie natürlicherweise den Rhein hoch schwimmen oder eingesetzt werden. Im Laufe dieser Wanderung wachsen sie heran. Flussaufwärts eingesetzte Aale haben gegenüber den ohne menschliche Hilfe aufwandernden Altersgenossen eine kürzere Wander- und Wachstumsphase hinter sich. Sie besitzen daher beim Erreichen bestimmter Orte im Oberlauf des Flusses eine geringere Körperlänge. Dies führt zu zweigipfligen Längenverteilungen in den Kontrollfängen. Je grösser der zeitliche Vorsprung der Satzaale ist, desto deutlicher sind die beiden Längensklassen getrennt. Eine solche zweigipflige Häufigkeitsverteilung war bei den im Jahr 2000 gemessenen Aalen festzustellen (siehe Abb. 5.2).

Es wandern jedoch nicht alle Aale einer Altersklasse mit derselben Zielstrebigkeit flussaufwärts. Zudem wachsen sie auch unterschiedlich schnell (Tesch 1999). Deshalb dürfte sich eine mehrgipflige Längenverteilung, die sich aus grösseren natürlich aufgewanderten und kleineren eingesetzten Aalen zusammensetzt, mit zunehmender Wanderstrecke verwischen.

Die Genauigkeit der Schätzung von Länge und Alter wandernder Aale an einem bestimmten Ort hängt stark von den angenommenen Wanderleistungen und den Wachstumsraten ab. Die hier gemachten Schätzungen und die darauf bauenden Argumentationen sind unsicher, weil es für den Rhein kaum brauchbare Angaben über Wanderleistungen und Wachstum gibt. Folgende Annahmen werden den Schätzungen in diesem Kapitel zu Grunde gelegt (Tab. 5.3):

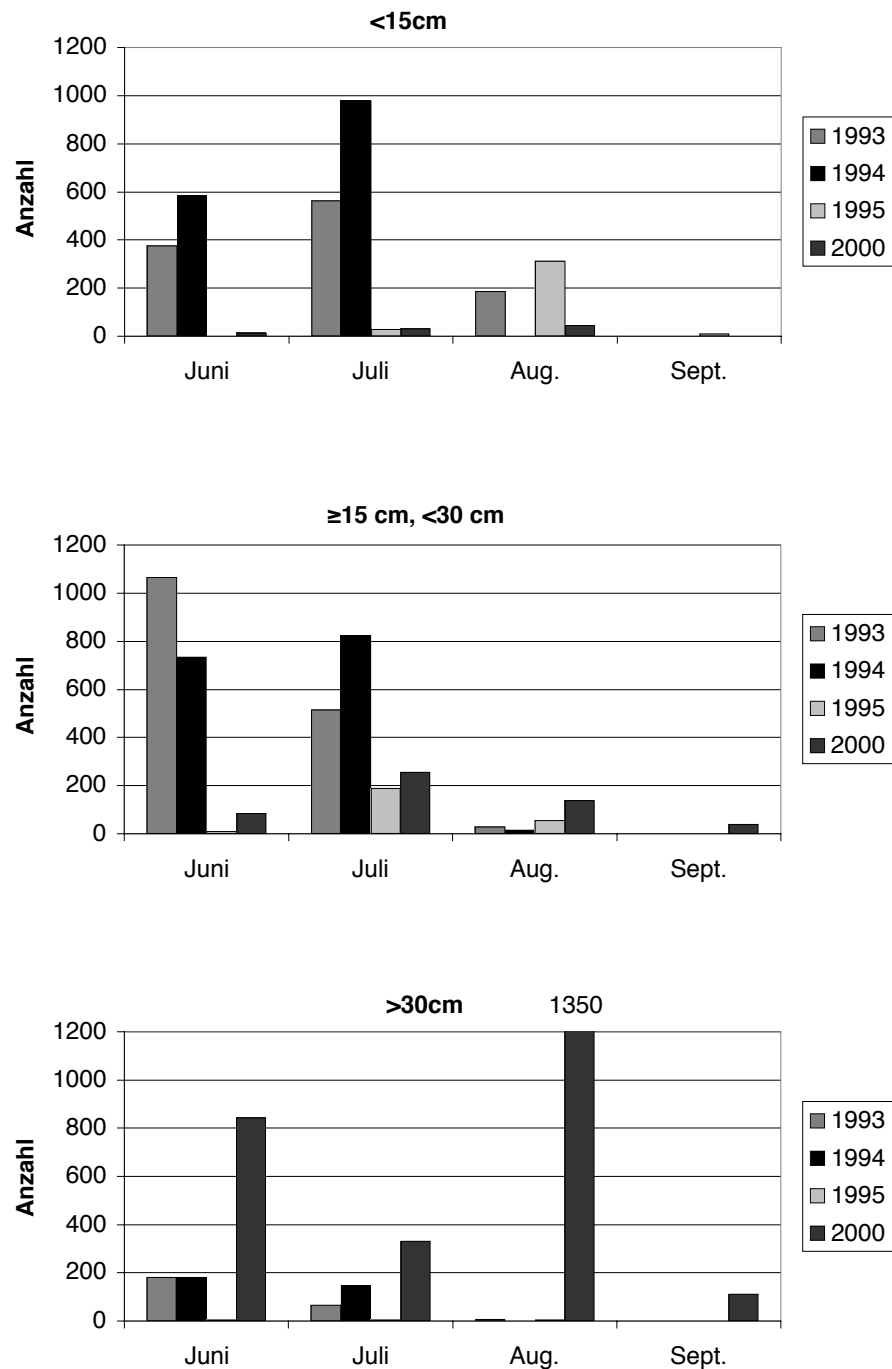


Abb. 5.6: Grössenverteilung der beim Kraftwerk Birsfelden aufgestiegenen Aale in den Jahren 1993-1995 und im Jahr 2000, nach Längenklassen differenziert. Um vergleichen zu können wurden die Längenklassen der Fischereiaufsicht Basel-Stadt übernommen. (Die Werte von 2000 sind aus 10 Zähltagen (N=264) auf die ganze Aufstiegsperiode hochgerechnet worden (N=3249). Obwohl 1993 bis 1995 mit den Reusen (Maschenweite 17 mm) vor allem Aale >30 cm hätten gefangen werden müssen, wurden mehrheitlich solche von <30 cm gefangen. Die Erklärung dafür ist, dass die einwandernden kleinen Aale in solchen Massen aufstiegen, dass sie trotz ungeeigneter Methode noch in grösserer Zahl erfasst wurden.

Aufstiegszählungen in Kembs und Birsfelden

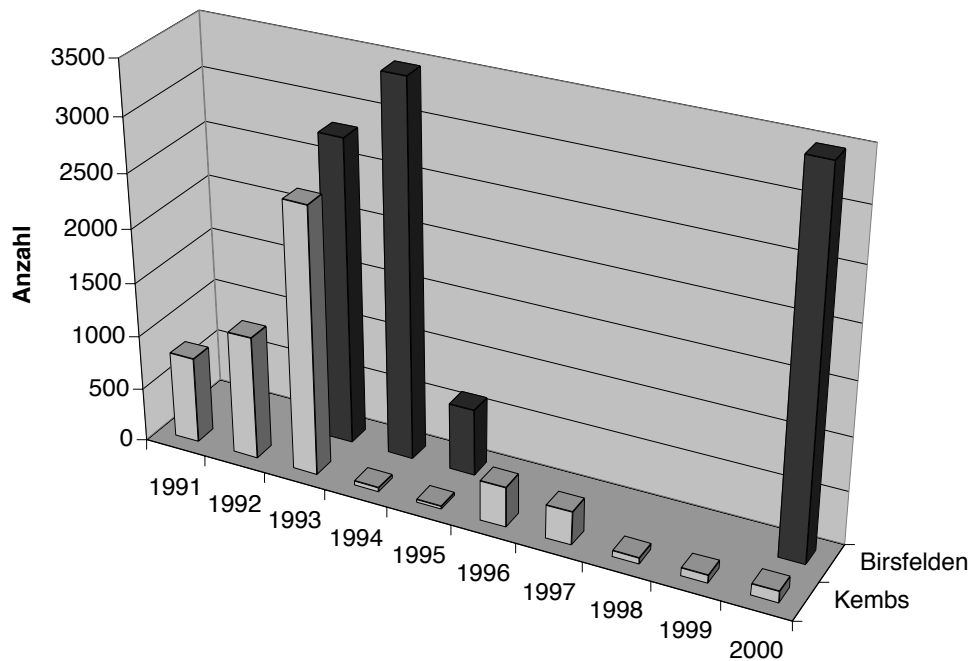


Abb. 5.7: Aal-Aufstiegszählungen in den Fischpässen von Kembs und Birsfelden (Für Birsfelden gibt es nur für die Jahre 1993 bis 1995 und 2000 Zählungen. Die Aufstiegszahlen in Kembs und in Birsfelden wurden mit unterschiedlichen Methoden erfasst (siehe Text)). Die Abbildung zeigt, dass der in Kembs festgestellte Rückgang der Aufstiegszahlen (1993 auf 1994) ca. ein Jahr früher als in Birsfelden auftrat. Ähnliches konnte 1999/2000 nicht beobachtet werden. Daten für Kembs: Conseil Supérieure de la Pêche, Metz.

Wanderleistung von 200 km/Jahr auf der Rheinstrecke ohne Kraftwerke bis Iffezheim. In der Literatur sind Angaben von 80 bis 650 km/Jahr zu finden (Ibrahim 1961, Tesch 1999, Baras 1996). Wanderleistung von 50 km/Jahr für Strecken mit Kraftwerken und Schleusen (ab Iffezheim bis Bodensee). Es ist bekannt, dass die Steigaale auf solchen Strecken wesentlich langsamer voran kommen (Baras 1996, Tesch 1999).

Wachstum: An den Flussmündungen sind die (Glas-)Aale etwa 7 cm lang (6-8 cm, Tesch 1999). Steigaale wachsen bis gegen 8 cm pro Jahr (Sihna & Jones 1975: 2-6 cm/Jahr, Baras 1996: 4 cm/Jahr, Meunier 1994: 5-7.8 cm/Jahr im Oberrhein). Es wird hier ein Wachstum von 4-6 cm pro Jahr angenommen. Wenn die Aale einmal die Wanderhindernisse an der Rheinmündung überwunden haben, gibt es auf der 695 km langen Strecke bis nach Iffezheim keine Wanderhindernisse mehr. Sie erreichen Iffezheim nach ca. 3.5 Jahren und sind dann 21-28 cm lang (Tab. 5.3).

Von Iffezheim bis Birsfelden sind noch 170 km mit Schleusen und Fischpässen zu überwinden, von letzteren gibt es zehn bis Basel (Anhang G). In Birsfelden, nach 865 km Wanderung, sind die Aale gegen 7 "Süßwasserjahre" Jahre alt und 34-48 cm lang. Diese Längenklasse passt in die mittlere Klasse der im Jahr 2000 gemessenen Aale, welche zahlenmässig die grösste ist (Abb. 5.2). Diese Längenklasse war bei den Aufstiegszählungen 1999 und 2000 in Kembs ebenfalls gut vertreten (Abb. 5.8). Die in Kembs aufgestiegenen Aale dürften jeweils noch im selben oder im darauf folgenden Jahr Birsfelden passiert haben.

Tab. 5.3: Aalwanderung im Rhein unter folgenden Annahmen: Wanderleistung von 200 km/Jahr auf Strecken ohne Hindernisse, 50 km/Jahr auf Strecken mit Schleusen und Fischpässen. Wachstum 4-6 cm/Jahr.

	Distanz zur Küste	Wanderleistung	Distanz zum vorherigen Ort	Wanderdauer	Alter	Länge (Wachstum 4 cm/Jahr)	Länge (Wachstum 6 cm/Jahr)
	[km]	[km/Jahr]	[km]	[Jahre]	[Süßwasserjahre]	[cm]	[cm]
Haringsvliet	0	200		0.0		7	7
Koblenz	440	200	440	2.2	2.2	16	20
Frankf (N-Oberrh.)	535	200	95	0.5	2.7	18	23
KW Iffezheim	695	200	160	0.8	3.5	21	28
KW Kembs	850	50	155	3.1	6.6	33	46
KW Birsfelden	865	50	15	0.3	6.9	34	48
KW Albrück-Dogern	950	50	85	1.7	8.6	41	58
KW SH	985	50	35	0.7	9.3	44	63
Bodensee	1030	50	45	0.9	10.2	48	68

Folgerung: In Birsfelden aufsteigende Aale ab etwa 34 cm Länge könnten selbständig vom Meer aufgestiegen sein. Die meisten der im Jahr 2000 in Birsfelden gezählten Aale gehörten zu dieser Längenklasse.

Ein grosser Teil der wandernden Aale war deutlich über 35 cm lang (Abb. 5.2). Dies stimmt mit der Beobachtung von Zeh (1993) überein und widerspricht der Ansicht, dass Gelbaale ab einer Länge von über 30 cm stationär werden (Tesch 1999). Vermutlich wären in diesem Zusammenhang auch die Geschlechtszugehörigkeit der Aale zu berücksichtigen: die Weibchen wandern weiter in die Flüsse hinauf und werden grösser.

Im nördlichen Oberrhein, zwischen Mannheim und Karlsruhe, werden regelmässig Satzaale (16-20 cm, ca. 2 Jahre alt) eingesetzt (Abb. 5.9). Diese wandern in etwa 4 Jahren bis Birsfelden. Im Jahr 2000 musste also ein Teil der 1995-1997 eingesetzten Aale (jeweils um 28'000 Stück) bis Birsfelden gelangt sein. Sie hatten gegenüber den selbständig heraufgewanderten Aalen einen Vorsprung von etwa einem Jahr. Bei ihrer Ankunft in Birsfelden waren sie also etwa 6 Jahre alt und 30-42 cm lang.

Folgerung: Die kleineren Aale (30-42 cm) der Gruppe "30-53 cm" könnten aus dem Besatz im Oberrhein stammen.

Die 1993 und 1994 in Massen in Birsfelden aufgestiegenen kleinen Aale (<15 cm) (Abb. 5.6) mussten 1 bis 2 Jahre alt gewesen sein und von Besatz stammen. Sie konnten aber nicht von den fast 6 Millionen Glasaalen stammen, welche 1989 und 1990 für das Markier- und Wiederfangexperiment

Aufstiegszählungen in Kembs 1999

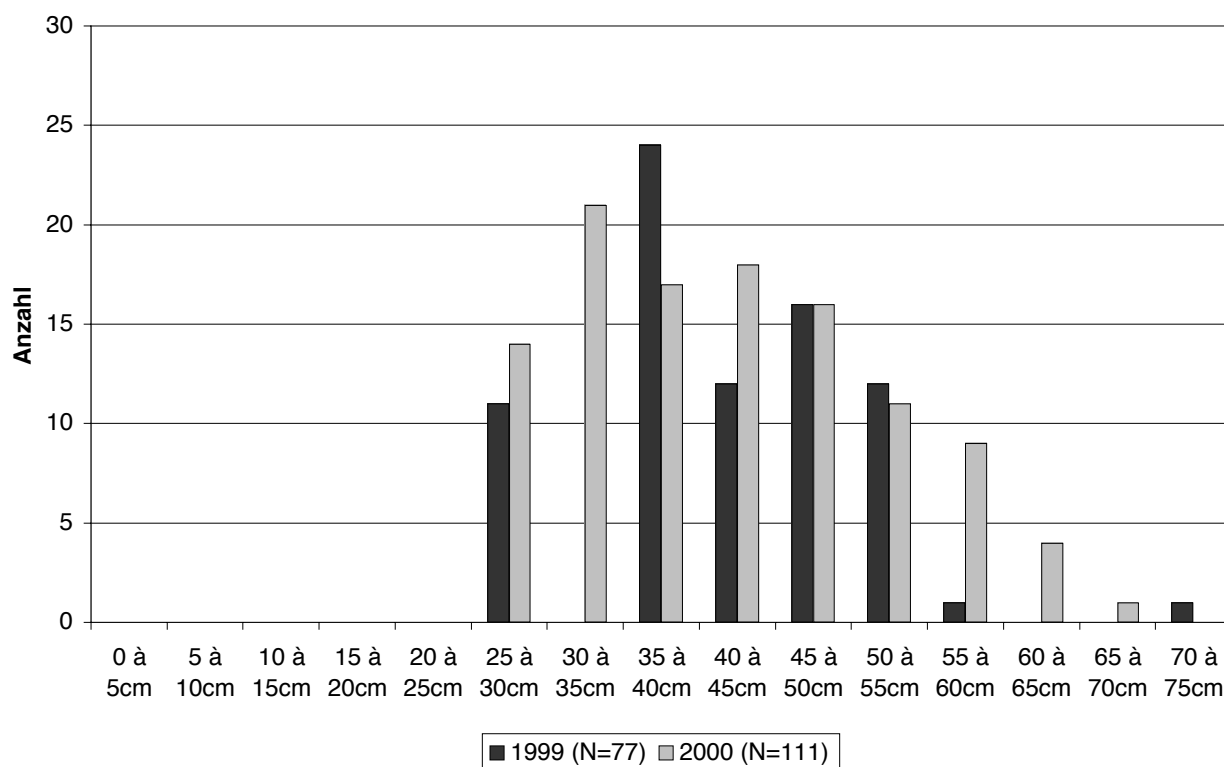
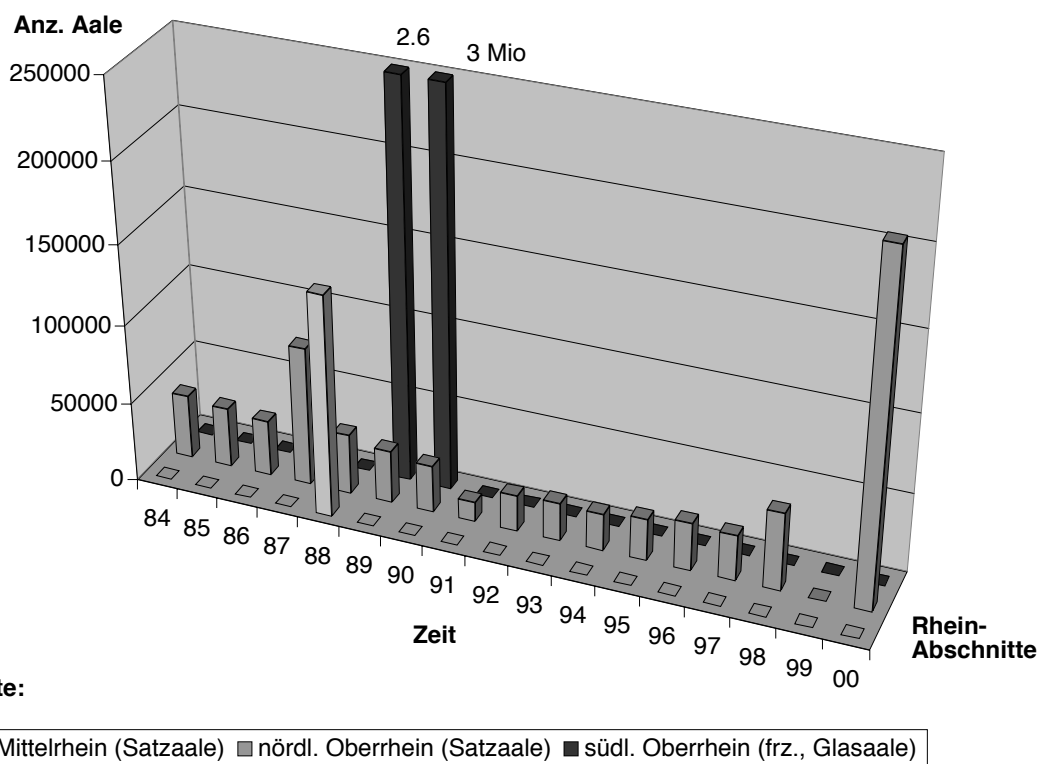


Abb. 5.8: Aufstiegszählung in Kembs 1999 und 2000: Grössenverteilung. Ein Teil dieser Aale ist wahrscheinlich ein Jahr später in Birsfelden aufgestiegen (vergleiche Abb. 5.2). Daten: Conseil Supérieure de la Pêche Metz.



Abschnitte:

■ Mittelrhein (Satzale) ■ nördl. Oberrhein (Satzale) ■ südl. Oberrhein (frz., Glasaale)

Abb. 5.9: Aalbesatz im Mittelrhein (Satzale, 16-20 cm; Daten: Struktur- und Genehmigungsdirektion), im nördlichen Oberrhein (Farmaale, 13-16 cm) und im südlichen Oberrhein (Glasaale). Daten Oberrhein: Landwirtschaftsamt Waldshut, Conseil Supérieure de la Pêche Metz, Regierungspräsidium Karlsruhe.

von Meunier (1994) im Oberrhein zwischen Karlsruhe und Basel eingesetzt wurden. Wiederfänge dieser Aale unterhalb von Basel waren 1992 schon zwischen 22 und 34 cm lang, also schon deutlich grösser als die 1993 und 1994 in Massen aufgestiegenen Aale. Nach 1990 wurden im Oberrhein offiziell keine so kleine Aale mehr eingesetzt.

Folgerung: Die vielen kleinen 1993 und 1994 in Birsfelden aufgestiegenen Aale müssen einem nicht deklarierten Besatz im Oberrhein entstammen.

Die im Jahr 2000 in Birsfelden gezählten Aale dürften drei verschiedene Ursprünge haben: Der grösste Anteil (>34 cm) war selbständig vom Meer heraufgewandert. Ein kleinerer Teil (30-36 cm) stammte vermutlich vom Besatz im Oberrhein und die kleinen Aale (≤ 25 cm) stammten von einem nicht deklarierten Besatz im Oberrhein.

Weitere Überlegungen und Beobachtungen zur Einwanderung der Aale:

Die **Wanderaktivität** der Aale im Jahr 2000 deckt sich gut mit den Ergebnissen der Aufstiegszählung von Birsfelden im Jahr 1995 (Gerster 1998): auch damals gab es Anfang Juni und Anfang August je ein Maximum. Ein Zusammenhang zwischen Aalaufstieg und Temperatur im Jahre 2000 war insofern gegeben, als die Maxima am 8.6. und 8.8. während einer Erwärmung nach einer Temperaturabnahme auftraten (Anhang H). Für statistisch gesicherte Aussagen reicht jedoch die Anzahl Beobachtungen nicht aus. Nach Sørensen (1950) wandern die Aale bei Temperaturen ab ca. 15 °C, was mit den Beobachtungen in Birsfelden übereinstimmt.

Ein Zusammenhang zwischen der Anzahl aufsteigender Aale und der Wasserführung war nicht zu erkennen (Anhang I).

Im 85 km oberhalb Birsfelden gelegenen **Albbruck-Dogern** wurden im Jahr 1995 zwischen dem 17. April und dem 21. Oktober ausserordentlich viele Aale gezählt (8971 Stück; Gerster 1998). Am meisten Aale wurden am 12. Juli (2250 Stück) sowie am 24. Juli (820 Stück) gezählt. Es könnten die starken Jahrgänge 1993 und 1994 von Birsfelden gewesen sein, welche 1995 Albbruck-Dogern erreichten. Für die 85 km Wanderstrecke mit 5 Fischpässen brauchten die Aale etwa 1 bis 2 Jahre und waren dann über 40 cm lang. Damit waren sie gross genug, um nicht mehr aus der Reuse des Kraftwerkes (beim Maschinenhaus), die eine Maschenweite von 15 mm aufweist, entweichen zu können. In den Fischtreppe zwischen Birsfelden und Albbruck-Dogern wurden nur wenige Aale gefangen. Dies lässt sich durch die grossen Maschenweiten der dort eingesetzten Reusen erklären (Tab. 5.1), welche die Aale nicht zurückhielten.

5.5. Schlussfolgerungen und offene Fragen

Die Mehrzahl der im Jahr 2000 beim Kraftwerk Birsfelden aufgestiegenen Aale könnte angesichts ihrer Länge selbständig vom Meer heraufgewandert sein. Werden nur die regelmässigen Einsätze (wenige 10'000 Aale) im nördlichen Oberrhein getätigt, so kommt es zu den "geringen" Aufstiegszahlen wie 1995 oder 2000. Werden im Oberrhein Hunderttausende oder Millionen von kleinen Aalen eingesetzt, kommt es in Birsfelden zum Massenaufstieg von kleinen Aalen (≤ 25 cm), wie er z. B. 1993 und 1994 festgestellt wurde.

Es gibt keine Aufstiegszahlen für die natürliche Aalaufwanderung aus Zeiten, bevor der Mensch den Aalbestand durch verschiedene Eingriffe störte. Deshalb müsste anhand eines Populationsmodells ermittelt werden, wie viele Aale in den Hochrhein einwandern müssten, um einen angemessenen Bestand zu erhalten. Dazu ist die Kenntnis folgender Faktoren nötig: Standortgemässe Aaldichte, Mortalität (durch Räuber, Befischung, Krankheiten, Turbinen), Aufenthaltsdauer und Zeitpunkt der Abwanderung (siehe Kapitel "Bestand"). Es ist nicht möglich, auch den marinen Teil des Lebenszyklus einzubeziehen. Dazu sind die Fortpflanzungsverhältnisse des Aals noch zu wenig bekannt.

Für die nächste Zukunft erscheint es angebracht, die Aal-Einwanderung und den Bestand im Hochrhein – unter Berücksichtigung des Besatzes rheinabwärts – im Auge zu behalten und bei Bedarf stützend einzugreifen.

Offene Fragen:

Wie sieht der langjährige Trend der Einwanderung in den Hochrhein aus? Sind Schutzmassnahmen notwendig? Wo liegt die Alarmschwelle für solche Massnahmen? Für eine Erfassung der Einwanderungszahlen genügt es, bei den Aufstiegszählungen der Aale nur jene zu berücksichtigen, welche selbständig vom Meer heraufgewandert sein könnten. Gemäss heutiger Erkenntnisse sind dies Aale ab ca. 35 cm Länge. Dazu sind die Fanggeräte oder Absperrungen mit einer geeigneten Maschen- bzw. Lochweite zu versehen. Als Alternative könnte im Fischpass eine Videoüberwachung installiert werden. Damit könnte die Beobachtung von Zeh (1993) verifiziert werden, dass Aale auch am Tag wandern.

Wie viele Aale wandern durch die Schleuse von Birsfelden? Die Breite der Schleuse und das meist trübe Wasser erschweren die Überwachung der Aalaufstiege mittels Unterwasser-Video. Es müsste in Zusammenarbeit mit dem Schleusenbetreiber nach einer geeigneten Methode gesucht werden.

Wie viele Aale wandern in die Birs? Bei der Birmündung unterhalb des KW Birsfelden steht keine Stauanlage, die eine Zählung der aufsteigenden Aale in einer Fischtreppe oder Schleuse erlauben würde. Hier müsste ebenfalls nach einer geeigneten Methode zur Erfassung der einwandernden Aale gesucht werden.

Wie lange braucht ein durchschnittlicher Aal für die Wanderung vom Meer bis Iffezheim (ohne Hindernisse) und von Iffezheim bis nach Birsfelden (mit Schleusen und Fischpässen)? Wie

gross ist die Zuwachsrate während des Aufstiegs? Zur Beantwortung dieser Frage könnten Fang-Wiederfang versuche durchgeführt werden, bei denen die gefangenen Aale markiert werden (Glasaale mit Fluorescein, grössere Aale mit einem individuellen Muster aus Alcyan-Blau). Allerdings wäre eine solche Methode sehr aufwändig.

Wie durchgängig ist der Hochrhein für die Aale? Wie ist die Durchgängigkeit bei Rheinau und am Rheinfluss? Qualitative Untersuchungen könnten zeigen, ob Aale den Hochrhein in grösseren Anzahlen durchwandern können. Dazu müssten ebenfalls in grösserem Rahmen Fang-Wiederfanguntersuchungen mit individuellen Markierungen durchgeführt werden.

Welche Aalbestände weist das Einzugsgebiete der Aare auf?

5.6. Zusammenfassung

Das Ziel der Untersuchungen war, die Anzahl aufsteigender Aale im Jahr 2000 in den Hochrhein zu schätzen und Aussagen über deren Herkunft machen zu können. Zur Erfassung auch der kleinen Aale war die bestehende Reuse im Fischpass des Kraftwerks Birsfelden wegen zu grosser Maschenweite nicht geeignet. Durch die Absperrung des Fischpasses mit 6 mm-Lochblechen konnten alle Aale >15 cm, aber auch noch ein Teil der kleineren, erfasst werden. Nicht erfasst wurden Aale, welche die Schiffschleusen am gegenüberliegenden Rheinufer passierten und diejenigen, welche in die Birs einwanderten.

An 8 von 10 Zähltagen wurden im Fischpass Birsfelden 264 Aale gefangen, die sich auf drei gut abgrenzbare Längensklassen verteilten:

- kleine: 8.3 cm bis 25 cm (Mittelwert 18 cm, N=45)
- mittlere: 30 cm bis 53 cm (Mittelwert 40 cm, N=215),
- grosse: ca. 55-110 cm (N=4).

Die Extrapolation der Anzahl gefangener Aale auf die geschätzten 191 Tage der Wanderperiode ergibt für den Fischpass eine Grössenordnung von 3'500 aufgestiegenen Aalen. Unter der Annahme, dass an beiden Ufern etwa gleich viele Tiere aufsteigen, ergibt unsere Schätzung für das Jahr 2000 insgesamt etwa 7'000 Aale. Die Fanganlage wurde jeweils etwa zwischen 16 Uhr und 10 Uhr betrieben. Deshalb wurde ein Teil der allfällig am Tag wandernden Aale nicht erfasst. Die tatsächliche Anzahl aufgestiegener Aale dürfte deshalb etwas höher liegen.

Ein Mehrjahresvergleich der Aalaufstiegsszahlen zeigte, dass die Einwanderung der Aale in den Hochrhein von 1994 zu 1995 deutlich abgenommen hatte. Die Abnahme ist auf das Ausbleiben von massivem Besatz im Oberrhein zurückzuführen.

Eine Schätzung der Wanderleistung und des Alters der gefangenen Tiere lässt vermuten, dass die Aale der individuenstärksten mittleren Längensklasse selbständig vom Meer heraufgewandert sind.

Der regelmässige Besatz von wenigen 10'000 Aalen im Oberrhein dürfte nur einen kleinen Anteil der einwandernden Aale im Hochrhein ausmachen. Diese Aussagen sind jedoch mit Unsicherheiten behaftet, weil die Wanderleistungen und das Wachstum der Aale im Rhein ungenügend bekannt sind.

Die Massen von kleinen Aalen (<15 cm), welche in den Jahren 1993 und 1994 in Birsfelden aufgestiegen waren, konnten auf keinen registrierten Besatz zurückgeführt werden und mussten also einem nicht deklarierten Besatz im Oberrhein entstammen. Desgleichen ist die Herkunft der kleinsten im Jahr 2000 aufgestiegenen Längenkategorie (≤ 25 cm) nur mit einem nicht deklarierten Besatz unterhalb des KW Birsfelden zu erklären.

Die Ergebnisse der Aufstiegszählungen in Kembs decken sich etwa mit denjenigen in Birsfelden.

6. Abwanderung aus dem Hochrhein

6.1. Einleitung

Mit einer Länge von ungefähr 50-70 cm entwickeln sich die Aale im Hochrhein zu Blankaalen (Kap. 4.3.4.), die sich im Herbst flussabwärts auf den Weg zu ihren Laichgründen im Meer machen. Es handelt sich dabei vorwiegend um Weibchen. Die Männchen steigen nicht so weit in die Flüsse auf und leben in Küstennähe oder im Brackwasser (Tesch 1999). Die Blankaale lassen sich meist mit der Strömung treiben und geraten so zwangsläufig in die Turbinen der Kraftwerke. Ein bestimmter Prozentsatz der Aale wird dabei durch die Turbinenlaufräder tödlich verletzt. Taucher beobachteten zum Beispiel unterhalb des Kraftwerks Rheinau immer wieder tote Aale, welche sich in untergetauchtem Geäst verfangen. Im Stau Reckingen wurden zumindest bis vor wenigen Jahren regelmässig zerhackte Aale beobachtet (pers. Mitt. W. Dönni). Das Personal des Kraftwerks Augst berichtete, dass sie immer wieder tote Aale aus den Rechen des Kraftwerks bergen. Diese wurden vermutlich im rhein-aufwärts gelegenen Kraftwerk Rheinfelden getötet. Auch unterhalb vom Kraftwerk Albruck-Dogern wurden zerschnittene tote Aale gefunden (pers. Mitt. H. Handschin).

Die Überlebenswahrscheinlichkeit in den Turbinen hängt einerseits von der Körperlänge der Fische ab: je länger der Fisch, desto grösser das Risiko, dass er verletzt oder getötet wird. Andererseits hat die Grösse und der Typ des Turbinenlaufrads einen wichtigen Einfluss auf die Fischmortalität in der Turbine. Da es sich beim abwandernden Aal um einen grossen, langgestreckten Fisch handelt, ist er im Vergleich mit anderen Arten besonders stark gefährdet. Larinier (1999) schätzt die Mortalität in Turbinen für Aale etwa 4 bis 5 mal höher als für Salmoniden.

Das Ziel der Untersuchungen war, die Abwanderung der Aale für den Hochrhein zu schätzen. Wegen zu aufwändiger Methodik können absteigende Aale nicht direkt gezählt werden. Statt dessen wird die Überlebenswahrscheinlichkeit von abwandernden Blankaalen, in Abhängigkeit von ihrem Startpunkt, mit Hilfe von mathematischen Formeln geschätzt: Je weiter oben die Reise beginnt, desto mehr Kraftwerk-Turbinen muss ein Aal durchschwimmen und desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass er lebend Basel oder gar das Meer erreicht. Für die Mortalitätsberechnungen wurde von der hochgerechneten Bestandesgrösse von Blankaalen im Untersuchungsgebiet (Kap. 4.3.4. und 4.3.6.) ausgegangen und geschätzt, wieviele dieser Tiere die Schweiz lebend verlassen. Dabei müssen weitere Mortalitätsfaktoren, z. B. der Fang, berücksichtigt werden.

Für das Kapitel «Abwanderung» wurde der Hochrhein mit seinen elf Kraftwerken betrachtet. Das weitere Schicksal der Aale unterhalb von Basel wurde nur am Rande mit einbezogen.

6.2. Methodik

Die Mortalität von Aalen in Kraftwerksturbinen festzustellen, ist in einem grossen Fluss wie dem Rhein ein sehr aufwändiges und schwieriges Unterfangen. Es wurde daher versucht, die Turbinenmortalität anhand von Literaturangaben und mittels Berechnungen zu schätzen.

Formeln zur Berechnung der Mortalität lieferten Raben (1957), Montén (1985) und Larinier et al. (1999). Während Raben bei seinen Formeln vor allem die Länge der Wassersäule berücksichtigt, die - ohne von den Turbinenblättern zerschnitten zu werden - durch eine Turbine fliesst, legen Montén und Larinier grösseres Gewicht auf den Abstand zwischen den Turbinenblättern und die Höhe des Gefälles. Alle Autoren beziehen die Körperlänge der Fische in die Berechnungen mit ein. Raben berücksichtigt mehr technische Turbinenparameter als die andern Autoren. Daher dürften seine Formeln die Charakteristik einer Turbine am besten widerspiegeln. Raben unterscheidet ausserdem zwischen leichten Verletzungen, die der Fisch überlebt, und schweren Verletzungen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit zum Tod führen. Vor allem auf Grund dieser Unterscheidung errechnen seine Formeln generell tiefere Mortalitätsraten als die der andern beiden Autoren. Eine allfällige Überschätzung der Mortalität wäre bei Raben also am geringsten. Aus diesen Gründen wurden die folgenden Berechnungen mit seinen Formeln durchgeführt.

Die Formel von Raben (1957) zur Berechnung der Fischmortalität (M) in **Kaplan-Turbinen** lautet:

$$M = \frac{TL \cdot \pi \cdot \cos \alpha \cdot b \cdot c}{240 \cdot d} \cdot \left[e^2 - \left(\frac{649.8}{c \cdot \pi \cdot \cos \alpha} \right)^2 \right]$$

Die Formel von Raben (1957) zur Berechnung der Fischmortalität (M) in **Francis-Turbinen** lautet:

$$M = \frac{TL \cdot \pi \times \cos \alpha \cdot b \cdot c \cdot i}{120 \cdot d \cdot (h - g)} \cdot \left[h^2 - \left(\frac{649.8}{c \cdot \pi \cdot \cos \alpha} \right)^2 \right]$$

TL: Totallänge des Fisches (mm)

α : Anstellwinkel der Laufradschaufeln

b: Anzahl Schaufeln an der Turbine

c: Umdrehungszahl (u/min)

d: Durchflussmenge (m³/sec)

e: Laufraddurchmesser (m)

h: Durchmesser des grossen Laufradrings (m)

g: Durchmesser des kleinen Laufradrings (m)

i: Länge der Schaufelkanten (m)

Es wurde eine einheitliche Länge der Aale von 60 cm angenommen, was etwas unter dem Durchschnitt von knapp 70 cm der im Rahmen dieser Untersuchung gefangenen Blankaale liegt (Kap. 4.3.4.). Damit werden die Mortalitäten eher unterschätzt. Die technischen Daten der Turbinen aller Hochrheinkraftwerke wurden per Umfrage erhoben (Anhang K).

6.3. Resultate

Den Berechnungen zufolge liegt die Mortalität von Aalen in den Kraftwerken am Hochrhein mit Kaplan oder Rohrturbinen bei etwa 20%. In Kraftwerken, die ausschliesslich (KW Eglisau) oder teilweise (Rheinfelden, Augst-Wyhlen) mit Francis-Turbinen betrieben werden, ist die Mortalität jedoch wesentlich höher (Abb. 6.1). Die geschätzten Mortalitäten in den 11 Kraftwerken liegen zwischen 16 und 86% und im Durchschnitt bei 34% (Tab. 6.1).

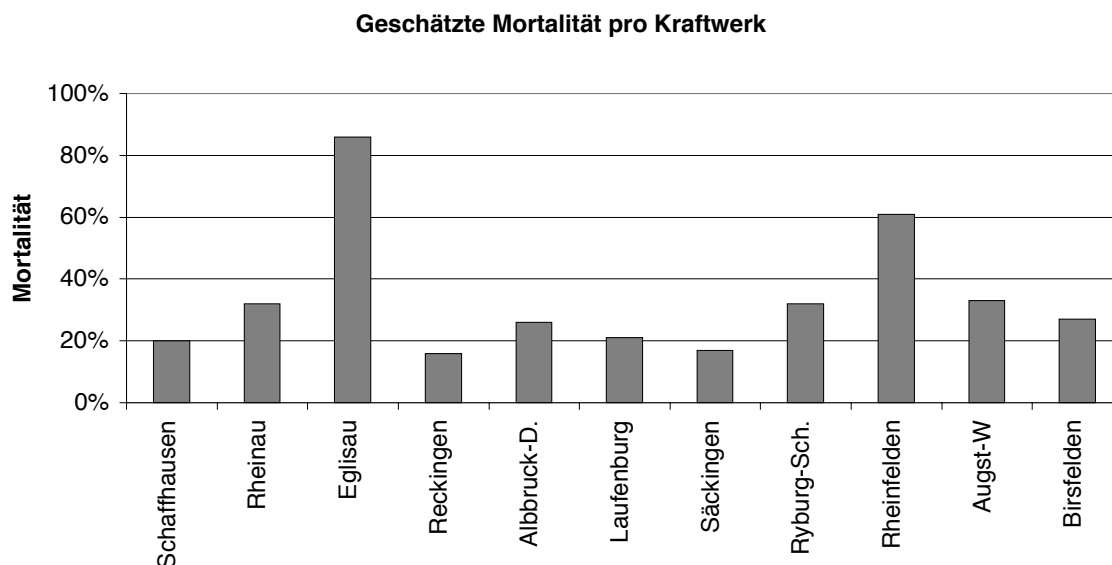


Abb. 6.1: Berechnete Mortalitäten für Aale von 60 cm Totallänge in den Kraftwerken des Hochrheins.

Es interessiert nun die Frage, wie viele der abwandernden Aale die Schweiz jährlich lebend verlassen und wie hoch der Anteil der getöteten Aale insgesamt ist. Dazu wurde mit dem folgenden Szenario gerechnet: Man denke sich eine Anzahl Blankaale, welche vom Bodensee rheinabwärts wandert, wobei alle Aale den Rheinflall lebend überstehen würden. Bei jedem Kraftwerk, das die Aale nun passieren, wird der jeweils berechnete Prozentsatz getöteter Aale berücksichtigt. Bereits nach dem Kraftwerk Eglisau mit den für Aale besonders ungünstigen Francis-Turbinen lebten demnach nur noch 8 von 100 ursprünglich abgewanderten Aalen und im Kraftwerk Rheinfelden würde der letzte Aal getötet. Bei 1000 abwandernden Aalen würden noch 4 (0.4%) lebend bei Basel ankommen. In jeder der insgesamt elf Staustufen gesellen sich aber auch neue Blankaale aus dem Stauraum jedes Kraftwerks selbst und aus den kleinen Zuflüssen zu den unversehrt durch die Turbinen gelangten Tieren hinzu. Die Zahlen für die Blankaale aus den Staustufen stammen aus den Schätzungen in Kapitel 4.3.4. und 4.3.6. Es wurde mit einer minimalen, einer mittleren und einer maximalen Schätzung gerechnet. Für den Bodensee und den Aarezufluss wurden grob geschätzte Zahlen von Blankaalen angenommen (Anhang L).

Tab. 6.1: Zusammengefasste Schätzungen für die Mortalität abwandernder Blankaale im Hochrhein für die maximalen und minimalen Schätzungen für die abwandernden Blankaale.

Parameter	Häufigkeit	
	[Stk]	[%]
Anzahl Aale aus der Schweiz (mit angenommenen Anzahlen für Bodensee und Aare)	13'968 - 92'961	100%
Annahme für Bodensee und Aare: $\frac{1}{3}$ der aus dem Hochrhein abwandernden Blankaale	4'656 - 30'987	33.3%
Anzahl getötete Aale im Hochrhein	12'942 - 85'757	93%
Anzahl überlebende Blankaale bei Basel	1'026 - 7'204	7%
Mittlere Mortalität für Blankaale in den Hochreinkraftwerken	-	34%

Unter den beschriebenen Voraussetzungen erreichen bei einer Maximalschätzung von total etwa 93'000 jährlich aus der Schweiz abwandernden Aalen (62'000 aus den Staustufen, 31'000 aus Bodensee und Aare) noch etwa 7200 (8%, ohne Aale aus der Birs) die Grenze bei Basel. Bei der mittleren Schätzung erreichen von total etwa 42'240 Blankaalen noch 3'076 (7%, ohne Birs) die Grenze (Abb. 6.2). Bei der Minimalschätzung kommen von ca. 14'000 Aalen noch 1026 (7%) lebend bei Basel an.

In Basel sind sie jedoch noch lange nicht am Ziel: Im Oberrhein müssen sie nochmals 10 Kraftwerke überwinden (Anhang G). Nimmt man für diese eine mittlere Mortalität von 20% an, so erreichen von denjenigen aus dem Hochrhein noch zwischen 98 und 695 Aale (etwa 1% aller aus der Schweiz abgewanderten Aale) den Mittelrhein. Berücksichtigt man auch die weiteren Gefahren, denen die Blankaale auf ihrer Reise rheinabwärts ausgesetzt sind (z.B. Fischerei), so muss man davon ausgehen, dass unter den Randbedingungen des obigen Szenarios kaum ein Blankaal aus dem Hochrhein das Meer lebend erreichen wird.

6.4. Diskussion

Die oben ausgeführten Berechnungen wurden bewusst konservativ gehalten. Dennoch muss eine massive Dezimierung von mindestens 90% aller abwandernden Blankaale in den Rheinkraftwerken angenommen werden.

Wegen seiner grossen Körperlänge ist der Aal in den Turbinen den Schlägen der Laufradkanten sehr stark ausgesetzt. Wegen seiner schlanken Form passiert er auch problemlos die Rechen der Kraftwerke und wird daher nicht gezwungen, andere Wege, z. B. Schiffschleusen, zu suchen. Da wandernde Aale grundsätzlich der stärksten Strömung folgen, muss angenommen werden, dass fast alle Aale in die Turbinen der Kraftwerke gelangen. Die von Hässig (2000) zurückgewiesene Forderung nach Rechen mit kleineren Stababständen könnte eine für den Aal durchaus günstige Massnahme sein - kombiniert mit einem Bypass neben dem Turbinenhaus.

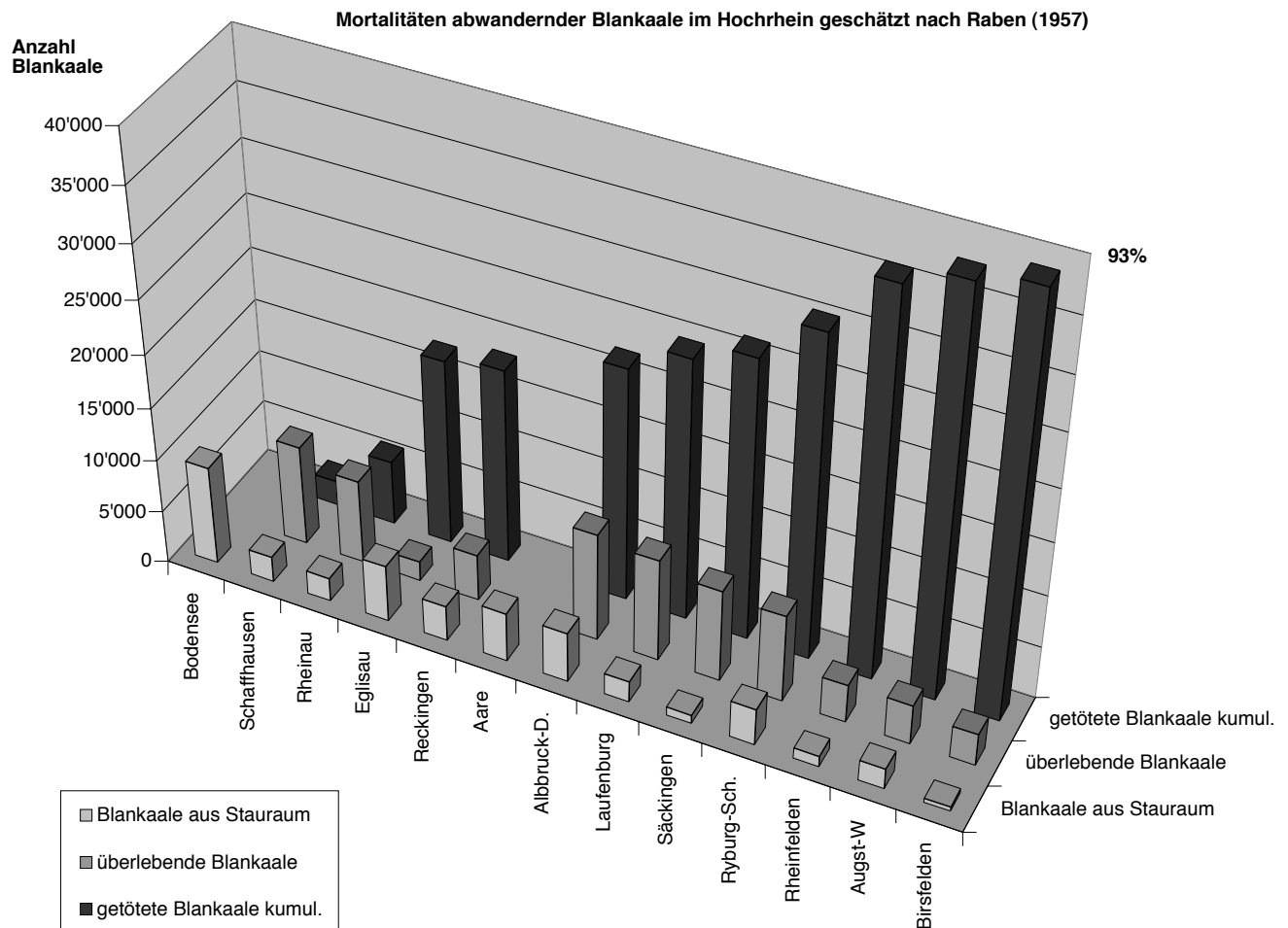


Abb. 6.2: Mortalitäten abwandernder Blankaale im Hochrhein geschätzt nach Raben (1957).

Die vorderste Säulenreihe zeigt die Anzahl neu dazukommender Blankaale vor dem Kraftwerk, die beiden hinteren zeigen die überlebenden und die getöteten (kumuliert) nach dem jeweiligen Kraftwerk an. Das Diagramm beruht auf einer mittleren (28'160 Stk) Schätzung des Blankaalbestandes für die Staustufen (Kap. 4.3.2. und 4.3.4.). Für die Zuwanderung aus Bodensee und Aare wurde die Hälfte des Hochrheinbestandes an Blankaalen angenommen (14'080 Stk). Bei den Diagrammen für die minimalen (9'312 Stk) und maximalen (61'974 Stk) Schätzungen des Blankaalbestandes sind die Relationen zwischen den Säulen dieselben wie beim dargestellten. Die Daten für alle drei Mortalitäts-Schätzungen sind in Anhang L zu finden.

Blankaale wandern von Mitte August bis Mitte Oktober aus den Flüssen und Seen ab (Tesch, 1999). In dieser Zeit weist der Rhein nur sehr selten einen Pegel auf, der zu einem Überfall an den Stauwehren führt. Diese Abstiegsmöglichkeit ist dem Aal also verwehrt. Es bleibt ihm, wie auch den meisten anderen Fischarten, heute kaum ein anderer Weg, als durch die Turbinen abzustiegen. Am besten gelingt ihm das noch bei grossen, langsam drehenden Turbinen.

Zwei Untersuchungen über die Mortalitäten beim Amerikanischen Aal *A. rostrata* in kanadischen Kraftwerken zeigen – mit Ausnahme der unerwartet niedrigen Mortalität bei einer Francis-Turbine – wie im Rhein Mortalitäten zwischen 20 und 30%:

- St. Lawrence River, St. Lawrence-FDR Project, New York Power Authority. Mortalität: Kaplan Turbine **26.5%**. Pers. Mitt. Kevin J. McGrath, White Plains, Canada.

- Beauharnois power station, Montreal, Canada. Mortalität: Francis Turbine **15.8%**, Mortalität: Propellerturbine **23.9%**. Pers. Mitt. Richard Verdon, Hydro-Quebec, Montreal, Canada.

Es muss davon ausgegangen werden, dass nur ein kleiner Teil der Aale aus dem Rhein die Laichgründe in der Sargassosee erreicht und sich fortpflanzen kann. Es sind dies vor allem diejenigen unterhalb von Iffezheim, die keine Krafwerke mehr passieren müssen. Wie aus Kap. 5.4 hervorgeht, ist zumindest ein Teil der im Hochrhein gefundenen Aale aus eigener Kraft vom Meer her aufgestiegen. Wenn die Aale des Hochrheins ihren Laichplatz nicht mehr erreichen, kann nicht mehr von einem Lebenszyklus gesprochen werden, sondern eher von einer Sackgasse.

7. Befall mit dem Parasiten *Anguillicola crassus*

7.1. Einleitung

7.1.1. Allgemeine Verbreitung

Bei *Anguillicola crassus* handelt es sich um eine endoparasitisch lebende Nematodenart, deren Adultstadien ausschliesslich in den Schwimmblasen von Aalen leben, wo sie sich von deren Blut ernähren (Abb. 7.1). Der Parasit war ursprünglich in Japan, Taiwan und Ostchina beheimatet und trat dort als Parasit des japanischen Aals (*Anguilla japonica*) auf, ohne aber an den Beständen dieser Art grösseren Schaden zu verursachen (Eguza 1976). Wohl hauptsächlich durch den Import infizierter Aale konnte er sich seit etwa 1980 als Parasit des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) in Europa, Russland und Ägypten ausbreiten (Höglund & Thomas 1992), seit 1995 tritt er auch in Nordamerika auf, wo er den Amerikanischen Aal (*Anguilla rostrata*) befällt (Barse & Secor 1999).

Bereits 1976 wurde bei europäischen Aalen, die in Japan kultiviert wurden, eine sehr hohe Empfänglichkeit für diesen parasitischen Nematoden beobachtet und vor seiner Verschleppung nach Europa gewarnt (Hartmann 1993). Dennoch wurde dort bereits 1982 im Weser-Ems-Gebiet (Norddeutschland) der Befall von Aalen durch *Anguillicola crassus* festgestellt (Neumann 1985). Wahrscheinlich wurde der Parasit mit infizierten Import-Aalen eingeschleppt und gelangte durch die in der Praxis übliche Zwischenhälterung oder beim Wasserwechsel während des Überlandtransportes in die Gewässer, wo er die europäischen Wildaal-Bestände infizierte (Hartmann 1993).

Innerhalb nur weniger Jahre breitete sich *A. crassus* nahezu über das gesamte natürliche Verbreitungsareal des europäischen Aals aus. Heute sind nur noch Teile Nordeuropas (Irland, Schottland, Wales, Norwegens Westküste) frei von diesem Parasiten (EIFAC – Working group on Eel 1996). Offensichtlich wird seine Ausbreitung und Entwicklung hier durch die klimatisch bedingten niedrigeren Wassertemperaturen behindert. Nach Kim et al. 1989 (zitiert in Nagasawa et al. 1994) benötigt der Parasit eine Wassertemperatur von mindestens 15°C für eine vollständige Entwicklung. In Schweden ist *A. crassus* daher weitgehend auf Gewässerareale beschränkt, in denen die Wassertemperatur durch Einleitungen von Kühlwasser erhöht ist (Höglund et al. 1992).

7.1.2. Verbreitung im Rhein

Das Auftreten von *A. crassus* bei Aalen im Rhein bei Ludwigshafen ist etwa auf das Jahr 1988 zu datieren. Jatzek (1992) berichtet von einem starken Befall der Aale im Bereich der BASF in den Jahren 1988 und 1989. Würtz et al. (1998) stellten 1994 und 1995 auf der Höhe von Karlsruhe eine Befallsquote von 80% und eine mittlere Befallsintensität von 5.6 Parasiten pro Aal fest. Lehmann et al. (2001) fanden im Unterrhein eine mittlere Befallsquote von 62% für die Jahre 1994-2000 mit einer Tendenz zu höheren Befallsintensitäten und grösseren Schädigungen der Schwimmblase.



Abb. 7.1: *Anguillicola crassus* aus der Schwimmblase eines Aals aus dem Hochrhein. Foto K.-J. Maier.

Nach Erhebungen der Regierungspräsidien und der Fischereiforschungsstelle in Baden-Württemberg war *Anguillicola crassus* 1989 im Rhein schon bis Höhe Breisach und in den Bodensee-Obersee vorgedrungen. Die Aale im Hochrhein, seine schweizerischen Zuflüsse wie auch im Bodensee-Untersee waren zu dieser Zeit offenbar noch nicht von *A. crassus* parasitiert (Regierungspräsidium Freiburg, Enzmann 1990). Nach Enzmann (1990) lag die südlichste Verbreitungsgrenze im Rhein um 1989 bei Lörrach. Die Einwanderung in das Hochrheingebiet hat demnach um 1990 stattgefunden, denn Dönni (1993) hat bei seinen Untersuchungen in den Jahren 1990 und 1991 im Stau Reckingen bei durchschnittlich 10,7 % der Aale einen Befall durch den Schwimmblasenparasiten festgestellt. Die ermittelten Befallsquote schwankte zwischen 0 % und 18,4%.

7.1.3. Epidemiologie

Der Befall von Aalen mit adulten Exemplare von *A. crassus* kann leicht erkannt werden. Es handelt sich um spindelförmige, bis zu 4,5 cm lange Würmer die frei beweglich im Schwimmblasenlumen liegen. Dort heften sie sich zur Nahrungsaufnahme an die Schwimmblaseninnenwand an, dringen mit Hilfe ihrer zahnkranz-bewehrten Mundöffnung in das Gewebe ein und saugen Blut. Ihr Darm ist immer mit Aalblut gefüllt und verleiht ihnen eine schwärzliche Färbung, wodurch ihr Vorhandensein in der Regel schon bei äusserlicher Betrachtung der Schwimmblase entdeckt werden kann.

A. crassus ist in der Lage, Bestände des europäischen Aals innerhalb weniger Jahre vollständig zu durchseuchen. Während man beim japanischen Aal Befallsquoten von maximal 10–40% und mittlere Befallsintensitäten von 1-3 Nematoden pro Aal feststellte (Eguza 1976), werden beim europäischen Aal Befallsquoten von bis zu 100% und Befallsintensitäten von bis 200 adulten Parasiten pro Aal berichtet (z. B. Hartmann 1993).

Gelangte *A. crassus* in bislang parasitenfreie Gewässer, so wurde in der Regel eine explosionsartige Befallszunahme bei den angesiedelten Aalen beobachtet. Durch den starken Infektionsdruck erleiden die Aale wiederholt Neuinfektionen und es kommt zu einer Akkumulation der Parasiten im Endwirt. Da die Lebensdauer des Parasiten im Endwirt zwischen einigen Monaten und einem Jahr beträgt, stellt sich nach einigen Jahren ein fließendes Gleichgewicht zwischen Neuinfektion und Parasitentod ein.

Der Befallsverlauf zeigt häufig jahresperiodische Schwankungen mit hohen Befallszahlen im Sommer und niedrigen Werten im Winter und Frühjahr (Hartmann 1993, Dönni 1993).

7.1.4. **Entwicklungszyklus**

Der Zyklus von *A. crassus* umfasst einen Haupt- und mindestens einen Zwischenwirt (Abb. 7.2): Nach der Vereinigung mit einem männlichen Nematoden produziert das Weibchen mehrere zehntausend Eier, die sie in das Lumen der Schwimmblase abgibt. Passiv werden diese dann während der aktiven Schwimmphasen des Aals beim Vorgang des Druckausgleichs über den *Ductus pneumaticus* in den Verdauungstrakt des Aals verfrachtet. Dort vermengen sich die Eier mit dem Kot, und die Junglarven (L2-Stadien), die schlüpfen, werden mit diesem ausgeschieden. Eine direkte Infektion durch freilebende L2-Parasiten ist nach Hartmann (1993) nicht möglich. Die Überlebenszeit der Larven ist stark von der Temperatur abhängig und verlängert sich bei niedrigen Temperaturen. Sie beträgt bei 23°C etwa 45 Tage (Thomas & Ollevier 1993), bei 10°C etwa 160 Tage (Kennedy & Fitch 1990). Wobei mit zunehmendem Alter auch ihre Infektiosität bezüglich des Zwischenwirtes abnimmt. Die in Wasser ausgeschiedenen L2-Larven neigen dazu sich zu grösseren Aggregationen von 20-30 Tieren zu vereinigen, wodurch sich ihre Chancen verbessern, von einem Zwischenwirt aktiv aufgenommen zu werden (Kennedy & Fitch 1990, Moravec et al. 1993).

Die postembryonale Entwicklung verläuft über vier, durch Häutungen getrennte Larvenstadien (L1- bis L4-Stadien). *Anguillicola crassus* besitzt einen heteroxen Lebenszyklus. Als 1. Zwischenwirt fungieren mehrere Spezies von cyclopoiden Süsswassercopepoden. Schon in diesem Zwischenwirt kann die Larve (L2-Stadium) sich zum L3-Stadium entwickeln und die Fähigkeit erlangen, Aale zu infizieren (De Charleroy et al. 1990, Moravec et al. 1993). Häufig wird ein Teil der Larvalentwicklung in einem 2. Zwischenwirt vollzogen. Als solcher können nahezu alle heimischen Süsswasserfischarten (Székely 1994), aber auch einige Amphibien und die Larven aquatischer Insekten (Moravec & Skorková 1998) dienen.

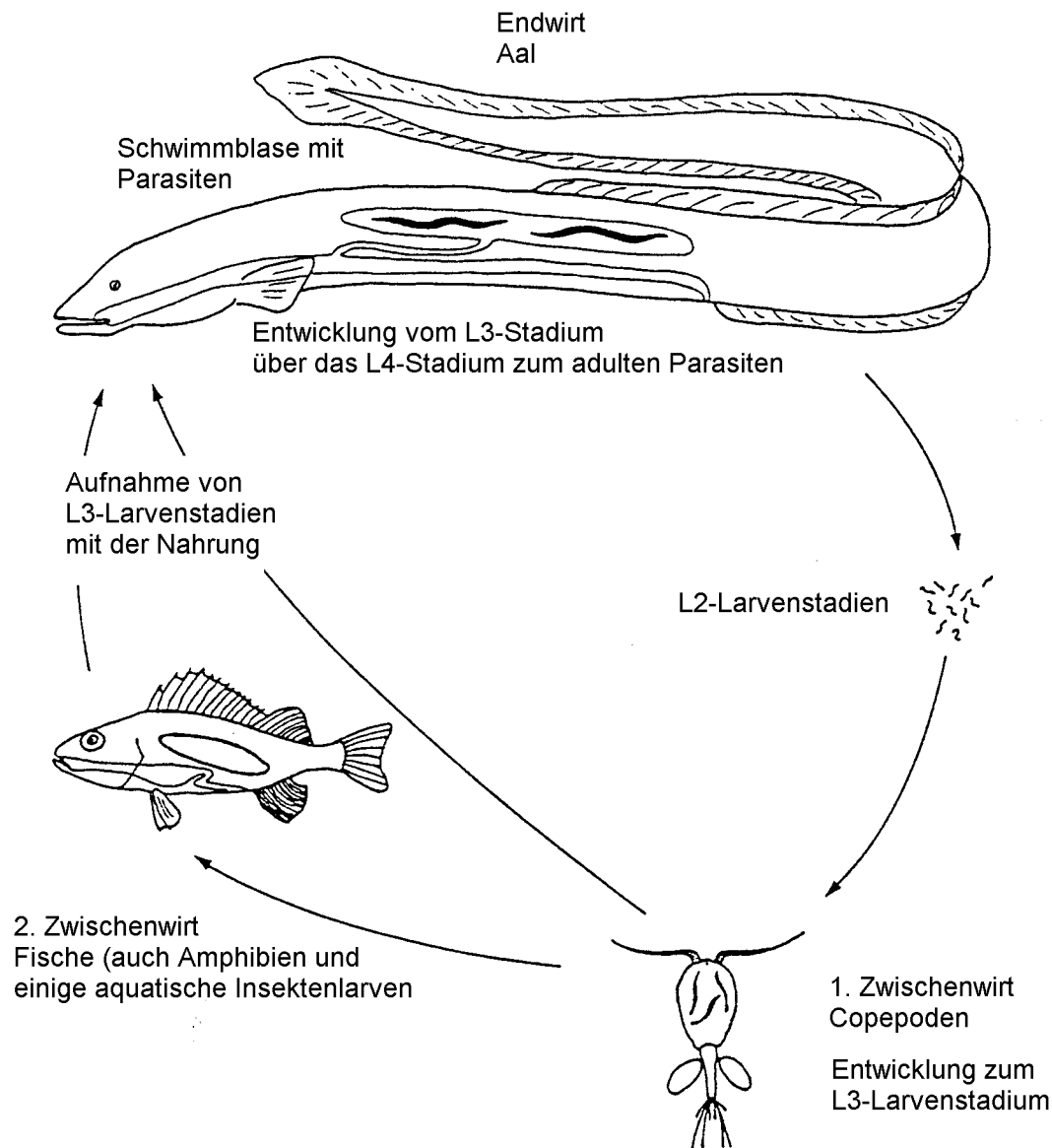


Abb. 7.2: Entwicklungszyklus von *Anguillicola crassus* (nach Hartmann 1993, verändert).

Die Infektiosität der Larven gegenüber Fischen, die als Zwischenwirte dienen, ist während der warmen Jahreszeit höher (Thomas & Ollevier 1992). Allerdings treten solche saisonalen Unterschiede in Gebieten mit milden Wintern, wie z. B. am Plattensee in Ungarn, nicht zutage (Székely 1995).

Welche Auswirkungen der Befall mit L3-Larven auf die Fisch-Zwischenwirte hat, ist noch weitgehend unbekannt. Eine Beeinträchtigung der Vitalität ist aber bei hohen Befallsquoten wahrscheinlich. Die Parasitenlarven nisten sich in der Leibeshöhle in verschiedenen Organen oder deren Oberflächen ein. Die meisten Larven werden in der Regel in der äusseren Darm- oder Magenwand, den Geschlechtsorganen, in der Schwimmblasenwand und der Leber gefunden (Székely 1994).

Die Empfänglichkeit für die Parasitenlarven ist bei den einzelnen Fischarten sehr unterschiedlich. So zeigen Cypriniden bei Befall eine intensive Abwehrreaktion und ein hoher Anteil der eingedrungenen Larven wird durch Einkapselung mit Bindegewebe abgetötet. Bei Barschartigen dagegen ist diese Abwehrreaktion nur schwach und ein hoher Anteil der Parasitenlarven kann sich erfolgreich einnisten

und entwickeln. Die Barschartigen (z. B. Flussbarsch, Kaulbarsch) spielen deshalb als Überträger und Verbreiter des Parasiten eine wichtige Rolle.

Die Aale infizieren sich mit den L3-Stadien, indem sie infizierte Zwischenwirte (Copepoden, Insektenlarven, Fische, Amphibien) als Nahrung aufnehmen. Die Parasiten wandern in ihnen durch den Darmkanal in die Schwimmblase ein. Erst im Endwirt, dem Aal, kann sich der Parasit zum L4-Stadium und schliesslich zum geschlechtsreifen Nematoden entwickeln.

7.1.5. Beeinträchtigungen und Schadensbilder bei Befall mit *Anguillicola crassus*

- Einlagerungen von dunkel gefärbtem Pigment und Ausbildung von kapselartigen Strukturen mit toten präadulten oder adulten Nematoden in der Schwimmblasenwand (Hartmann 1993)
- Abmagerungen, Appetitlosigkeit und Rückgang des Wachstums (Egusa 1979, Neumann 1985, Pagi et al. 1982, Møllergaard 1988)
- Mechanische Schädigung der Schwimmblase und angrenzendem Gewebe durch die Wander- und Fressstätigkeiten der L3- und L4-Larvenstadien, die sich über mehrere Monate in der Schwimmblasenwand des Aals aufhalten.
- Die präadulten und adulten Nematoden verursachen im Schwimmblasenlumen durch ihre blutsaugende Ernährungsweise Verletzungen an der Innenseite der Schwimmblasenwand, wodurch es zu einer chronisch entzündlichen Reaktion und ausgedehnten Zellwucherungen (proliferative Entzündung) und Vernarbungen (Defektheilung) kommen kann.
- Verwachsungen der Schwimmblase mit dem umgebenden Gewebe und benachbarten Organen (Hartmann 1993).
- Bei hochgradig infizierten Aalen können die Entzündungen zum Zerplatzen der Schwimmblase führen (Møllergaard 1988).
- Verdickung bzw. Verschwartung der Schwimmblasenwand durch Proliferation des Bindegewebes und Einlagerung von Kollagen bei hoher Befallsintensität oder wiederholtem Befall (Hartmann 1993). Im Endstadium dieser Entwicklung hat sich die Schwimmblase in eine funktionslose Gewebemasse umgewandelt.
- Veränderungen des Blutbildes bei Parasitierung durch adulte und präadulte Stadien (Zunahme der Erythroblasten, Abnahme des Hämoglobingehalts der roten Blutkörperchen).
- Verringerung der Schwimmleistung mit zunehmender Befallsintensität (Sprengel & Luchtenberg 1991, Hartmann 1993).
- Verringerung der Toleranz gegenüber Sauerstoffmangel (Hartmann 1993, Liewes & Schaminee-Main 1987, Molnar et al. 1991).
- Höhere Anfälligkeit gegenüber Sekundärinfektionen (Liewes & Schaminee-Main 1987, Molnar et al. 1991).

7.2. Methode

Bei den untersuchten Aalen handelte es sich um die bei der letzten Befischung für das Fang-Wiederauffang-Experiment gefangenen Tiere (Tab. 4.2.). Die Fische wurden in tiefgefrorenem Zustand aufbewahrt und vor der Untersuchung zum Auftauen in lauwarmes Wasser gegeben. An Daten wurden der Fangort, die Totallänge und das Geschlecht der Aale sowie die Anzahl an L4-Larven, präadulten und adulten Parasiten im Schwimmblasenlumen erfasst. Makroskopisch deutlich sichtbare Deformationen der Schwimmblasen wurden registriert.

Um die Parasiten zu zählen und das Entwicklungsstadium zu bestimmen, wurden die entnommenen Schwimmblasen unter dem Binokular bei etwa 10-40facher Vergrößerung aufgeschnitten und die Parasiten entnommen.

7.3. Resultate

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden insgesamt 156 Aale aus 3 Gewässerabschnitten des Hochrheins (Chräbis, Mumpf, Sisseln, Kap. 4.2.1.) auf den Befall durch *Anguillicola crassus* hin untersucht. Bei allen untersuchten Tieren handelte es sich um Weibchen. Hiervon wiesen 48.7% Nematoden im Schwimmblasenlumen auf, wobei die Befallsquote in den einzelnen Gewässerstrecken zwischen 35.7% («Sisseln»), 40.5% («Mumpf») und 61.9% («Chräbis») schwankte (Tab. 7.1). Die Befallsquote lag damit deutlich höher als diejenige, welche Dönni (1993) für den Stau Reckingen ermittelt hatte. Es ist daher davon auszugehen, dass sich dieser Parasit nun im Hochrheingebiet etabliert hat.

Tab. 7.1: Befallsquoten in den untersuchten Hochrhein-Abschnitten

	Alle Strecken	Sisseln	Mumpf	Chräbis
Anzahl Aale	156	14	79	63
Befallene Aale [%]	48.7	35.7	40.5	61.9
Befallsintensität [Parasiten/Aal]	2.9	4.2	2.5	3.1

Die mittlere Befallsintensität lag in den drei Untersuchungsstrecken zwischen 2.5 und 4.2 Nematoden (nur L4-Stadien, präadulte und adulte Tiere) pro befallenem Aal, was im Vergleich mit anderen Aalbeständen als relativ geringer Wert betrachtet werden kann. Maximal wurden 15 Nematoden in der Schwimmblase eines Aales gezählt. Auffällig war, dass bei den Aalen der Längenklasse 31-40 cm bzw. 41-50 cm Totallänge eine höhere Befallsquote und -intensität festgestellt wurde als bei Aalen mit 51-60 cm Totallänge (Tab. 7.2). Dieses Ergebnis könnte möglicherweise darauf hinweisen, dass die grösseren Aale durch eine frühere *A. crassus*-Infektion eine gewisse Resistenz erworben haben.

Tab. 7.2: Befallsintensität und Körperlänge der Aale

Totallänge [cm]	Anzahl untersuchte Aale	Befallene Aale [%]	Mittl. Befallsintensität [Parasiten/Aal]	Maximale Anzahl [Parasiten/Aal]
<31 cm	2	0	0	0
31 – 40 cm	48	58.3	1.5	11
41 – 50 cm	64	45.3	1.6	15
51 – 60 cm	37	40.5	0.9	4
>60 cm	5	80.0	3	4

Dagegen spricht allerdings die hohe Befallsquote von 80% bei den Aalen der Grössenklasse >60 cm. Hiervon standen jedoch nur 5 Tiere für die Untersuchung zur Verfügung, so dass die Aussagekraft des Ergebnisses als gering zu betrachten ist.

Bei 3 Aalen (1,9 %) wurden extrem verkümmerte, funktionsuntüchtige Schwimmblasen festgestellt (siehe Tab. 7.3). Dieses Schadensbild gilt als typisch für starken und wiederholten *A. crassus*-Befall. Nur einer dieser 3 Aale wies einen Nematoden in der Schwimmblase auf, die beiden anderen waren parasitenfrei. Es handelte sich dabei um Tiere von 42.9 cm, 43.9 cm und 48.8 cm Länge.

7.4. Diskussion

Wie schon erwähnt, zeigen die hohen Befallsquoten an, dass sich *A. crassus* im Hochrhein etabliert hat. Es muss davon ausgegangen werden, dass nahezu jeder Aal im Hochrhein während seines Aufenthaltes mindestens einmal, sehr wahrscheinlich aber mehrmals, infiziert wird und es dadurch jedes Mal zu einer stärkeren Schädigung der Schwimmblase kommt. Der Anteil der Aale, die bislang als Folge dieser (wiederholten) Infektionen eine schwere, dauerhafte Schädigung davongetragen haben, ist mit 1.9% relativ gering und dürfte keine Gefahr für den Bestand darstellen.

Um das Ausmass der Schädigung des Aalbestandes besser zu erfassen, sollte bei künftigen Untersuchungen nicht nur der aktuelle Befall mit Schwimmblasenparasiten, sondern auch der Grad der Schwimmblasenschädigungen durch früheren Parasitenbefall, z. B. nach der Klassifikation des Schadensbildes nach Hartmann (1993, Tab. 7.3), erfasst werden.

Hemmend auf die Entwicklung der Parasiten wirken sich wahrscheinlich die relativ geringen Wassertemperaturen im Hochrhein aus. Zwar können diese im Sommer kurzzeitig auf 22-24 °C ansteigen (Dönni 1993), sinken aber während der Winterzeit deutlich unter 15 °C, die von *A. crassus* nach Nagasawa et al. (1994) für eine erfolgreiche Entwicklung mindestens benötigt werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass zwar ein hoher Anteil der Aale einen akuten Befall durch den Schwimmblasenparasiten aufweist, die Befallsintensität im Vergleich zu zahlreichen anderen Gewässern oder tiefer gelegenen Strecken des Rheins aber relativ gering ist.

Tab. 7.3: Klassifizierung der pathomorphologischen Veränderungen an der Schwimmblase des Aals infolge des Befalls durch *Anguillicola crassus* nach Hartmann (1993).

Klasse I:	<i>Schwimmblasen ohne Gewebsveränderungen:</i> Die Schwimmblase ist je nach Grösse des Individuums 0.6 bis ca. 1.0 mm dünn und transparent.
Klasse II:	<i>Schwache Verschwartung der Schwimmblasenwand:</i> Schwimmblasen mit leicht verdickten und eingetrübten Wänden. Sie repräsentieren den Beginn der parasitenbedingten Gewebsirritation.
Klasse III:	<i>Starke Verschwartung der Schwimmblasenwand:</i> Schwimmblasen mit deutlichen bis starken Verschwartungen. Die Schwimmblasenwand ist und weist einen erheblichen Elastizitätsverlust auf.
Klasse IV:	<i>Starke Verschwartung und weitere pathologische Effekte:</i> Verschwartete Schwimmblase wie in Klasse III, die zusätzliche pathologische Effekte aufweisen: Hämorragien, Entzündungen, Nekrosen, Verwachsungen, mit Exsudat gefüllte Lumina, starke Pigmenteinlagerungen und Einengung des Lumens durch Nematodeneinschlüsse im Bindegewebe. Diese Schäden führen zu einer weiteren Einengung des Schwimmblasenlumens, welches jedoch noch eine, wenn auch geringe Gasmenge enthält. Das Organ ist zwar schwer geschädigt, aber noch als eingeschränkt funktionstüchtig einzustufen.
Klasse V:	<i>Fortgeschrittene Verschwartung der Schwimmblasenwand und Funktionsverlust:</i> Diese Schwimmblasen repräsentieren das Endstadium des Verschwartungsprozesses. Die Schwimmblasenwand ist auf mehrere Millimeter (bis zu 5 mm) verdickt und das Lumen ist zu einem engen, gaslosen Schlauch eingengt. Weitere pathologische Effekte können auftreten.

Verschiedene Autoren (siehe Auflistung in 7.1.5) weisen darauf hin, dass die Funktionsbeeinträchtigung der Schwimmblase zu einem erhöhten Grundumsatz und zu Verminderung der Stressresistenz führt. Ob diese Beeinträchtigungen möglicherweise auch zu höheren Ausfällen bei der Passage von Kraftwerksturbinen führen, ist bisher unbekannt. Dagegen kann mit hoher Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass die durch den Befall mit *A. crassus* beeinträchtigten Tiere bei ihrer Rückwanderung zu den Laichgebieten in der Sargasso-See und der anschliessenden Fortpflanzung Nachteile erleiden.

Auf dem Weg in die 6000 km entfernte Sargasso-See schwimmen die Tiere etwa 6 Monate lang in einer Tiefe zwischen 200 und 600 m und nehmen keine Nahrung zu sich (Tesch 1999). Nach Boetius & Boetius (1980) verbrauchen Blankaale dabei rund 60% ihres Gesamtfett- und Proteingehaltes für die Migration (41%) bzw. Gonadenentwicklung (ca. 20%). Ein erhöhter Energieverbrauch während der Laichwanderung infolge der Funktionsbeeinträchtigungen der Schwimmblase (Kennedy & Fitch 1990) könnte bei geschädigten Tieren dazu führen, dass diese die Laichgebiete nicht erreichen oder ihr Reproduktionserfolg vermindert ist.

8. Synthese – Entwicklung des Aalbestandes

Aufgrund der in Kapitel 1 dargestellten Fakten (Besatzstopp, Turbinenmortalität, sinkende Glasaalerträge usw.) kann die Hypothese formuliert werden, dass sich der Aalbestand des Hochrheins in den letzten Jahren verringert hat und dies auch weiterhin tut. Im Folgenden werden die bekannten Fakten hierzu zusammengestellt und gewertet.

8.1. Heutiger Bestand

Unsere Schätzungen für den Aalbestand im Uferbereich bis in eine Wassertiefe von etwa 1.5 m liegen bei etwa einer halben Million Aale (Kap. 4.3.6.). Weiter gehen wir davon aus, dass der Gesamtbestand des Hochrheins in der Grössenordnung von einer Million Aale liegt (Spannweite etwa 400'000-2'500'000).

Schätzungsweise 2-3% des Aalbestandes wandern zur Zeit jährlich ab (Kap. 4.3.4.), das sind etwa 20'000-30'000 Blankaale. Die Einwanderung betrug im Jahre 2000 aber nur etwa 7'000 Aale. Unter der Annahme, dass sich die Zu- und Abwanderung weiterhin in diesem Bereich bewegt, würde sich der Aalbestand bis etwa zum Jahr 2050 um die Hälfte reduzieren.

8.2. Bisherige Entwicklung in den letzten 10 Jahren

Im Folgenden werden verschiedene Indikatoren interpretiert, die als Indiz für eine Veränderung des Aalbestands im Hochrhein in den letzten Jahrzehnten gelten könnten:

- Die **Anglerfänge** sind in den 60er- und 70er-Jahren kontinuierlich angestiegen (Abb. 8.1). Von 1976 bis 1990 schwankte der Fang um den Wert von 16'000 Stk/Jahr. Seit 1991 sind die Fänge aber rückläufig. 1999 konnte erstmals wieder eine Zunahme verzeichnet werden. Der Fangrückgang deutet auf einen Bestandesrückgang hin. Bekanntlich liegt aber nicht immer eine eindeutige Beziehung zwischen Fang und Bestand vor. Die Aalfischerei am Hochrhein war immer relativ intensiv, was die Aussagekraft des Anglerfangs als Bestandesindikator erhöht. Ein im Laufe der Jahre geringerer Befischungsdruck aufgrund eines geänderten Angilverhaltens der Sportfischer ist zwar reine Spekulation, kann aber nicht ausgeschlossen werden.
- Es stellt sich die Frage, inwiefern der **Besatzstopp im Hochrhein** seit 1986 im Laufe der Jahre den Aalbestand sinken liess und zunehmend geringere Fänge nach sich zog. Ein Vergleich zwischen Fang- und Besatzzahlen zeigt, dass die beste Übereinstimmung dann erreicht wird, wenn

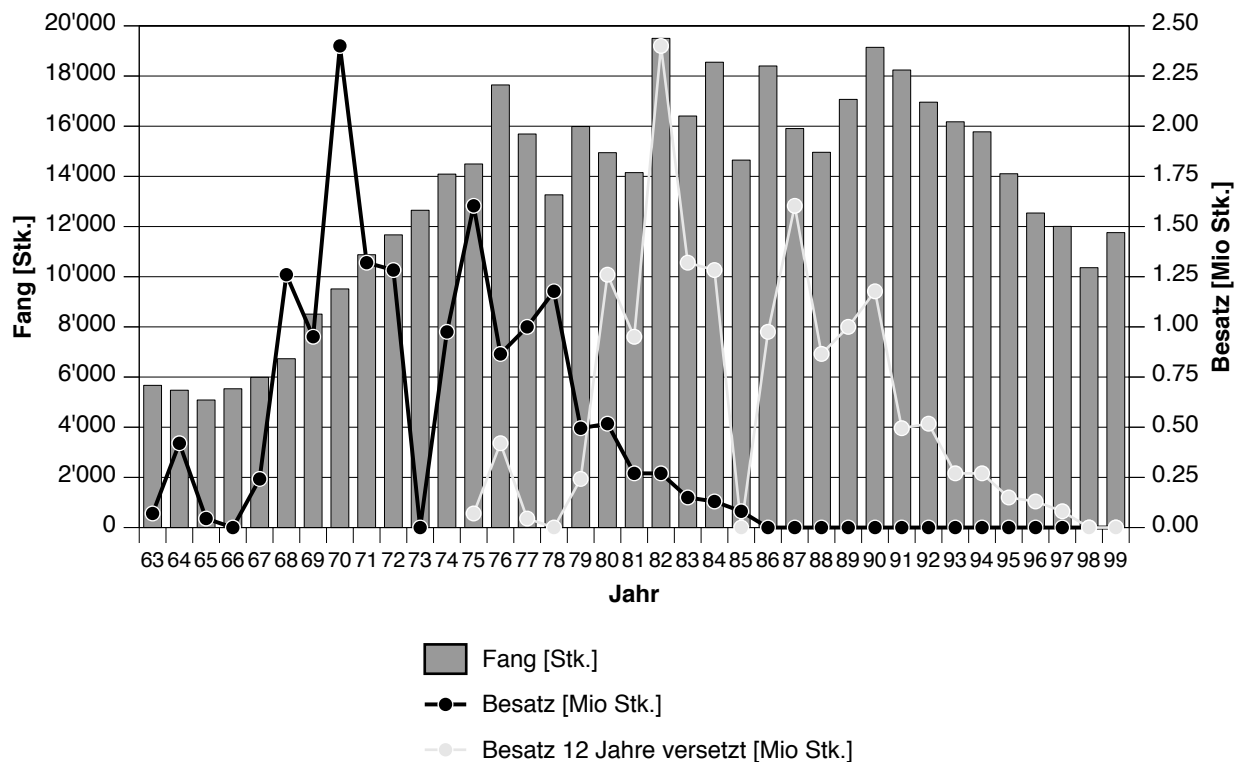


Abb. 8.1: Fang und Besatz von Aalen am Hochrhein von 1963-2000 (Daten BUWAL). Der Besatz ist zusätzlich um 12 Jahre versetzt dargestellt (Erläuterung vgl. Text).

man annimmt, dass die eingesetzten Aale erst nach etwa 12 Jahren gefangen werden (Abb. 8.1). Da man von einem Aufenthalt im Süßwasser von etwa 10-16 Jahren ausgeht (Berg 1988, Holmgren et al. 1997), mach diese Annahme Sinn. Somit könnte der geringere Anglerfang direkt auf den Besatzstopp zurückgeführt werden. Aufgrund von Wachstumsanalysen von Aalen aus dem Oberrhein (Meunier & Dufour 1999) hätten die Aale nach Erreichen des mittleren Fangalters von 12 Jahren im Hochrhein eine Länge von knapp 60 cm. Die mittlere Länge der gefangenen Aale ist aber unbekannt, so dass diese Hypothese nicht weiter geprüft werden kann. Zum Rückgang des Anglerfangs vgl. auch den Punkt «Glasaalfischerei».

- Der **Besatz im Oberrhein und Mittelrhein** hat ebenfalls einen Einfluss auf den Aalbestand im Hochrhein. Die Besatzmenge blieb, gemäß den offiziellen Zahlen, seit Mitte der 80er-Jahre relativ konstant, wobei in einzelnen Jahren massiv höhere Einsätze getätigt wurden (Abb. 5.9).

Die schwindenden Erträge der Glasaalfischerei treiben die Preise für den Aalbesatz in die Höhe (Wondrak 1999). Dieser Umstand hat sich offenbar nicht negativ auf die Besatzmengen für den Mittel- und Oberrhein ausgewirkt (Kap. 5.4.2). Sie sind seit Mitte der 80er-Jahre konstant tief mit der Ausnahme von massiv erhöhten Besatzmengen in einzelnen Jahren. Wie hoch der Besatz mit Aalen ist, der nicht in der offiziellen Statistik erscheint, ist unbekannt.

- Die Gesamterträge der kommerziellen **Gelb- und Blankaalfischerei** Europas sind seit Anfang der 70er-Jahre um knapp 50% gesunken (Dekker 2001). Dies bedeutet vermutlich auch einen Rückgang der Gelb- und Blankaalbestände, was sich wiederum negativ auf die Glasaalbestände und damit auf den Aufstieg in den Hochrhein auswirkt.

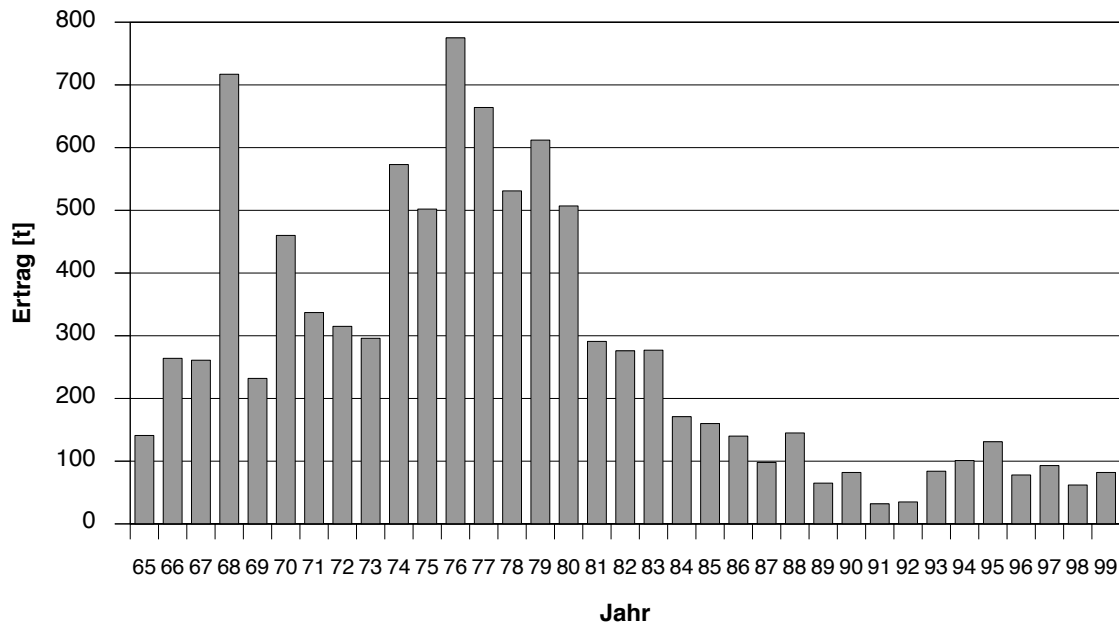


Abb. 8.2: Erträge an Glasaalen von 1976 bis 1999 in drei für die Glasaalfischerei wichtigen europäischen Flussmündungen (Bann, Erne, Loire) (Moriarty 1999).

- Der Zusammenbruch der Erträge aus der **Glasaalfischerei** vor der europäischen Küste in den 80er-Jahren (Abb. 8.2) ist ein deutliches Indiz dafür, dass der Glasaalbestand massiv zurückgegangen ist. Das bedeutet, dass weniger Aale in den Rhein (Dekker 1998) und schliesslich in den Hochrhein aufsteigen. Der Fangrückgang im Hochrhein setzte 1991 ein, der der Glasaalfischerei 1977. Falls ein Zusammenhang besteht, lässt sich ein mittleres Fangalter von 14 Jahren postulieren, also etwas höher als aufgrund des Vergleichs zwischen Fang und Besatz angenommen werden könnte.

Es stellt sich nun die Frage, ob die Verschiebung um 14 Jahre der Zeit entspricht, die die Glasaale zum natürlichen Aufstieg in den Hochrhein und zum Erreichen der mittleren Fanglänge benötigen. Die Aufstiegszeit dauert nach unseren Einschätzungen ca. 7-9 Jahre (Kap. 5.4.2). Die Aale haben dann eine Länge von etwa 35-45 cm. Folglich bliebe den Aalen noch 5-7 Jahre um zu wachsen, in der sie eine Länge von etwa 60 cm erreichen würden (Meunier & Dufour 1999), bevor sie gefangen würden. Die mittlere Fanglänge ist unbekannt, dürfte aber etwas über dem Mindestfangmass von 50 cm liegen. Aufgrund dieser Indizien ist die Annahme, dass der Schwund der Glasaalbestände vor der europäischen Westküste den Rückgang im Aalbestand und im Anglerfang des Hochrheins mitverursacht haben könnte, durchaus realistisch.

- Verschiedentlich wurden im Hochrhein gezielte elektrische Uferbefischungen auf Aale durchgeführt, bei denen die Fangleistungen, d. h. die Biomasse gefangener Aale pro Stunde elektrischer Uferbefischung, bekannt ist (Abb. 8.3). Vergleicht man diesen «catch per unit effort (**CPUE**)» im zeitlichen Verlauf, so kann vor allem für die Herbstdaten eine Tendenz zu geringeren Fangleistungen seit 1990 vermutet werden. Diese Tendenz ist aber statistisch nicht nachweisbar.

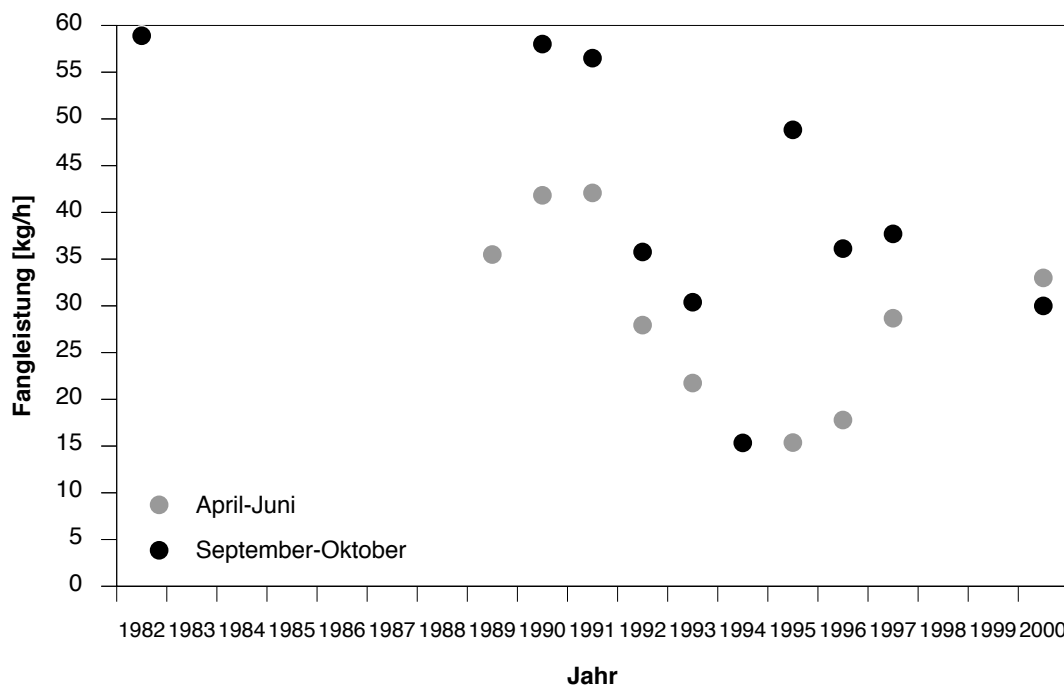


Abb. 8.3: Biomasse der pro Stunde elektrischer Uferbefischung gefangenen Aale. Die Daten von 1982 stammen von Parey (1983), diejenigen von 2000 basieren auf diesen Untersuchungen. Die übrigen Daten stammen von der Sektion Jagd und Fischerei des Kantons Aargau.

Ein Grossteil der Daten des Kantons Aargau wurden im Stau Ryburg-Schwörstadt erhoben, wobei das selbe Fanggerät und zum Teil die selbe Mannschaft eingesetzt wurde, wie in unseren Untersuchungen. Es wurde jedoch mit 2 Anoden gefischt. Die Werte setzen sich aus bis zu sechs Einzelwerten zusammen (vgl. Anhang E). Die auf dieser Studie basierenden Werte wurden aus dem mittleren Gewicht der gewogenen Aale multipliziert mit der Gesamtzahl gefangenen Aale berechnet.

Ergebnisse der Regressionsanalyse:

Daten April-Juni: $r^2 = 0.174$, $p = 0.231$; Daten September-Oktober: $r^2 = 0.378$, $p = 0.059$

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass 4 der 6 besprochenen Indikatoren für eine Abnahme des Aalbestandes in den letzten 10 Jahren sprechen (Tab. 8.1). Eine eindeutige Beweisführung ist aber mit den bis heute vorliegenden Daten nicht möglich.

8.3. Künftige Entwicklung

Im Folgenden werden verschiedene Indikatoren interpretiert, die als Indiz für eine künftige Veränderung der Aalbestände im Hochrhein gelten könnten:

- Die Aal-Arbeitsgruppe der **ICES** ist überzeugt, dass die Populationsgrösse des Europäischen Aals in den letzten Jahren und Jahrzehnten derart stark geschrumpft ist, dass die Art gefährdet ist (Dekker 2001). Konkrete Zahlen hierfür liegen aber nicht vor. Die ICES stützt ihre Behauptung in erster Linie auf die rückläufigen Erträge der intensiv betriebenen Aalfischerei (Abb. 8.2). Ein Massnahmenplan soll Abhilfe schaffen. Bis er aber entwickelt, von den europäischen Fischfang-

Tab. 8.1: Zusammenstellung der in Kapitel 8.1 besprochenen Indikatoren und deren Interpretation bezüglich einer tendenziellen Entwicklung des Aalbestandes im Hochrhein.

Indikator	Zunahme	gleichbleibend	Abnahme
<i>Bisherige Bestandesentwicklung im Hochrhein:</i>			
Fang der Angelfischerei im Hochrhein			X
Aalbesatz im Hochrhein			X
Aalbesatz im Ober- und Mittelrhein		X	
Erträge der Glasaalfischerei Westeuropas			X
Erträge der Gelb- und Blankaalfischerei Europas			X
Catch per unit effort (CPUE)-Daten vom Hochrhein		X	
<i>Künftige Bestandesentwicklung im Hochrhein:</i>			
Hoher Befischungsdruck in der Glasaalfischerei Westeuropas			X
Hoher Befischungsdruck in der Gelb- und Blankaalfischerei Europas			X
Aufstieg in den Hochrhein:			
Schätzungen mit der Jolly-Seber-Methode		keine Aussage möglich	
Aufstiegszählungen		keine Aussage möglich	
Längen-Häufigkeitsverteilungen			X
Abwanderung aus dem Hochrhein:			
Turbinenmortalität			X
Befall mit <i>Anguillicola crassus</i>		X	
weitere Mortalitätsfaktoren (v. a. Blankaalfischerei)			X

nationen akzeptiert und auch umgesetzt wird, dürfte es noch viele Jahre dauern. Somit ist anzunehmen, dass der Aalbestand aufgrund der anhaltend intensiven Glas-, Gelb- und Blankaalfischerei zwangsläufig in den Binnengewässern Europas weiter abnehmen wird. Eine weiterhin rückläufige Entwicklung des Aalbestandes im Hochrhein ist daher zu erwarten.

- Das Ausmass der **Zuwanderung** an Aalen zwischen Frühling und Herbst wurde mit drei verschiedenen Ansätzen untersucht.

Auf der Basis der **Jolly-Seber-Methode** (Tab. 4.8. und Anhang D) wurde eine Zuwanderung von 165'000 Aalen geschätzt (Anhang D). Berücksichtigt man den 95%-Vertrauensintervall so sind Werte zwischen -820'000 (Abwanderung) und 1'350'000 möglich. Damit ist dieser Ansatz zur Schätzung der Zuwanderung wertlos.

Die aufgrund der **Aufstiegszählungen** extrapolierte Zuwanderung für das Jahr 2000 beträgt lediglich etwa 7000 Aale (Kap. 5.3.). Die Einwanderung des Aals in den Hochrhein war in den letzten Jahren und Jahrzehnten vom Besatz im Ober- und Mittelhochrhein geprägt, insbesondere die bei den Aufstiegszählungen festgestellte Abnahme Mitte der 90er-Jahre. Aufgrund der von Jahr zu Jahr unterschiedlich grossen Besatzmengen lässt sich ein Rückgang im Aalaufstieg in den Hochrhein nicht belegen.

Die Analyse der **Längenhäufigkeitsverteilungen** (Kap. 4.3.3.) zeigen, dass im befischten Uferstreifen keine erkennbare Zunahme an kleinen Aalen (unter einer Länge von etwa 35 cm) über den Sommer statt gefunden hat.

Aufstiegszählungen und Längen-Häufigkeitsanalysen deuten daraufhin, dass die Zuwanderung an Jungaale aus dem Oberrhein im Jahre 2000 gering war. Da für die nächsten Jahre keine Erholung der Glasaalbestände bzw. Beschränkung der Glasaalfischerei zu erwarten ist, muss weiterhin mit einer Abnahme des Aalbestandes im Hochrhein gerechnet werden, sofern der Aalbesatz am Ober- und Mittelhhein nicht intensiviert wird.

- Die in Kapitel 6 durchgeführten Berechnungen zur **Abwanderung** zeigen, dass die Blankaale einer hohen **Turbinenmortalität** ausgesetzt sind. Mindestens 90% der aus dem Hochrhein abwandernden Blankaale fallen ihr wahrscheinlich zum Opfer.

Fast 50% der Aale des Hochrheins sind mit dem Schwimmblasenparasiten *Anguillicola crassus* infiziert (Kap. 7.3). Zur Zeit ist nicht bewiesen, dass dieser Parasit die Laichwanderung des Aals behindert. Die Mehrzahl der *Anguillicola*-Spezialisten ist aber davon überzeugt, dass er zur Bedrohung der Population des Europäischen Aals beiträgt (Lehmann et al. 2001). Nach heutigen Erkenntnissen kann man davon ausgehen, dass nur ein geringer Teil der befallenen Hochrhein-Aale den Atlantik aufgrund der Schwimmblasenschäden nicht überqueren könnte.

Berücksichtigt man **weitere Mortalitätsfaktoren** wie die intensive Fischerei in Deutschland und den Niederlanden (Dekker 2000a), so muss man davon ausgehen, dass kaum ein Aal aus dem Hochrhein das Laichgebiet in der Sargasso-See erreicht und somit einen Beitrag zum Erhalt der Population des Europäischen Aals leisten könnte.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass 5 der 8 besprochenen Indikatoren tendenziell für eine Abnahme des Aalbestandes in den nächsten Jahren sprechen (Tab. 8.1). Eine eindeutige Beweisführung ist aber mit den bis heute vorliegenden Daten nicht möglich.

8.4. Folgerungen für ein künftiges Aalmanagement

Die Grundlagendaten der vorliegenden Untersuchung basieren auf verschiedenen Annahmen und Einschätzungen. Zudem handelt es sich nicht um eine Langzeitstudie. Zur Zeit (und vermutlich auch in näherer Zukunft) verfügen wir aber über keine verlässlicheren Daten. Die Ergebnisse deuten auf eine Abnahme des Aalbestandes hin. Wir müssen daher davon ausgehen, dass der Aalbestand im Hochrhein (wie auch in ganz Europa) mittelfristig gefährdet ist. Das künftige Aalmanagement am Hochrhein muss diesem Umstand Rechnung tragen.

In der Schweiz werden wegen der geringen fischereilichen Wertschätzung kaum Aale eingesetzt. Solange das Problem der Turbinenschäden nicht gelöst ist, scheint ein Besatz auch nicht sinnvoll zu sein. Das bedeutet aber nicht, dass kein Handlungsbedarf besteht. Die Schweiz gehört zum natürlichen Verbreitungsgebiet des Aals. Folglich muss die langfristige Erhaltung dieser Fischart auch Teil der schweizerischen Artenschutzstrategie sein.

Die Arterhaltung des Aals ist neben einer nationalen auch eine internationale Aufgabe (Dekker 2000b). Eine nachhaltige Bewirtschaftung und Sicherung der Bestände kann aber nur erreicht werden, wenn die einzelnen Staaten gezielte, der Situation im Lande angepasste Massnahmen ergreifen. Für die Schweiz mit ihren zahlreichen Flusskraftwerken ergibt sich insbesondere die Verantwortung, durch geeignete Massnahmen für eine möglichst verlustfreie Auf- und Abwanderung zu sorgen.

8.4.1. Verminderung der Turbinenschäden

Die Forschung ist in diesem Bereich noch nicht sehr weit gediehen. Es hat sich gezeigt, dass Scheuchanlagen (Rechen¹, Schall, Licht, Strom, Luftblasen) nur eine begrenzte Wirkung erzielen (Adam et al. 1999, Berg 1999, Jens 1997). Zudem wird den Aalen so noch keine Möglichkeit gegeben, das Kraftwerk zu umgehen. Das bedeutet, es braucht ein Leit- oder Bypasssystem, das die Aale um die Turbinen herumführt. Die Entwicklung solcher Systeme, die denn auch funktionieren, scheint sehr schwierig zu sein (Adam et al. 1999). Modellexperimente haben gezeigt, dass Aale – im Gegensatz zum aufsteigenden Fisch – nicht versuchen, seitlich suchend ein Abstieghindernis zu umgehen (Adam et al. 1999). Dieselben Autoren vermuten daher, dass ein seitlich des Turbinenschachtes angebrachter Bypass nur zufällig gefunden wird, die Strömung des Bypasses also keine Leitwirkung erzielt. Ein Leiten der Aale via Scheuchanlagen ins Bypasssystem dürfte ebenfalls schwierig sein.

Diese wenig ermutigenden Erkenntnisse zeigen, dass gezielte Forschungen zur Verminderung der Turbinenmortalität abwandernder Aale (aber auch anderer Fischarten, dereinst vielleicht auch der Junglachse) notwendig ist. Untersuchungen in folgenden Bereichen erachten wir als sinnvoll:

- Eingrenzung der Abwanderungszeiten (z. B. bei abnehmender Mondphase und zunehmendem Abfluss). Prüfen der Funktionalität von Frühwarnsystemen zur Erkennung der Aalabwanderung (z. B. MIGROMAT® des Instituts für angewandte Ökologie, Kirtorf-Wahlen, Deutschland).
- Zeitliche und räumliche Verteilung beim Anschwimmen des Kraftwerkes. Verhalten im Bereich des Turbinenschachtes (vgl. hierzu Haro et al. 2000).
- Entwicklung und Konzeption von Bypassanlagen. Insbesondere ist dabei auf eine optimale Anzahl und Positionierung der Eingänge zu achten. Bypässe münden sinnvollerweise nahe des Eingangs der Fischtreppe, um deren Lockströmung zu verstärken. Verschiedene Kraftwerke in Deutschland verfügen bereits über Bypasssysteme (Kroll & Diethelm 1998).
- Abwanderung via Wehr oder Schleuse prüfen, z. B. mittels saisonal angepasstem Betrieb².
- Entwicklung eines zeitlich angepassten Turbinenmanagements. Evaluation betriebstechnischer Massnahmen (z. B. Optimierung der Turbinenleistung (Holzner 2000)).
- Entwicklung und Betrieb von fischfreundlicheren Turbinen (evtl. Kooperation mit laufenden Projekten, z. B. in Kanada).

¹ 60-65 cm lange Aale passieren einen Rechen mit einem Stababstand von lediglich 2.5 cm problemlos (Berg 1998). Anströmgeschwindigkeiten von mehr als 0.5 m/s führen zu hohen Mortalitäten am Rechen (Adam et al. 1999). Die Aale werden dauerhaft an die Rechenstäbe gepresst und von der Reinigungsmaschine verletzt.

² Diese Massnahme könnte ev. mit einer Reaktivierung des Geschiebetriebes gekoppelt werden (Abegg 2001).

Diese Untersuchungen sollen möglichst in enger Zusammenarbeit mit den Kraftwerken erfolgen, ggf. auch mit Herstellern von Turbinen und Scheuchanlagen. Daraus sollen Massnahmen resultieren, die die Turbinenmortalität deutlich verringern können, für die Kraftwerke aber wirtschaftlich tragbar sind.

8.4.2. Monitoring der Bestandesentwicklung

Die vorliegende Studie zeigt auf, dass die derzeitige Datengrundlage bezüglich der Populationsdynamik des Aals im Hochrhein (und in der gesamten Schweiz) mangels fischereilichem Interesse sehr dürrtig ist. Ohne eine ausreichende Datenbasis, die die Bestandesentwicklung über mehrere Jahre hinweg aufzeigt und den vermuteten Bestandsrückgang belegt, lassen sich Massnahmen zur Verminderung von Turbinenschäden bei den verantwortlichen Personen kaum beliebt machen.

Wir empfehlen deshalb eine Langzeitüberwachung des Aalbestandes zu lancieren. Die Bestandesentwicklung könnte anhand der Veränderungen der folgenden Indices beurteilt werden:

- Absolute Schätzungen, wie sie in dieser Studie durchgeführt wurden, sind mit zu grossen Unsicherheiten behaftet und sehr aufwändig. Hingegen kann die Erhebung relativer Häufigkeitswerte (CPUE) ein wichtiges Instrument sein, um räumliche und zeitliche Veränderungen der Bestandesgrösse und -struktur zu erfassen (Knights et al. 1996).
- Längen-Häufigkeitsverteilungen der Steig-, Gelb- und Blankaale.
- Anteil an Blankaalen am gesamten Aalbestand.
- Aufstiegsschätzungen bei ausgewählten Kraftwerken (evtl. mittels Videoüberwachung).
- evtl. Befall mit *Anguillicola crassus*.

Die Arbeiten sollen mit standardisierten Methoden durchgeführt werden. Vorgängig müssen Untersuchungen zur Längenselektivität der Elektrofischerei erfolgen. Die Erhebungen sollen sich auf einige wenige Flüsse (sicher Hochrhein und Aare) und auf ausgewählte Lokalitäten beschränken. Möglicherweise wäre auch der Einbezug des Bodensees sinnvoll, da hier eine grosse Aalpopulation mit grosser wirtschaftlicher Bedeutung lebt. Neben einem Monitoring der Bestandssituation könnten hier auch Untersuchungen zu den Abwanderungszeiten und dem Abwanderungsverhalten erfolgen.

Idealerweise lässt sich ein solches Aalmonitoring in ein bestehendes, kantonales Überwachungsprogramm integrieren. Günstig wäre, zumindest für den Bereich Hochrhein und den Bodensee, wenn eine Überwachung in Zusammenarbeit mit der deutschen Seite durchgeführt werden könnte. Ein schweizerisches Aalmanagement könnte einen Beitrag zu einem europaweiten Management leisten. Das Monitoring sollte sich deshalb an bestehenden Programmen in anderen europäischen Ländern orientieren, damit möglichst einheitliche Parameter erhoben werden (Moriarty & Dekker 1997).

Die gewonnenen Daten sollen zur Schätzung der Bestandesentwicklung verwendet werden. Dies könnte z. B. mit Hilfe eines Simulationsmodells erfolgen, das unter anderem eine Sensitivitätsanalyse der verwendeten Eingabeparameter und eine gewisse Prognose für die Zukunft erlaubt.

9. Literaturverzeichnis

- Abegg, J. (2001) Massnahmen zur Verbesserung des Geschiebehaushaltes. *Natur + Mensch* 1/2001, S. 12-20.
- Adam, B., Schwevers, U., Dumont, U. (1999) Beiträge zum Schutz abwandernder Fische - Verhaltensbeobachtungen in einem Modellgerinne. *Natur & Wissenschaft* 16, 64 S.
- Baras, E., Philippart, J. Cl., Salmon, B. (1996) Estimation of migrant yellow eel stock in large rivers through the survey of fish passes: a preliminary investigation in the River Meuse (Belgium). In: COWX, I. G.: Stock Assessment in Inland Fisheries. Fishing News Books, 82-92.
- Barse A. M., Secor, D. (1999) An Exotic Nematode Parasite of the American Eel. *Fisheries*, 24, 6-10.
- Begon, M. (1979) Investigating animal abundance capture-recapture for biologists. Edward Arnold-Verlag.
- Berg, R. (1985) Turbinenbedingte Schäden an Fischen. Bericht über Versuche am Laufkraftwerk Neckarzimmern. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 25 S.
- Berg, R. (1988) Der Aal im Bodensee. Freilanduntersuchungen zur Biologie und Bewirtschaftung des Aals (*Anguilla anguilla* L.) im Bodensee. *Ökologie & Landwirtschaft* 1, Verlag Josef Margraf, Gaimersheim, 246 S.
- Berg, R. (1990) The assessment of size-class proportions and fishery mortality of eel using various catching equipment. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 75, 775-780.
- Berg, R. (1994) Untersuchungen mit Fische Scheuchleinrichtungen am Kraftwerk Guttenbach (Neckar). Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 25 S.
- Berg, R. (1998) In: Kroll, L., Diethelm, G. Schutz der Fischerei an Wasserkraftanlagen in stauregulierten Flüssen. Bezirksregierung Trier, S. 16-21.
- Berg, R. (1999) Turbinenschäden In: Tesch, F.-W. Der Aal. Parey Verlag, 3. Auflage, 320-321.
- Berg, R., Blank, S. (1989): Fische in Baden-Württemberg. Information des Ministeriums für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 158 S.
- Boetius & Boetius (1980) Experimental maturation of female silver eels, *Anguilla anguilla*. Estimates of fecundity and energy reserves for migration and spawning. *Dana* 1, 1-28.
- Carlson, T. J., Popper, A. N. (1997) Using Sound to Modify Fish Behaviour at Power-Production and Water-Control Facilities. Schlussbericht des gleichnamigen Workshops vom 12.-13.12.1995 in Portland, USA, 362 S.
- De Charleroy D., Grisez, L., Thomas, K., Belpaire, C., Ollevier, F. (1990) The life cycle of *Anguillicola crassus*. *Diseases of Aquatic Organisms* 8, 77-84.
- Dekker, W. (1998) Long-term trends in the glass eels immigrating at Den Oever, the Netherlands. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 349, 199-214.
- Dekker, W. (2000a) Impact of yellow eel exploitation on spawner production in Lake IJsselmeer, the Netherlands. *Dana* 12, 25-40.
- Dekker, W. (2000b) The fractal geometry of the European eel stock. *ICES J.I of Marine Science* 57, 109-121.
- Dekker, W. (2001) The status of the eel stock in the river Rhine and in the rest of Europe. Unterlagen zu einem Vortrag gehalten in Koblenz am 14.2.2001 im Rahmen einer Konferenz der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins, 16 S.
- Dönni, W. (1993) Verteilungsdynamik der Fische in einer Staustufe des Hochrheins mit besonderer Berücksichtigung der Ökologie des Aals (*Anguilla anguilla* L.). Dissertation ETH Zürich, 196 S.
- EIFAC – Working group on Eel (1996) Report of the tenth Session of the Joint Working Group on Eel. Ijmuiden, The Netherlands 23. – 27. September 1996.

- Enzmann, P. (1990) Felduntersuchungen zum Wanderverhalten und Bestand des Aals (*Anguilla anguilla* L.) im Hochrhein. Diplomarbeit, Universität Basel, 91 S.
- Enzmann, P., Senn, D. G. (1992) Zur Wanderung der Aale und anderer Süßwasserfische. Verhandlungen der Naturforschenden Gesellschaft Basel 102, 371-376.
- Feunteun, E., Acou, A., Laffaille, P., Legault, A. (2000) European eel (*Anguilla anguilla*): prediction of spawner escapement from continental population parameters. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 57, 1627-1635.
- Gerster, St. (1990) Veränderungen der Fischbestände am Hochrhein und deren Ursachen. Auftragsarbeit zuhanden des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, 276 S.
- Gerster, St. (1998) Hochrhein. Aufstiegskontrollen 1995/96; Vergleich mit früheren Erhebungen. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 60. BUWAL, Bern. 137 S.
- Haro, A. J., Castro-Santos, T., Boubée, J. (2000) Behavior and passage of silver-phase American eels, *Anguilla rostrata* (LeSueur), at a small hydroelectric facility. Dana 12, 33-42.
- Haro, A. J., Richkus, W., Whalen, K., Hoar, A., Busch, W.-D., Lary, S., Brush, T., Dixon, D. (2000) Population decline of the American eel: Implications for research and management. Fisheries 25, 7-16.
- Hartmann, F. (1993) 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.). Dissertation Universität Hamburg, Fachbereich Biologie, 142 S.
- Hässig, P. (2000) Fischschäden durch Turbinen. Wasser, Energie, Luft, 92, 299-300.
- Hoffmann, R., Berg, R., Blank, S., Dehus, P., Grimm, R., Rösch, R. (1995): Fische in Baden-Württemberg. Gefährdung und Schutz. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, 92 S.
- Höglund J., Andersson, J., Wickström, H., Reizenstein, M. (1992) The distribution of *Anguillicola* in Schweden and its association with thermal discharge areas. Irish Fisheries Investigations Series A, 36, 143-150.
- Höglund, J., Thomas, K. (1992) The black goby *Gobius niger* as a potential paratenic host for the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in a thermal effluent of the Baltic. Diseases of Aquatic Organisms 13, 175-180.
- Holmgren, K., Wickström, 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) Kraftwerke als flussabgerichtete Wanderhindernisse dargestellt am Kraftwerk Dettelbach am Main. Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern 2, 22-30.
- Jatzek, H.-J. (1992) Untersuchungen an Rheinfischen im Bereich der BASF AG (Ludwigshafen) in den Jahren 1976-1990. Fischökologie 6, 31-42.
- Jens, G., Born, O., Hohlstein, R., Kämmerleit, M., Klupp, R., Labatzki, P., Mau, G., Seifert, K., Wondrak, P. (1997) Fischwanderhilfen – Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler 11, 113 S.
- Kennedy C., Fitch, D. J. (1990) Colonization, larval survival and epidemiology of the nematode *Anguillicola crassus*, parasitic in the eel, *Anguilla anguilla*, in Britain. Journal of Fish Biology 36, 117-131.
- Knights, B., White, E., Naismith, I. A. (1996) Stock assessment of European eel, *Anguilla anguilla* L. In: Cowx, Ian G. Stock Assessment in Inland Fisheries. Fishing News Books, 431-447.
- Knopf, K., Würtz, J., Sures, B., Taraschewski, H. (1998) Impact of low water temperature on the development of *Anguillicola crassus* in the final host *Anguilla anguilla*. Diseases of Aquatic Organisms, 33, 143-149.
- Kracht, P. (1995) Methoden der Fischbestandserfassung im gestauten Main. Diplomarbeit, Julius-Maximilians-Universität Würzburg, 92 S.

- Krebs, C. J. (1989) Ecological Methodology. Harper & Row, Publishers, New York, 654 S.
- Kroll, L., Diethelm, G. (1998) Schutz der Fischerei an Wasserkraftanlagen in stauregulierten Flüssen. Dokumentation der Konferenz vom 18. und 19. April 1996 in Bernkastel-Kues, Bezirksregierung Trier, 116 S.
- Lambert, P., Feunteun, E., Rigaud, C. (1994) Eel study in freshwater marshes. First analysis of catch probability observed during electric fishing operations. Bull. Français de la Pêche et de la Pisciculture 335, 111-121.
- Larinier, M., Travade, F. (1999) Downstream migration: problems and facilities. Bulletin français de la pêche et de la pisciculture, 353-354, 181-210.
- Lehmann, J., Mock, D., Schäfer, W. (2001) Untersuchungen zum Schwimmblasenwurm-Befall (*Anguillicola crassus*, Nematoda) der Aalbestände in Nordrhein-Westfalen. Fischer & Teichwirt 26, 56.
- Liewes & Schaminee-Main (1987) Onderzoek naar de effecten van de parasite *Anguillicola crassa* op de ontwikkeling van paling (*Anguilla anguilla*) in een zoutwater palingmesterij. Int. Report Texvis BVC, Tessel, 25 S.
- Mann, H. (1963) Beobachtungen über den Aalaufstieg in der Aalleiter an der Staustufe Geesthacht im Jahre 1961. Fischwirt 13, 182-186.
- Marchelidon, J.; Le Belle, N.; Hardy, A.; Vidal, B.; Sbahi, M.; Burzawa-Gérard, E.; Schmitz, M.; Dufour, S. (1999) Study of variations of anatomical and endocrine parameters in sedentary and downstream migrating female European eels (*Anguilla anguilla*): application to the characterization of the silver stage. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 355, 349-368.
- Meister, E. (1970) Jungaale überwinden auf ihrer Wanderung den Rheinfl. Schweizer Fischerei-Zeitung 78 (2), 10 - 11.
- Møllergaard, S. (1988) Ålens svømmeblaereorm *Anguillicola* – en ny parasit i den europæiske ålebestand. Nordisk Aquakultur 4, 50-54.
- Meunier, F. J. (1994) Etude des populations d'anguilles du Rhin. Quelques résultats expérimentaux. In: Sandoz-Rheinfonds. Verhandlungen des Symposiums vom 3.-4. September 1992. Sandoz AG, Basel, 134-137.
- Meunier, F., Dufour, S. (1999) Biologie de l'anguille, *Anguilla anguilla* dans le Rhin alsacien: Croissance, développement sexuel, acquisition de l'argenture. Conventions du Conseil Supérieur de la Pêche, 12 S.
- Molnár, K., Székely, Cs., Baska, F. (1991) Mass mortality of eel in Lake Balaton due to *Anguillicola crassus* infection. Bull. Eur. Assoc. Fish Pathol. 1, 211-212.
- Montén E. (1985) Fish and turbines: fish injuries during passage through power station turbines. Vattenfall, Stockholm.
- Moravec F., Skorikova, B. (1998) Amphibians and larvae of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea), a swimbladder parasite of eels. Diseases of Aquatic Organisms, 34, 217 – 222.
- Moravec, F., Di Cave, D., Orecchia, P., Paggi, L. (1993) Studies on the development of *Anguillicola crassus* Kuwahara, Niimi et Itagaki, 1974 (Nematoda: Dracunculoidea) in the intermediate host. Folia Parasitologica 40, 39-48.
- Moriarty, C. (1999) Glass eel and elver catches 1996-1999. EIFAC/ICES Working Group on Eel, 2 S.
- Moriarty, C., Dekker, W. (1997) Management of the European eel. Fisheries Bulletin (Dublin)15, 118 S.
- Nagasawa K., Kim, Y. G., Hirose, H. (1994) *Anguillicola crassus* and *Anguillicola globiceps* (Nematoda: Dracunculoidea) parasitic in swimbladder of eels (*Anguilla japonica* and *A. anguilla*) in East Asia. Folia Parasitologica 41, 127-137.
- Naismith, I. A.; Knights, B. (1990a) 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. (1990b) Modelling of unexploited and exploited populations of eels, *Anguilla anguilla* (L.), in the Thames Estuary. Journal of Fish Biology 37, 975-986.

- Nemitz, A. (1996) Der Aal (*Anguilla anguilla* L.) als potentieller Prädator juveniler Lachse (*Salmo salar* L.) in der Sieg. In: Schmidt, G. W. Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten / Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen. Schriftenreihe Band 11, 174-177.
- Neumann, W. (1985) Schwimmblasenparasit *Anguillicola* bei Aalen. Fischer und Teichwirt, 11, 322.
- Pagi, L., Orecchia, P., Minervini, R., Matiucci, S. (1982) Sulla comparsa di *Anguillicola australiensis* Johnston et Mawson 1940 in *Anguilla anguilla* del Lago di Bracciano. Parassitologia 24, 139-144.
- Pankhurst, N. W. (1982) The relation of visual changes to the onset of sexual maturation in the European eel *Anguilla anguilla* (L.). Journal of Fish Biology 21, 127-140.
- Parey, K. (1983) Vergleichende Untersuchung über die Ernährungsbiologie des Aals (*Anguilla anguilla* L.) und der Trüsche (*Lota lota* L.) und die Konkurrenz zu Salmoniden im Hochrhein. Diplomarbeit, Universität Freiburg, 106 S.
- Raben, K. v. (1957) Über Turbinen und ihre schädliche Wirkung auf Fische. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften, 6, 171-182.
- Sinha, V. R. P., Jones, J. W. (1975) The European Freshwater Eel. Liverpool Univ. Press, 146 S.
- Sörensen, J. (1950) An investigation of some factors affecting the upstream migration of the eel. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm. 32, 126-172.
- Sprengel, G., Lüchtenberg, H. (1991) Infection by endoparasites reduces maximum swimming speed of european smelt *Osmerus eperlanus* and European eel *Anguilla anguilla*. Diseases of Aquat. Organisms 11, 31-35.
- Svedäng, H., Neuman, E., Wickström, H. (1996) Maturation patterns in female European eel: age and size at the silver eel stage. Journal of Fish Biology 48, 342-351.
- Svedäng, H., Wickström, H. (1997) Low fat contents in female silver eels: Indications of insufficient energetic stores for migration and gonadal development. Journal of Fish Biology 50, 475-486.
- Székely, Cs. (1994) Paratenic hosts for the parasitic nematode *Anguillicola crassus* in Lake Balaton, Hungary. Diseases of Aquatic Organisms 18, 11-20.
- Székely, Cs. (1995) Dynamics of *Anguillicola crassus* (Nematoda: Dracunculoidea) larval infection in paratenic host fishes of Lake Balaton, Hungary. Acta Veterinaria Hungarica 43, 401 – 422.
- Straub, M. (1987) Aale gefährden Edelfisch-Nachwuchs, Petri-Heil, 11/87.
- Tesch, F.-W. (1999) Der Aal. Parey Verlag, 3. Auflage, 397 S.
- Thomas K., Ollevier, F. (1992) Population biology of *Anguillicola crassus* in the final host *Anguilla anguilla*. Diseases of Aquatic Organisms 14, 163-170.
- Thomas K., Ollevier, F. (1993) Hatching, survival, activity and penetration efficiency of second-stage larvae of *Anguillicola crassus* (Nematoda). Parasitology 107, 211-217.
- VBGF, Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei vom 24.11.1993 (Stand 1.1.1996), 13 S.
- Wirth, T., Bernatchez, L. (2001) Genetic evidence against panmixia in the European eel. Nature 409, 1037-1040.
- Wondrak, P. (1999) Schonzeit für Aale. Fischer & Teichwirt, 90-92.
- Würtz, J., Knopf, K., Taraschewski, H. (1998) Distribution and prevalence of *Anguillicola crassus* (Nematoda) in eels *Anguilla anguilla* of the rivers Rhine and Naab, Germany. Diseases of Aquat. Organisms 32, 137-143.
- Zeh, M. (1993) Reproduktion und Bewegung einiger ausgewählter Fischarten in einer Staustufe des Hochrheins. Dissertation ETH Nr. 10288, 168 S.

Anhang

A. Anteile der unterschiedenen Ufertypen an der gesamten Uferlänge des Hochrheins

Nach Gerster (1990).

Hochrhein-Abschnitt	hart verbaut		weich verbaut		Naturufer	
	[m]	[%]	[m]	[%]	[m]	[%]
<i>Linkes Ufer</i>						
Stein bis Diessenhofen	9'000	69	1'700	13	2'300	18
Stau KW Schaffhausen	4'700	67	400	6	1'900	27
KW Schaffhausen bis Rheinfall	2'100	70	0	0	900	30
Hauptstau KW Rheinau	5'000	71	0	0	2'000	29
Hilfsstau KW Rheinau	0	0	1'500	38	2'500	63
Rheinau Unterwasser bis Thurmündung	1'650	28	1'350	23	3'000	50
Stau KW Eglisau	700	5	4'000	29	9'300	66
Stau KW Reckingen	2'600	24	250	2	8'150	74
Reckingen bis Koblenz-Kadelburg	2'300	19	1'750	15	7'950	66
Stau KW Albrück-Dogern	5'200	47	3'000	27	2'800	25
Stau KW Laufenburg	2'500	28	4'900	54	1'600	18
Stau KW Säckingen	1'000	14	6'000	86	0	0
Stau KW Ryburg-Schwörstadt	3'400	24	4'600	33	6'000	43
Stau KW Rheinfelden	0	0	1'050	35	1'950	65
Stau KW Augst-Wyhlen	2'900	32	1'500	17	4'600	51
Stau KW Birsfelden	7'000	88	1'000	13	0	0
Stau KW Kembs (Teil Schweiz)	4'100	59	1'900	27	1'000	14
Total linkes Ufer	54'150	37	34'900	24	55'950	39
<i>Rechtes Ufer</i>						
Stein bis Diessenhofen	6'500	50	1'300	10	5'200	40
Stau KW Schaffhausen	6'700	96	0	0	300	4
KW Schaffhausen bis Rheinfall	2'150	72	0	0	850	28
Hauptstau KW Rheinau	5'500	79	0	0	1'500	21
Hilfsstau KW Rheinau	1'000	25	1'000	25	2'000	50
Rheinau Unterwasser bis Thurmündung	1'600	27	3'400	57	1'000	17
Stau KW Eglisau	3'000	21	1'400	10	9'600	69
Stau KW Reckingen	1'000	9	1'000	9	9'000	82
Reckingen bis Koblenz-Kadelburg	3'250	27	4'500	38	4'250	35
Stau KW Albrück-Dogern	6'000	55	1'000	9	4'000	36
Stau KW Laufenburg	1'850	21	1'350	15	5'800	64
Stau KW Säckingen	6'100	87	100	1	800	11
Stau KW Ryburg-Schwörstadt	3'000	21	2'400	17	8'600	61
Stau KW Rheinfelden	100	3	0	0	2'900	97
Stau KW Augst-Wyhlen	3'100	34	2'400	27	3'500	39
Stau KW Birsfelden	6'500	81	1'000	13	500	6
Stau KW Kembs (Teil Schweiz)	6'900	99	100	1	0	0
Total rechtes Ufer	64'250	44	20'950	14	59'800	41
Total beide Ufer	118'400	41	55'850	19	115'750	40

B. Rohdaten der Biometrie und der Bestandesschätzung

B.1. Strecke «Sisseln»

Nr.	Farb-code	Stadium	Totallänge [mm]	Augendurchmesser [mm]		Gewicht [g]	Konditions- index	Okular- index
				horizontal	vertikal			
13.4.2000:								
1		gelb	505	4.6	4.5	225	0.17	3.2
2		gelb	478	5.5	4.7	156	0.14	4.3
3		gelb	480	5.4	4.2	184	0.17	3.8
4		gelb	327	4.0	3.4	49.8	0.14	3.3
5		gelb	395	4.1	4.0	88.6	0.14	3.3
6		gelb	534	5.8	5.4	309	0.2	4.6
7		gelb	518	6.2	5.8	250	0.18	5.5
8		gelb	368	3.9	3.5	63.9	0.13	2.9
9		gelb	408	4.4	3.9	86.2	0.13	3.3
10		gelb	438	4.3	3.4	124	0.15	2.7
11		gelb	498	5.2	4.5	204	0.17	3.7
12		gelb	530	5.6	5.7	246	0.17	4.7
13		gelb	508	4.8	4.3	168	0.13	3.2
14		gelb	518	5.2	4.3	214	0.15	3.4
15		gelb	438	4.4	5.0	114	0.14	4.0
16		gelb	393	4.4	4.3	92.5	0.15	3.8
17		gelb	352	4.4	4.0	59.7	0.14	3.9
18		gelb	346	4.4	4.3	60.7	0.15	4.3
19		gelb	360	3.9	3.5	71.9	0.15	3.0
23.5.2000:								
1		gelb	410	4.4	4.3	117	0.17	3.6
2		gelb/blank	532	5.9	6.7	277	0.18	5.9
3	2	gelb	485	5.5	5.6	206	0.18	5.0
4		gelb	413	5.5	5.5	132	0.19	5.7
5		gelb	400	3.5	4.3	102	0.16	3.0
6		gelb	368	3.9	5.0	82	0.16	4.2
7	2	gelb	334	3.9	4.1	61.1	0.16	3.8
8		gelb	533	6.3	6.2	256	0.17	5.8
9	2	gelb	504	5.6	5.1	218	0.17	4.5
10		gelb/blank	605	5.9	5.8	384	0.17	4.4
11		gelb	505	5.6	5.6	220	0.17	4.9
12	2	gelb	540	5.8	5.5	315	0.2	4.6
13		gelb	356	4.4	4.1	74.1	0.16	4.0
14	2	gelb	440	4.7	4.9	136	0.16	4.1
15		gelb	558	5.4	5.9	348	0.2	4.5
16	2	gelb	483	5.4	5.5	178	0.16	4.8
17		gelb	451	4.6	4.8	144	0.16	3.8
18		gelb	439	4.6	5.0	154	0.18	4.1
19		gelb	316	3.1	3.8	50	0.16	3.0
20	2	gelb	402	4.3	4.2	110	0.17	3.5
21	2	gelb	364	4.3	3.8	79.5	0.16	3.5
22		gelb	313	3.8	4.0	56	0.18	3.8
6.9.2000:								
1	4	gelb	640	7.2	7.1	440	0.17	6.3
2	2	gelb	506	5.9	6.2	215	0.17	5.7
3		gelb	465	6.2	6.2	168	0.17	6.5
4		gelb	493	5.6	5.6	179	0.15	5.0
5		gelb	548	7.1	6.6	259	0.16	6.7
6		gelb	460	5.9	5.4	140	0.14	5.4
7	2	gelb	530	5.0	5.2	266	0.18	3.9
8	4	gelb	530	5.7	5.7	257	0.17	4.8
9		gelb	555	6.7	6.5	253	0.15	6.2
10	4	gelb	542	6.0	6.2	256	0.16	5.4
11	4	gelb	435	4.3	4.6	132	0.16	3.6
12		gelb	391	4.9	4.8	87	0.15	4.7
13		gelb	498	5.4	5.1	180	0.15	4.3
14	2 / 4	gelb	555	6.3	6.4	327	0.19	5.7
3.10.2000:								
1		gelb	563	7.0	6.8	359	0.2	6.6
2	4	gelb	556	6.0	6.1	317	0.18	5.2
3	4/9	gelb	534	6.2	5.8	247	0.16	5.3
4	4	gelb	548	6.6	6.6	249	0.15	6.2
5	2/4	gelb	521	5.9	6.3	238	0.17	5.6
6		gelb	537	6.5	6.6	254	0.16	6.3
7	2/4	gelb	410	5.0	4.9	105	0.15	4.7
8	9	gelb	550	6.5	6.5	263	0.16	6.0
9	9	gelb	393	4.7	4.7	84.4	0.14	4.4
10		gelb	404	5.3	5.4	88.8	0.13	5.6
11		gelb	409	4.3	4.7	89	0.13	3.9
12	9	gelb	468	5.7	5.6	139	0.14	5.4
13		gelb	423	5.2	5.6	109	0.14	5.4
14	4	gelb	383	5.0	5.2	90.6	0.16	5.3

B.2. Strecke «Mumpf»

Nr.	Farb-code	Stadium	Totallänge [mm]	Augendurchmesser [mm]		Gewicht [g]	Konditions- index	Okular- index
				horizontal	vertikal			
28.4.2000:								
1		gelb	450	4.6	4.3	178	0.20	3.5
2		gelb	381	3.8	3.4	86.1	0.16	2.7
3		gelb	508	5.0	5.1	219	0.17	3.9
4		gelb	466	5.2	5.5	160	0.16	4.8
5		gelb	361	4.1	4.1	74.4	0.16	3.7
6		gelb	372	3.8	4.0	68.2	0.13	3.2
7		gelb/blank	478	5.9	5.5	191	0.17	5.3
8		blank	698	9.1	8.7	631	0.19	8.9
9		gelb	441	4.9	4.5	138	0.16	3.9
10		gelb	545	6.0	5.7	252	0.16	4.9
11		gelb	480	4.6	4.0	142	0.13	3.0
12		gelb	411	3.8	4.3	104	0.15	3.1
13		gelb/blank	533	5.6	5.3	249	0.16	4.4
14		gelb	483	4.9	5.0	164	0.15	4.0
15		gelb	475	4.3	4.5	158	0.15	3.2
16		gelb	398	4.2	4.0	92	0.15	3.3
17		gelb	552	5.8	5.4	295	0.18	4.5
18		gelb	530	6.5	5.7	236	0.16	5.5
19		gelb	503	4.9	4.8	180	0.14	3.7
20		gelb	468	5.2	5.5	143	0.14	4.8
21		gelb	498	5.6	5.4	218	0.18	4.8
22		gelb/blank	595	7.6	7.1	460	0.22	7.1
23		gelb	504	5.1	5.3	202	0.16	4.2
24		gelb	552	6.5	5.9	290	0.17	5.5
25		gelb	480	5.6	5.2	192	0.17	4.8
26		gelb/blank	596	5.9	5.7	410	0.19	4.4
27		gelb	489	5.0	4.7	209	0.18	3.8
28		gelb	520	5.7	5.9	221	0.16	5.1
29		gelb	446	5.0	5.1	118	0.13	4.5
30		gelb	408	4.3	4.4	116	0.17	3.6
31		gelb	350	3.9	3.4	67.8	0.16	3.0
32		gelb	418	5.0	4.6	100	0.14	4.3
33		gelb	612	5.9	5.4	422	0.18	4.1
34		gelb	358	3.7	3.6	69.7	0.15	2.9
35		gelb	453	4.5	4.3	125	0.13	3.4
36		gelb	479	5.0	5.2	204	0.19	4.3
37		gelb	470	4.3	3.9	153	0.15	2.8
38		blank	456	5.9	5.9	321	0.34	6.0
39		gelb	405	4.6	4.8	89.4	0.13	4.3
40		gelb	560	5.3	5.9	378	0.22	4.4
41		gelb	523	4.4	5.1	205	0.14	3.4
42		gelb	356	4.3	4.6	64.5	0.14	4.4
43		gelb	437	4.4	4.3	93.6	0.11	3.4
44		gelb	485	5.5	6.2	159	0.14	5.5
45		gelb	520	5.2	5.4	213	0.15	4.2
46		gelb	473	4.5	4.7	158	0.15	3.5
47		gelb	384	4.8	4.6	83.5	0.15	4.5
48		gelb/blank	585	5.4	5.4	242	0.12	3.9
49		gelb	543	5.6	5.7	256	0.16	4.6
50		gelb	487	6.0	5.4	201	0.17	5.2
19.5.2000:								
1	6	gelb	553	5.9	5.5	305	0.18	4.6
2		gelb	473	5.2	4.8	151	0.14	4.1
3		gelb	417	5.6	4.9	116	0.16	5.2
4		gelb	402	5.0	4.6	102	0.16	4.5
5		gelb	418	5.2	5.0	124	0.17	4.9
6		gelb	548	6.2	5.9	310	0.19	5.2
7		gelb	431	4.6	4.2	129	0.16	3.5
8		gelb	398	4.7	4.1	78.3	0.12	3.8
9		gelb	422	4.3	5.2	106	0.14	4.2
10		gelb	452	4.7	4.1	141	0.15	3.4
11	6	gelb	499	6.0	5.4	172	0.14	5.1
12		gelb	438	4.7	4.8	141	0.17	4.0
13		gelb	453	5.0	5.3	156	0.17	4.6
14		gelb	552	6.1	5.4	317	0.19	4.7
15		gelb	510	5.7	5.2	204	0.15	4.6
16		gelb	512	5.8	4.8	245	0.18	4.3
17		gelb	528	4.6	5.5	262	0.18	3.8
18		gelb	383	4.8	4.6	89.7	0.16	4.5
19		gelb	344	4.2	4.7	65.2	0.16	4.5
20		gelb	436	4.9	5.0	146	0.18	4.4
21		gelb	443	4.6	4.6	138	0.16	3.7
22		gelb	498	6.0	5.5	201	0.16	5.2
23		gelb	545	5.7	5.7	307	0.19	4.7
24		gelb	602	6.6	6.9	400	0.18	5.9
25		gelb	527	5.3	5.0	225	0.15	4.0
26		gelb	530	5.8	5.3	242	0.16	4.6
27		gelb	410	5.3	5.0	128	0.19	5.1
28		gelb	450	4.5	4.8	148	0.16	3.8
29		gelb	401	5.1	4.7	82.2	0.13	4.7
30		gelb	480	5.0	4.7	218	0.20	3.8
31		gelb	385	3.8	4.2	93.2	0.16	3.3
32		gelb	363	5.0	4.5	46.2	0.10	4.9
33		gelb	418	5.1	4.8	119	0.16	4.6
34		gelb	483	6.2	6.2	187	0.17	6.2
35		gelb	377	4.5	4.2	75.9	0.14	3.9
36		gelb	475	6.6	6.1	202	0.19	6.7
37		gelb	582	6.6	6.4	277	0.14	5.7
38		gelb	461	4.8	4.8	181	0.18	3.9
39		gelb	491	5.5	5.4	212	0.18	4.7
40		gelb	453	5.1	4.9	132	0.14	4.3
41		gelb	437	4.6	4.4	133	0.16	3.6
42		gelb	410	5.0	4.4	126	0.18	4.2
43		gelb	422	4.7	4.7	126	0.17	4.1
44		gelb	465	5.0	4.9	168	0.17	4.1
45		gelb	341	4.4	4.2	61	0.15	4.3
46		gelb	442	4.7	4.6	102	0.12	3.8

Nr.	Farb-code	Stadium	Totallänge [mm]	Augendurchmesser [mm]		Gewicht [g]	Konditions- index	Okular- index	
				horizontal	vertikal				
29.9.2000:									
1	5	gelb	487	5.1	5.2	194	0.17	4.3	
2		gelb	461	5.9	6.2	202	0.21	6.2	
3		gelb	569	6.7	6.7	328	0.18	6.2	
4		gelb	509	5.7	6.0	220	0.17	5.3	
5		gelb	469	5.2	5.3	170	0.16	4.6	
6		gelb	470	5.2	5.5	208	0.20	4.8	
7		gelb	539	6.1	6.0	263	0.17	5.3	
8		gelb	342	4.3	4.4	55.7	0.14	4.3	
9		gelb	448	5.4	6.0	148	0.16	5.7	
10		gelb	446	5.3	5.4	115	0.13	5.0	
11		gelb	570	6.6	6.4	320	0.17	5.8	
12		gelb	540	5.7	5.9	304	0.19	4.9	
13		gelb	451	5.5	5.4	176	0.19	5.2	
14		gelb	474	5.6	5.8	157	0.15	5.4	
15		gelb	566	6.7	7.3	355	0.20	6.8	
16		gelb	450	4.7	5.0	158	0.17	4.1	
17		gelb	514	5.4	6.1	201	0.15	5.0	
18		gelb	446	5.7	5.7	133	0.15	5.7	
19		blank	495	6.1	6.6	203	0.17	6.4	
20		gelb	465	5.2	5.9	173	0.17	5.2	
21		gelb	404	5.1	5.2	87.8	0.13	5.2	
22		gelb	454	5.5	5.3	158	0.17	5.0	
23		gelb	524	5.8	6.0	260	0.18	5.2	
24		gelb	460	4.9	6.0	147	0.15	5.1	
25		gelb	474	5.0	5.1	190	0.18	4.2	
26		gelb	551	5.1	6.1	301	0.18	4.5	
27		gelb	485	5.6	5.3	188	0.16	4.8	
28		gelb	544	5.7	6.2	272	0.17	5.1	
29		gelb	523	5.1	5.3	237	0.17	4.1	
30		gelb	485	5.4	5.4	189	0.17	4.7	
31		gelb	477	5.4	5.8	168	0.15	5.2	
32		gelb	492	5.3	5.7	173	0.15	4.8	
33		gelb	494	5.3	5.4	240	0.20	4.5	
34		gelb	398	4.9	5.3	97.2	0.15	5.1	
35		gelb	443	5.3	5.6	167	0.19	5.3	
36		gelb	439	5.7	5.6	101	0.12	5.7	
37	6	gelb	489	5.4	5.4	166	0.14	4.7	
38		gelb	470	5.8	5.7	169	0.16	5.5	
39		gelb	508	5.5	6.0	230	0.18	5.1	
40		gelb	418	4.5	4.8	106	0.15	4.1	
41		gelb	505	5.3	5.5	219	0.17	4.5	
42		gelb	478	5.6	6.1	139	0.13	5.6	
43		gelb	428	4.3	4.7	130	0.17	3.7	
44		blank	830	10.2	10.3	1200	0.21	9.9	
45		gelb	483	4.7	5.3	156	0.14	4.1	
46		gelb	457	4.0	4.3	219	0.23	3.0	
47		gelb	321	3.8	3.7	31.3	0.09	3.4	
48		gelb	508	5.3	5.1	252	0.19	4.2	
49		gelb	301	3.9	3.6	39	0.14	3.7	
50		gelb	510	4.5	4.6	179	0.13	3.2	
zusätzlich markierte Aale: 110, davon, 4 Stk mit Code 5 und 2 Stk mit Code 6									
21.10.2000:									
1	gelb/blank	gelb	421	4.0	4.6	112	0.15	3.4	
2		gelb	399	4.7	4.4	105	0.17	4.1	
3		gelb	443	4.3	5.3	166	0.19	4.1	
4		gelb/blank	519	6.1	6.0	279	0.20	5.5	
5		gelb	406	4.1	4.2	106	0.16	3.3	
6		blank	562	8.0	8.0	287	0.16	8.9	
7		gelb	348	4.5	4.6	62.9	0.15	4.7	
8		gelb	325	4.4	4.3	52.4	0.15	4.6	
9		gelb	420	4.9	4.7	116	0.16	4.3	
10		gelb	566	6.4	6.8	253	0.14	6.0	
11		gelb	562	6.9	7.0	315	0.18	6.7	
12		gelb	492	5.3	5.7	198	0.17	4.8	
13		gelb	343	4.4	4.8	56.9	0.14	4.8	
14		gelb	346	4.1	4.3	68.1	0.16	4.0	
15		gelb	435	4.7	4.8	98	0.12	4.1	
16		gelb	514	6.4	6.3	188	0.14	6.2	
17		gelb	542	6.4	6.7	265	0.17	6.2	
18		gelb	399	4.8	4.9	80.3	0.13	4.6	
19		gelb	446	5.0	4.9	150	0.17	4.3	
20		gelb	508	4.0	5.7	201	0.15	3.6	
21		gelb	397	4.9	5.1	74.6	0.12	4.9	
22		gelb	441	5.1	6.2	102	0.12	5.7	
23		gelb	325	3.6	3.6	47.5	0.14	3.1	
24		gelb	543	5.6	5.5	248	0.15	4.5	
25		gelb	473	5.4	5.5	170	0.16	4.9	
26		blank	806	10.7	10.5	1200	0.23	10.9	
27		gelb	588	5.7	6.4	382	0.19	4.9	
28		gelb	507	6.9	6.8	209	0.16	7.3	
29		gelb	506	6.1	5.8	236	0.18	5.5	
30		gelb	511	5.5	5.2	211	0.16	4.4	
31		gelb	523	5.6	5.5	241	0.17	4.6	
32		gelb	481	5.6	5.6	221	0.20	5.1	
33		blank	662	8.9	9.0	570	0.20	9.5	
34		gelb	406	5.2	4.6	115	0.17	4.6	
35		gelb	398	4.5	4.5	94.7	0.15	4.0	
36		gelb	437	4.5	4.8	140	0.17	3.9	
37		gelb	339	3.9	4.0	55.7	0.14	3.6	
38		blank	645	9.7	9.7	473	0.18	11.5	
39		gelb	575	7.5	7.9	448	0.24	8.1	
40		gelb	542	6.6	6.3	259	0.16	6.0	
41		gelb	443	5.6	5.5	152	0.17	5.5	
42		blank	790	10.9	10.6	690	0.14	11.5	
43		gelb	420	4.9	5.2	109	0.15	4.8	
44		gelb	378	4.2	4.2	59.8	0.11	3.7	
45		gelb	505	4.9	5.5	197	0.15	4.2	
46		gelb	364	4.2	5.2	65.9	0.14	4.8	
47		gelb	358	4.2	4.5	69.2	0.15	4.1	
48		gelb	433	5.0	5.2	105	0.13	4.7	
49		gelb	490	5.6	5.6	220	0.19	5.0	
50		gelb	570	6.7	6.9	329	0.18	6.4	
51		gelb	500	4.9	5.0	221	0.18	3.8	
52		gelb	552	7.1	7.3	338	0.20	7.4	
53		gelb	536	6.0	6.0	296	0.19	5.3	
54		gelb	513	5.7	5.6	448	0.33	4.9	
zusätzlich gefangene Aale: 24, davon 10 mit Code 3; 1 mit Code 6/3; 1 mit Code 5; 12 ohne Marke									

B.3. Strecke «Chräbis»

Nr.	Farb-code	Stadium	Totallänge [mm]	Augendurchmesser [mm]		Gewicht [g]	Konditions- index	Okular- index
				horizontal	vertikal			
28.4.2000:								
1		gelb	519	5.0	4.2	175	0.13	3.2
2		gelb	494	6.4	5.1	216	0.18	5.3
3		gelb	496	5.6	4.4	169	0.14	4.0
4		gelb	540	6.3	5.7	304	0.19	5.2
5		gelb/blank	533	5.4	5.2	281	0.19	4.1
6		gelb	490	4.9	4.6	180	0.15	3.6
7		gelb	480	5.1	4.7	157	0.14	3.9
8		gelb	381	4.5	4.1	61.2	0.11	3.8
9		gelb	457	5.2	4.8	119	0.12	4.3
10		gelb	455	5.3	4.6	123	0.13	4.2
11		gelb	387	4.2	4.0	73	0.13	3.4
12		gelb	483	5.8	5.4	188	0.17	5.1
13		gelb	440	5.6	5.1	138	0.16	5.1
14		gelb	529	5.7	5.1	200	0.14	4.3
15		gelb	472	5.7	5.3	152	0.14	5.0
16		gelb	414	4.0	4.0	89.3	0.13	3.0
17		gelb	394	4.4	4.0	75.3	0.12	3.5
18		gelb	596	5.4	5.9	321	0.15	4.2
19		gelb	393	4.6	4.1	66.4	0.11	3.8
20		gelb	443	4.9	4.9	103	0.12	4.3
21		gelb/blank	536	6.0	5.7	186	0.12	5.0
22		gelb	517	5.6	4.9	174	0.13	4.2
23		gelb	539	6.0	6.4	225	0.14	5.6
24		gelb	506	5.1	5.0	172	0.13	4.0
25		gelb	564	7.0	6.5	226	0.13	6.3
26		gelb	336	4.4	4.0	50.5	0.13	4.1
27		gelb	361	4.5	4.0	70.6	0.15	3.9
28		gelb	368	4.5	4.6	72.4	0.15	4.4
29		gelb	428	4.7	4.6	92.3	0.12	4.0
30		gelb	449	5.4	5.0	133	0.15	4.7
31		gelb	396	5.3	5.3	87.8	0.14	5.6
32		gelb	415	3.5	4.0	88.9	0.12	2.7
33		gelb	518	5.4	5.2	137	0.10	4.3
34		gelb	358	4.8	4.2	47.7	0.10	4.4
35		gelb	416	5.1	5.6	104	0.14	5.4
36		gelb/blank	640	7.1	7.2	537	0.20	6.3
37		gelb	370	4.9	4.4	68.6	0.14	4.6
38		gelb	495	5.2	5.1	174	0.14	4.2
39		gelb	494	5.5	4.7	198	0.16	4.1
40		gelb	412	5.4	4.9	80.8	0.12	5.1
41		gelb	564	6.0	5.4	268	0.15	4.5
42		gelb	474	5.7	5.7	148	0.14	5.4
43		gelb	450	5.2	4.4	116	0.13	4.0
44		gelb	536	5.9	5.5	276	0.18	4.8
45		gelb	435	4.9	4.5	111	0.13	4.0
46		gelb	438	5.1	5.0	112	0.13	4.6
47		gelb	407	4.8	4.1	97.2	0.14	3.8
48		gelb	464	5.8	5.1	128	0.13	5.0
49		gelb	478	4.6	4.3	143	0.13	3.3
50		gelb/blank	545	4.5	4.6	220	0.14	3.0
51		gelb	555	6.1	6.4	304	0.18	5.5
52		gelb	382	4.6	3.8	77	0.14	3.6
53		gelb	545	5.6	5.7	223	0.14	4.6
54		gelb	497	5.0	4.8	223	0.18	3.8
55		gelb	456	5.3	4.4	138	0.15	4.0
56		gelb	424	4.6	4.6	97.1	0.13	3.9
zusätzlich markierte Aale: 61								
19.5.2000:								
1	1	gelb	440	5.6	6.5	141	0.17	6.5
2		gelb	529	6.2	5.8	211	0.14	5.3
3	1	gelb	362	5.2	4.5	70.4	0.15	5.1
4		gelb	413	4.6	4.8	97.2	0.14	4.2
5		gelb	418	4.7	4.5	117	0.16	4.0
6		gelb	541	5.4	5.6	270	0.17	4.4
7		gelb	478	5.7	5.7	161	0.15	5.3
8	1	gelb	459	6.2	5.2	146	0.15	5.6
9		gelb	471	5.8	4.8	140	0.13	4.7
10		blank	551	6.1	5.4	236	0.14	4.7
11		gelb	425	5.2	5.7	114	0.15	5.5
12		gelb	336	3.8	3.9	43.9	0.12	3.5
13	1	gelb	505	5.0	4.7	184	0.14	3.7
14	1	gelb/blank	520	6.6	6.5	224	0.16	6.5
15		gelb	344	4.6	4.6	54.4	0.13	4.8
16		gelb	527	6.1	5.7	194	0.13	5.2
17	1	gelb	415	5.5	5.3	102	0.14	5.5
18		gelb	457	5.0	4.1	111	0.12	3.6
19		gelb	390	4.1	4.1	76.4	0.13	3.4
20		gelb	500	6.2	5.2	159	0.13	5.1
21		gelb	483	5.4	5.1	141	0.13	4.5
22		gelb/blank	534	6.0	6.0	225	0.15	5.3
23		gelb	373	4.7	4.2	66.6	0.13	4.2
24		gelb	430	5.5	5.3	83.7	0.11	5.3
25	1	gelb	518	5.3	5.1	182	0.13	4.1
26		gelb	348	3.9	4.0	64.1	0.15	3.5
27		gelb	480	5.3	5.3	171	0.15	4.6
28		gelb	323	4.0	3.6	46.8	0.14	3.5
29		gelb	456	4.7	5.1	104	0.11	4.1
30		gelb	367	4.1	4.1	64.6	0.13	3.6
31	1	gelb	450	6.1	5.3	137	0.15	5.7
32		gelb	403	4.9	4.8	90.3	0.14	4.6
33		gelb	593	6.8	6.3	306	0.15	5.7
34		gelb	335	3.8	4.0	48	0.13	3.6
35		gelb	550	5.6	5.6	249	0.15	4.5
36		gelb	388	4.7	4.4	79.5	0.14	4.2
37		gelb	572	6.8	5.9	365	0.20	5.5

Nr.	Farb-code	Stadium	Totallänge [mm]	Augendurchmesser [mm]		Gewicht [g]	Konditions- index	Okular- index
				horizontal	vertikal			
38		gelb	510	5.8	5.3	224	0.17	4.7
39		gelb	360	4.7	4.2	61.7	0.13	4.3
40		gelb	400	4.7	4.7	75.1	0.12	4.3
41		gelb	444	5.4	4.9	121	0.14	4.7
42		gelb/blank	514	6.2	6.1	225	0.17	5.8
43		gelb	492	5.7	4.9	195	0.16	4.5
44		gelb	560	6.1	5.7	243	0.14	4.9
45	1	gelb/blank	536	5.7	5.6	197	0.13	4.7
46		gelb	377	4.3	4.2	57.1	0.11	3.8
47		gelb	383	3.9	3.9	67.2	0.12	3.1
48		gelb	448	4.7	4.2	114	0.13	3.5
49		gelb	390	4.7	4.4	87.9	0.15	4.2
50		gelb	344	4.2	4.0	51	0.13	3.8
51	1	gelb	443	5.0	4.7	106	0.12	4.2
52	1	gelb	398	5.0	4.8	93.7	0.15	4.7
53	1	gelb	548	6.7	6.2	229	0.14	6.0
54	1	gelb/blank	491	5.8	5.4	193	0.16	5.0
55	1	gelb	423	4.6	4.4	102	0.13	3.8
56	1	gelb	353	4.5	4.4	75.5	0.17	4.4
57	1	gelb	414	4.8	4.7	113	0.16	4.3
zusätzlich markierte Aale: 27 unmarkierte								
29.9.2000:								
1		gelb	436	4.8	4.3	144	0.17	3.7
2		gelb	454	4.5	4.5	117	0.13	3.5
3		gelb	391	4.4	5.5	97.7	0.16	4.9
4		gelb	442	4.7	5.3	161	0.19	4.4
5		gelb	420	4.3	4.3	101	0.14	3.5
6	1	gelb	518	7.0	5.9	232	0.17	6.3
7	1	gelb	595	6.9	6.2	383	0.18	5.7
8		gelb	633	7.0	5.7	477	0.19	5.0
9		blank	637	9.2	8.9	564	0.22	10.1
10		gelb	450	3.9	3.8	131	0.14	2.6
11		gelb	412	4.4	4.3	105	0.15	3.6
12		gelb	370	4.1	4.2	79	0.16	3.7
13		gelb	469	4.8	5.2	161	0.16	4.2
14		gelb	408	4.4	4.6	101	0.15	3.9
15		gelb	508	4.9	5.6	217	0.17	4.3
16	7	gelb	433	4.5	4.6	115	0.14	3.8
17		gelb	570	5.8	5.5	330	0.18	4.4
18		gelb	379	4.2	4.2	80.2	0.15	3.7
19		gelb	542	5.2	5.2	278	0.17	3.9
20		gelb	491	5.2	5.3	188	0.16	4.4
21		gelb	465	5.3	5.9	178	0.18	5.3
22		gelb	458	4.9	5.3	172	0.18	4.5
23		gelb	381	4.4	4.8	74.3	0.13	4.4
24		gelb	400	5.1	4.8	87.5	0.14	4.8
25		gelb	501	6.1	6.7	251	0.20	6.4
26		gelb	456	4.4	4.9	138	0.15	3.7
27		gelb	472	5.2	5.3	187	0.18	4.6
28		gelb	412	3.8	4.1	99.4	0.14	3.0
29		gelb	418	4.1	4.0	108	0.15	3.1
30	7	gelb	528	5.6	5.6	217	0.15	4.7
31		gelb	470	4.6	5.2	177	0.17	4.0
32		gelb	369	4.9	4.1	80	0.16	4.3
33		gelb	417	4.8	4.8	97.5	0.13	4.3
34	1	gelb	408	4.8	4.9	97.3	0.14	4.5
35		gelb	317	4.3	4.4	42	0.13	4.7
36		gelb	392	4.5	5.1	88.7	0.15	4.6
37		gelb	480	5.8	6.0	149	0.13	5.7
38		gelb	438	5.1	5.2	121	0.14	4.8
39		gelb	429	4.6	5.1	135	0.17	4.3
40		gelb	440	5.0	5.4	119	0.14	4.8
41		gelb	325	3.5	3.7	48.2	0.14	3.1
42		gelb	357	3.8	4.2	76.1	0.17	3.5
43		gelb	291	3.7	3.9	32.6	0.13	3.9
44		gelb	570	6.1	5.4	260	0.14	4.6
45	7	gelb	512	4.6	4.6	212	0.16	3.2
46		gelb	460	6.1	6.0	163	0.17	6.2
47		gelb	460	4.9	4.5	140	0.14	3.8
48		gelb	533	4.8	6.1	256	0.17	4.4
49	7	gelb	383	4.6	3.9	95.3	0.17	3.7
50		gelb	525	5.1	5.6	259	0.18	4.3
zusätzlich markierte Aale: 96, davon, 4 Stk mit Code 1, 2 Stk mit Code 7 und 2 Stk mit Codes 1 und 7								
21.10.2000:								
1		gelb	528	5.8	6.0	220	0.15	5.2
2		gelb	457	5.2	5.0	142	0.15	4.5
3		gelb	432	4.5	4.7	108	0.13	3.8
4		gelb	537	5.1	5.9	285	0.18	4.4
5		gelb	378	4.3	4.3	67.2	0.12	3.8
6		gelb	478	5.7	6.0	191	0.17	5.6
7		gelb	384	4.2	4.6	86.6	0.15	4.0
8		gelb	485	4.9	5.1	177	0.16	4.0
9		gelb	405	5.0	5.1	122	0.18	4.9
10		gelb	374	3.6	4.5	67	0.13	3.4
11		gelb	400	4.3	4.6	90.9	0.14	3.9
12		gelb	367	4.4	3.9	80.4	0.16	3.7
13		gelb	550	5.9	5.8	253	0.15	4.9
14		gelb	403	4.4	4.9	87.7	0.13	4.2
15		gelb	590	6.0	6.0	327	0.16	4.8
16		gelb	520	5.5	5.2	216	0.15	4.3
17		gelb	449	6.0	5.8	128	0.14	6.1
18		gelb	495	5.9	5.8	178	0.15	5.4
19		gelb	418	3.9	4.1	119	0.16	3.0
20		gelb	428	4.8	5.0	116	0.15	4.4
21		gelb	395	4.5	4.9	96.9	0.16	4.4
22		gelb/blank	632	6.8	6.9	386	0.15	5.8
23		gelb	376	4.1	4.4	78.8	0.15	3.8
24		gelb	481	4.3	4.8	187	0.17	3.4
25		gelb	349	3.8	4.1	62.3	0.15	3.5
26		gelb	372	4.1	4.1	64.9	0.13	3.5
27		gelb	350	3.8	4.3	71.2	0.17	3.7
28		gelb	387	4.4	4.7	92.4	0.16	4.2

Nr.	Farb-code	Stadium	Totallänge [mm]	Augendurchmesser [mm]		Gewicht [g]	Konditions- index	Okular- index
				horizontal	vertikal			
29		gelb	350	4.3	4.0	62.8	0.15	3.9
30		gelb	387	4.6	4.6	64	0.11	4.3
31		gelb	458	4.3	4.8	152	0.16	3.5
32		gelb	561	4.5	7.5	341	0.19	5.0
33		gelb	384	4.6	-	90.5	0.16	-
34		gelb	483	5.7	5.8	175	0.16	5.4
35		gelb	450	4.6	4.6	128	0.14	3.7
36		gelb	452	4.6	5.0	122	0.13	4.0
37		gelb	388	3.8	4.1	79.3	0.14	3.2
38		gelb	590	6.6	6.6	391	0.19	5.8
39		gelb	415	4.5	4.7	101	0.14	4.0
40		gelb	441	5.1	4.7	135	0.16	4.3
41		gelb	504	5.4	5.8	241	0.19	4.9
42		gelb	352	4.2	4.4	57.1	0.13	4.1
43		gelb	350	3.8	3.6	65.8	0.15	3.1
44		gelb	514	4.7	5.1	189	0.14	3.7
45		gelb	385	4.7	4.6	76.4	0.13	4.4
46		gelb	429	4.6	5.3	128	0.16	4.5
47		gelb	373	4.3	4.6	79.8	0.15	4.2

zusätzlich gefangene Aale: 18, davon 4 mit Code 1; 2 mit Code 7; 10 mit Code 8; 1 mit Code 7/8; 1 mit Code 1/8

C. Berechnungsmethoden für die Bestandesschätzung

Sämtliche durchgeführten Berechnungen für die Bestandesschätzung basieren auf den Modellbeschreibungen nach Krebs (1989) und Begon (1979). Die angewendeten Modelle sind auf offene Populationen ausgelegt, d. h. es spielt keine Rolle, ob eine Zuwanderung oder eine Abwanderung bzw. Mortalität zwischen den einzelnen Befischungen auftritt. Um eine vernünftige Bestandesschätzung zu erhalten müssen aber folgende Bedingungen erfüllt sein:

1. Die Aale haben ihre Marken nicht verloren und die Marken wurden beim Fang nicht übersehen. Ansonsten wird die Bestandesgrösse und die Verlustquote überschätzt.
2. Die Fangwahrscheinlichkeit für markierte und unmarkierte Aale war bei jeder Befischung gleich. Stimmt die Annahme nicht, wird die Bestandesgrösse unterschätzt.
3. Die Wahrscheinlichkeit zwischen zwei Befischungen zu überleben war für alle Aale gleich. Ist die Überlebenswahrscheinlichkeit z. B. für ältere Aale geringer, so wird der Bestand unterschätzt und umgekehrt.
4. Der Zeitaufwand für den Fang war im Verhältnis zum Zeitraum zwischen den Fängen sehr gering.
5. Die Fangwahrscheinlichkeit war für alle Aale dieselbe, unabhängig von z. B. der Grösse oder vom Geschlecht.

Grundsätzlich gilt, dass diese Bedingungen nie hundertprozentig erfüllt werden können (Begon 1979). Je grösser die Abweichung von diesen Bedingungen ist, desto ungenauer werden die Bestandes-schätzungen. Abhängig vom Ziel der Studie, ist eine mehr oder weniger grosse Abweichung tolerierbar.

Wir sind der Meinung, dass 4 der 5 Bedingungen für den Zweck dieser Untersuchung genügend erfüllt waren, denn:

- zu 1.: die Qualität der Farbmarke wurde bei jedem Aal nach erfolgter Applikation überprüft. Falls nötig wurde nachmarkiert. Jeder gefangene Aal wurde sorgfältig auf Marken überprüft. Die gefundenen Marken waren fast durchwegs problemlos erkennbar. Sehr wenige Marken haben die Farbe in Richtung schwarz gewechselt oder waren nur schwach erkennbar. Erfahrungen mit Aalen aus dem Stau Reckingen deuten darauf hin, dass gut applizierte Farbmarken mindestens ein Jahr lang sichtbar sind (Dönni 1993).
- zu 2.: die Aale wurden beim Fang, beim Vermessen und beim Markieren möglichst schonend behandelt. Die Fische wurden am Fangort wieder eingesetzt.
- zu 3.: diese Bedingung wurde vermutlich kaum eingehalten. Sie war aber nur für das Fisher-Ford-Modell relevant (Kap. C.2.).
- zu 4.: für die Befischungen brauchten die Fangequippen maximal 40 Minuten. Der Zeitintervall zwischen den einzelnen Befischungen einer Strecke betrug mindestens 21 Tage.

Die Bedingung 5 war kaum erfüllt. Insbesondere kleinere Aale hatten vermutlich eine deutlich gerin-

gere Fangwahrscheinlichkeit als die grösseren Exemplare. Der Grund hierfür ist die geringere Fangeffizienz des Elektrofanggerätes auf kleinere Fische, aber die schlechteren Sichtbarkeit der kleinen Aale während der Befischung.

Zusätzlich gilt:

- Je höher die Anzahl gefangener Aale pro Befischung (Stichprobe) im Vergleich zum Bestand ist, desto genauer ist die Bestandesschätzung. Soll die Bestandesschätzung eine Genauigkeit von 25% aufweisen, müssen die Stichproben mindestens folgende Grössen haben:
Bestand = 100: Jolly-Seber/Fisher-Ford 35, Triple catch/Manly-Parr 55
Bestand = 1000: Jolly-Seber/Fisher-Ford 165, Triple catch/Manly-Parr 245
- Je kleiner die Verlustquote ist, desto kleiner darf die Stichprobengrösse sein
- Jedes der angewendeten Verfahren stellt ein mathematisches Modell dar, das die natürlichen Verhältnisse mehr oder weniger gut interpretiert.
- Die Bestandesschätzungen gelten streng genommen nur für das Gebiet, in dem die Stichproben genommen wurden. Eine Extrapolation auf ein grösseres Gebiet ist gewagt.

Die detaillierte Beschreibung der Modelle findet sich bei Krebs (1989; Originalmodell Jolly-Seber) und Begon (1979; Fisher-Ford, Triple catch, Manly-Parr). Im Folgenden werden nur die Grössen der Schätzungen sowie einzelner Zwischenschritte angegeben.

C.1. Jolly-Seber-Methode

Mit den vier durchgeführten Befischungen war eine Bestandesschätzung für den Zeitpunkt der 2. und 3. Befischung, also für den Frühling und den Herbst möglich. Zudem konnten Schätzungen der Verlustquote (Mortalität+Abwanderung) und der Zuwanderungsquote für die Zeit zwischen der 2. und 3. Befischung, also für den Sommer durchgeführt werden (Tab. C.1).

Die Methode ist insbesondere für Fang-Wiederfang-Untersuchungen geeignet, die sich über einen grösseren Zeitraum erstrecken, wobei relativ wenig Wiederfänge getätigt werden, wie das bei der vorliegenden Studie der Fall ist. Im Gegensatz zur Fisher-Ford-Methode verlangt das Jolly-Seber-Modell keine konstante Verlustquote, sie darf aber nicht altersabhängig sein.

C.2. Fisher-Ford-Methode

Mit den vier durchgeführten Befischungen war eine Bestandesschätzung für den Zeitpunkt der 2., 3. und 4. Befischung möglich. Zudem konnten Schätzungen der Verlustquote (Mortalität+Abwanderung)

Tab. C1: Ergebnisse der Schätzung verschiedener Populationsparameter nach den Methoden Jolly-Seber (Krebs 1989) sowie Fisher-Ford, Triple catch und Manly-Parr (Begon 1979) für die drei Untersuchungsstrecken.

Parameter	Sisseln				Mumpf				Chräbis			
	S1	S2	S3	S4	M1	M2	M3	M4	C1	C2	C3	C4
<i>Jolly-Seber:</i>												
Total markiert [Stk]	0	8	7	9	0	2	8	12	0	16	15	18
Total unmarkierte [Stk]	19	14	7	5	73	44	152	66	117	68	131	47
Total gefangen [Stk]	19	22	14	14	73	46	160	78	117	84	146	65
Total zurückgesetzt [Stk]	19	22	14	0	73	46	160	0	117	84	146	0
Anteil markiert	0.1	0.4	0.5	0.7	0.0	0.1	0.1	0.2	0.0	0.2	0.1	0.3
Grösse markierte Population [Stk]	0.0	12.2	22.0	-	0.0	22.1	21.4	-	0.0	101.0	82.8	-
Bestandesschätzung [Stk]	-	31.1	41.3	-	-	346.9	383.1	-	-	505.0	761.1	-
unterer 95%-Vertrauensintervall [Stk]	-	22.7	19.7	-	-	88.3	165.9	-	-	214.4	308.0	-
oberer 95%-Vertrauensintervall [Stk]	-	51.8	87.2	-	-	1670.4	1765.1	-	-	964.6	1669.4	-
Überlebensrate		0.84				0.32				0.49		
Verlustquote		0.16				0.67				0.51		
Zuwanderungsquote		0.49				0.78				1.02		
<i>Fisher-Ford:</i>												
Anzahl markierte Aale [Stk]	0	8	8	12	0	2	8	13	0	16	15	20
Gesamt Alter aller Marken [d]	0	320	968	1252	0	42	1032	642	0	336	1990	1648
«total days survived»		2540				1716				3974		
mittleres Alter der Marken [d]	-	40.0	122.7	103.1	-	31.4	137.4	42.6	-	30.7	136.7	54.2
«marks at risk» [Stk]	0.0	15.7	22.9	32.5	0.0	89.0	33.4	160.3	0.0	147.7	50.9	159.4
Überlebensrate		0.9953				0.9908				0.9938		
Bestandesschätzung [Stk]	-	40.2	38.2	37.5	-	1000.7	134.2	639.6	-	829.3	788.2	635.7
Verlustquote	-	0.01	0.01		-	0.01	0.01		-	0.01	0.01	
Zuwanderungsquote	-	-0.05	-0.01		-	-0.85	3.78		-	-0.05	-0.02	
<i>Triple catch:</i>												
Anzahl gefangener Aale [Stk]	-	22	14	14	-	46	160	78	-	84	146	65
Anzahl Marken vom Tag 1 [Stk]	-	8	2	-	-	2	3	-	-	16	7	-
Anzahl Marken vom Tag 2 [Stk]	-	-	5	5	-	-	5	1	-	-	8	2
Anzahl Marken vom Tag 3 [Stk]	-	-	-	4	-	-	-	23	-	-	-	12
«marks at risk» [Stk]	-	15.7	20.0	-	-	25.5	11.7	-	-	82.1	30.6	-
Bestandesschätzung [Stk]	-	40.0	50.0	-	-	399.5	314.2	-	-	410.6	500.1	-
Überlebensrate	0.83	0.91			0.35	0.26			0.70	0.36		
Verlustquote	0.17	0.09			0.65	0.75			0.30	0.64		
Zuwanderungsquote	-	0.45	-0.12		-	0.43	0.19		-	0.71	0.17	
<i>Manly-Parr:</i>												
Anteil des Fangs am Bestand		0.33	0.33			0.00	0.50			0.22	0.33	
Bestandesschätzung [Stk]		66.0	42.0			-	320.0			378.0	438.0	
Überlebensrate		0.68				0.22				0.29		
Verlustquote		0.32				0.78				0.71		
Zuwanderungsquote		-0.05				-				0.87		

und der Zuwanderungsquote für die Zeit zwischen der 2. und 3. sowie der 3. und 4. Befischung durchgeführt werden (Tab. C.1).

Die Methode ist insbesondere für Fang-Wiederfang-Untersuchungen geeignet, die sich über einen grösseren Zeitraum erstrecken, wobei relativ wenig Wiederfänge getätigt werden, wie das bei der vorliegenden Studie der Fall ist. Das Verfahren verlangt aber, auch dass die Verlustquote konstant ist, was wohl kaum der Fall war.

C.3. Triple catch-Methode

Mit den vier durchgeführten Befischungen war eine Bestandesschätzung für den Zeitpunkt der 2. und 3. Befischung möglich. Zudem konnten Schätzungen der Verlustquote (Mortalität+Abwanderung) und der Zuwanderungsquote für die Zeit zwischen der 1. und 2. sowie der 2. und 3. Befischung durchgeführt werden (Tab. C1).

Das Verfahren erlaubt es, dass die Verlust und Zuwanderungsquote über die Zeit variieren.

C.4. Manly-Parr- Methode

Mit den vier durchgeführten Befischungen war eine Bestandesschätzung für den Zeitpunkt der 2. und 3. Befischung möglich. Zudem konnten Schätzungen der Verlustquote (Mortalität+Abwanderung) und der Zuwanderungsquote für die Zeit zwischen der 2. und 3. Befischung durchgeführt werden (Tab. C.1).

Die Methode hat gegenüber dem Jolly-Seber-Verfahren den Vorteil, dass sie keine altersabhängige Überlebensrate voraussetzt. Der Nachteil ist aber, dass viele multiple Wiederfänge (Tiere mit mehr als einer Marke) notwendig sind. Empfohlen wird, dass pro Fangtag mindestens 10 Tiere gefangen werden, die bereits eine Marke besitzen und zu einem späteren Zeitpunkt wiedergefangen werden. Da diese Bedingung in der vorliegenden Studie nicht erfüllt war, ist die Methode ungeeignet.

D. Bestandesschätzungen

Parameter	Sisseln		Mumpf		Chräbis	
	Frühling	Herbst	Frühling	Herbst	Frühling	Herbst
befischte Strecke [m]	190	190	200	200	200	200
geschätzte Bestandesgrösse [Stk]	31.1	41.3	346.9	383.1	505.0	761.1
geschätzte Dichte [Stk/m]	0.16	0.22	1.73	1.92	2.53	3.81

Hochrhein-Abschnitt (Abschnittslängen vgl. Anhang A)	hart verbaut [Stk]		weich verbaut [Stk]		Naturufer [Stk]	
	Frühling	Herbst	Frühling	Herbst	Frühling	Herbst
<i>Linkes Ufer</i>						
Stein bis Diessenhofen	1'473	1'956	2'949	3'256	5'808	8'753
Stau KW Schaffhausen	769	1'022	694	766	4'798	7'230
KW Schaffhausen bis Rheinfall	344	456	0	0	2'273	3'425
Hauptstau KW Rheinau	818	1'087	0	0	5'050	7'611
Hilfsstau KW Rheinau	0	0	2'602	2'873	6'313	9'514
Rheinau Unterwasser bis Thurm.	270	359	2'342	2'586	7'575	11'417
Stau KW Eglisau	115	152	6'938	7'662	23'483	35'391
Stau KW Reckingen	426	565	434	479	20'579	31'015
Reckingen bis Koblenz-Kadelburg	376	500	3'035	3'352	20'074	30'254
Stau KW Albbruck-Dogern	851	1'130	5'204	5'747	7'070	10'655
Stau KW Laufenburg	409	543	8'499	9'386	4'040	6'089
Stau KW Säckingen	164	217	10'407	11'493	0	0
Stau KW Ryburg-Schwörstadt	557	739	7'979	8'811	15'150	22'833
Stau KW Rheinfeldern	0	0	1'821	2'011	4'924	7'421
Stau KW Augst-Wyhlen	475	630	2'602	2'873	11'615	17'505
Stau KW Birsfelden	1'146	1'522	1'735	1'916	0	0
Stau KW Kembs (Teil Schweiz)	671	891	3'296	3'639	2'525	3'806
Total linkes Ufer	8'864	11'771	60'534	66'851	141'274	212'918
<i>Rechtes Ufer</i>						
Stein bis Diessenhofen	1'064	1'413	2'255	2'490	13'130	19'789
Stau KW Schaffhausen	1'097	1'456	0	0	758	1'142
KW Schaffhausen bis Rheinfall	352	467	0	0	2'146	3'235
Hauptstau KW Rheinau	900	1'196	0	0	3'788	5'708
Hilfsstau KW Rheinau	164	217	1'735	1'916	5'050	7'611
Rheinau Unterwasser bis Thurm.	262	348	5'897	6'513	2'525	3'806
Stau KW Eglisau	491	652	2'428	2'682	24'240	36'533
Stau KW Reckingen	164	217	1'735	1'916	22'725	34'250
Reckingen bis Koblenz-Kadelburg	532	706	7'805	8'620	10'731	16'173
Stau KW Albbruck-Dogern	982	1'304	1'735	1'916	10'100	15'222
Stau KW Laufenburg	303	402	2'342	2'586	14'645	22'072
Stau KW Säckingen	998	1'326	173	192	2'020	3'044
Stau KW Ryburg-Schwörstadt	491	652	4'163	4'597	21'715	32'727
Stau KW Rheinfeldern	16	22	0	0	7'323	11'036
Stau KW Augst-Wyhlen	507	674	4'163	4'597	8'838	13'319
Stau KW Birsfelden	1'064	1'413	1'735	1'916	1'263	1'903
Stau KW Kembs (Teil Schweiz)	1'129	1'500	173	192	0	0
Total rechtes Ufer	10'517	13'966	36'338	40'130	150'995	227'569
Total beide Ufer	19'380	25'736	96'872	106'981	292'269	440'487

Total Frühling 408'521
Total Herbst 573'204
Zuwanderung 164'683

E. Ergebnisse der Aalbefischungen des Kantons Aargau

Daten der Sektion Jagd- und Fischerei des Kantons Aargau.

Datum	Aufwand [h]	Ertrag [kg]	Fangleistung [kg/h]	Anzahl [Stk]	Datenquelle
6.-10.1982	-	-	17.1	-	Parey (1983)
6.-10.1982	-	-	21.1	-	Parey (1983)
6.-10.1982	-	-	20.7	-	Parey (1983)
30.6.1989	4	142	35.5	895	SJF Kt. AG
7.4.1990	3	151	60.4	900	SJF Kt. AG
16.6.1990	4	93	23.3	520	SJF Kt. AG
8.8.1990	2	80	40.0	320	SJF Kt. AG
11.8.1990	3	156	52.0	700	SJF Kt. AG
23.8.1990	4	183	45.8	790	SJF Kt. AG
22.9.1990	6	348	58.0	3'700	SJF Kt. AG
13.4.1991	4	152	38.0	700	SJF Kt. AG
4.5.1991	6	-	-	380	SJF Kt. AG
11.5.1991	6	277	46.2	2'600	SJF Kt. AG
10.8.1991	5	197	39.4	1'250	SJF Kt. AG
16.8.1991	4	161	46.0	800	SJF Kt. AG
7.9.1991	6	339	56.5	2'000	SJF Kt. AG
25.4.1992	2	91	45.5	190	SJF Kt. AG
25.4.1992	6	88	16.0	250	SJF Kt. AG
30.5.1992	6	134	22.3	320	SJF Kt. AG
19.8.1992	3	137	45.7	-	SJF Kt. AG
19.8.1992	1	53	53.0	-	SJF Kt. AG
22.8.1992	5	217	43.4	-	SJF Kt. AG
5.9.1992	6	124	20.6	-	SJF Kt. AG
12.9.1992	6	260	43.3	viele kleine Aale	SJF Kt. AG
1.5.1993	6	112	18.7	-	SJF Kt. AG
15.5.1993	4	81	20.3	-	SJF Kt. AG
15.5.1993	6	158	26.3	-	SJF Kt. AG
4.9.1993	5	141	28.2	-	SJF Kt. AG
9.9.1993	3	92	30.7	-	SJF Kt. AG
11.9.1993	6	111	18.5	-	SJF Kt. AG
18.9.1993	5	221	44.2	-	SJF Kt. AG
11.6.1994	3	65	21.7	373	SJF Kt. AG
10.4.1994	4	36	9.0	230	SJF Kt. AG
17.9.1994	5	69	15.3	-	SJF Kt. AG
8.4.1995	6	83	13.8	206+viele kleine Aale	SJF Kt. AG
22.4.1995	5	69	13.8	viele kleine Aale	SJF Kt. AG
7.5.1995	6	111	18.5	385+viele kleine Aale	SJF Kt. AG
10.10.1995	3	141	47.0	-	SJF Kt. AG
28.10.1995	6	304	50.7	viele kleine Aale	SJF Kt. AG
6.4.1996	6	101	16.8	viele kleine Aale	SJF Kt. AG
1.6.1996	4	75	18.8	1250+viele kleine Aale	SJF Kt. AG
7.9.1996	4	145	36.3	710+viele kleine Aale	SJF Kt. AG
13.9.1996	3	108	36.0	-	SJF Kt. AG
26.4.1997	6	172	28.7	380+viele kleine Aale	SJF Kt. AG
13.9.1997	5	212	42.4	-	SJF Kt. AG
20.9.1997	4	132	33.0	nur kleine Aale	SJF Kt. AG

F. Fotodokumentation Fischpass Kraftwerk Birsfelden

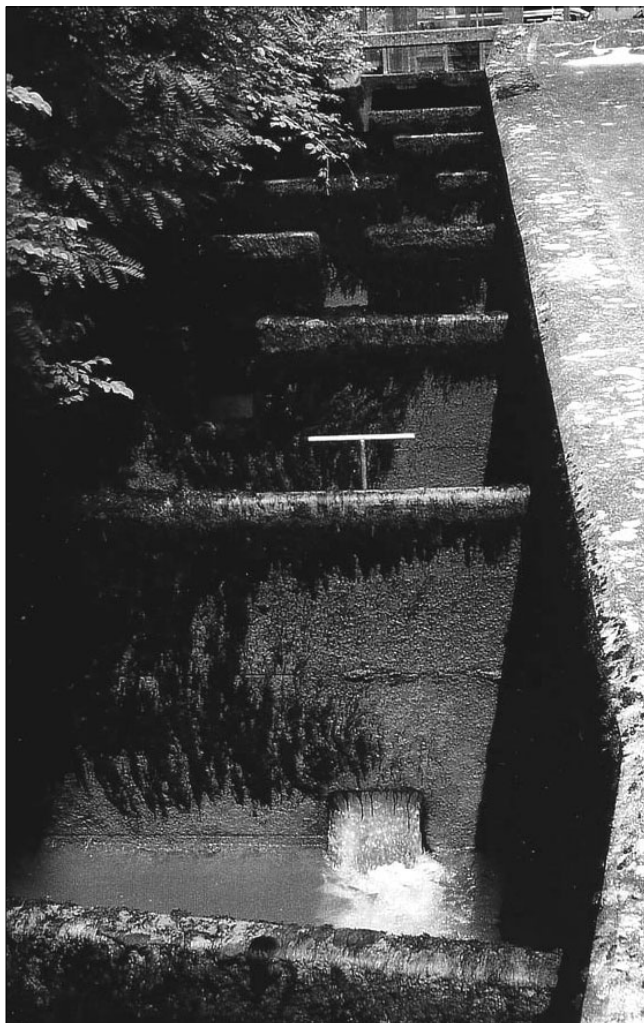


Foto 1 (links): 8. Juni 2000. Geleerter Fischpass des Kraftwerks Birsfelden, mit Blick von unten nach oben. Im Vordergrund ist die untere Absperung (Lochblech mit 6 mm-Löchern) sichtbar, im Hintergrund die Reuse. Oberhalb von der Reuse wurde die obere Absperung eingerichtet.

Foto 2 (unten): 8. Juni 2000. Fischpass Birsfelden, oberhalb von Reuse. Nach einem kleineren Hochwasser trieb viel Geschwemmsel in den Fischpass und verstopfte die Perforation der Lochbleche. Deshalb fiel das Wasser bei der oberen Absperung über das Blech, welches auf der Krone aufgesetzt war.

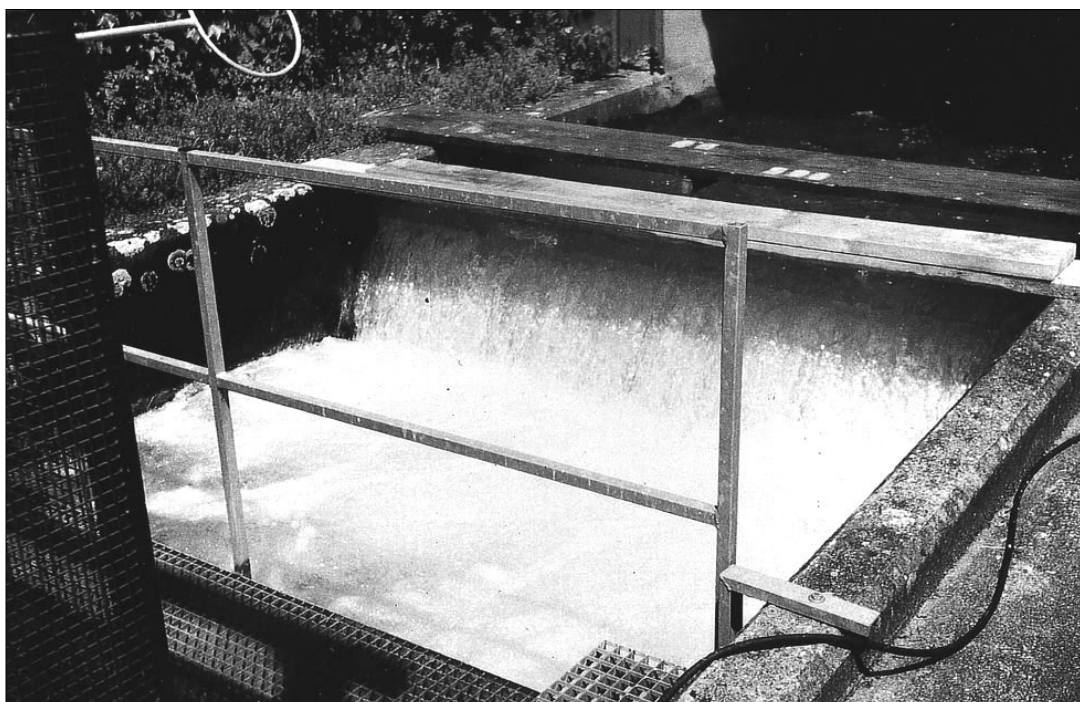




Foto 3: 8. Juni 2000. Zwei im Fischpass gefangene Aale, der grössere ist 35 cm lang (mittlere Grössenklasse), der kleinere 14 cm (kleine Grössenklasse).



Foto 4: Dieser Aal schwimmt im Messrohr nach unten bis zum Anschlag und kann dann gemessen werden (auf 1 cm genau geschätzt). Nachträglich wurden die „geschlängelten“ Längen der Aale mit einem Korrekturfaktor „gestreckt“.

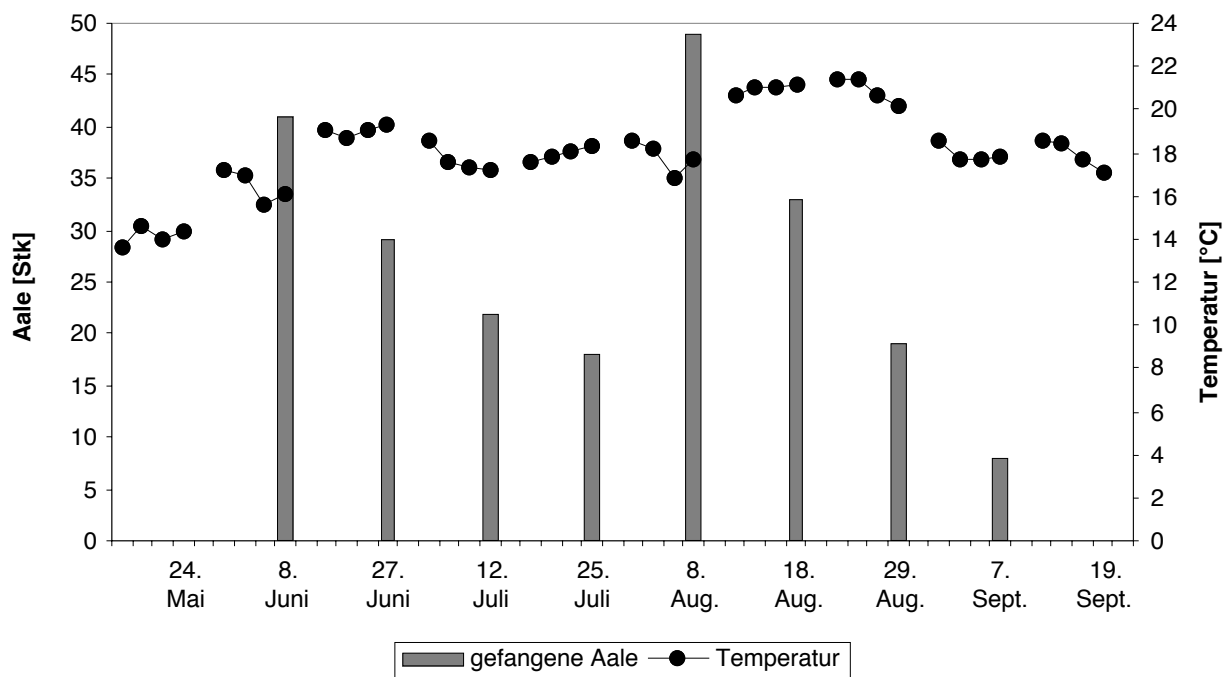
G. Wanderhindernisse am Oberrhein

Angaben zu den Wanderhindernissen für Wanderfische im Rhein aus: ISSR - Internationale Kommission zum Schutze des Rheins, aus: <http://www.iksr.org/>. Stand 1999. Inzwischen ist der Beckenpass in Iffezheim in Betrieb.

Rhein	Kilometer	Hindernisse und Angaben zur Passierbarkeit für Fische
Nieuwe Waterweg	1032	Offene Verbindung zwischen Rhein und Nordsee via Hafen Rotterdam mit viel Schifffahrt und Verunreinigung; allmählicher Übergang Salz-/Süßwasser mit Brackwasserbereich auf Höhe des Hafens Rotterdam.
Haringvliet	1030	Fischpässe zwar in mehreren Wehrpfeilern vorhanden, Fischaufstieg für Wanderfische aber nur möglich mit Änderung der Schleusensteuerung (in Untersuchung).
Wehr Iffezheim	334	Laufkraftwerk mit Fischschleuse Typ Borland, Fischaufstieg sehr gering (ungünstige Lage, zu wenig Lockwasser). Ein geplanter zusätzlicher Beckenpass wird Ende 1999 betriebsbereit sein. Ein teilweiser Aufstieg dürfte auch über die Schiffsschleuse möglich sein.
Wehr Gamsheim	309	Laufkraftwerk mit Fischschleuse Typ Borland, Fischaufstieg gering. Ein geplanter zusätzlicher Beckenpass wird etwa um das Jahr 2002 betriebsbereit sein. Ein teilweiser Aufstieg dürfte auch über die Schiffsschleuse möglich sein.
Wehre bei Strassburg	288	Kraftwerk ohne Fischpass, jedoch Fischtreppe unterhalb für Umgehungsgerinne Bauerngrünwasser, 1 Hauptwehr (Strassburg, Schlingen-Lösung) und flussabwärts 1 Kulturwehr (Kehl-Strassburg), je mit Fischschleuse Typ Borland, Fischaufstieg fraglich.
Wehre Vogelgrün und Breisach	225	Kraftwerk ohne Fischpass (unterstes am Rheinseitenkanal), Kulturwehr Breisach am Restrhein mit beidseitigem Fischpass (Beckenpass und Fischschleuse, eingeschränkte Funktionstüchtigkeit).
Wehr Fessenheim	211	Kraftwerk ohne Fischpass.
Wehr Ottmarsheim	174	Kraftwerk ohne Fischpass.
Wehre Kembs und Märkt	174	Kraftwerk ohne Fischpass. Wehr Märkt am Eingang zum Restrhein mit Beckenpass, Fischaufstieg möglich.

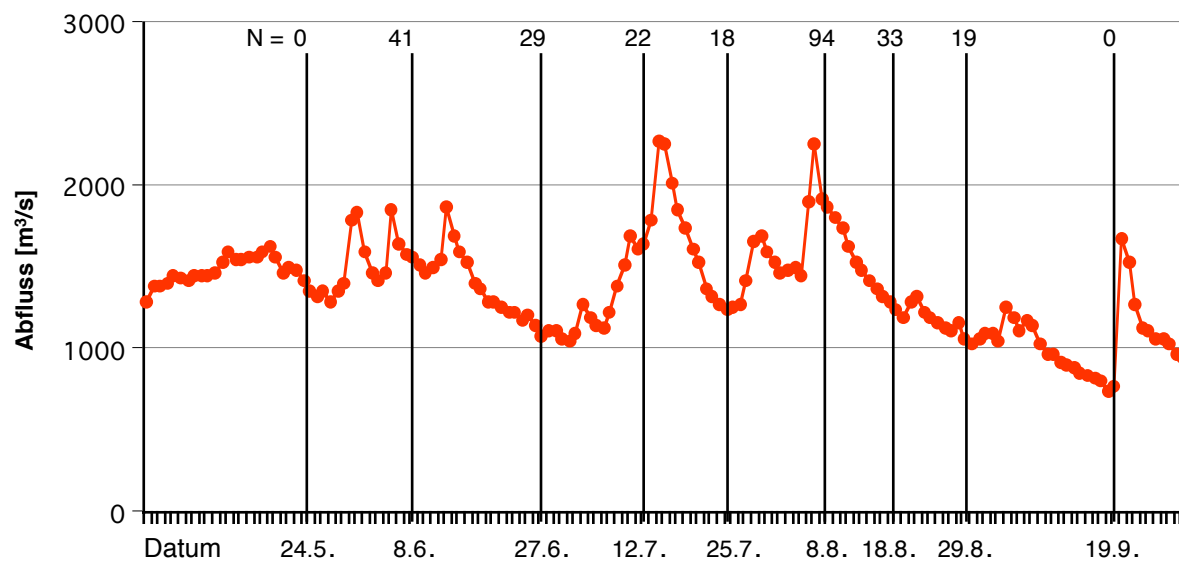
H. Wassertemperatur

Wassertemperatur im Rhein bei Rheinfelden, jeweils für die drei Tage vor dem Fangtag und am Fangtag selber des Jahres 2000. Für jedes Fangdatum ist die Anzahl gezählter Aale eingetragen. Die ersten Aale traten bei etwa 16 °C im Fischpass auf, die letzten bei Temperaturen zwischen 18 °C und 17 °C. An den Fangtagen, welche nach einem Temperaturrückgang einen erneuten Anstieg aufwiesen (8. 6. und 8. 8.) wurden am meisten Aale gezählt.



I. Abflussmengen

Abflussmenge [m^3/s] im Rhein bei Basel/Rheinhalle im Jahr 2000. Für jeden Zähltag ist die Anzahl gezählter Aale (N) eingetragen.



Aufstiegszählungen im Fischpass des Kraftwerks Birsfelden in den Jahren 1999 (1 Tag) und 2000 (10 Tage).

97

K. Technische Daten der Turbinen der Hochrhein-Kraftwerke

Kraftwerke		Schaffhausen	Rheinau	Eglisau	Reckingen	Albruck-Dogern	Laufenburg	Säckingen	Ryburg-Schwörstadt	Rheinfelden	Augst-Wyhlen	Birsfelden
Kaplan-, Propeller- & Straflo-Turbinen												
Anzahl Turbinen	b	2	2		2	3	10	4	4	8+6	6+7	4
Anzahl Schaufeln	c	4	5		4	5	4	4	5	5	4	4
Umdrehungen/min	d	71	93.8		75	75	107	60	75	120	94	68
Durchfluss [m ³ /s]	e	203	175		280	365	120	365	320	38	90	325
Laufrad Ø [m]	f	5.9	5.6		6.2	7	4.25	7.4	7	3	3.8	7.2
Laufradnabe Ø [m]	a	2.6	2.4		2.4	2.7	1.5	3.1	3	1.5	1.5	3.2
Anstellwinkel (Grad)		36	45		40	33	45	32	28	28	35	10
Gefälle [m]		6.2	10		8	8	9.5	6.5	10.5	4-6	4-7	7.8
Francis-Turbinen												
Anzahl Turbinen				7						6	2+5	
Anzahl Schaufeln	b			15						22	17	
Umdrehungen/min	c			83.3						80	107	
Durchfluss [m ³ /s]	d			55						50	35	
Kl. Laufrad- Ø [m]	g			2						2	0.56	
Gr. Laufrad- Ø [m]	h			4.1						4	1.5	
Länge der Schaufelkanten [m]	l			1.6						1.5	1.3	
Austrittswinkel Leitrad-schaufeln (Grad)	a			45						45	45	
Gefälle [m]				10						4-7	4-7	

L. Geschätzte Mortalitäten für die einzelnen Kraftwerke

Schätzung der Mortalität abwandernder Blankaale vom Bodensee bis nach Basel. Die drei Tabellen geben die Schätzungen für maximale, mittlere und minimale Bestandsschätzungen von Blankaalen. Für die Anzahl Blankaale aus dem Bodensee und der Aare wurden willkürlich 1/3 Schätzung für den Hochrhein angenommen, wobei für den Bodensee doppelt so viele Aale wie für die Aare angenommen wurden.

minimale Schätzung	Blankaale vor Kraftwerk	Mortalität pro Kraftwerk	überlebend Blankaale	getötete Blankaale	getötete Blankaale kumuliert
Bodensee	3'104				
Schaffhausen	826	20%	3'144	786	786
Rheinau	754	32%	2'651	1'247	2'033
Eglisau	1'770	86%	619	3'802	5'835
Reckingen	1'112	16%	1'454	277	6'112
Aare	1'552				
Albbruck-D.	1'584	26%	3'397	1'193	7'305
Laufenburg	680	21%	3'220	856	8'162
Säckingen	284	17%	2'909	596	8'757
Ryburg-Sch.	1'158	32%	2'765	1'301	10'059
Rheinfelden	332	61%	1'208	1'889	11'948
Augst-W	656	33%	1'249	615	12'563
Birsfelden	156	27%	1'026	379	12'942
Total	13'968			12'942	

mittlere Schätzung	Blankaale vor Kraftwerk	Mortalität pro Kraftwerk	überlebend Blankaale	getötete Blankaale	getötete Blankaale kumuliert
Bodensee	9'387				
Schaffhausen	2'464	20%	9'481	2'370	2'370
Rheinau	2'266	32%	7'988	3'759	6'129
Eglisau	5'406	86%	1'875	11'519	17'648
Reckingen	3'420	16%	4'448	847	18'495
Aare	4'693				
Albbruck-D.	4'778	26%	10'300	3'619	22'114
Laufenburg	2'056	21%	9'761	2'595	24'709
Säckingen	812	17%	8'776	1'797	26'506
Ryburg-Sch.	3'516	32%	8'359	3'933	30'439
Rheinfelden	1'026	61%	3'660	5'725	36'164
Augst-W	1'982	33%	3'780	1'862	38'026
Birsfelden	434	27%	3'076	1'138	39'164
Total	42'240			39'164	

maximale Schätzung	Blankaale vor Kraftwerk	Mortalität pro Kraftwerk	überlebend Blankaale	getötete Blankaale	getötete Blankaale kumuliert
Bodensee	20'658				
Schaffhausen	4'954	20%	20'490	5'122	5'122
Rheinau	4'336	32%	16'881	7'944	13'067
Eglisau	11'832	86%	4'020	24'694	37'760
Reckingen	5'652	16%	8'124	1'548	39'308
Aare	10'329				
Albbruck-D.	10'912	26%	21'730	7'635	46'943
Laufenburg	5'346	21%	21'390	5'686	52'629
Säckingen	3'404	17%	20'579	4'215	56'844
Ryburg-Sch.	7'840	32%	19'325	9'094	65'938
Rheinfelden	1'932	61%	8'290	12'967	78'905
Augst-W	4'398	33%	8'501	4'187	83'092
Birsfelden	1'368	27%	7'204	2'665	85'757
Total	92'961			85'757	