

Aus der Schweizerischen Vogelwarte Sempach

Der Einfluß fischfressender Vogelarten auf Süßwasserfisch-Bestände — eine Übersicht

Werner Suter

1. Einleitung

Mit der Zunahme mehrerer großer, fischfressender Wasservogelarten in Europa leben derzeit die alten Konflikte zwischen Binnenfischerei und Vogel wieder auf. Das Problem wird dadurch verstärkt, daß sich gegenwärtig auch die menschliche Nutzung der Süßwasserfische intensiviert, etwa durch Rationalisierung von Fischzuchten oder durch die Zunahme der Sportangler. Zwar ist der Einfluß der Wasservögel auf die Fischbestände in der Regel unbekannt, doch wird immer wieder von Schädigung gesprochen. Im Zielfeld der Kritik stehen in Mitteleuropa vor allem Kormoran *Phalacrocorax carbo* und Graureiher *Ardea cinerea*, lokal auch Haubentaucher *Podiceps cristatus* und Gänsesäger *Mergus merganser*. Obwohl die genannten Arten in den EG-Staaten fast durchwegs geschützt sind (NOWAK 1979), werden sie aufgrund von Ausnahmebewilligungen lokal immer wieder „zugunsten“ der Fischerei bejagt.

DRAULANS (1988) zeigte bereits, wie sich die einst auch im wissenschaftlichen Schrifttum kritiklos angewandte Klassifizierung vieler Vogelarten als „fischereischädlich“ durchwegs auf methodisch unzulängliches Vorgehen stützte. Vor allem ältere Publikationen entbehren häufig der notwendigen quantitativen Daten oder gehen von falschen Werten aus, etwa bezüglich des Tagesbedarfs der Vögel (Einzelheiten in DRAULANS 1988). Die vorliegende Arbeit prüft anhand einer Literaturübersicht den quantitativen Einfluß fischfressender Wasservögel auf Süßwasserfischbestände in natürlichen Gewässern und in offenen Zuchtanlagen, läßt aber Käfighälterungen (CARSS 1989 a, b, im Druck) außer Betracht. Unter „Einfluß“ wird die Populationsverminderung durch Prädation verstanden. Nicht berücksichtigt sind allfällige Einflüsse, die zum Beispiel über Eingriffe in das Geschlechterverhältnis (BRITTON & MOSER 1982) oder über Verhaltensänderungen der Fische wirken (HELFMAN 1986). In die Übersicht werden noch unveröffentlichte Beispiele aus der eigenen laufenden Arbeit am Kormoran in der Schweiz eingeflochten.

2. Probleme und Begriffe

Um im Einzelfall die gefressene Fischmenge abschätzen zu können, benötigt man zunächst folgende Daten:

- Nahrungszusammensetzung (Fischarten und -größen) der Vögel
- Tagesbedarf des einzelnen Vogels
- Zahl anwesender Individuen.

Eine Aussage über den Einfluß auf die Fischpopulation oder auf Fischereierträge ist aber erst möglich, wenn gleichzeitig die im Gewässer vorhandene Fischbiomasse bekannt ist. Häufig sind zudem Kenntnisse populationsdynamischer Parameter der Fische, z. B. von Mortalitätsraten, für eine einwandfreie Beurteilung nötig. Die Praxis zeigt, daß man die Daten für den ornithologischen Teil der Fragestellung in der Regel trotz mannigfachen Schwierigkeiten gewinnen kann. Bei den Fischbeständen ist dies hingegen nur in kleinen und manipulierbaren Gewässern, wie Bächen und Fischteichen praktikabel. In Flüssen und Seen läßt sich die Fischpopulation nicht quantitativ bestimmen, es sei denn mit äußerst aufwendigen Untersuchungen, deren Methoden erst am Anfang ihrer Entwicklung stehen (DAHM et al. 1985). Deshalb sind Arbeiten mit quantitativen Aussagen zum Einfluß des Fraßdrucks von Vögeln auf Fischbestände noch spärlich. Andererseits gehören Publikationen, die trotz des Fehlens der nötigen Fakten weitreichende Schlüsse ziehen, noch nicht der Vergangenheit an (DEUFEL 1984, 1990, WISSMATH 1987).

Wenn die von Vögeln entnommene Fischbiomasse nicht in Relation zum Fischbestand gesetzt werden kann, hilft es oft, sie wenigstens mit den Fischereierträgen und deren jährlichen Schwankungen zu vergleichen. Man erhält damit eine vergleichende Angabe zur Größenordnung des Eingriffs in die Population. Lassen sich die beiden Werte über mehrere Jahre verfolgen, kann man unter Umständen weitere Information entnehmen. Vermindern sich die Fangerträge trotz der Präsenz der Wasservögel nicht, wird offenbar nur kompensatorisch in die Fischmortalität eingegriffen. Im andern Fall ist eine Konkurrenzsituation mit möglicherweise ungünstigen Folgen für den Fischbestand nicht auszuschließen. In der Praxis ist jedoch die Kenntnis von weiteren Einflußfaktoren wichtig, wenn man sichere Aussagen machen will.

In der öffentlichen Diskussion wird der neutrale Begriff „Einfluß der Vögel auf Fischbestände“ bereitwillig durch das wertende Wort „Schaden“ ersetzt. So entsteht eine Aussage, für die in der Regel sachliche Argumente fehlen. Zudem kommt es häufig zu einer Vermengung des Schadensbegriffs im ökonomischen und im ökologischen Sinne. Wirtschaftlicher Schaden entsteht, wenn zwar Fangerträge beeinträchtigt werden, die Stabilität einer Fischpopulation auf geringerem Biomassenniveau jedoch langfristig bestehen bleibt. Bei ökologischem Schaden wird die Dynamik einer autochthonen und autarken Fischpopulation so beeinflusst, daß der Bestand mit der Zeit erlischt.

Häufig wird aber bereits jeder von einem Vogel gefressene Fisch mit (wirtschaftlichem) Schaden gleichgesetzt. Dabei nimmt man an, daß der Fisch andernfalls von einem Fischer hätte gefangen werden können. Der Fehlschluß beruht auf der Unkenntnis der natürlichen Sterblichkeit in den Fischpopulationen. Mortalitätsfaktoren sind neben den Vögeln unter anderem Nahrungsmangel, Raubfische, Kannibalismus, Krankheiten und Parasiten. Die Wirkungen beeinflussen sowohl einander (= dichteabhängige, kompensatorische Mortalität) als auch die Wachstumsraten der überlebenden Fische (LE CREN 1965, TARBY 1974, STAUB, BÜTTIKER & KRÄMER 1987). Dazu kommen noch die vom Menschen verschuldeten Einflüsse. Schaden tritt nur ein, wenn die durch Vögel verursachte Fischsterblichkeit zusätzlich zu den anderen Ursa-

chen wirkt (= additive Mortalität) und nicht durch erhöhte Wachstumsleistungen der überlebenden Adulttiere aufgewogen wird.

Die Fischereidaten für die schweizerischen Kormoranbeispiele verdanke ich C. RUHLE, A. KRÄMER, M. STRAUB und J. WALTER; K. ANDEREGG, H. SEILER und M. ZANOLI waren wesentlich am Sammeln weiterer verwendeter Daten beteiligt. D. N. CARSS und M. FELTHAM sandten schwer zugängliche Literatur. Für Diskussionsbeiträge und Verbesserungen am Manuskript danke ich E. BEZZEL, B. BRUDERER, A. KRÄMER, R. MÜLLER und L. SCHIFFERLI. Die Arbeit entstand im Rahmen der Untersuchung „Kormoran und Fische“, die vom Rheinfonds der Sandoz AG, Basel, finanziert wird.

3. Teichwirtschaften

Bei einer Umfrage unter 18 europäischen Ländern (inkl. Zypern und Israel) wurden in 12 Staaten Probleme in Teichwirtschaften genannt, die der Aufzucht von Karpfen *Cyprinus carpio* und anderen Weißfischen (Cyprinidae) dienen (EIFAC 1989). Als weniger gravierend beurteilt man die Probleme in Forellenzuchten. In einer Rangliste der gefährlichsten Arten wird der Graureiher an die Spitze gestellt, gefolgt vom Kormoran und Möwen/Seeschwalben *Larus/Sterna*. Pelikanen *Pelecanus* schreibt man in beiden Ländern der Umfrage, in denen sie vorkommen (Rumänien und Israel), die größten Schäden zu. Als gering wird hingegen der Einfluß des Haubentauchers eingestuft. Die von den Teichwirten geltend gemachten Verlustquoten durch Graureiher und Haubentaucher zusammen streuen zwischen 5 % und 80 % in Teichanlagen und zwischen 10 % und knapp 30 % in Forellenfarmen. Kormoranschäden in Teichanlagen werden mit 50 % bis 100 % beziffert. Die Ergebnisse beruhen fast durchwegs auf subjektiver Einschätzung durch die Teichwirte. In einer ähnlichen Umfrage bei 287 Fischzuchtanstalten in den östlichen USA wurden Gürtelfischer *Ceryle alcyon*, Blaureiher *Ardea herodias* und Fischadler *Pandion haliaetus* als die häufigsten Schadenverursacher unter den Vögeln genannt. In 56 % der Anlagen schätzte man aber die Gesamtverluste durch alle Faktoren lediglich auf <10 %. Betreiber staatseigener Betriebe oder solcher von Fischereivereinen stellten den Einfluß der Prädatoren zudem an den Schluß aller Faktoren, während die Besitzer kommerzieller Betriebe ihn an die zweite Stelle setzten (PARKHURST, BROOKS & ARNOLD 1987). Trotz verhältnismäßig geringen methodischen Problemen, die sich in Teichwirtschaften stellen, sind aber erst wenige quantitative Untersuchungen über den Einfluß der Prädatoren durchgeführt worden.

3.1. Kormoran

In der Karpfenfarm Lelystad (Niederlande) wurden 1980–83 jährliche Abgänge zwischen 23 % und 97 % bei ein- bis zweijährigen Karpfen ermittelt. Die nach Kontrollversuchen dem Kormoran anzulastenden Schäden lagen bei 20–67 %. Jährliche Unterschiede waren auf die Besatzdichte sowie die Zahl anwesender Kormorane zurückzuführen. Diese hing wiederum von verschiedenen Faktoren (Wetter, Abwehr- und Vertreibungsmaßnahmen) ab, erreichte aber mit Maxima von 500 und ausnahmsweise 3000 Kormoranen/Tag ungewöhnlich hohe Werte für eine Wasserfläche von etwa 165 ha (MOERBEEK 1984, MOERBEEK et al. 1987). In 12 km Entfernung befindet sich die größte Brutkolonie Westeuropas mit damals 2000–3900 Paaren (VAN EERDEN

& ZIJLSTRA 1985). In der Camargue (Frankreich) überwinterte Kormorane entnehmen einem Teich 24 % der einjährigen Karpfen (IM & HAFNER 1984, 1985). An den Fischteichen der Lewitz (DDR) ist der größte Teil der Verluste durch Fischseuchen, Parasitosen, Umweltschäden und Bewirtschaftungsfehler bedingt; der von den Kormoranen bewirkte Anteil am Schaden (nicht der Schaden selbst!) betrug 1984/85 bei zweisömmrigen Karpfen 6 % und 4 % sowie 1986 bei einsömmrigen Fischen 25 % (ZIMMERMANN 1989). Schließlich liegen Daten aus Australien vor, wo drei Kormoranarten (darunter auch *P. carbo*) aus bassinförmigen, vegetationsfreien und dicht bestockten Farmstaubecken von 2–13 Aren Größe im Mittel 50 % der Fische herausfingen (BARLOW & BOCK 1984).

3.2. Graureiher

Schadensberechnungen sind zwar in der fischereiwirtschaftlichen Literatur nicht selten (Übersicht über neuere deutschsprachige Arbeiten bei BRENNER 1989), doch weisen nur wenige Arbeiten ausreichende methodische Grundlagen auf. DRAULANS (1988) untersuchte den Einfluß des Graureihers an Weißfisch-Aufzuchtteichen im belgisch-niederländischen Grenzgebiet. Die Entnahme von Fischen pro Reiher und Tag stieg mit zunehmender Fischdichte an (in natürlich gestalteten Fischteichen 7,2, während des Ablassens 11,2 und in Intensivanlagen 21,5 Fische). Insgesamt lag der errechnete Wegfraß bei 8 % der Produktion. Die Kontrolle beim Abfischen von vier Teichen zeigte, daß in zwei Fällen diese Zahl um das 2,5- und das 10fache zu hoch lag und in zwei Fällen zu niedrig (bei 66 % und 17 % des gefundenen Abgangs). In einer der größten Forellenzuchtanlagen Großbritanniens erbeuteten Graureiher <0,4 % der jährlichen Produktion (CADBURY & FITZHERBERG-BROCKHOLES 1983).

3.3. Neotropische Schreitvogelgesellschaften

An künstlich geschaffenen Teichen der saisonal überfluteten Savanne Venezuelas beobachteten PINOWSKI et al. (1980) eine arten- und individuenreiche Fischfressergesellschaft mit 61–128 Ind./km² aus 19 Arten, davon 11 Reiher-, Storch- und Ibis sowie 2 Kormoranarten. Aus den tiefen, auch in der Trockenzeit wasserführenden Teichen mit hohen Fischdichten (1279 kg/ha) vermochten die Vögel 32 % der Biomasse abzuschöpfen. Die beinahe oder vollständig austrocknenden Teiche enthielten bis 100mal geringere Fischdichten. Diese konnten aber während des Austrocknens von den Vögeln zu fast 100 % genutzt werden. Bei einer ähnlichen Situation an einem Teich der Everglades in Florida (USA) schöpften die Vögel 75–80 % der Fische (Individuen als auch Biomasse) ab. Blieben die Vögel aus, kam es hingegen zu Sauerstoffmangel, und 93 % (Biomasse) bis 99,4 % (Individuen) der Fische gingen ein (KUSHLAN 1976).

4. Seen

Die Bedingungen für fischfressende Vögel sind in Seen in doppelter Hinsicht weniger günstig als in Fischteichen: a) ist die Fischdichte viel geringer, b) können die Fische einem Angriff wegen der Platzverhältnisse besser ausweichen. Deshalb dürften ähnlich hohe Nutzungsraten a priori unmöglich sein. Viel genauere Aussagen sind aber in den meisten Fällen nicht möglich, weil die Bestandsgrößen der Fische in den einzelnen

Gewässern nicht bekannt sind. Damit bleibt als mögliche Information der Vergleich der Fangerträge (Berufs- und Sportfischerei) und ihrer Entwicklung mit dem Fischverzehr durch die Wasservögel. Solche Vergleiche sind bisher vor allem für verschiedene Kormoranarten angestellt worden.

Auf 6 der 14 in Tab. 1 erfaßten Gewässer beträgt der Fischkonsum der jeweils bedeutendsten fischfressenden Vogelarten nicht über 5 % des kommerziellen Ertrags. Selbst auf mitteleuropäischen Seen mit hohen Kormorandichten ernten die Berufsfischer noch immer 4–12mal soviel wie die Kormorane. Das gilt sowohl für Brutgebiete wie das IJsselmeer (1800 km²), das 1982 etwa 15 000–20 000 Kormorane aushielt (nach VAN EERDEN & ZIJLSTRA 1985 und M. VAN EERDEN in litt.), als auch für Durchzugs- und Überwinterungsgebiete, wie Bodensee (Abb. 1) oder den Zürichsee (90 km²), der mit etwa 2000 Kormoranen im Herbst und mit 500–600 Vögeln im Winter einer der

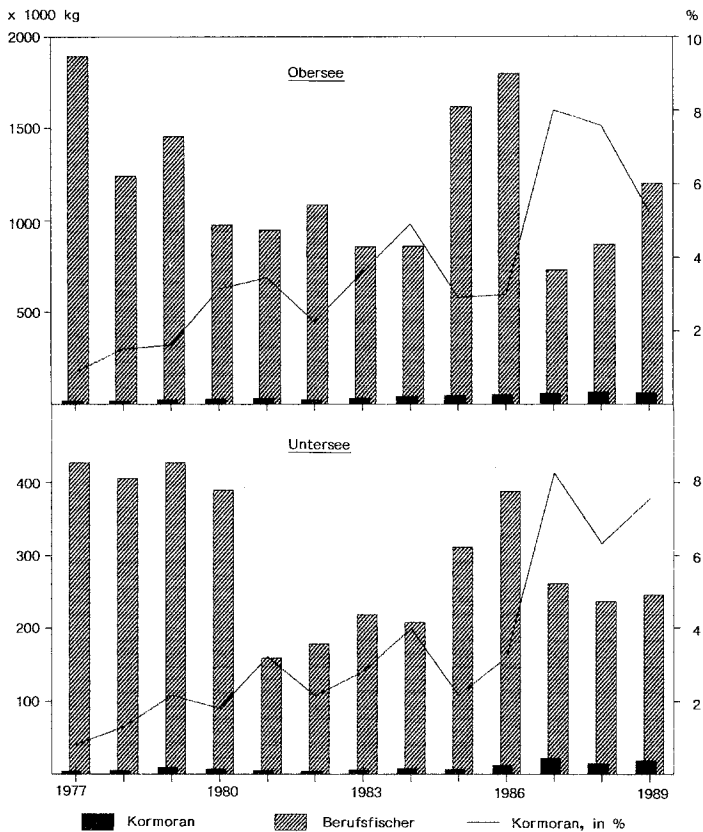


Abb. 1. Erträge der Berufsfischer (in kg) und Fischverzehr durch die Kormorane (in kg und % im Vergleich zum Fischerertrag) am Bodensee. — Commercial fishing yield (kg), and fish consumption by wintering Cormorants (kg and percentage in relation to the catch) at Lake Constance (upper and lower lake).

dichter besiedelten Schweizer Seen ist (SUTER 1990). Hier erbeuten die Kormorane im Vergleich zum Fischereiertrag bei den wirtschaftlich wertvollen Fischen wie Felchen *Coregonus* und Flußbarsch *Perca fluviatilis* nur 5–9 %, bei den Plötzen (Rotaugen) *Rutilus rutilus* hingegen 54 %. Die jährlichen Schwankungen des Fischereiertrags sind gerade bei den kommerziell interessanten Arten oft um ein Mehrfaches höher als die gesamte Entnahme durch die Kormorane (Abb. 1). Vereinzelt sind auch Fälle bekannt, in denen der Konsum durch Wasservögel in gleicher Größenordnung oder höher als der Berufsfischereiertrag liegt (Tab. 1).

Tab. 1. Fischentnahme durch Wasservögel im Vergleich zum Ertrag der Berufsfischer an Seen und in Küstengebieten. — Fish consumption by waterbirds on lakes and in coastal areas, in relation to the commercial yield.

Vogelart	Gewässer, Staat	Konsumation		Jahre	Quelle
		Arten	in % des Fischereiertrags		
alle Fischfresser	lake Möckeln, S	total	300		NILSSON & NILSSON 1976
<i>Podiceps cristatus</i>	Bieler See, CH	total	60–80	1950er-Jahre	GEIGER 1957
		<i>Perca fluviatilis</i>	200–300		
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Zürichsee, CH ¹	total	< 50	1980er-Jahre	W. SUTER unveröff.
		<i>Perca fluviatilis</i>	< 100		
		total	22	1986–88	W. SUTER unveröff.
		<i>Coregonus</i>	5,5 ²		
		übr. Salmoniden	8,9		
		<i>Perca fluviatilis</i>	8,4		
		<i>Abramis, Tinca</i>	2,8		
		Rutilus, andere Cypriniden	53,6		
		übrige Arten	10,1		
		total	1–8	1977–89	W. SUTER unveröff.
	Bodensee, Obersee	total	1–8	1977–89	W. SUTER unveröff.
	Bodensee, Untersee	total	23	1985	WORTHMANN 1986
	Gr. Plöner See	<i>Coregonus</i>	2		
		<i>Perca fluviatilis</i>	37		
	Ijsselmeer, NL	total	28	1982	OSIECK in Vorb.
	Ostseeküste,	total	0,3	1984–86	ZIMMERMANN 1989
	Binnenland D-O	total	1,6		
	Schonen, S	total	1,7	1975–76	JONSSON 1979
		total	5	1984	ANDERSSON 1986
	Kaspi, USSR	total	1,5		SUSCHKINA 1932 zit. DRAULANS 1988
<i>P. carbo lucidus,</i>	Bangweulu swamps				
<i>P. africanus,</i>	& lake Meru, Zambia	total	< 3,7	1958–60	BOWMAKER 1963
<i>Anhinga rufa</i>	lake Malawi, Malawi	total	< 1		LINN & CAMPBELL 1986 zit. DRAULANS 1988
<i>Pelecanus onocrotalus,</i>	Ruwenzori NP,	total	12,7	1968–69	DIN & ELTRINGHAM 1974
<i>P. rufescens</i>	Uganda				

¹ inkl. Sportfischereierträge

² Berechnung: a) Kormorantage nach 1–4 monatlichen Zählungen, b) Tagesbedarf = 0,5 kg (die von REICHHOLF 1990 angemeldeten Zweifel beruhen auf unrealistischen Annahmen für Energiegehalt und -assimilierbarkeit von Süßwasserfischen), c) Nahrungszusammensetzung monatlich nach 752 Gewöllen mit 867 Fischen (nur Gewölle mit ≤ 10 Fischen berücksichtigt), d) Fischgewichte nach Magenanalysen und ausgewürgten Fischen

In einzelnen niederländischen Küstenseen sind die Fischbestände mit Hilfe von Schleppnetzfangen ermittelt worden. Damit läßt sich der tatsächliche Anteil des Verzehr von Vogel und Mensch am Fischbestand berechnen. Am Grevelingen-See entnahmen Haubentaucher, Kormoran, Mittelsäger *Mergus serrator* und Graureiher je nach Fischart 1,3 % bis 36,3 %, im Mittel 28 % der Fischbiomasse, die wegen der Salinität vor allem aus Külingen (Gobiidae) besteht (DOORNBOS 1984). Am IJsselmeer ernähren sich die überwinterten Zwergsäger *Mergus albellus* hauptsächlich von Stinten *Osmerus eperlanus* und beanspruchen <1 % der Population (DOORNBOS 1979). Die Kormorane verzehren durchschnittlich 1,7 % der Fischbiomasse, wobei die Barschartigen (Flußbarsch, Kaulbarsch *Gymnocephalus cernua* und Zander *Stizostedion lucioperca*) mit 2,4–3,4 % am stärksten befischt werden. Die Berufsfischer ernten im Mittel 6 % und bei einzelnen Arten in ähnlichen Größenordnungen wie die Kormorane, fischen jedoch beim Stint 23 % und beim Aal *Anguilla anguilla* gar 56 % der Biomasse ab (OSIECK in Vorb.).

Schätzungen für die Fischentnahme durch Pelikane in Seen Afrikas bewegen sich zwischen 3 % und 10–25 % der jährlichen Produktion (DIN & ELTRINGHAM 1974, GUILLET & FURNESS 1985).

5. Fließgewässer

An vielen europäischen Flüssen treten Kormoran und Gänsesäger als wichtigste Fischprädatoren auf, an untiefen Fließchen und Bächen der Graureiher. Bei größeren Fließgewässern stellt sich das gleiche Problem wie bei Seen: Aus Unkenntnis der Fischbiomasse lassen sich Entnahmeraten durch Vögel nur mit der Entwicklung von Fangergebnissen, meistens von Sportfischern, vergleichen. Kleinere Bäche bieten hingegen die Möglichkeit elektrischer Abfischung, womit sich Fischbestände erheben und die Prädationsrate des Graureihers quantifizieren lassen.

5.1. Bäche

An einem naturnahen Schweizer Bach erbeuteten Graureiher etwa 6,3 % der Forellenbiomasse; sie lasen dabei kleine Individuen von <20 cm aus (GEIGER 1984). Der zur Erhaltung stabiler Populationen notwendige Abgang mindestens 10 cm langer Forellen betrug an einem naturnahen Wiesenbach in Bayern 70 %; die durch Reiher verursachte Mortalität wirkte lediglich kompensatorisch (UTSCHICK 1984a). Fischdichte und Fischbiomasse werden primär von der Gewässerstruktur bestimmt (UTSCHICK & WEBER 1980, UTSCHICK 1984a, GEIGER 1984). Bei einem großräumigen Abschlußexperiment in der Nordostschweiz nahm der Forellenbestand von vier Bächen mit reduziertem Reiherbestand nur an zwei Bächen erwartungsgemäß zu, an den beiden andern jedoch ab (KRÄMER 1984). Ein Nachfolgeexperiment mit stärkerer Reiherelimination an einem einzelnen Bach führte hingegen zur Zunahme der Forellenpopulation und anschließendem Rückgang nach Aufgabe der Reiherabschüsse; in der stets reiherfreien Kontrollstrecke nahmen die Forellen weniger zu, anschließend jedoch noch stärker ab (KRÄMER & STAUB 1989). Bei für Fische ungeeigneten, begräbten und hartverbauten Bächen ist es möglich, daß die durch Graureiher verursachte Mortalität zusätzlich wirkt (GEIGER 1984).

5.2. Flüsse

Angler gehen häufig davon aus, daß Säger und Kormorane Salmonidenbestände in Flüssen „ausfischen“, das heißt zu 100 % nutzen können. Dazu liegen vor allem Ergebnisse von Lachsflüssen vor (Atlantischer Lachs *Salmo salar*, pazifische Arten der Gattung *Oncorhynchus*, Tab. 2). Die Prädationsraten liegen fast stets unter 20 %, in der Mehrzahl der untersuchten Fälle sogar unter 10 %. In keinem der Fälle konnte ein negativer Einfluß auf den späteren Adultbestand der Lachse nachgewiesen werden. Dieser hängt vor allem von der Wintermortalität der Jungfische ab, von deren Mechanismen man kaum etwas weiß. Die Lachsbrut ist aber bereits im Süßwasser dichteabhängiger Regulation ausgesetzt (GEE, MILNER & HEMSWORTH 1978), und beim Erreichen des Meeres sind noch etwa 30–50 % der Junglachse am Leben. Der größte Teil dieser Mortalität geht auch bei Anwesenheit von fischfressenden Wasservögeln zu Lasten von Raubfischen, wie Quappe *Lota lota*, Hecht *Esox lucius*, Dorsch *Gadus morhua* und Pollack *G. pollachius* (HVIDSTEN & MØKKELGJERD 1987 und dort zitierte Autoren). Im irischen Beispiel wird die winterliche Überlebensrate durch die Küstenfischerei sehr stark gedrückt, die zeitweise bis 80 % der rückkehrenden Altlachse wegfängt (MACDONALD 1988). Einzig REITAN, HVIDSTEN & HANSEN (1987) fanden in einem norwegischen Fluß eine schwache negative Korrelation zwischen Prädation von künstlich erbrüteten Junglachsen durch Sturmmöwen *Larus canus* sowie Sägern und der Wiederfangrate adulter Lachse. SHEARER et al. (1987) kamen mit einer Modellrechnung zum Schluß, daß höchstens 35 % mehr Altlachse in einen schottischen Fluß zurückkehren könnten, wenn der Fraßdruck der Säger auf die Jungfische gänzlich eliminiert würde.

Tab. 2. Prädation von absteigenden Junglachsen durch Wasservögel. — Predation by waterfowl on seaward migrating smolt.

Vogelart	Region, Staat	Fischart	Prädation (%)	Quelle
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Co. Mayo, IRL	<i>Salmo salar</i> , <i>S. trutta</i> f. <i>trutta</i>	6–13	MACDONALD 1988
	Co. Antrim, GB	<i>S. salar</i> , <i>S. trutta</i> (wild) <i>S. salar</i> (Zuchteinsatz)	(51–66) ¹ (13–28) ¹	KENNEDY & GREER 1988
<i>Mergus merganser</i> , <i>serrator</i> <i>M. merganser</i>	Tayside, GB	<i>S. salar</i>	8–21	CARTER & EVANS 1988
	Brit. Columbia, CDN	<i>Oncorhynchus keta</i> , <i>kisutch</i> , <i>mykiss</i> , <i>tshawytscha</i>	alle <10	WOOD 1987 a
	Brit. Columbia, CDN	<i>O. kisutch</i>	(19–39) ²	WOOD 1987 b
	Brit. Columbia, CDN	<i>O. tshawytscha</i>	10–22	MACE 1983 zit. RUGGERONE 1986
<i>Larus delawarensis</i>	Washington, USA	<i>O. kisutch</i> , <i>mykiss</i> , <i>nerka</i> , <i>tshawytscha</i>	3–5	MACE 1983 zit. RUGGERONE 1986
			2 ³	RUGGERONE 1986

¹ Hochgerechnet nach zwei Beobachtungstagen und 10 unvollständigen Mageninhalten!

² Residente Cohobrüt; Prädationsrate bezogen auf realisierbare Produktion bei Vernachlässigung weiterer Mortalitätsfaktoren

³ Prädationsrate im Unterwasser von Stauwehren, nach Passage von Turbinen; die Fische haben mehrere Wehre zu überwinden

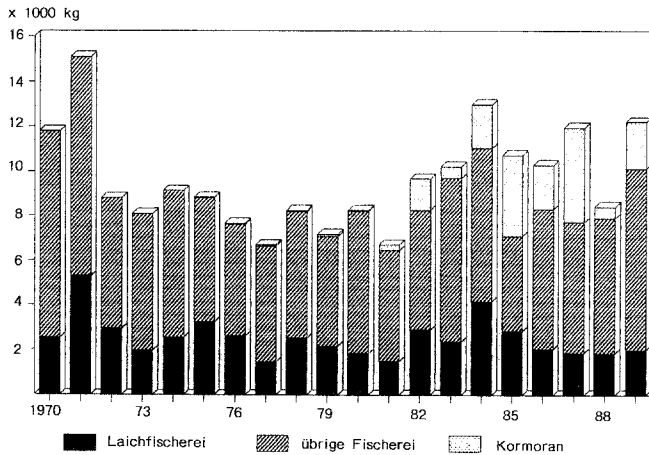


Abb. 2. Erträge an Äschen und Verzehr durch den Kormoran am Hochrhein zwischen Untersee-Ende und Büsingen. Laichfischerei: Netzzüge im März-April. Die Fischereierträge sind nur zu etwa 2/3 erfaßt. — Grayling yield, and consumption by Cormorants at the Rhine River between Lake Constance and Büsingen. Laichfischerei: seine-net yield during the spawning period, March-April. Fishing yield is not completely recorded; values represent some 2/3 of the true yield.

In den Drakensbergen (Südafrika) sind Flüsse und Reservoirs mit Regenbogenforellen *Oncorhynchus mykiss* (= *Salmo gairdneri*) und Barben *Barbus anoplus* bestockt. Kormorane und Schlangenhalsvögel vermögen eine Menge an Forellen zu fressen, die 27 % des Besatzpotentials entspricht (ALLETSON 1985). Diese Zahl sagt aber nichts über einen allfälligen Verlust an fangfähigen Forellen aus, da auch hier die Regelmechanismen der Forellenpopulation unbekannt sind.

Am Hochrhein westlich des Bodensees (Schweiz/Deutschland) fliegen Kormorane seit Anfang der 1980er Jahre jeweils im Hoch- und Spätwinter täglich vom Untersee her ein. Die Intensität des Einflugs scheint unter anderem vom Wetter abhängig zu sein und beträgt im Maximum 300–400 Vögel/Tag auf etwa 15 km abwechslungsreich strukturierte, unverbaute Flußstrecke von 100–300 m Breite. In der Kormoranbeute dominiert mit etwa 66 % Gewichtsanteil die Äsche *Thymallus thymallus*. Die jährlichen Fangmengen 1985–88 liegen bei 5–37 % des Ertrags der Fischer. Jahre mit verstärkter Prädation durch Kormorane sind bisher aber ohne erkennbare Auswirkungen auf die Erträge geblieben (Abb. 2). Der Fluß wird zwar intensiv bestockt, doch ergibt sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen Äscheneinsatz und Fischereiertrag in den beiden Folgejahren, weder für kormoranfreie Jahre noch für solche mit großer Kormoranaktivität (Abb. 3). Am Linthkanal, dem trapezförmig verbauten Zufluß des Zürichsees (17 km lang, 59 ha Fläche), gingen hingegen die Äschenerträge von 2300 kg (Mittel 1980–84) auf 500 kg (1985) zurück, nachdem im Januar 1985 etwa 300 Kormorane rund 1400 kg Äschen entnommen hatten (Abb. 4). Bei Bach- und Seeforelle *Salmo trutta* f. *fario* und *lacustris* fiel der Ertrag von 2200 kg auf knapp 600 kg, wobei die Kormorane den Bestand um etwa 800 kg reduziert hatten. In den

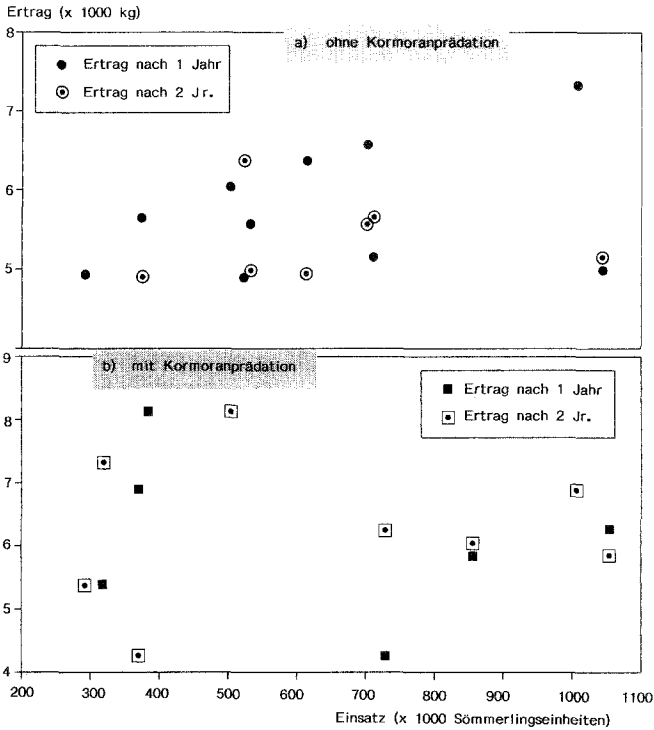


Abb. 3. Äschenbesatz in Sömmerlingseinheiten und Angelerträge nach 1 bzw. 2 Jahren, für Jahre ohne Kormoranprädatation (<2000 Kormorantage) und Jahre mit Kormoranprädatation (>4000 Kormorantage; bei 2 Jahren mind. 1 Jahr mit Kormoranprädatation), am Hochrhein zwischen Untersee-Ende und Büsingen. — Stocking with Grayling (given as fingerling units) and angling yield after one and two years, respectively, for years without Cormorant predation (i. e. <2000 Cormorant days, a) and years with Cormorant predation (>4000 Cormorant days, b), at the Rhine River between Lake Constance and Büsingen.

folgenden Jahren wurde die Kormoranprädatation durch Störmaßnahmen niedrig gehalten, und die Erträge stiegen bei der Äsche, nicht aber der Forelle, wieder deutlich an. Allerdings gab es schon in früheren, kormoranfreien Perioden ähnliche Ertragsdifferenzen wie zwischen 1984 und 1985, doch erreichten die Erträge 1985 ein absolutes Minimum bei 35–43 % des früheren Minimums von 1964.

6. Diskussion

Fischteiche: Die meisten der in der Schadensdiskussion verwendeten Verlustquoten beruhen auf Schätzungen der Teichwirte. Für die Höhe der Schätzung spielen offenbar auch die Besitzverhältnisse eine Rolle: In staatlichen und vereinseigenen Betrieben beurteilt man den Einfluß der Prädatoren als weniger gravierend als in kommerziell geführten, privaten Fischzuchten (PARKHURST, BROOKS & ARNOLD 1987). Durch quantitative Untersuchungen gesicherte Werte gibt es hingegen nur wenige. Im

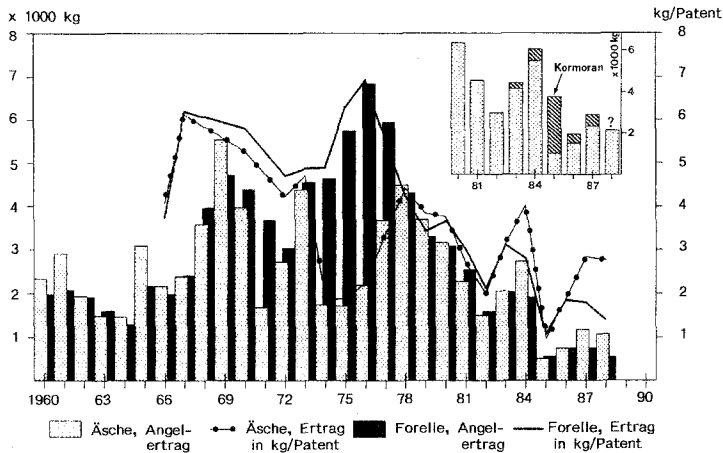


Abb. 4. Angelerträge an Äsche und Bach-/Seeforelle am Linthkanal. Einschub: Äschenerträge und Äschenverzehr durch den Kormoran. — Angling yield (total kg and kg/license) of Grayling (stippled) and Brown Trout (black) at canalised Linth River (near Lake Zurich). Inset: Grayling yield, and consumption by Cormorants.

Vergleich mit den geschätzten Verlustquoten aus der europäischen Umfrage (EIFAC 1989) liegen sie unter den Schätzwerten oder im untersten Bereich der geschätzten Spanne. Besonders der Einfluß des Graureihers scheint tendenziell überbewertet zu werden, indem die Gesamtsterblichkeit der Fische oder mindestens die Differenz zwischen Gesamtsterblichkeit und einer angenommenen „normalen“ Sterblichkeit von 10–25 % dem Vogel angelastet wird (UTSCHICK 1984b, BRENNER 1989).

Aber auch eigentliche Untersuchungen beschränken sich meistens darauf, die Zahl gefressener Fische festzustellen und sie mit dem Marktwert für Adulttiere in einen Schadensbetrag umzurechnen. Ermittlungen der Entnahmeraten unter Einbezug nicht reiherbedingter Mortalität fehlen fast vollständig. Aktivität und Fangerfolg der Reiher hängen unter anderem von der Lage, Uferstruktur, Wassertiefe und Bestockung der Teiche ab (MEYER 1981, 1982, UTSCHICK, RANFTL & DALLHEIMER 1982, UTSCHICK 1984b, DRAULANS 1987). Die Entnahmeraten von <0,4 % in Forellenfarmen (CADBURY & FITZHERBERG-BROCKHOLES 1983) und von 32 % in südamerikanischen Savannen (PINOWSKI et al. 1980) dürften etwa die mögliche Spanne für Teiche andeuten, an denen Reiher lediglich im Uferbereich fischen können. Höhere Nutzungsraten bis hin zu 100 % werden zwar immer wieder geltend gemacht (JAHN 1981, BRENNER 1989), sind aber offenbar nur möglich, wenn (a) der Wasserstand so niedrig ist, daß die Reiher im ganzen Teich jagen können und (b) sich sehr hohe Reiherzahlen (10–50/ha) einstellen (PINOWSKI et al. 1980, UTSCHICK, RANFTL & DALLHEIMER 1982, UTSCHICK 1984b, DRAULANS 1988). Kormorane können hingegen bei höherem Wasserstand die ganze Wasserfläche befischen und sind unter günstigen Bedingungen in der Lage, 20 % bis >50 % des Bestands in Fischteichen abzuschöpfen.

Teichanlagen sind in Struktur und Fischdichten (200–500 kg/ha, in Intensivkulturen bis 4000 kg/ha, EIFAC 1989) nicht natürlichen Gewässern vergleichbar. Ihre Fischbiomassen sind pro Flächeneinheit in der Regel um 0,5–2 Zehnerpotenzen höher; bei Umrechnung auf den Raum wird das Verhältnis noch größer. Auch in der Schadensdiskussion müssen Fischteiche, die als landwirtschaftliche Produktionsflächen primär der Erzeugung tierischen Eiweißes dienen, und natürliche Gewässer mit ihren zahlreichen Funktionen, unter anderem als Lebensraum möglichst artenreicher Biozönosen, klar auseinandergehalten werden.

Natürliche Gewässer: In fast allen fischereilich genutzten Seen ist der Ertrag durch den Menschen bedeutend höher als die Entnahme durch die fischfressenden Vögel. Viele Studien weisen 20- bis 50fach höhere Fischereierträge aus, und selbst in westeuropäischen Seen mit heute großen Kormoranbeständen entnehmen die Berufsfischer noch immer 4–12mal mehr. Diese Nutzung, die als nachhaltig gilt (d. h. ohne den Fischbestand zu schädigen), ist zudem allein bei Felchen und Barschen durch jährliche Ertragsschwankungen gekennzeichnet, die oft einem Mehrfachen der gesamten Fischentnahme durch die Kormorane entsprechen. In Einzelfällen kann der Anteil der Wasservögel hingegen höher liegen und den kommerziellen Ertrag sogar übersteigen, ohne daß sich für die Fischerei Nachteile ergeben (GEIGER 1957, NILSSON & NILSSON 1976). Zudem unterscheidet sich die Zusammensetzung der Fische in der Vogel-nahrung und im Fischereiertrag meistens in Art und Individuengröße. Wasservögel befischen häufig fischereilich uninteressante Massenfischarten oder kleine Individuen, die bis zum Erreichen der nutzbaren Adultgröße noch einer hohen Mortalität ausgesetzt sind (VAN DOBBEN 1952, GEIGER 1957, NILSSON & NILSSON 1976, JONSSON 1979, DOORNBOS 1984, BÜTTIKER 1985, DONNELLY & HUSTLER 1986, CRAVEN & LEV 1987, JUNOR & MARSHALL 1987, SUTER in „Bundesamt für Umweltschutz“ 1987, 1990, CAMPO et al. 1988, LUDWIG et al. 1989, OSIECK in Vorb.).

In den drei Fällen, in denen die Fischentnahme durch Vögel in Relation zum Fischbestand gesetzt werden konnte, betrug sie <2 % im Süßwasser, aber gegen 30 % in der brackigen Lagune. Fangraten von 20–30 % des Fischbestands sind auch für Meeresevögel in Schelfgebieten errechnet worden (FURNESS 1982, FURNESS & MONAGHAN 1987).

In Fließgewässern unterscheidet sich die Situation von jener in Seen oft dadurch, daß Wasservögel und Mensch die gleichen Arten (häufig Salmoniden) befischen. Beim Kormoran sind es zudem teilweise dieselben Größenklassen, nicht aber bei Graureiher und Sägem. Der Nutzungsgrad in den verschiedenen Untersuchungen schwankt zwischen 5 % und etwa 30 %; möglicherweise können Fischpopulationen von Fließgewässern etwas effizienter als jene von Seen genutzt werden.

Keine der Arbeiten über natürliche Gewässer enthält Hinweise oder gar Daten über ökologische Schäden an Fischpopulationen durch fischfressende Wasservögel. Für Seen und einigermaßen naturnahe Fließgewässer existieren auch keine Daten über fischereiliche Ertragsinbußen durch Konkurrenz mit Wasservögeln. In den wenigen dokumentierten Fällen mit berechtigten Klagen handelt es sich um stark verbaute Bäche und Kanäle mit unangepaßt hohem Fischbesatz. Besonders deutlich wird dies

bei den beiden Kormoranbeispielen aus der Schweiz. Im naturnahen Hochrhein hat die starke Nutzung der Äschenpopulation durch Mensch und Vogel bisher zu keiner erkennbaren Konkurrenzsituation geführt, sofort hingegen in der vollständig kanalisierten Linth. Auch wenn in vielen Fällen der Beitrag der übrigen populationsregelnden Faktoren quantitativ kaum erfaßt ist, scheint es doch, daß Wasservögel in der Regel Fischereierträge nicht schmälern, geschweige denn Fischpopulationen schädigen. Diese Folgerung wird auch von Fischereibiologen geteilt (BEVERIDGE in EIFAC 1989). Mehrfach wird sogar darauf hingewiesen, daß die Aktivität fischfressender Wasservögel für die Fischerei von Nutzen sein kann, indem Raubfische (BOWMAKER 1963, DONNELLY & HUSTLER 1986) oder Nahrungskonkurrenten (NILSSON & NILSSON 1976) entfernt werden. In südschwedischen Seen sind Konkurrenzeffekte zwischen Flußbarsch und Plötze beobachtet worden; bei Reduktion der Plötzenbiomasse um 40 % wuchs die Barschpopulation um 140 % an (PERSSON 1983, 1986, 1987). Plötzen sind bevorzugte Kormoranbeute auf vielen Gewässern Europas und machen in der Schweiz etwa 70 % der Nahrung aus (SUTER 1989, 1990). Interspezifische Konkurrenz kann sich auch auf die Wachstumsleistung von Barschen negativ auswirken (HANSON & LEGGETT 1985). VAN DOBBEN (1952) fand zudem, daß adulte Plötzen in der Kormoranbeute zu 29,4 % mit Larven des Bandwurms *Ligula intestinalis* befallen waren, während die Rate in der Population nur 6,5 % betrug. Auch wenn keine Selektion befälliger Fische durch den Räuber stattfindet, kann allein die Reduktion eines dichten Fischbestands den Befallsgrad mit Parasiten reduzieren (AMUNDSEN 1988).

Die Zahl der Arbeiten, die quantifizierte Aussagen zum Einfluß der Wasservögel auf Fischbestände machen können, ist noch sehr gering. Im Hinblick auf die Teichwirtschaft mag das erstaunen, doch sind es viele Teichwirte selber, die aus Angst vor der Konkurrenz und den Steuerbehörden keine Einsicht in ihre Produktionsbedingungen gewähren wollen (UTSCHICK 1984b, E. STEINER pers. Mitt.). Dabei böten gerade Teichwirtschaften hervorragende experimentelle Bedingungen, um Jagdverhalten und Fangenerfolg der Prädatoren in Abhängigkeit von Beutedichte, Beutegröße und Verhalten der Beute zu prüfen (DRAULANS 1987). Aber auch die Interaktionen zwischen Fisch und Vogel in natürlichen Gewässern stellen trotz aller methodischen Schwierigkeiten gute Gelegenheiten dar, Räuber-Beute-Beziehungen mit Blick auf Verhalten und Populationsregulation zu studieren. Hier liegt noch ein weites Feld für interdisziplinäre Arbeit brach.

Zusammenfassung

Diese Arbeit gibt einen Überblick über quantitative Angaben zum Einfluß von Wasservögeln auf Süßwasserfisch-Populationen durch Prädation. Wirtschaftliche Schäden (= Schmälerung von Fischereierträgen) kommen in der Regel nur in Teichwirtschaften vor, wo Graureiher auch bei adäquater Bewirtschaftung etwa 0,4–8 % der Produktion abschöpfen können, Kormorane unter besonderen Umständen 20–>50 %. Schätzwerte durch Teichwirte liegen häufig zu hoch, weil die gesamte Fischmortalität den Wasservögeln angelastet wird. Für Seen sind weder wirtschaftliche noch ökologische Schäden (= negativer Einfluß auf die Populationsdynamik) bekannt, auch wenn nur in wenigen Fällen die im See vorhandene Fischbiomasse ermittelt werden konnte. In jenen Beispielen schöpften die Wasservögel bei den meisten Fischarten nur wenige Prozent, im Maximum 36 % der Biomasse ab. Meistens liegt

der Fischereiertrag 10–20mal höher als der Verbrauch der Wasservögel (Tab. 1). Selbst auf Seen mit hohen Kormorandichten beträgt er das 4–12fache des Verzehrs der Kormorane, wobei sogar seine jährlichen Schwankungen ein Mehrfaches des Kormoranverbrauchs ausmachen können. Wasservögel bejagen zudem häufig fischereilich uninteressante Massenarten, was sich für die Bestände kommerziell wichtiger Fische möglicherweise sogar fördernd auswirken kann. Auch für natürliche Fließgewässer deuten die quantitativen Befunde trotz etwas höheren Prädationsraten als auf Seen (Tab. 2) darauf hin, dass die Prädation durch Graureiher, Kormorane und Säger weitgehend im Bereich der kompensatorischen Mortalität auf die Fischpopulationen einwirkt. Die wenigen Hinweise auf zusätzliche (= additive) Mortalität mit Einbußen für die Fischerei stammen von stark verbauten Flüssen und Bächen. Insgesamt sind die Räuber-Beute-Beziehungen zwischen Wasservögeln und Süßwasserfischen aber ungenügend erforscht, und besonders die hervorragenden experimentellen Möglichkeiten bei Fischteichen wurden noch kaum genutzt.

Summary

Effects of piscivorous birds on freshwater fish populations — a review

This paper reviews quantitative data on the effects of waterfowl predation on freshwater fish stocks. Economical damage (i. e. reduction of the yield) is usually confined to fish farms. Grey Herons may take some 0.4–8 % of the production of efficiently managed farms, whereas Cormorants can be responsible for losses of 20 % to >50 % under certain circumstances. The influence of birds is often overestimated by fish farmers if they do not separate predation from other causes of mortality. Neither economical nor ecological damage (i. e. negative influence on the population resulting in long-term decline) have been reported from lakes, although total fish stocks were rarely assessed. In these cases, waterfowl took less than 5 % of the biomass of most fish species; under brackish conditions the maximum was 36 %. Commercial catches are often 10–20 times higher than the consumption by the main avian predators (tab. 1). Even on Central European lakes with high Cormorant densities, fishermen take 4–12 times as much as the Cormorants, and annual variations in the catch can amount to a multiple of the bird consumption (fig. 1). Moreover, waterbirds often prey upon commercially unimportant and abundant fish and may therefore reduce competitive pressure on commercial species. Predation rates in streams and rivers are usually higher than in lakes, but in most cases the avian predation does not seem to exceed the range of compensatory mortality. The few reports of waterbirds apparently responsible for added mortality (thus competing with fisheries), mostly refer to canalised rivers with inadequate structural properties for the high fish populations they are stocked with. Altogether predator-prey relationships between waterbirds and freshwater fish remain little studied. Possibilities of fishponds for conducting experiments have particularly been underused.

Literatur

- ALLETSON, D. J. (1985): Observations on some piscivorous birds in a trout fishing area of Natal. *Lammgerger* 35: 41–46. • AMUNDSEN, P.-A. (1988): Effects of an intensive fishing programme on age structure, growth and parasite infection of stunted Whitefish (*Coregonus lavaretus* L. s. l.) in lake Stuorajavri, northern Norway. *Finnish Fish. Res.* 9: 425–434. • ANDERSSON, G. (1986): Occurrence and foraging of Cormorants on inland waters in Scania, Southern Sweden. In: LARSSON, T., Cormorants in Northern Europe. Proc. from the meeting at Falsterbo, Sweden, September 26–27, 1985: 3–11. *Nat. Environm. Prot. Board, Solna.* • BARLOW, C. G., & K. BOCK (1984): Predation of fish in farm dams by Cormorants, *Phalacrocorax* spp. *Aust. Wildl. Res.* 11: 559–566. • BOWMAKER, A. P. (1963): Cormorant predation on

two Central African lakes. *Ostrich* 34: 2–26. • BRENNER, T. (1989): Review: Fischereiwirtschaftliche Schäden durch Graureiher *Ardea cinerea* L. und Kormoran *Phalacrocorax carbo* (L.). *Fischökol.* 1: 61–71. • BRITTON, R. H., & M. E. MOSER (1982): Size specific predation by herons and its effect on the sex-ratio of natural populations of the Mosquito Fish *Gambusia affinis* Baird and Girard. *Oecologia* 53: 146–151. • Bundesamt für Umweltschutz (1987): Kormoran und Fischerei. *SchrR. Fischerei* 47, Bern. • BÜTTIKER, E. (1985): Die Nahrung der Haubentaucher *Podiceps cristatus* am Untersee (Bodensee) im Jahresverlauf. *Orn. Beob.* 82: 73–83. • CADBURY, C. J., & J. FITZHERBERG-BROCKHOLES (1983): Grey Herons at trout farms in England and Wales. In: EVANS, P. R., H. HAFNER & P. L'HERMITE, Shorebirds and large waterbirds conservation: 166–171. Comm. E. C., Brussels. • CAMPO, J. J., B. THOMPSON, J. C. BARRON, P. P. DUROCHER & S. J. GUTREUTER (1988): Feeding habits of Double-crested Cormorants wintering in Texas. Texas Park and Wildlife Dept. • CARSS, D. N. (1989 a): The impact of mariculture on birds. In: Nature Conservancy Council, Fishfarming and the safeguard of the natural marine environment of Scotland: 61–78. Edinburgh. • Ders. (1989 b): Sawbill ducks at fish farms in Argyll, western Scotland. *Scott. Birds* 15: 145–150. • Ders. (im Druck): The impact of freshwater fish farming on birds and mammals. In: Nature Conservancy Council, Fish farming and the Scottish freshwater environment. Edinburgh. • CARTER, S., & P. EVANS (1988): The Goosander in relation to salmon fisheries. *Ibis* 130: 589. • CRAVEN, S. R., & E. LEV (1987): Double-crested Cormorants in the Apostle Islands, Wisconsin, USA: Population trends, food habits, and fishery deprecations. *Col. Waterbirds* 10: 64–71. • DAHM, E., J. HARTMANN, T. LINDEM & H. LÖFFLER (1985): EIFAC experiments on pelagic fish stock assessment by acoustic methods in lake Constance. EIFAC Occ. Paper No. 15, Rome. • DEUFEL, J. (1984): Kormorane — ein Problem für die Fischerei. *Fischwirt* 33: 19–22. • Ders. (1990): Fischereischäden durch Wasservögel. *Fischökol. Aktuell* 2: 20–25. • DIN, N. A., & S. K. ELTRINGHAM (1974): Ecological separation between White and Pink-backed Pelicans in the Ruwenzori National Park, Uganda. *Ibis* 116: 28–43. • VAN DOBBEN, W. H. (1952): The food of the Cormorant in the Netherlands. *Ardea* 40: 1–63. • DONNELLY, B. G., & K. HUSTLER (1986): Notes on the diet of the Reed Cormorant and Darter on lake Kariba during 1970 and 1971. *Arnoldia Zimbabwe* 9: 319–324. • DOORNBOS, G. (1979): Winter food habits of Smew (*Mergus albellus* L.) on lake IJssel, The Netherlands: Species and size selection in relation to fish stocks. *Ardea* 67: 42–48. • Ders. (1984): Piscivorous birds on the saline lake Grevelingen, The Netherlands: Abundance, prey selection and annual food consumption. *Neth. J. Sea Res.* 18: 457–479. • DRAULANS, D. (1987): The effect of prey density on foraging behaviour and success of adult and first-year Grey Herons (*Ardea cinerea*). *J. Anim. Ecol.* 56: 479–493. • Ders. (1988): Effects of fish-eating birds on freshwater fish stocks: An evaluation. *Biol. Cons.* 44: 251–263. • VAN EERDEN, M. R., & M. ZIJLSTRA (1985): Aalscholvers *Phalacrocorax carbo* in de Oostvaardersplassen, 1970–85. *Limosa* 58: 137–143. • European Inland Fisheries Advisory Commission (1989): Report of the EIFAC Working Party on prevention and control of bird predation in aquaculture and fisheries operations. EIFAC Tech. Pap. 51, Rome. • FURNESS, R. W. (1982): Modelling relationships among fisheries, seabirds, and marine mammals. In: D. N. NETTLESHIP, G. A. SANGER & P. F. SPRINGER, Marine birds: their feeding ecology and commercial fisheries relationships: 117–126. Can. Wildl. Serv., Ottawa. • Ders., & P. MONAGHAN (1987): Seabird Ecology. Glasgow & London. • GEE, A. S., N. J. MILNER & R. J. HEMSWORTH (1978): The effect of density on mortality in juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *J. Anim. Ecol.* 47: 497–505. • GEIGER, C. (1984): Graureiher *Ardea cinerea* und Fischbestand in Fließgewässern. *Orn. Beob.* 81: 111–131. • GEIGER, W. (1957): Die Nahrung der Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) des Bielersees. *Orn. Beob.* 54: 97–133. • GUILLET, A., & R. W. FURNESS (1985): Energy requirements of a Great

White Pelican (*Pelecanus onocrotalus*) population and its impact on fish stocks. *J. Zool., Lond.* 205: 573–583. • HANSON, J. M., & W. C. LEGGETT (1985): Experimental and field evidence for inter- and intraspecific competition in two freshwater fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 280–286. • HELFMAN, G. (1986): Behavioral responses of prey fishes during predator-prey interactions. In: FEDER, M. E., & G. V. LAUDER, *Predator-prey relationships*, 135–156. Chicago & London. • HVIDSTEN, N. A., & P. I. MØKKELGJERD (1987): Predation on Salmon smolts, *Salmo salar* L., in the estuary of the River Surna, Norway. *J. Fish Biol.* 30: 273–280. • IM, B. H., & H. HAFNER (1984): Impact des oiseaux piscivores et plus particulièrement du Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) sur les exploitations piscicoles en Camargue, France. *Stat. Biol., La Tour du Valat*. • DIES. (1985): Impact des oiseaux piscivores et plus particulièrement du Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) sur les exploitations piscicoles en Camargue. *Bull. Mens. Office Nat. Chasse* 94: 30–36; 95: 35–42. • JAHN, F. (1981): Die Situation des Graureihers aus der Sicht der Fischerei. *Fischer & Teichwirt* 32, No. 3. • JONSSON, B. (1979): Skarvarna och yrkesfisket i Kalmarsund. *Calidris* 8: 171–220. • JUNOR, F. J. R., & B. E. MARSHALL (1987): Factors influencing the abundance of piscivorous birds on lake Kyle, Zimbabwe. *Ostrich* 58: 168–175. • KENNEDY, G. J. A., & J. E. GREER (1988): Predation by cormorants, *Phalacrocorax carbo* (L.), on the salmonid populations of an Irish river. *Aquaculture Fish. Mgmt* 19: 159–170. • KRÄMER, A. (1984): Zum Einfluß des Graureihers *Ardea cinerea* auf den Fischbestand von Forellenbächen. *Orn. Beob.* 81: 149–158. • DERS., & E. STAUB (1989): Graureiher *Ardea cinerea* am Forellenbach: Ein Abschlußexperiment. *Orn. Beob.* 86: 259–260. • KUSHLAN, R. (1976): Wading bird predation in a seasonally fluctuating pond. *Auk* 93: 464–476. • LE CREN, E. D. (1965): Some factors regulating the size of populations of freshwater fish. *Mitt. Internat. Ver. Limnol.* 13: 88–105. • LUDWIG, J. P., C. N. HULL, M. E. LUDWIG & H. J. AUMAN (1989): Food habits and feeding ecology of nesting Double-crested Cormorants in the Upper Great Lakes, 1986–1989. *Jack-Pine Warbler* 67: 114–126. • MACDONALD, R. A. (1988): The Cormorant *Phalacrocorax carbo* in relation to Salmon fisheries. *Ibis* 130: 590. • MEYER, J. (1981): Easy Pickings. *Birds (RSPB)* 8, 6: 51–52. • DIES. (1982): Room for bird and fish. *Fish Farmer* 4, 6: 23–26. • MOERBEEK, D. J. (1984): Afweer van Aalscholvers op de viskwekerij Lelystad: onderzoek 1983. Staatsbosbeheer, Utrecht. • DERS., W. H. VAN DOBBEN, E. R. OSIECK, G. C. BOERE & C. M. BUNGENBERG DE JONG (1987): Cormorant damage prevention at a fish farm in the Netherlands. *Biol. Cons.* 39: 23–38. • NILSSON, S. G., & I. N. NILSSON (1976): Numbers, food consumption, and fish predation by birds in lake Möckeln, southern Sweden. *Ornis Scand.* 7: 61–70. • NOWAK, E. (1979): Die Vögel der Länder der Europäischen Gemeinschaft. Greven. • PARKHURST, J. A., R. P. BROOKS & D. E. ARNOLD (1987): A survey of wildlife depredation and control techniques at fish-rearing facilities. *Wildl. Soc. Bull.* 15: 386–394. • PERSSON, L. (1983): Effects of intra- and interspecific competition on dynamics and size structure of a Perch *Perca fluviatilis* and a Roach *Rutilus rutilus* population. *Oikos* 41: 126–132. • DERS. (1986): Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in Perch (*Perca fluviatilis*). *Ecology* 67: 355–364. • DERS. (1987): Competition-induced switch in young of the year perch, *Perca fluviatilis*: an experimental test of resource limitation. *Environm. Biol. Fishes* 19: 235–239. • PINOWSKI, J., L. G. MORALES, J. PACHECO, K. A. DOBROWOLSKI & B. PINOWSKA (1980): Estimation of the food consumption of fish-eating birds in the seasonally-flooded savannas (llanos) of Alto Apure, Venezuela. *Bull. Acad. Pol. Sci. (sér. sci. biol. cl. 2)* 28: 163–170. • REICHOLF, J. H. (1990): Verzehren überwinterte Kormorane (*Phalacrocorax carbo*) abnorm hohe Fischmengen? *Mitt. Zool. Ges. Braunau* 5: 165–174. • REJTAN, O., N. A. HVIDSTEN & L. P. HANSEN (1987): Bird predation on hatchery reared Atlantic Salmon smolts, *Salmo salar* L., released in the river Eira, Norway. *Fauna norv. Ser. A* 8: 35–38. • RUGGERONE, G. T. (1986):

Consumption of migrating juvenile salmonids by gulls foraging below a Columbia River dam. Trans. Am. Fish Soc. 115: 736—742. • SHEARER, W. M., R. M. COOK, D. A. DUNKLEY, J. C. MACLEAN & R. G. J. SHELTON (1987): A model to assess the effect of predation on the Salmon stock of the river North Esk. Scot. Fish. Res. Rep. 37, Dept. Agric. Fish. Scotland, Edinburgh.

• STAUB, E., B. BÜTTIKER & A. KRÄMER (1987): Grundlagen für Modellsimulationen zur Bewirtschaftung des Barsches (*Perca fluviatilis*) im Bodensee. Bundesamt für Umweltschutz, Schr.R. Fischerei 46, Bern.

• SUTER, W. (1989): Bestand und Verbreitung in der Schweiz überwinternder Kormorane *Phalacrocorax carbo*. Orn. Beob. 86: 25—52.

• Ders. (1991): Nahrungsökologie des Kormorans in der Schweiz. Vogelschutz in Österreich.

• TARBY, M. J. (1974): Characteristics of Yellow Perch cannibalism in Oneida Lake and the relation to first year survival. Trans. Amer. Fish. Soc. 103: 462—471.

• UTSCHICK, H. (1984a): Ökologische Untersuchungen zur Rolle des Graureihers *Ardea cinerea* in der Sportfischerei. Verh. orn. Ges. Bayern 24: 87—110.

• Ders. (1984b): Untersuchungen zur Rolle des Graureihers *Ardea cinerea* in der Teichwirtschaft. Verh. orn. Ges. Bayern 24: 111—124.

• Ders., & E. WEBER (1980): Fischdichte in Salmonidengewässern des Erdinger Moooses, Obb., und Nutzung durch den Graureiher. Garmischer vogelkdl. Ber. 7: 28—38.

• Ders., H. RANFTL & F. DALLHEIMER (1982): Die Problematik von Nahrungsteichen für den Graureiher (*Ardea cinerea*). Garmischer vogelkdl. Ber. 11: 27—41.

• WISSMATH, P. (1987): Fischereischäden durch Massenansammlungen von Kormoranen. Fischer & Teichwirt 10: 310—312.

• WOOD, C. C. (1987a): Predation of juvenile Pacific Salmon by the Common Merganser (*Mergus merganser*) on eastern Vancouver Island. I: Predation during seaward migration. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 941—949.

• Ders. (1987b): Predation of juvenile Pacific Salmon by the Common Merganser (*Mergus merganser*) on eastern Vancouver Island. II: Predation of stream-resident juvenile salmon by merganser broods. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 950—959.

• WORTHMANN, H. (1986): Nahrungsuntersuchungen am Kormoran (*Phalacrocorax carbo*). Fischereiamt Schl.Holst., Kiel.

• ZIMMERMANN, H. (1989): Kormoran, *Phalacrocorax carbo*, und Fischerei in der DDR. Beitr. Vogelkde. 35: 193—198.

Anschrift des Verfassers: Schweizerische Vogelwarte, CH-6204 Sempach.