©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

Wissenschaft

Österreichs Fischerei *Jahrgang 39/1986* *Seite 5 – 20*

Friedrich-Wilhelm Tesch

Der Aal als Konkurrent von anderen Fischarten und von Krebsen

Einleitung

In vielen österreichischen Seen und Flüssen ist in den vergangenen Jahren ein Fisch häufig geworden, der zu früheren Zeiten natürlicherweise allenfalls sporadisch anzutreffen war. Es handelt sich hier um einen fast immer Erfolg versprechenden Besatzfisch, den Aal. Die Euphorie über diesen im Norden so hoch geschätzten »neuen« Fisch schwand bald dahin, als sich auch negative Effekte zeigten. Renken und Salmoniden wurden in Fanggeräten, insbesondere Kiemennetzen, von Aalen angefressen. Dieses ist ein von der Fangtechnik abhängender negativer Effekt des Aales. Ob der Aal auch ökologisch die Bestände einzelner Fischarten negativ beeinflußt, ist eine andere Frage und wesentlich schwerer zu beantworten. Im Falle der Seen und Flüsse Österreichs fällt die Antwort besonders schwer, da sich hier eine fachgerechte Fischerei auf den Aal in den meisten Gewässern noch nicht etabliert hat. Dies erschwert Aussagen zur Nützlichkeit oder Schädlichkeit des Aales, da Untersuchungsergebnisse aus anderen Gebieten meist im Zusammenhang mit einer intensiven Nutzung der Aalbestände gewonnen werden.
Vernachlässigt werden darf auch nicht, daß der Aal sich in seinem Vorkommen über ganze Gewässersysteme, ja über ganz Europa ausbreitet, von benachbarten Ländern aber unterschiedlich bewertet wird, meistens positiv. Beeinträchtigt man z. B. seinen Bestand, so kann dies negative Konsequenzen für andere Länder haben, ja vielleicht sogar für die Erhaltung des gesamten europäischen Aalbestandes.
Aus den genannten Gründen scheint es notwendig, die Frage von Konkurrenz, davon abhängende Bestandsentwicklung und Nutzen von einer etwas höheren Warte zu betrachten. In den nachfolgenden Ausführungen wird deshalb nicht nur die Konkurrenz des Aales zu einzelnen Arten während seines kontinentalen Lebens, sondern auch die Gefährdung während seines gesamten Lebenszyklus berücksichtigt. Über die Konkurrenz zu einzelnen Arten wurde von mir an anderer Stelle schon früher berichtet (Tesch, 1983). Hier wird außerdem die Nahrungskonkurrenz in Betracht gezogen, die sich allerdings schwer analysieren läßt und nur in wenigen Fällen eindeutige Rückschlüsse zuläßt.

Gefährdung des Aales durch andere Arten

a) Das Larven- und Glasaalstadium

Die Larven des atlantischen Aales wachsen in ihrer ersten Periode in einem der nahrungsärmsten Gebiete des Nordatlantik auf (Böttger, 1982). In ihren Darmtrakten konnte bisher keinerlei Nahrung gefunden werden (Kracht, unveröffentlicht). Außerdem ist die Bestandsdichte sowohl der Aallarven als auch ihrer Konkurrenz sehr gering (Schoth und Tesch, 1982). Konkurrenz um die Nahrung ist hier also nicht sehr wahrscheinlich oder

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

zumindest schwer nachzuweisen. Die Gefahr, von überlegenen Tieren gefressen zu werden, ist jedoch für alle Jugendstadien des Aales sehr groß. Leptocephalus-Larven von aalartigen Fischen wurden mehrfach im Magen von Raubfischen gefunden (Schmidt, 1932; Matsui et al., 1970); Appelbaum, 1982). Besonders auffällig trat die Gefährdung der Glasaale im Meer durch Magenuntersuchungen an Schellfischen *(Melanogrammus aeglefinus)* vom Kap Breton am Eingang des St.-Lorenz-Stromes in Erscheinung; von 318 Schellfischen mit Nahrung im Magen hatten 31 Exemplare Glasaal gefressen. Im Süßwasser fanden Sinha und Jones (1967) bei 126 von 4340 größeren Artgenossen Glasaale im Magen. Forellen im englischen River Leven ernähren sich stark von Jungaalen, wenn sie flußaufwärts wandern (Frost und Brown, 1967; siehe auch Fisch und Fang 9, S. 300, 1968). Lachmöven fraßen maximal 4% der frisch eingesetzten Glasaale (Moriarty, 1984). Da sich Glasaale häufig an der Oberfläche zeigen, sind sie auf diese Weise sicherlich häufig dem Vogelfraß ausgesetzt. Besatz ist allerdings besonders stark gefährdet.

b) Das Gelbaalstadium

Durch Vögel ist der Aal nicht nur im Glasaal-, sondern auch im Gelbaalstadium gefährdet. Aus Norddeutschland wird berichtet, daß der Kormoran auf den Fang von Aalen besonders spezialisiert ist. Ähnliches ist von Irland zu erfahren, wo der Aal in der Nahrung des Kormorans an erster Stelle steht (Ann. Rep. 1984 Salmon Res. Trust Ireland). Abb. 1 zeigt den Aalbestand vor und nach der Dezimierung des Bestandes an Gänsesägern und Eisvögeln; andere Fischarten, wie insbesondere der Lachs, zeigten durch diese Maßnahme ebenfalls eine Bestandsverbesserung. An schottischen Seen wurde die Nahrung des Fischotters analysiert und festgestellt, daß der Aal im Nahrungsspektrum dieses Warmblüters an erster Stelle rangierte (Jenkins et al., 1979).

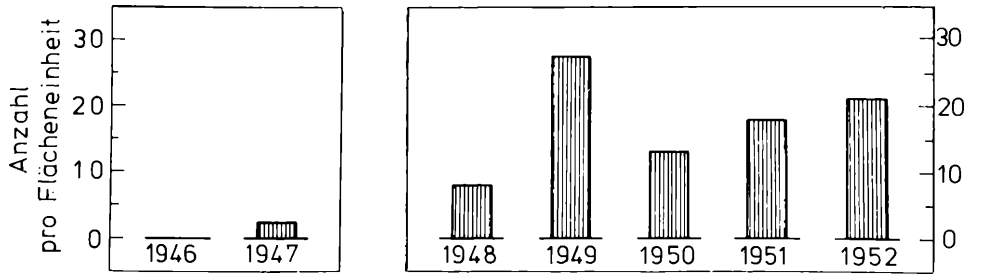

Abb. 1: Anzahl der Aale *(A. rostrata)* pro Flächeneinheit vor (links) und nach (rechts) der Dezimierung des Bestandes von Gänsesägern *(Mergus merganser)* und Eisvogel *(Megacercyle alcyon)* in einem ostkanadischen Bach (nach Elson, 1964).

Dafür, daß der Gelbaal von anderen Fischen gefressen wird, gibt es nur wenige Beispiele, abgesehen von kannibalistischen Tendenzen seiner größeren Artgenossen (Sinha und Jones, 1967; Sinha, 1969; Fischer, 1976; Moriarty, 1978; Fisch und Fang, S. 300, 1968). Über den Hecht gibt es einige Beobachtungen Aale gefressen zu haben. Sowohl Frost (1954) als auch Larsen (1967) stellten aber fest, daß er in der Häufigkeit der Nahrungstiere dieser Raubfischart erst an 7. Stelle steht. Auch wenn es verschiedene Anglerbeobachtungen über im Hechtmagen gefundene Aale gibt (z.B. Fisch und Fang 8, S. 230, 1967; 8, 258, 1967), so ist diese Fischart sicherlich nicht als ernstzunehmender Konkurrent zu betrachten. Auch Zander (Biro und Elek, 1969), Aitel (Fisch und Fang 8, S. 258, 1967; 8, S. 354, 1967), Waller (Walter, 1910) und Rutte (Koops, 1959) können dem Aalbestand wahrscheinlich kaum nennenswerten Schaden zufügen. Da könnten die dorschartigen Fische im Meer eher von Bedeutung sein, wie weiter oben über die Glasaale berichtet

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

wurde. Johansen (1929) schreibt von einem 89 cm langen Dorsch, der 8 große Aale im Magen hatte und von weiteren mit Zugnetz gefangenen Dorschen, deren Mägen voll von Aalen waren. Bedeutsamer Konkurrent ist möglicherweise auch der Meeraal *(Conger conger)*. Moriarty (1978) fand in Meeraalen an der irischen Küste kleine Aale und fing im Gebiet des Vorkommens von *Conger* kaum *A. anguilla*. Fischte man aber weiter im Inneren der Flußmündung, so fand man nur noch *A. anguilla* und keinen Conger. Er schreibt: »Vermutlich verließen die Süßwasseraale ihren ursprünglichen Salzwasserlebensraum, da sie der erfolgreicheren marinen Art unterlagen.« Der Flußaal existiert daher im Meer in nennenswerten Mengen nur nördlich des Verbreitungsgebietes vom Meeraal, also z. B. in der Deutschen Bucht, im Süden aber nur in salzärmeren Lagunen.

c) Das Blankaalstadium

Stärkere Verluste durch Räuber muß der Aal vermutlich während seiner ozeanischen Wanderung hinnehmen. Im Küstengebiet kommt hierfür z. B. der Tümmler (Walter, 1910) in Frage und während der pelagischen Wanderung über großen Tiefen andere Delphine und Wale, wie Vaillant (1889) an einem Pottwal bei den Azoren feststellte. Das starke Abtauchen der Aale bei Tage bis in 700 m Tiefe (Tesch, 1978; 1982 und unveröffentlicht) ist hiergegen sicherlich eine Schutzmaßnahme. Aber auch in dieser Tiefe gibt es Feinde, z. B. die bentho-pelagischen Fische *Mora moro* und *Aphanopus carbo,* in deren Magen Blankaale gefunden wurden (Reinsch, 1968).

Die Beeinflussung anderer Arten durch den Aal

a) Nahrungskonkurrenz

Die Zahl der im Darmtraktus des Aales vorgefundenen Fischarten ist groß, noch größer ist diejenige der Wirbellosen, meist Bodentiere. Es würde zu weit führen, alle beim Aal vorgefundenen Nahrungstiere auf potentielle Gefährdung zu prüfen. Darmanalysen sind hierfür außerdem ungeeignet; sie geben allenfalls einen Hinweis dafür, daß eine Beeinflussung des Bestandes stattfinden könnte. Abwegig erscheint es aber bei einer besonders viel im Aalmagen vorgefundenen Bodentierart, auf eine starke Beeinflussung alleine durch den Aal zu schließen. Abbildung 2 zeigt, wie wichtig einige Nahrungstiere langsam fließender oder stehender irischer Gewässer für mehrere Fischarten sind. Wasserflöhe, Flohkrebse, Wasserasseln und Chiromidenlarven spielen für alle angeführten Arten eine Rolle, Krebse, Käfer, größere Fische, Algen und höhere Pflanzen dagegen nur bei einzelnen Arten. Eine gewisse Nahrungskonkurrenz besteht also in den meisten Fällen, sobald mehrere Fischarten vorkommen.

Neveu (1981b) und Cadwallader (1975) haben diese Konkurrenz zwischen Aal und anderen Arten in Bächen Europas und Neuseelands analysiert. Ergebnis dieser Untersuchungen war es, daß zwar eine große Ähnlichkeit im Nahrungsspektrum von z. B. Aal, Bartgrundel, Elritze und Gründling besteht, daß aber erhebliche Verschiedenheiten von Zeit und Raum der Aufnahme sowie in den Mengenproportionen der Nahrungsorganismen zu beobachten sind. Die Konkurrenz wurde hierdurch erheblich abgemildert.

In Neuseeland, wo als einheimische Fischarten zwei Aalarten, eine den Grundeln nahestehende Art *(Gobiomorphus breviceps)* sowie eine zwischen Heringsartigen und Salmoniden stehende Art *(Galaxias vulgaris)* vorkommen, gibt es ebenfalls eine unmittelbare Konkurrenz zwischen diesen Arten nicht; nur zwischen der Galaxiasart und der eingeführten Bachforelle wurden unmittelbare Konkurrenzverhältnisse festgestellt. Mit dieser Nahrungs- und territorialen Konkurrenz sowie Aggressionen wäre der Rückgang verschiedener Galaxiidenarten in Neuseeland nach Einführung der Bachforelle zu erklären (Cadwallader, 1975).

Der genannte europäische Bach liegt im Hauptaufstiegsbereich des Aales; er mündet in die südliche Biskaya. Die Rekrutierung mit Aalnachwuchs ist deshalb vermutlich reich-

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

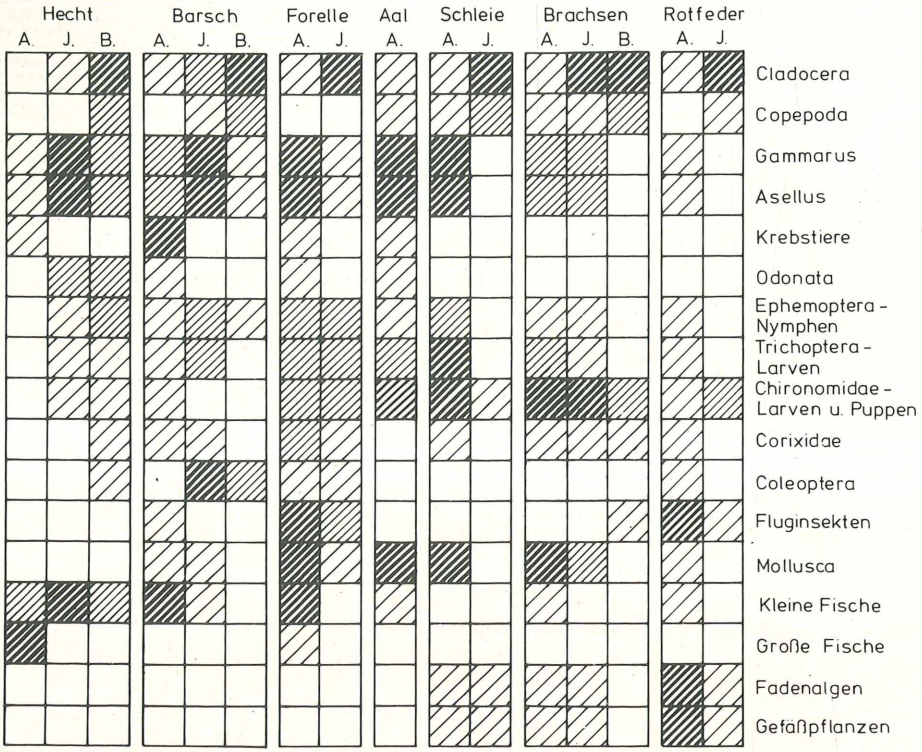

Abb. 2: Vergleich der Nahrung von Hecht, Barsch, Forelle, Aal, Schleie, Brachsen und Rotfeder (A = erwachsen, J. = Jungfisch, F = Brut) in einigen stehenden und langsam fließenden Gewässern Irlands. Die Stärke der Schwärzung in den Feldern zeigt die Wichtigkeit der Nahrungsorganismen für die betreffende Fischart (nach Kennedy und Fitzmaurice, 1974).

lich. Der Aal liegt bestandsmäßig an erster Stelle (Tab. 1). Die gewöhnlich in solchen Bächen dieser Region lebenden anderen Fischarten sind aber auch in nennenswerten Mengen vorhanden, Forellen sogar bestandsmäßig nicht wesentlich weniger als der Aal. In erdgeschichtlich langen Zeiträumen hat sich hier unter dem sehr starken Druck des Aales keine Verarmung des übrigen Fischbestandes eingestellt, auch des Bachforellenbestandes nicht, der hier, abweichend von dem neuseeländischen Beispiel, seine Nische hat, ohne eine der anderen Arten zu verdrängen.

Der Bestandsdruck des Aales in einem Gewässer mit so starker Rekrutierung kann auch noch unter einem anderen Gesichtswinkel gesehen werden. In Gewässern mit starkem Aalbestand entwickelt sich der größte Teil der Individuen zu Männchen (Tesch, 1983, S. 57). Männliche Aale werden meist nicht länger als 40 cm. Die Aale unter 40 cm ernähren sich überwiegend von Bodentieren und nicht von Fischen. Eine Konkurrenz durch Ernährung von Fischen und damit einer Dezimierung der anderen Arten kann hier deshalb kaum eine wesentliche Rolle spielen. Die Nahrungskonkurrenz könnte aber zu einem Minderwachstum führen, was häufig den Eindruck einer Übervölkerung (siehe S. 14/15) oder »Verbuttung« hervorruft.

b) Krebse

Für den größten Teil der konkurrierenden Organismen läßt sich ein negativer Einfluß des Aales auf ihren Bestand nicht nachweisen. Eine Art, bei der wir verhältnismäßig gute

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

Tabelle 1: **Biomasse der verschiedenen Fischarten in einem Pyrenäenbach 12 km vor der Einmündung in die Biskaya** (nach Neveu, 1981c)

Fischart	Biomasse (kg/ha)
Aal	108,4
Bachforelle	78,3
Lachs	6,8
Elritze	1,2
Gründling	23,9
Schmerle	6,7
Bachneunauge	2,0

Tabelle 2: **Ertragsentwicklung von Aal und Edelkrebs in zwei schwedischen Seen, bei denen durch den Bau von Stauwehren der Aalaufstieg behindert worden war** (nach Svärdson, 1972)

Zeitraum		Durchschnittlicher Jahresfang: Anzahl von Edelkrebsen	Aal, kg
Ivosjön-See	1944 – 1948	360	4.100
	1949 – 1953	40	4.100
	1956 – 1960	980	1.700
	1961 – 1965	2.800	2.100
	1966 – 1970	9.020	2.500
Immelnsee	1917 – 1921	400	579
	1943 – 1947	800	275
	1963 – 1967	5.020	107

Beweise für einen dezimierenden Einfluß des Aales haben, ist der Edelkrebs *(Astacus astacus)*. Dies scheint sicher, obwohl auch andere Fischarten den Edelkrebs dezimieren können wie z. B. Barsch und Rutte, die gemeinsam mit Edelkrebs und Aal vorkommen. Der Aal ist mehr als die anderen Arten gemeinsam mit dem Krebs in gleichen Lebensräumen zu finden als die anderen Arten, z. B. in Höhlen. Deshalb ist auch für den Hummer, der sich in gleichen Höhlen wie der Aal verbirgt (Thomas, 1968), ein ähnliches Konkurrenzverhältnis erwogen worden. Svärdson (1972) hat sich mit der Konkurrenz Aal – Edelkrebs eingehend beschäftigt. Neben dem aus der älteren Literatur überlieferten Beispiel über den Vänernsee zum Niedergang des Krebses durch den künstlich herbeigeführten Zugang des Aales zu diesem See liefert er eine Reihe weiterer Beispiele. Tabelle 2 zeigt das umgekehrte Beispiel, bei dem in zwei schwedischen Seen der Aalaufstieg unterbunden worden war und danach bei abnehmendem Aalertrag der Krebsertrag anstieg. An der Aal- und Krebsfangstatistik von 125 schwedischen Seen und Flüssen weist Svärdson (1972) nach, daß Seen mit höherem Aalertrag weniger Krebs liefern und oberhalb einer gewissen Aalertragsgrenze der Krebsertrag gleich Null ist. Seine Häufigkeitsdarstellung über das Edelkrebsvorkommen in Schweden (Abb. 3) zeigt, daß im Gebiet

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

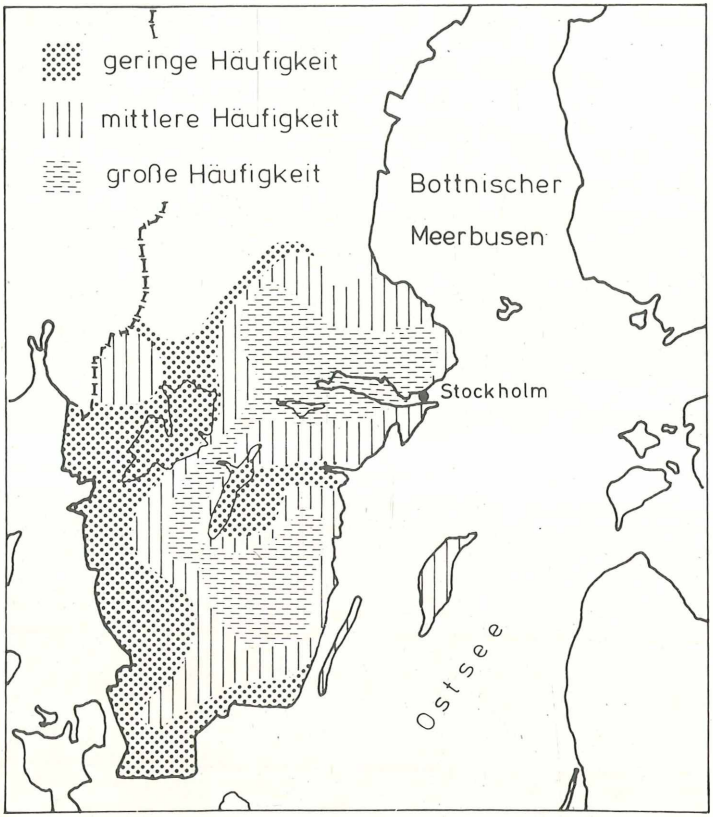

Abb. 3: Häufigkeit des Edelkrebses *(Astacus astacus)* in Schweden. Einzelne Lokalitäten entlang der nördlichen Ostseeküste, wo der Krebs später durch Besatz eingeführt wurde, sind ausgelassen worden (nach Svärdson, 1972).

mit reichlichem Aalaufstieg, also z. B. an der Westküste, der Edelkrebs nur spärlich vorkommt und in den übrigen Küstengebieten weniger als im zentralen Südschweden anzutreffen ist. Wegen dieser starken Konkurrenzsituation der beiden Arten kommt es in Schweden häufig zu Kontroversen, welcher der beiden Arten der Vorzug zu geben ist. Auch der in Kärnten vorkommende Steinkrebs (Schulz und Kirchlehner, 1984) würde nach der Art seines Lebensraumes vom Aal vermutlich negativ beeinflußt werden. Dagegen scheint der amerikanische Flußkrebs *(Orconectes limosus)* durch den Aal weit weniger bedrängt zu werden. Dieser Krebs wurde in viele europäische Gewässer eingesetzt und ließ sich in seiner positiven Bestandsentwicklung kaum beeinträchtigen, obgleich ein reichlicher Aalbestand vorhanden war, z. B. im Oder-Spree-Havelgebiet, wo er um 1890 zuerst eingesetzt wurde (Hofmann, 1980). Er ist fruchtbarer und weniger wählerisch in seiner Biotopwahl als die genannten *Astacus*-Arten. Er bewohnt die gesamte Scharfläche des Sees, benötigt keinen Unterschlupf in Höhlen und ist auch bei Tage aktiv.

b) Seenfische

Für verschiedene Seenfische gibt es eine Reihe von Hinweisen, daß der Aal die Bestände einzelner Fischarten beeinflussen könnte. Hermann (1967) berichtet, daß Schlei und Karpfen nach intensivem Aalbesatz zurückgegangen sein könnten. Steinmetz (1983) berichtet in Fangstatistiken von drei holländischen Seen (2 bis 3 m tief) über den Anteil von Karpfen, Brachsen, Zander, Hecht und Aal. Zwei dieser Gewässer hatten einen enormen Brachsenertrag von 200 bis 230 kg, 50 bis 80 kg Karpfen und reichlich 20 kg Aal

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at
pro ha und Jahr. In dem dritten See wurden aber nur 25 kg Brachsen und kein Karpfen gefangen, jedoch mehr als 50 kg Aal. Hieraus könnte man auf einen negativen Einfluß von Brachsen und Karpfen auf den Aal schließen. Möglich erscheint aber auch ein dezimierender Einfluß des Aales auf den Brachsen, der jedoch für die Fischerei positiv bewertet werden muß; bei der geringeren Bestandsdichte erreichte der Brachsen ein besseres Wachstum.

An masurischen Seen analysierte Leopold (1985) die Auswirkungen des Besatzes von Aal und sieben weiteren Fischarten auf den Ertrag über 31 Jahre. Der Aalertrag lag bei 7,0 kg in besetzten und 0,5 kg in unbesetzten Seen. Gleichzeitiger Besatz mit Karpfen, Schleie und Karausche brachte Ertragserhöhungen auch bei diesen Arten. Für Karpfen und Karausche wurde kein statistisch nachweisbarer Effekt zwischen der Höhe des Aalbesatzes und dem Erfolg des Besatzes mit diesen beiden Arten gefunden. Für die Schleie resultierte sogar ein positiver Ertragseffekt.

Die Elritze, welche in einem Baggersee bei Ingolstadt massenhaft vorkam, wurde nach Aaleinsatz bestandsmäßig spürbar reduziert (Fisch und Fang 25 (9), 13, 1984). Von der Quappe, die einerseits ein Aalräuber ist (Koops, 1959), wird andererseits berichtet, daß ihr Bestand vermutlich durch die Konkurrenz des Aales dezimiert wird (Ln, 1964; Laßleben, 1979; -n-, 1966) und daß vielleicht sogar ihr auf den Osten der Britischen Inseln begrenztes Vorkommen auf den sehr starken Aufstieg des Aales von Westen her zurückgeführt werden könnte. Forney (1977) berichtet von einer Zunahme des amerikanischen Zanders *(Stizostedion vitreum),* nachdem Hecht *(Esox lucius)* und Aal durch zivilisatorische Einflüsse zurückgegangen waren.

In dem oben erwähnten Falle des Besatzes von masurischen Seen (Leopold, 1985) wurde neben dem Aal auch der Zander eingesetzt. Auch hierbei ergab sich ein positiver Effekt des Aalbesatzes auf die Auswirkungen des Zanderbesatzes.

Beispiele einer Bestandsbeeinflussung verschiedener Fischarten ließen sich für statistisch nicht gesicherte Fälle noch fortsetzen. Der mögliche wirtschaftliche Nutzen oder Schaden ist jedoch in den meisten Fällen gering. Mehr Beachtung, besonders in Österreich, hat der Einfluß des Aales im Falle der Coregonen und Salmoniden in Seen gefunden. Ich habe darüber an anderer Stelle berichtet (Tesch, 1983) und möchte darauf hier nur kurz kritisch eingehen. Auf die oben erwähnten rein wirtschaftlichen Schäden, wie sie durch Anfressen der Fische in Stellnetzen und Reusen durch den Aal berichtet wurden (z. B. Wiesner, 1966; Schmid, 1966; Hermann, 1967; Hurley, 1973), sei hier nicht eingegangen; von solchen Schäden wurden wir schon durch Walter im Jahre 1910 unterrichtet.

Einziger Fall, bei dem sehr wahrscheinlich eine Bestandseinbuße bei Salmoniden in Seen durch den Aal nachgewiesen werden konnte, liegt von einem See im östlichen Kanada vor (O'Connor und Power, 1973). Betroffener Fisch ist der Bachsaibling *(Salvelinus fontinalis).* Da der kalkulierte Bestand an Bachsaiblingen in diesem und drei benachbarten Seen nur 0,34 bis 4,3 kg/ha betrug, andere Fischarten außer Stint *(Osmerus mordax),* zwei Stichlingsarten und Seesaibling *Salvelinus alpinus* nicht vorkamen, ist zu vermuten, daß diese Seen sehr arm (oligotroph) und nur hochgelegenen Alpenseen zu vergleichen sind. Das ständige Zuwandern des Aales in solche extremen Biotope muß zwangsläufig zu erheblichen Konsequenzen für den übrigen Fischbestand geführt haben; 56 Volumenprozent der Aalmageninhalte bestand aus Bachsaiblingen. Dennoch hat der Aal den Saiblingsbestand nicht ausrotten können.

Das zweite bekannte Beispiel ist ein Maränensee in Norddeutschland (Herrmann, 1967), dessen Maränen- und Aalertrag gegenläufig waren (Abb. 4). Die gegensätzlichen Tendenzen der Erträge sind vermutlich mehr auf Förderungsmaßnahmen durch den Menschen als auf natürliche Umweltveränderungen zurückzuführen. An den sehr niedrigen Erträgen der Maräne vom Jahre 1964 hat sich später nichts geändert. Sicherlich haben hieran starker Aalbesatz und vernachlässigte Maränenförderung einen wesentlichen Anteil. Eine für die Maräne negative Entwicklung der Umweltbedingungen, also z. B. Eutrophierung,

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

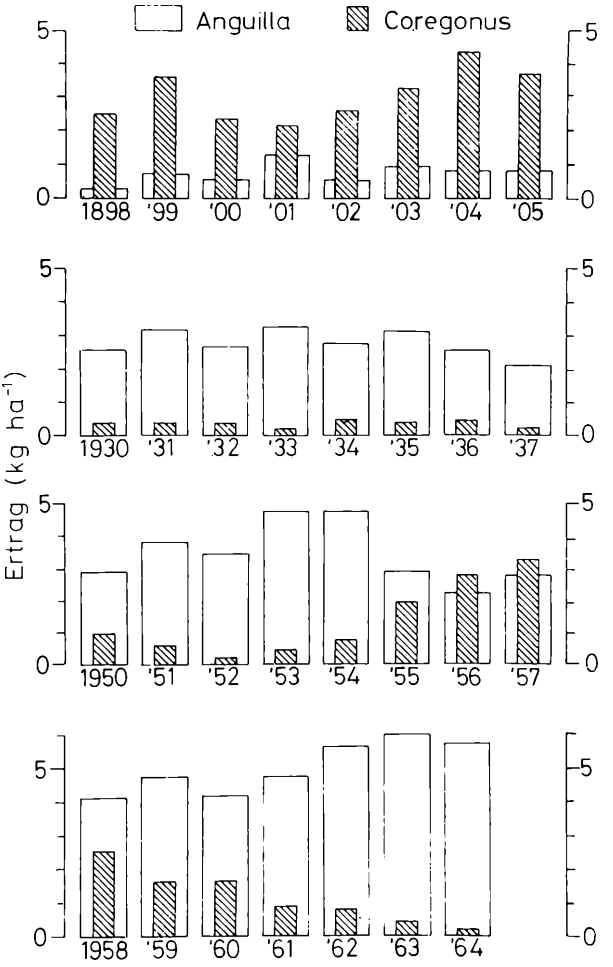

Abb. 4: Erträge von Aal und großer Maräne in einem See Schleswig-Holsteins im Laufe mehrerer Zeitabschnitte (aus Tesch, 1983, nach Herrmann und Marre, 1961 und Herrmann, 1967).

kann ebenfalls dazu beigetragen haben. Über den Erfolg neuerdings wiederaufgenommenen Besatzes der Großen Maräne lassen sich gegenwärtig noch keine Aussagen machen (persönl. Mitteilung des Bewirtschafters). Ein für den Besatz mit Kleiner Maräne *(Coregonus albula),* Großer Maräne *(Coregonus lavaretus)* und Peledmaräne *(Coregonus peled)* positive Aalbesatzwirkung wurde für die genannten masurischen Seen nachgewiesen (Leopold 1985). Es können also, abgesehen von produktionsarmen alpinen Salmonidenseen, keine negativen Auswirkungen des Aales auf Salmoniden und Coregonen in Seen nachgewiesen werden. Dies läßt sich auch kaum durch Magenuntersuchungen an Aalen, die sich vielleicht von diesen Fischen ernährt haben könnten, belegen. Frost und Brown (1967) berichten zwar von Untersuchungen an Aalen des nordenglischen Windermere, daß deren Mägen in den Monaten November bis März voll von Seesaiblingseiern waren. Über Salmonideneiern in Aalmägen gibt es sonst aber wenig Hinweise und es wird allgemein angenommen, daß Salmonidenlaich durch den aktivitätsmäßig an höhere Temperaturen gebundenen Aal nicht gefährdet ist.
Es sei schließlich noch auf die Untersuchungen Köthkes (1968) hingewiesen, der in einem Teich Cypriniden mit großen Aalen zusammensetzte und in einem zweiten Versuch

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

Forellensetzlinge ebenfalls mit großen Aalen zusammenbrachte. Während von den Cypriniden in 3 Wochen über die Hälfte gefressen worden waren, hatten die Forellen in mehreren Monaten nur einen Verlust von 0,6%.

Tabelle 3: **Magen/Darm-Inhalte von über 75 cm langen Aalen eines neuseeländischen Baches. Fang mit Speer oder Angel** (nach Cairns, 1942)

Länge (cm)	Nahrung	Länge (cm)	Nahrung
80,0	1 Süßwasser-Muschel, 4 Eintagsfliegen	91,3	8 Köcherfliegenlarven
81,7	1 Süßwasserkrebs	92,7	1 **Forelle** (18 cm)
82,6	6 Eintagsfliegenlarven, 12 Köcherfliegenlarven, 1 Käfer	92,8	Fischüberreste
		95,4	3 »Inanga«
85,6	Schere eines Süßwasserkrebses	98,7	1 Langflossiger Aal (40 cm)
87,3	**Forellen**überreste	99,2	1 halbe **Forelle**
88,8	3 Köcherfliegen-Larven	102,4	38 Schnecken (Potamopyrgus)
89,3	1 Süßwassermuschel	102,6	1 **Forelle** (12 cm)
99,9	3 Würmer, **Forellen**überreste	112,0	**Forellen**reste
90,3	1 **Forelle** (20 cm), 1 **Forelle** (9 cm)	115,4	1 halbe **Forelle**

63 Aale zwischen 77,3 und 118,6 cm Länge waren ohne Nahrung.

c) Bachfische

Weiter oben wurden Beispiele zitiert, nach denen eine Nahrungskonkurrenz zwischen den verschiedenen Fischarten eines Baches nur sehr bedingt zu erwarten ist, wenn sich die Fischfauna in erdgeschichtlichen Dimensionen etabliert hat. Ein Nachweis über die Bedeutung einer Fischart für ihre Umwelt und die darin lebenden übrigen Fischarten läßt sich jedoch erst erbringen, wenn mit dem Bestand experimentiert wird. Hierzu boten die fischartenarmen neuseeländischen Bäche, in die verschiedene Salmonidenarten eingeführt wurden, vorteilhafte Bedingungen. Einmal sind vermutlich Forellen in Neuseeland in höherem Maße Nahrungskonkurrent der beiden einheimischen Aalarten als der europäische Aal gegenüber den einheimischen Salmoniden. Zum anderen zeigten frühere, recht intensive Nahrungsuntersuchungen an neuseeländischen Aalen, daß Forellen jeder Größe und in größeren Mengen in Aalen vorgefunden wurden. Tabelle 3 liefert ein Beispiel einer Fangprobe von *A. dieffenbachii*. Über ein Drittel der Aale mit Nahrung im Darm hatte sich von Forellen ernährt. Diese und andere Ergebnisse von Cairns (1942) haben sicherlich in hohem Maße dazu beigetragen, daß in aller Welt weitere Untersuchungen über das Konkurrenzverhältnis Aal – Salmoniden durchgeführt wurden. Die Tabellen 4 und 5 fassen die Ergebnisse einiger solcher Untersuchungen zusammen. Beim europäischen Aal wurde gefunden, daß ein Anteil von 20% von Fischen in der Nahrung nicht ungewöhnlich ist, daß aber ein Anteil von 3,4% Salmoniden in der Nahrung schon recht hoch ist und nur erreicht wurde, wenn hauptsächlich größere Aale untersucht wurden. Für die außereuropäischen Untersuchungen lieferte das Gesamtmaterial von Cairns (1942) mit einem Anteil von 6,7% Salmoniden im Darm von *A. dieffenbachii* tatsächlich den Höchstwert. Bei *A. australis* wurden Salmoniden in der Nahrung gar nicht gefunden. Dies ist vermutlich durch eine etwas andere Biotopwahl dieser Aalart bedingt.

Experimente über den Einfluß des Aalbestandes auf den Salmonidenbestand wurden, wie gesagt, in neuseeländischen Bächen durchgeführt. In Abb. 5 wird das Bestandsgewicht der Bachforelle in zwei solcher Bäche wiedergegeben; in einem dieser Gewässer wurde

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

Tabelle 4: **Anteil** (Prozent der Aale mit Mageninhalt, die die betreffenden Organismen gefressen hatten = A; Volumenprozent = V) **von Salmoniden und anderen Fischen sowie deren Laich in der Nahrung von europäischen Aalen aus Fließgewässern**

Gewässer	Anzahl der Aale mit Nahrung	Länge der Aale (cm)	Nahrungsorganismen: Salmoniden	Nahrungsorganismen: andere Fischarten	Autor
12 Bäche (+1 See) in Wales	148	40–75	3,4 A	20,9 A	Sinha, 1969
6 Bäche in Wales	1738	11–58	0,6 A	12,4 A	Sinha u. Jones, 1967
5 Bäche in Wales	257	12–70	0,8 A	1,2 A	Jones u. Evens, 1960
Teify-Bach, Wales	155	?	1,3 A	22,6 A	Thomas, 1962
Englische Bäche und Seen	?		0,0	0,0	Frost u. Brown, 1967
Nivelle-Bach (Westpyrenäen)	725	10–75	0,0 V	0,1 V	Neveu, 1981

Tabelle 5: **Anteil von Salmoniden und anderen Fischen sowie deren Laich in der Nahrung außereuropäischer Aale aus Fließgewässern (Erläuterungen siehe Tabelle 4)**

Gewässer	Anzahl der Aale mit Nahrung	Länge der Aale (cm)	Nahrungsorganismen: Salmoniden	Nahrungsorganismen: andere Fischarten	Autor und Aalart
Neuseeländische Bäche	2641	12,5–120	6,7 A	10,7 A	Cairns, 1942 *A. dieffenbachii*
Neuseeländische Bäche	824	45 – 95	0,0 A	11,1 A	Cairns, 1942 *A. australis*
2 Bäche in Ostkanada	292	8 – 52	4,9 V	?	Elson, 1940/41 *A. rostrata*
4 Bäche in New Brunswick	300	6 – 51	3,3 A	21,7 A	Godfrey, 1957 *A. rostrata*
8 Bäche in New Jersey	129	14 – 89	0,0 A	14,0 A	Ogden, 1970 *A. rostrata*

anfangs der Aalbestand durch Elektrofang entfernt und das Gewässer auch in den folgenden Jahren von Aalen freigehalten. In dem anderen Bach verblieb der Aalbestand, der 1954 etwa 130 kg/ha betragen hatte. In beiden Bächen war *A. dieffenbachii* zu gut einem Drittel am Gesamtaalbestand beteiligt. Die Bestandsuntersuchungen an den Forellen in den folgenden Jahren zeigten keinerlei Effekt der Beseitigung eines für neuseeländische Verhältnisse mäßigen Aalbestandes. Burnet (1968) führte ein zweites derartiges Experiment in einem anderen Bach durch, in dem der Aalbestand zu etwa gleichen Teilen aus beiden Aalarten bestand und für neuseeländische Verhältnisse hoch, für europäische Gewässer extrem hoch war. In einer von den Kontrollstrecken abgesperrten Strecke des Gewässers wurden im ersten Jahr 684 kg/ha, im folgenden Jahr 145 kg/ha Aal elektrisch abgefischt. Abbildung 6 gibt den Erfolg der Bestandsdezimierung des Aales für die Entwicklung des Bachforellenbestandes wieder; das Bestandsgewicht und die Überlebensrate

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

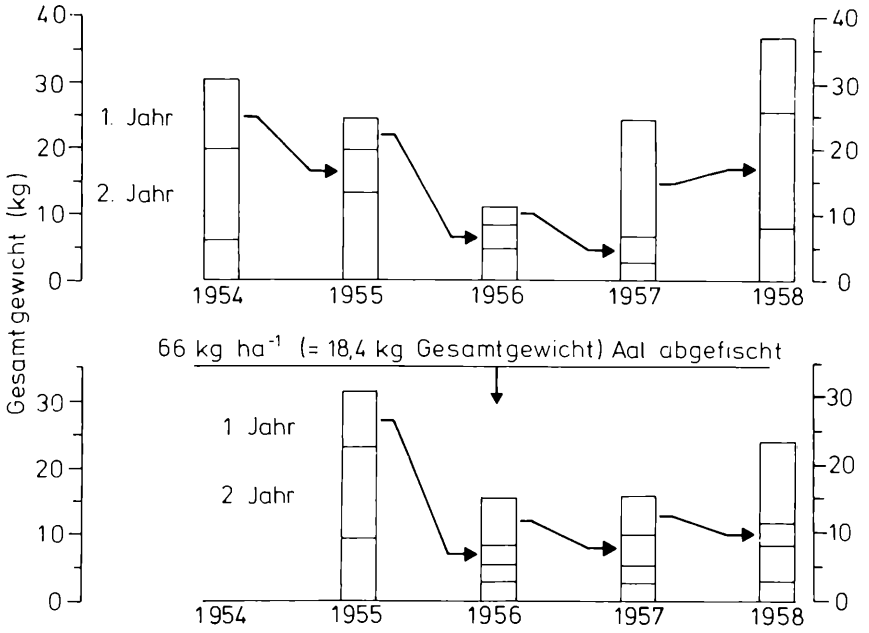

Abb. 5: Die Entwicklung des Bachforellenbestandes in zwei neuseeländischen Bächen. Oben: ohne Fischentnahme; unten: der Aalbestand wurde durch Elektroabfischung zu Beginn der Wachstumsperiode 1956/57 entfernt (nach Burnet, 1959, verändert).

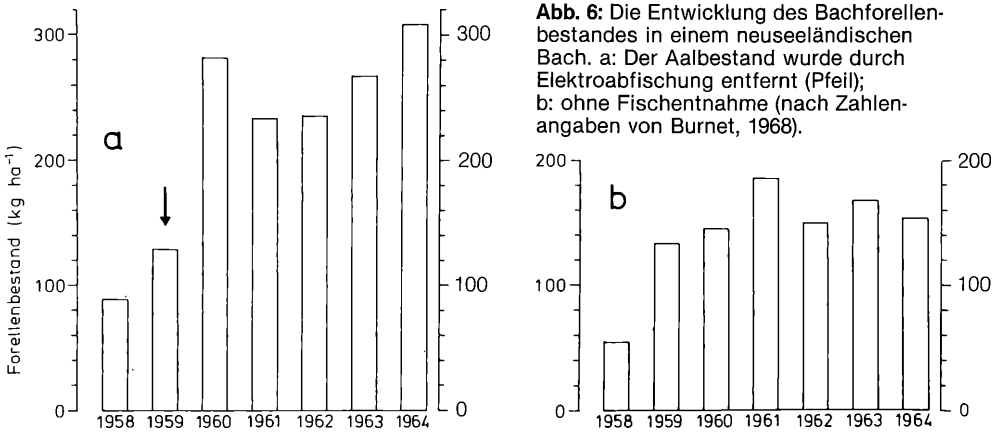

Abb. 6: Die Entwicklung des Bachforellenbestandes in einem neuseeländischen Bach. a: Der Aalbestand wurde durch Elektroabfischung entfernt (Pfeil); b: ohne Fischentnahme (nach Zahlenangaben von Burnet, 1968).

(Abb. 7) erhöhten sich in der Sektion des Baches, der von Aalen befreit worden war, in der Kontrollstrecke jedoch nicht. Noch größer war die zahlenmäßige Zunahme des Forellenbestandes, was Konsequenzen für das Wachstum (Abb. 8) und die Größe der Bachforellen hatte. Das Wachstum ging in der von Aalen befreiten Strecke so weit zurück, daß die Befischung des Gewässers für die Sportangler weniger attraktiv wurde.

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

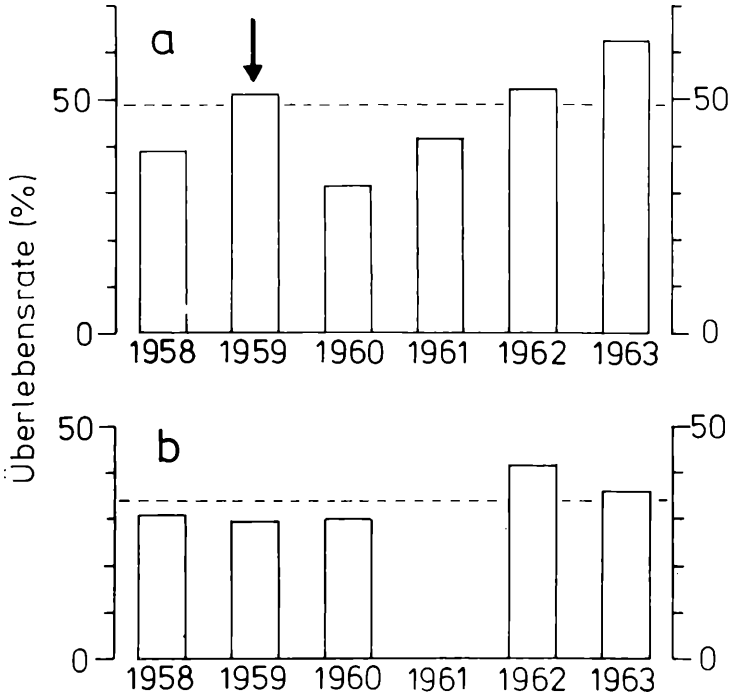

Abb. 7: Die Überlebensrate der Bachforellen im 2. Lebensjahr in einem neuseeländischen Bach. a: Der Aalbestand wurde durch Elektroabfischung entfernt (Pfeil); b: ohne Fischentnahme. Gestrichelte Linien: mittlere Überlebensrate (nach Zahlenangaben von Burnet, 1968).

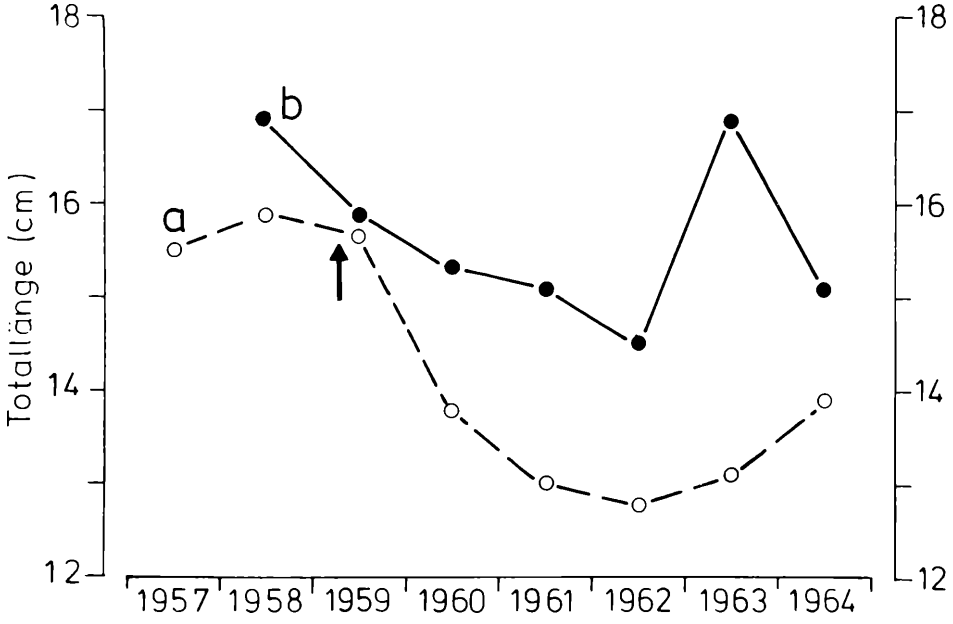

Abb. 8: Die Länge der 1jährigen Bachforellen in einem neuseeländischen Bach. a: Der Aalbestand wurde durch Elektroabfischung entfernt (Pfeil); b: ohne Fischentnahme (nach Zahlenangaben von Burnet, 1968).

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at
Die vorgeführten beiden Beispiele zeigen, daß der Aal einen Einfluß auf die Bachforelle hat. Um aber die Bachforelle unter gesunden Umweltverhältnissen spürbar zu dezimieren, ist ein ganz beträchtlicher Aalbestand notwendig. In Europa ist mir ein s starker Aalbestand in Fließgewässern nicht bekannt. Hier haben wir eher mit Aal- und Bachforellenbeständen zu rechnen, wie ihn das erstgenannte Beispiel (Abb. 5) wiedergibt. Aber selbst Aalbestände in Bächen von 50 bis 100 kg/ha sind nicht allzu häufig (Tesch, 1983). Da bei solchen Bestandsdichten in Neuseeland ein spürbarer Einfluß des Aales auf die Bachforelle nicht zu erwarten ist, können die bei uns meist noch niedrigeren Aalbestände kaum eine Gefahr für die Bachforelle darstellen. Hinzu kommt, daß beide Arten evolutionsmäßig in Europa ihre Nischen gefunden haben müssen, so daß sie noch verträglicher miteinander leben müßten als in Neuseeland.
Auch nach Untersuchungen in Deutschland in einem großen Fluß der unteren Salmonidenregion, dem Hochrhein, konnte kein negativer Einfluß des Aales auf den Salmonidenbestand festgestellt werden (Parey, 1983 a und b). Gefahr besteht nur für frisch eingesetzte Forellen, ein Problem, das sich beim Besatz mit vielen anderen Fischarten auch stellt und kein Argument gegen die Förderung des Aales in Fließgewässern mit Bachforellenbestand liefern kann.

Schlußbetrachtung

Der Literaturrückblick hat gezeigt, daß es nur wenige Nachweise darüber gibt, daß die Konkurrenz des Aales den Bestand einer anderen Fisch- oder Krebstierart entscheidend zu verringern vermag. Eindeutig ist die Situation für den Edelkrebs *(Astacus astacus),* der schon bei mäßigem Aalbestand bis zur Bedeutungslosigkeit dezimiert werden kann. Stark reduzieren kann der Aal auch den Salmonidenbestand von oligotrophen Seen in extremer Lage mit geringem Bestand an weiteren Fischarten. Vermutlich eher positiv ist die Lage für Coregonen *(Coregonus lavaretus)* in ertragsreicheren Seen. Die Schädigung der in den Fanggeräten festgehaltenen und geschwächten Fische durch den Aal ist ein fangtechnisches Problem und hat ökologisch keine Bedeutung. Wie weit dieser Gesichtspunkt zur Beantwortung der Frage, ob Aalförderung oder nicht, beitragen kann, hängt von marktwirtschaftlichen Gesichtspunkten ab. Bedeutsamer Konkurrent des Aales in Fließgewässern ist die Bachforelle. Beide Arten haben im Laufe erdgeschichtlicher Zeiträume in Europa ihre Nischen gefunden und sind unter gesunden Umweltbedingungen kaum in der Lage, einander zu verdrängen. Unter solchen Umweltverhältnissen kann der Aal eher noch einen bestandsregulierenden, wachstumsfördernden Einfluß haben. Seenfische wie Brachsen, Schleie, Karausche, Zander und sogar der Karpfen als Besatzfisch haben unter einem mäßigen Aalbestand nicht zu leiden, sondern könnten, abgesehen von Karpfen, eher von seinem bestandsregulierenden Einfluß profitieren. In flachen, sehr produktiven Gewässern gehört hierzu schon ein recht starker Aalbestand, um Wirkung zu zeigen. Ähnliches gilt für das Verhältnis von Aal zu kleineren und wirtschaftlich unbedeutenden Fischarten wie Bartgrundel *(Nemacheilus barbatulus),* Edelritze *(Phoxinus phoxinus)* und Gründling *(Gobio gobio)* in Fließgewässern und Seen. Es ist aber denkbar, daß z. B. die letztgenannten Fischarten in extremen Biotopen, die durch zivilisatorische Einflüsse entstanden oder geschädigt wurden, durch sehr starken Aalbesatz dezimiert werden können. Es sei hierzu ein Beispiel aus den Hamburger Elbmarschen angeführt (Dierking, persönl. Mitteilung). Dort wurden Gräben mit großen Gelbaalen besetzt, die infolge ihrer Geschmacksbeeinträchtigung für den Konsum nicht zu brauchen waren. Unter dem massiven Druck dieser Aale konnte dann in den so behandelten Gräben der Steinbeißer *(Cobitis taenia)* nicht mehr nachgewiesen werden.
Zur Konkurrenz des Aales zur Bachforelle und zu anderen Salmoniden und der Förderung entweder dieser oder jener Fischart muß auch die ökologische Gesamtsituation dieser Arten berücksichtigt werden. Vom Standpunkt der Erhaltung wirtschaftlich wertvoller Arten gibt es für alle Salmonidenarten keinerlei Schwierigkeiten. Der Lachs *(Salmo*

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at
salar) z. B., der ursprünglich bedroht zu sein schien, wird heute in großen Mengen in der Aquakultur produziert. Auch die Meerforelle *(Salmo trutta)* beginnt in einigen norddeutschen Bächen wieder heimisch zu werden. Für den Aal muß in den letzten Jahren ein starker Rückgang des Zuzuges vom Atlantik her beklagt werden (z. B. Tesch et al., 1985). Unter Umständen bedeutet dies nicht nur eine natürliche Bestandsschwankung, sondern ist tatsächlich ein Niedergang. Man sollte ihn zu anderen tatsächlich bedrohten Fischen auf die rote Liste setzen, auch wenn dieses in Binnengewässern bisher nicht so aussieht. Für die natürliche Aalvermehrung gibt es bisher keinen Ersatz. Der mögliche Niedergang ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf den Mangel an reproduktionsfähigen Laichfischen zurückzuführen. Vom gesamtwirtschaftlichen europäischen Standpunkt bedeutet dann also eine Reduzierung der Produktion von Aalen in Binnengewässern eine Mißwirtschaft für die Aalfischerei und Aquakultur.

Bei der Bewirtschaftung der Bäche im atlantischen Einzugsbereich sollte also dieser Gesichtspunkt berücksichtigt werden. In Kontinentaleuropa ergeben sich die stärksten Bedenken gegen eine Förderung des Aales in Süddeutschland und in Österreich. Ich glaube, daß man diesen Bedenken Rechnung tragen sollte. Aale, die im Einzugsbereich der Donau nicht gefangen werden, gehen vermutlich zu einem sehr großen Teil verloren. Wir wissen, daß der Aal vor seiner Förderung im Donauraum selten war. Der lange Wanderweg durch Mittel- und Schwarzes Meer begrenzte seinen natürlichen Zuzug. Ähnlich wird es mit der Wanderung der Blankaale sein. Von der Donaumündung bis zum Ausgang des Mittelmeeres hat er sicher nicht nur 4000 km zurückzulegen, wie es der gradlinige Weg erfordern würde, sondern wesentlich mehr. Wie wir kürzlich aus Beobachtungen seiner Wanderwege am Ausgang des Mittelmeeres schließen müssen, sind Umwege notwendig, um sich zurechtzufinden. So kann der Weg mindestens doppelt so lang sein, als wenn er von Punkten der Atlantik- und Nordseeküsten starten würde. Wie ich anfangs ausführte, dürfen die Verluste während seiner ozeanischen Wanderung nicht übersehen werden. Im Mittelmeer mit z. B. seinen zahlreichen Delphinen und Thunfischen sind sie vermutlich höher als im Atlantik. Deshalb bedeuten die Aale, die im Donauraum nicht gefangen werden, kaum eine Bereicherung für den Laichbestand. Umso großzügiger sollten wir in Nord- und Westeuropa mit der Erzeugung und Entlassung von Aalen für das Laichgeschäft verfahren.

Zusammenfassung

Über die Gefährdung aller Entwicklungsstadien des Aales *(Anguilla anguilla)* während seines ozeanischen und kontinentalen Lebens durch Fische, Vögel und Säugetiere wird in einer Literaturübersicht berichtet. Es wird über Konkurrenz um Nahrung und Raum sowie durch Raubeinfluß der Aale auf Krebse und Süßwasserfische und über seinen Einfluß auf die Bestände einzelner Arten berichtet. Eine Beeinflussung von verschiedenen Salmoniden und Cypriniden und anderen Arten ist möglich, wobei auch positive Auswirkungen zu beobachten sind; eine hohe Aalbestandsdichte ist hierzu erforderlich oder extreme Umweltbedingungen. Negative Einflüsse haben Aalbestände auf den Edelkrebs *(Astacus astacus)*. Gegenseitige Beeinflussung von Aal und Rutte sowie anderer Fischarten wird vermutet. Es scheint aber, daß der Aal in Beziehung zu anderen Süßwasserfischen und unter natürlichen Bedingungen seine Nische gefunden hat. Es ist zu berücksichtigen, daß der Aal unter vielen Umweltschäden zu leiden hat und ein radikaler Rückgang des Nachwuchses zu befürchten ist. Restriktive Maßnahmen gegenüber einzelnen Aalbeständen sollten daher nur in Ausnahmefällen eingeleitet werden. Hierzu würden besonders Gewässer des Donaueinzugsgebietes berechtigen.

Summary

Endangerment of all stages of the eel *(Anguilla anguilla)* during its life in oceanic and continental waters by fish, bird and mammals is reviewed. Competition for food space

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at

and predation on freshwater crustacean and freshwater fish is reported, and influence of the eel on the stock of these species considered. Effects on various Salmonids and Cyprinids and other species are possible, including positiv effects, when eel stock density is high or under other extreme environmental conditions. Easily negatively affected is the crayfish *Astacus astacus*. Crucial competition with other species such as e. g. *Lota lota* is more speculative and it seems that the eel under natural conditions and with respect to native species has found its niche. Considering the fact that the European eel stock has to endure many negative environmental effects with possible decline of the recruitment, restrictive measures on single stocks should be undertaken only under exceptional circumstances which, e.g. exist in the Danube drainage area.

LITERATUR:

Appelbaum, S., 1982: Studies of food organisms of pelagic fishes as revealed by the 1979 North Atlantic Eel Expedition. Helgoländer Meeresunters. 35, 357 – 367.

Biro, P. u. Elek, L., 1969: The spring and summer nutrition of the 300 – 500 g pike perch *(Lucioperca lucioperca* L.) in Lake Balaton in 1968. I. Data bearing relation to the destruction of fish in 1965. Ann. Biol. Tihany 36, 135 – 149.

Böttger, R., 1982: Studies on the small invertebrate plankton of the Sargasso Sea. Helgoländer Meeresunters. 35, 369 – 383.

Burnet, A. M. R., 1959: Some observations on natural fluctuations of trout population numbers. New Zealand J. Sci. 2, 410 – 421.

Burnet, R., 1968: A study of the relationships between brown trout and eels in a New Zealand stream. Fish. Techn. Rep. No. 26, 1 – 30.

Cadwallader, P. L., 1975: Feeding relationships of Galaxiidae, bullies, eels and trout in a New Zealand river. Aust. J. mar. Freshw. Res. 26, 299 – 316.

Cairns, D., 1942: Life history of the two species of freshwater eel in New Zealand. II. Food, and interrelationship with trout. N. Z. J. Sci Technol., Jan. 1942, 132B – 148B.

Elson, P. F., 1940/41: Atlantic salmon and trout investigations. Rep. No. VIII. Food of salmon and trout and eels in Goldmine Brook. Rep. No. XVI Eels as a limiting factor in salmon smolt production. Manuscript Rep. of the Biol. Stat. No. 210, No. 213, 11 pp.

Elson, P. F., 1964: Rapport entre le prédateur et sa proie, ou entre les oiseaux icthyophages et le saumon de l'Atlantique. Min. Pêcherics, Ottawa Bull. No. 133.

Fischer, H., 1976: Aal schluckte Aal. Fisch und Fang 17, 472.

Forney, J. I., 1977: Evidence of inter- and intraspecific competition as factors regulating walleye *(Stizostedion vitreum vitreum)* biomass 34, 1812 – 1820.

Frost, W. E., 1954: The food of pike, *Esoc lucius* L., in Windermere. J. Anim. Ecol. 23, 339 – 360.

Frost, W. E. & Brown, M. E., 1967: The trout. Collins, London, 286 pp.

Godfrey, H., 1957: Feeding of eels in four New Brunswick streams. Prog. Rep. Atlantic Coast Stat. No. 67, 19 – 22.

Herrmann, G., 1967: Die Aalwirtschaft im Lande Schleswig-Holstein. Arch. Fisch. Wiss. 18 (Beiheft), 405 – 424.

Hofman, J., 1980: Die Flußkrebse. 2. Aufl. Verlag Parey, Hamburg, 110 pp.

Hoffmann, E., Hansen, H. and Christensen, P. M., 1979: Changes in catch per unit effort and catch composition of silver eels in the south eastern Denmark 1949 – 1977. ICES, C. M. 1979/M28.

Hurley, D. A., 1973: The commercial fishery for American eel, *Anguilla rostrata* (Le Sueur), in Lake Ontario. Trans. Am. Fish. Soc. 102, 169 – 377.

Jenkins, D., Walker, J. G. K. & McCowan, D., 1979: Analyses of otter *(Lutra lutra)* faeces from Deeside, N. E. Scotland. J. Zool. Lond., 187, 235 – 244.

Johansen, A. C., 1929: Mortality among porpoises, fish and the larger crustaceans in the waters around Denmark in severe winters. Rep. Danish Biol. Stat. 35, 65 – 97.

Jones, J. W. & Evans, H., 1960: Eels may not be guilty after all. Trout and Salmon Oct. 1980, 17 – 18.

Kennedy, H. & Fitzmaurice, P., 1974: Biology of the rudd *Scardinius erythrophthalmus* (L.) in Irish waters. Proc: R. Irish Acad. 74 (Sect. B) No. 18, 245 – 303.

Köthke, H., 1968: Ist der Aal in unseren Gewässern ein gefährlicher Räuber? Fischwirt 18, 169 – 172.

Koops, H., 1959: Der Quappenbestand der Elbe. Kurze Mitt. Inst. Fisch. Biol. Univ. Hamburg Nr. 9, 1 – 60.

Larsen, K., 1967: Studies on the biology of Danish stream fishes. II. The food of pike *(Esox lucius* L.) in trout streams. Meddels. Danm. Fisk. Havunders. N. S. 4, 271 – 326.

Laßleben, P., 1979: Umstrittener Aalbesatz. Fisch und Fang 20, 909.

Leopold, M., 1985: The effect of eel stocking into the lakes on the effects of stocking with other fish species. EIFAC (FAO) Working Party on Eel, Perpignan, Manuscript, 6 pp.

Ln, 1964: Erliegt die Aalquappe dem Aal? Fisch und Fang 5 (3), 48.

©Österr. Fischereiverband u. Bundesamt f. Wasserwirtschaft, download unter www.zobodat.at
Matsui, I., Takai, D. u. Kataoka, A., 1970: Leptocephalae of the eel *Anguilla obscura* found in the stomachs of Skipjack Tuna *Katsuwonus pelamis* near New Guinea. J. Shimonoseki Univ. Fish. 19 (1).
Moriarty, C., 1978: Eels, a natural and unnatural history. David and Charles, New Abbot, 191 pp.
Moriarty, C., 1984: Behaviour and exposure to bird predation of elvers *Anguilla anguilla* following mass release. Irish Naturalist's J. 21, 220 – 221.
-n-, 1966: Aal und Krebs. Fisch und Fang 7, 264.
Needler, A. W. H., 1929: Unpigmented elvers *(Anguilla rostrata)* Le Sueur in Haddock stomachs at Ingonish, Cape Breton. Copeia No. 171, 41 – 42.
Neveu, A., 1981a: Variations saisonnières et journalières de l'alimentation de l'anguille *(Anguilla anguilla* L.) dans des conditions naturelles. Acta Oecologica, Oecol. appl. 2, 99 – 116.
Neveu, A., 1981b: Rythme alimentaire et rélations trophices chez l'anguille *(Anguilla anguilla* L.) la loche franche *(Nemacheilus barbatulus)* le vairon *(Phoxinus phoxinus* L.) et le Goujon *(Gobio gobio* L.) dans des conditions naturelles. Bull. Cent. Etud. Rech. sc., Biarritz 13, 431 – 444.
Neveu, A., 1981c: Densité et Microrépartition des diffèrentes espèces de poissons dans la Bass Nivelle, petit fleuve cotier des Pyrénées Atlantiques. Bull. français pisciculture No. 280, 86 – 103.
O'Connor, J. F. & Power, F., 1973: Trout production and eels in Bill Lake, Saguenay, County, Quebec. J. Fish. Res. Bd. Can. 30, 1398 – 1401.
Ogden, J. C., 1970: Relative abundance, food habits, and age of the American eel, *Anguilla rostrata* (Le Sueure) in certain New Jersey streams. Trans. Am. Fish. Soc. 99(1), 54 – 59.
Parey, K., 1983a: Hohe Aalbestände in Konkurrenz zu Salmonidenbesätzen? Untersuchungen im Hoch- und Oberrhein. Arb. dtsch. Fisch. Verb. 38a, 37 – 48
Parey, K., 1983b: Vergleichende Untersuchungen über die Ernährungs-Biologie des Aals *(Anguilla anguilla* L.) und der Trüsche *(Lota lota* L.) und Konkurrenz zum Salmonidenbesatz im Hochrhein. Diplomarbeit Freiburg, Univ. Fakultät f. Biologie, 106 pp.
Reinsch, H. H., 1968: Fund von Fluß-Aalen *(Anguilla anguilla* L.) im Nordatlantik. Arch. Fisch. Wiss. 19, 62 – 63.
Schmid, J., 1966: Die Aalwirtschaft des Landes Bayern, Regierungsbezirk Oberbayern. Arch. Fisch. Wiss. 16, 29 – 42.
Schmidt, J., 1932: Dana's Togt Omkring Jorden 1928 – 1930. Gyldendal, Kopenhagen, 368 pp.
Schoth, M. u. Tesch, F.-W., 1982: Spatical distribution of O-group eel larvae *(Anguilla* sp.) in the Sargasso Sea. Helgoländer Meeresunters. 35, 309 – 320.
Schulz, N. u. Kirchlehner, W., 1984: Der Steinkrebs *Astacus torrentium* (Schrank) im Spintikbach (Kärnten, Österreich). Österreichs Fischerei 37, 47 – 57.
Sinha, V. R. P., and Jones, J. W.: On the food of the freshwater eels and their feeding relationship with the salmonids. J. Zool. Lond. 153, 119 – 137.
Sinha, V. R. P., 1969: A note on the feeding of larger eels *Anguilla anguilla* (L.), J. Fish. Biol. 1, 279 – 283.
Sinha, V. R. P., & Jones, J. W., 1975: The European Freshwater eel. Liverpool Univ. Pr. 146 pp.
Svärdson, G., 1972: The predatory impact of eel *(Anguilla anguilla)* on population of crayfish *(Astacus astacus* L.). Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm, Nr. 52, 149 – 191.
Steinmetz, B., 1983: Developments in fishery management in the Netherlands. Hydrobiol. Bull. 17 (1), 67 – 69.
Tesch, F.-W., 1978: Telemetric observations on the spawning migration of the eel *(Anguilla anguilla)* west of the European continental shelf. Env. Biol. Fish. 3, 203 – 209.
Tesch, F.-W., 1982: The Sargasso Sea Eel Expedition 1979. Helgoländer Meeresunters. 35, 263 – 277.
Tesch, F.-W., 1983: Der Aal. P. Parey, Hamburg, 2. Aufl., 340 pp.
Tesch, F.-W., Niermann, U., und Plaga, A., 1985: Eel larvae *(Anguilla anguilla)* development stage and stock density differences in time and space off the west coast of Europe. ICES, C. M. 1985/M:32/Sess. S.
Tesch, F.-W., Kracht, R., Schoth, M., Smith, D. G. and Wegner, G., 1979: Report on the expedition of F. R. V. »Anton Dohrn« and R. V. »Friedrich Heincke« to the Sargasso Sea 1979. ICES C. M. 1979/M2.
Thomas, J. D., 1962: The food and growth of brown trout *(Salmo trutta* L.) and its feeding relationship with the salmon parr *(Salmo salar* L.) and the eel *(Anguilla anguilla* L.) in the River Teify, West Wales. J. Animal Ecol. 31, 175 – 205.
Thomas, M. L. H., 1968: Overwintering of American Lobsters, *Homarus americanus,* in borrows in Bideford River, Prince Edward Islands. J. Fish. Res. Bd. Can. 25, 2725 – 2727.
Vaillant, L., 1986: Sur la présence de l'anguille. Sci., Paris, 126, 1429 – 1430.
Walter, E., 1910: Der Flußaal, eine biologische und fischwirtschaftliche Monographie. J. Neumann, Neudamm 346 pp.
Westernhagen, H., von, Rosenthal, H., Dethlefsen, V., Ernst, W., Harms, U. and Hansen, P. D., 1981: Bioaccumulating substances and reproductive success in Baltic flounder *Platichthys flesus.* Aquat. Toxicol. 1, 85 – 99.
Wiesner, E., 1966: Die Aalwirtschaft des Landes Bayern, Regierungsbezirk Schwaben. Arch. Fisch. Wiss. 16 (Beiheft 1), 114-130.

Adresse des Autors:
Dr. Friedrich-Wilhelm Tesch, Biologische Anstalt Helgoland (Zentrale)
Notkestraße 31, D-2000 Hamburg 52.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Österreichs Fischerei

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: 39

Autor(en)/Author(s): Tesch Friedrich-Wilhelm

Artikel/Article: Der Aal als Konkurrent von anderen Fischarten und von Krebsen 5-20