Aus der Schweizerischen Vogelwarte Sempach

Graureiher *Ardea cinerea* und Fischbestand in Fließgewässern

Christian Geiger

Schon in den frühen dreißiger Jahren behaupteten Pächter kleinerer Fließgewässer, daß der Reiher sie um einen Teil des Ertrags bringe. Eine durch die Forstdirektion des Kantons Bern am Gäbelbach durchgeführte Untersuchung (Roth 1956) kam zum Schluß, daß der Reiher vor allem die größeren Altersklassen erbeute und den Fischbestand maßgeblich beeinflusse. Verschiedene spätere Arbeiten befaßten sich ebenfalls mit der Frage, welche Fischgröße vom Reiher bevorzugt wird. Die ausschließlich an stehenden Gewässern durchgeführten Untersuchungen ergaben, daß vor allem kleinere und mittlere Fische bevorzugt (Krebs 1974, Meyer 1981, Willard 1977) und zum Teil selektiv gejagt werden (Utschick 1980). Nach Giles (1981) ist das Beutespektrum zur Brutzeit sehr variabel und verändert sich entsprechend dem Angebot im Jahresverlauf. Das Nahrungsangebot und dessen Erreichbarkeit wird als bestimmender Faktor für das Nahrungsverhalten des Reihers erachtet (Müller 1984, Utschick 1980). Utschick (1980) fand in stark verbauten und begradigten Bächen höhere reiherbedingte Verluste als in naturnahen. Mehrheitlich deuten die erwähnten Befunde auf eine effiziente Nahrungsstrategie des Reihers hin.

An Fließgewässern wurde bis heute keine Untersuchung durchgeführt, welche die Fischentnahme in Beziehung zum Angebot an Fischbiomasse im Jahresverlauf setzt. Eine Beurteilung des Reihereinflusses auf Fischbestände ist nur auf diesem Weg möglich. Die wichtigsten Fragen, die wir in unserer Studie zu beantworten versuchten, lauten: (1) Ist die Reiherdichte mit der Fischdichte oder der Fischbiomasse in unterschiedlichen Gewässern korreliert? (2) Besteht eine Beziehung zwischen Fischbestand und der Zahl der von Reihern verletzten Fische? (3) Welchen Einfluß hat die Gewässer- und Uferstruktur auf die Verletzungsrate? (4) Wie schwankt der Fischbestand im Jahresverlauf und wie groß ist die Fischentnahme durch den Reiher im Vergleich zur Biomasse, die zur Verfügung steht? (5) Welche Fischgröße bevorzugt der Reiher im Vergleich zum Angebot in Forellenbächen? (6) Unter welchen Bedingungen ist eine Regulation des Fischbestands durch den Reiher denkbar? (7) Wie kann ein allfälliger Reihereinfluß auf den Fischbestand in kleineren Fischgewässern reduziert werden?

1. Untersuchungsgebiet und Methoden

1.1. Untersuchungsgebiet

Die untersuchten Gewässerstrecken liegen im Kanton Luzern (Abb. 1) zwischen 500 und 550 m ü.M. Wichtigste Auswahlkriterien waren unterschiedliche Reiherdichten und Bachstrukturen sowie die Möglichkeit, den Fischbestand mit Elektroabfischungen zu kontrollieren. Im Einzugsgebiet der Großen Aa (Sempach) wurden drei und im Einzugsgebiet der Wigger fünf Untersuchungsstrecken ausgewählt. Mit Ausnahme der Untersuchungsstrecken Rykenbach (285 m) und Wigger, Grundmatt (185 m) waren alle Strecken 200 m lang. Das Gebiet Wigger liegt im Bereich von zwei Reiherkolonien mit zusammen 35 Brutpaaren und zwei Rastplätzen im Winterhalbjahr am Rande des Wauwilermooses. Dasjenige an

der Großen Aa wird durch Reiher vom Sempachersee her angeflogen.

1.1.1. Einzugsgebiet Große Aa

Strandbad (A1). Die Untersuchungsstrecke liegt in einer offenen Ebene und endet 200 m oberhalb der Mündung der Großen Aa in den Sempacher See. Im untersten Teil wird sie durch Schwankungen des Seespiegels beeinflußt. Die Breite beträgt durchschnittlich 270 cm, die Tiefe 30 cm. Einige tiefe Stellen sind im untersten Drittel vorhanden, die Fließgeschwindigkeit ist gering und Überfälle dementsprechend selten. Sand und Kies bilden den Untergrund. Bis auf wenige Meter Blockwurf ist das Ufer natürlich, unterspülte Stellen sind häufig. Die Ufervegetation bildet im Sommer zeitweise Unterstände für Fische. Die Nähe der Mündung und das organisch stark belastete Wasser sowie die hohen Sommertemperaturen beeinflussen den Fischbestand, der im untersten Teil aus Alet *Leuciscus cephalus*, Hasel *Leuciscus leuciscus*, Schneider *Alburnoides bipunctatus* und Egli *Perca fluviatilis* besteht und im oberen Teil durch die Bachforelle *Salmo trutta* dominiert wird.

Waldbach (A2). Die Untersuchungsstrecke liegt oberhalb der Mündung des Waldbachs in die Große Aa bei Adelwil in einer offenen Ebene an der Bahnlinie. Es ist ein typischer kleiner Wiesenbach mit regelmäßiger Wasserführung, 100 cm breit und 30 bis 40 cm tief. Die Fließgeschwindigkeit ist gering und Überfälle sind sehr selten, ebenso turbulente Zonen. Sand bildet die Gewässersohle, das Ufer ist natürlich und unterspülte Stellen sind sehr häufig. Die Ufervegetation besteht nur aus der Krautschicht. Durch den starken Grasbewuchs im Sommer wächst der Bach zeitweise beinahe zu und bietet der Bachforelle gute Unterstände. Das Wasser ist wenig belastet, der Bachforellenbestand hoch bis sehr hoch.

Sellenbodenbach (A3). Die Untersuchungsstrecke führt durch eine offene Ebene und grenzt im obersten Teil an eine Einfamilienhausüberbauung. Den Bach

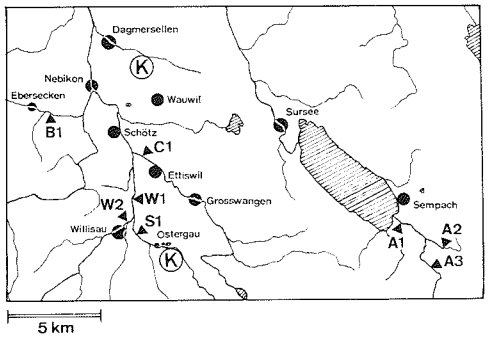


Abb. 1. Das Untersuchungsgebiet im Kanton Luzern. Mit A1 bis W2 sind die Elektroabfischungsstrecken, mit K die Graureiherkolonien bezeichnet.

säumen lockere Gebüsche und Hochhecken. Die Breite beträgt 250 cm, die Tiefe 10 cm. Eine tiefe Stelle und wenige turbulente Zonen und Überfälle bilden die einzigen Unterstände für Fische, da das Naturufer kaum unterhöhlt ist. Sand und Kies bilden den Untergrund. Die Fließgeschwindigkeit ist gering. Die Belastung mit organischen Abwässern ist groß. Der kleine Fischbestand wurde wiederholt durch Vergiftungen vernichtet. Eingesetzt wurden jeweils Bachforellensömmerlinge.

1.1.2. Einzugsgebiet Wigger

Rykenbach (B1). Diese wichtige Untersuchungsstrecke liegt in einem kleinen Tal am Zusammenfluß von zwei kleineren Bächen von 230 cm Breite und 20 cm Tiefe. Langsame und raschfließende Stellen, Überfälle und turbulente Zonen wechseln mit Kolken und tieferen Stellen ab. Der Bach fließt frei mäandrierend und wird durch einzelne Büsche und hohe Bäume begleitet, die zusammen mit der teilweise reichentwickelten Krautschicht aus Pestwurz *Petasites hybridus*, Spierstaude *Filipendula ulmaria* und hohen Gräsern besonders im Sommer zusätzlich gute Fischunterstände bieten. Die Sommerwassertemperaturen liegen bei 17°C, im Winter wurden die tiefsten Werte mit 2°C festgestellt. Der Gewässergrund wird durch Kies und Geröll

geprägt. Bei Hochwasser tritt der Ryken hin und wieder über die Ufer. Die Wasserqualität ist gut. Der überdurchschnittliche Fischbestand ist typisch für die obere Forellenregion aus Bachforellen und Groppen *Cottus gobio* zusammengesetzt.

Rotbach (C1). Die Untersuchungsstrecke liegt 500 m oberhalb der Mündung des Rotbaches in die Wigger in einer großen Ebene. Der mit Blockwurf verbaute Bach ist 390 cm breit und 30 cm tief. Im untersten und obersten Teil der Strecke sind wenige tiefe Stellen. Turbulente Zonen fehlen, desgleichen Überfälle und unterspülte Ufer. Im Sommer werden durch Rohrglanzgras *Phalaris arundinacea* einige zusätzliche Fischunterstände geschaffen. Kies und Geröll bilden die Gewässersohle. Die Wassertemperaturen steigen im Sommer bis 21 °C; im Winter sinken sie bis 2 °C. Der Fischbestand wird durch Bachforellen, Schmerlen *Noemacheilus barbatulus* und einzelne Regenbogenforellen *Salmo gairdneri* gebildet. Im Winter ist hier ein Reiherrastplatz.

Wigger, Widenmühle (W1). Diese mit Blockwurf verbaute Strecke liegt in einer offenen Ebene an einem wenig befahrenen Feldweg. Der Fluß ist 620 cm breit und 40 cm tief. Die Fließgeschwindigkeit ist groß, 20 bis 30 cm hohe Schwellen folgen sich im Abstand von rund 15 m. Unter diesen Überfällen entstehen turbulente Zonen und kleinere Kolke, aber auch tiefere Stellen. Unterstände durch unterspülte Ufer fehlen. Bis zur Hochwasserlinie bilden Büsche und kleinere Bäume einen leichten Gehölzmantel. Größeres Geröll und Kies bilden die Gewässersohle. Die Wasserqualität ist schlecht, weil alle kommunalen und industriellen Abwässer in die Wigger geleitet werden. Bachforellen und Regenbogenforellen bilden den geringen Fischbestand.

Wigger, Grundmatt (W2). Die Untersuchungsstrecke befindet sich am nordöstlichen Rande von Willisau beim Zusammenfluß von Buch- und Enziwigger. Sie liegt zwischen Häusern und einem Fabrikgebäude und grenzt an eine größere Wiese. Die Breite des Baches beträgt 470 cm, die Tiefe 40 cm. Der Verbauungsgrad ist heterogen. Im untersten Teil überwiegen Natur- und Betonufer, aber auch Holzleitwerke. Der mittlere Teil wird durch einen schlecht gefügten Blockwurf und drei Überfälle mit tiefen Kolken und Gumpen geprägt, der oberste wird auf der einen Seite durch Beton gebildet, auf der anderen Seite finden sich Naturufer und Holzleitwerke. Einzelne Partien sind locker mit Büschen bestanden. Kies und Geröll bilden die Sohle des Gewässers. Zeitweise erhöht angeschwemmtes Treibgut die zahlreichen Fischunterstände. Die Wassertemperatur liegt im Sommer unter 20 °C, im Winter bei 2 °C. Das Wasser ist organisch mäßig belastet. Der Fischbestand ist gut bis sehr gut. Dank der guten Unterstände sind auch viele größere Fische vorhanden. Der Bestand setzt sich aus Bachforellen, einzelnen Regenbogenforellen und Bachsaiblingen *Salvelinus fontinalis* zusammen.

Seewag (S1). Diese Untersuchungsstrecke liegt an einem Wiggerzufluß im Ostergau, ungefähr 1,5 km von der nächsten Reiherkolonie entfernt. Der 230 cm breite und 30 cm tiefe Bach fließt kanalartig durch eine baumlose Ebene. Die Naturufer weisen ab und zu unterspülte Stellen auf. Durch die hohe Vegetation im Sommer kann der Bach zeitweise stark zuwachsen. Der Gewässergrund ist sandig oder kiesig. Überfälle und turbulente Zonen sind selten, die Fließgeschwindigkeit ist eher gering. Die Höchsttemperaturen können 20 °C überschreiten, im Winter kann die Temperatur gegen 2 °C sinken. Eine totale Fischvergiftung vernichtete im Sommer 1982 den aus Bachforellen, Rotaugen *Rutilus rutilus* und Schmerlen bestehenden Fischbestand.

Einzelne weitere Vergleichswerte stammen von 11 Bächen im Kanton Thurgau sowie von der Kleinen Emme bei Hasle und vom Ziswilermoos bei Ruswil.

1.2. Erfassung des Fischbestands

Es wurden 67 Elektroabfischungen durchgeführt. In den Strecken A.1., A.2. und

A.3. handelt es sich um monatliche Einfachabfischungen, in den übrigen Strecken ab April 1981 um Doppelabfischungen. In den Strecken, A.1. bis A.3. wurden die Fische in 4 Größen- und 4 Altersklassen aufgenommen. In den übrigen Strecken wurde die Länge der Fische in cm gemessen. Das Gewicht der Fische wurde entweder gewogen oder aufgrund von Längen-Gewichtskurven bestimmt.

Am Rykenbach wurde während eines Jahres der Fischbestand 10mal mit Doppelabfischungen kontrolliert. Dabei wurden jedesmal alle neuen Fische markiert, um u.a. das Emigrationsverhalten zu erfassen. Folgende Markierungsmethoden kamen zur Anwendung: Flossenschneiden (Brust-, Bauch-, Fettflosse), Kiefermarken (zur individuellen Markierung), Markierung mit flüssigem Stickstoff, Einschuß eines magnetisierten Drahtes in den Nasenknorpel (coded wire). Von jedem gefangenen Fisch wurden Länge, Gewicht und der Markierungscode protokolliert.

In allen Untersuchungsstrecken wurden durch Reiher verursachte Verletzungen an Fischen durch den kantonalen Fischereiaufseher J. Muggli bzw. den Fischereibiologen A. Peter aufgenommen. Als «Reiherverletzungen» galten Schrammen (schräge, helle, mehr als 2 mm breite Streifen beidseits des Fischkörpers auf gleicher Höhe) sowie Löcher und Wunden mit Ausnahme solcher an der Bauchseite.

Der *Fischbestand* ($\hat{N}$) wurde nach Seber & Le Cren (1967) berechnet (Formel 1,

$$\hat{N} = c_1^2/(c_1-c_2) \text{ und } \bar{p} = (c_1-c_2)/c_1 \qquad (1)$$

wobei c_1 und c_2 = Anzahl Fische in der 1. bzw. 2. Abfischung und $\bar{p}$ = Fangwahrscheinlichkeit). Wie Junge & Libosvárský (1965) gezeigt haben, kann im allgemeinen auf eine Unterteilung in verschiedene Größenklassen verzichtet werden, da sich nur geringe Abweichungen ergeben, wenn die Fangwahrscheinlichkeit $p > 0{,}5$ ist. Dieser Wert wurde am Ryken nie unterschritten, weil Brütlinge bzw. Sömmerlinge erst ab September in den Abfischungen berücksichtigt wurden.

Die Anzahl *Immigranten* $\hat{I}$ wurde nach Formel (2) geschätzt (I = Anzahl gefangene

$$\hat{I} = I \cdot \hat{N}/(c_1 + c_2) \qquad (2)$$

Fische ohne Marke). Die *Emigranten* $\hat{E}$ (markierte Fische, die erstmals außerhalb der Untersuchungsstrecke gefangen werden) wurden in zusätzlichen Abfischungen (nur Rykenbach) gesucht. Da hier nur mit Einfachabfischungen gearbeitet wurde, muß die Anzahl Emigranten E nach Formel (3) berechnet werden. Für Biomassebe-

$$\hat{E} = E \cdot \frac{1}{\bar{p}} \qquad (3)$$

rechnungen wurde die Fischzahl durch das Gewicht ersetzt; im übrigen wurden die gleichen Formeln verwendet. Berechnet wurde im weiteren nach Milner et al. (1979) die *Verlustrate Q bei Immigranten* in 30 Tagen (Formel 4, wobei u = unmarkierte

$$Q = (\ln u - \ln r) \cdot \frac{30}{d} \qquad (4)$$

Fische zur Zeit t_i und r = Fische zur Zeit t_{i+1}, markiert zur Zeit t_i). Die Berechnung der *Verlustrate D bei residenten Fischen* in 30 Tagen erfolgt nach Formel (5), wobei

$$D = \ln m - \ln(w - r) \cdot \frac{30}{d} \qquad (5)$$

m = Fische zur Zeit t_i, die schon zur Zeit t_{i-1} anwesend waren, und w = Anzahl Fische zur Zeit t_{i+1}, die auch zu den Zeiten t_{i-1} und t_i gefangen worden sind.

1.3. Erfassung der Gewässerstruktur

Pro Bachabschnitt wurden folgende 23 Daten aufgenommen: Reiherdichte pro km; Anzahl Fische pro ha; Anzahl Fische > 20 cm pro ha; Fisch-Biomasse pro ha; Verletzungsrate aller Fische in Prozent der gefangenen Fische; Verletzungsrate der Fische > 20 cm in Prozent der gefangenen Fische > 20 cm; Gewässerbreite in cm; Gewässertiefe in cm; Turbulenz m^2 pro ha; Gumpen (tiefer 40 cm) in m^2 pro ha; Überfälle m^2 pro ha; unterspülte Ufer in m pro 400 m Uferstrecke; Unterstände durch Wurzeln, Äste u.a. Material in m pro 400 m Uferstrecke; Naturufer in m pro 400 m

Uferstrecke; Blockwurfufer in m pro 400 m Uferstrecke; Betonufer in m pro 400 m Uferstrecke; Holzleitwerke in m pro 400 m Uferstrecke; Deckung 0,5 m hoch übers Wasser in m^2/400 m Uferstrecke; Deckung durch Vegetation am Ufer in m^2/400 m Uferstrecke; Verbuschung am Ufer in m^2/400 m Uferstrecke; Sichtweite des Reihers in vier Richtungen in m; Distanz zum nächsten Wald in m; Distanz zum nächsten Gebäudekomplex und zur Straße in m. Diese Daten wurden nach dem besten Zusammenhang zwischen der gewählten abhängigen und den unabhängigen Variablen schrittweise geschichtet und mittels linearer Regression auf ihren Zusammenhang geprüft. Mit den Residuen dieser Regression als abhängige Variable kann erneut mittels linearer Regression eine weitere Variable einbezogen werden.

1.4. Erfassung von Dichte, Verhalten und Fischkonsum der Reiher

Zur Erfassung der Reiherdichte und des Verhaltens wurden im engeren Untersuchungsgebiet (ohne Rykenbach), im Ziswilermoos und an der Kleinen Emme 612 Beobachtungsfahrten und Begehungen durchgeführt (insgesamt 500 Beobachtungsstunden). Der Rykenbach und die angrenzenden Gebiete wurden von einem fixen Punkt aus 130mal während zusammen 210 Beobachtungsstunden auf einer Länge von 1500 m überwacht. In den Intensivgebieten erfolgten die Beobachtungen verteilt über die Tages- und Jahreszeiten. Für jeden beobachteten Reiher wurden Datum, Zeit, Witterung, Alter, Anzahl Reiher innerhalb von 50 m Distanz, Verhalten und Standort in eine Karte 1:25000 eingetragen. Diese Momentaufnahme wurde durch eine kombinierte Methode von Ereignis- und Momentaufnahme mit Beobachtungsintervallen von 5 Minuten ergänzt (sampling of all occurrences and instantaneous sampling, Altmann 1974). Erfaßte Verhaltensmuster für die Momentaufnahme waren (vgl. Fischbacher 1984): Ruhen, Stehen, Putzen, Gehen, Jagen (Fixieren und Pirschen), Fliegen, Soziale Interaktion. Verhaltensmuster für die Ereignisaufnahme: Jagen (Fixieren und Pirschen), Picken (bzw. Fangstoß), Schlucken, Beutetragen, Beute-Fallenlassen, Schütteln (auf-ab und links-rechts), Trinken. Außerdem wurde die Zeit zwischen Fangakt (Picken bzw. Fangstoß) und Schluckakt gemessen (handling time), ebenso die Zeitspanne zwischen zwei erfolgreichen Beutefanghandlungen.

Die Beutetiere wurden nach Tierklassen zusammengefaßt. Im Vergleich zur Schnabellänge des Graureihers (12 cm) wurden bei ihnen folgende Größenklassen unterschieden: unter 10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm, über 30 cm. Soweit möglich wurden die Größenklassen noch weiter unterteilt.

Zur Schätzung der von Reihern in einem Fischbestand verursachten Mortalität ($\hat{M}_R$) wurde vorerst der tägliche Fischkonsum pro Reiher ($\hat{F}_R$) geschätzt (Formel 6), wobei

$$\hat{F}_R = \frac{F \cdot T_A}{T_b} \qquad (6)$$

F = geschätztes Gewicht (g) der von den beobachteten Reihern aufgenommenen Fische, T_b = Beobachtungszeit in Min. und T_A = durchschnittliche Tagesaktivität von Reihern (Sommer 1080 Min., Winter 840 Min.). Daraus läßt sich die von einer variablen Zahl von Reihern während einer bestimmten Zeitspanne verursachte Mortalität für einen Gewässerabschnitt schätzen (Formel 7), wobei $\hat{M}_R$ = durch Reiher

$$\hat{M}_R = (\hat{F}_R \cdot D_R \cdot d)\,\frac{a}{s} \qquad (7)$$

erbeutete Fischmenge bzw. reiherbedingte Mortalität, $\hat{F}_R$ = Schätzwert für die tägliche Beutemenge pro Reiher, D_R = durchschnittliche Reiherdichte während der beurteilten Zeitspanne, d = Zeitspanne in Tagen, a = Abfischungsstrecke in m (hier 283 m), s = Sichtstrecke (Summe der beobachtbaren Streckenabschnitte in m).

2. Ergebnisse

2.1. Reiherdichte und Fischdichte

Bei den sieben geprüften Bachabschnitten ergab sich keine Beziehung zwischen Fisch-

biomasse und Reiherdichte. Der Sellenbodenbach wurde für die Berechnung nicht berücksichtigt, da der Fischbestand wegen wiederholten Vergiftungen zu gering war. Nach Utschick (1980) reagierten Reiher in Nahrungsteichen auf die relative Erhöhung der Fischbiomasse mit einer relativen Erhöhung der Dichte. Ich berechnete analog für jedes Gewässer die relative Dichteveränderung für Reiher (V_R) und die relativen Veränderungen in der Fischbiomasse (V_B),

$$V_R = \frac{R_{max}/km - R_{min}/km}{R_{max}/km}$$

$$V_B = \frac{B_{max}/ha - B_{min}/ha}{B_{max}/ha}$$

wobei R = Reiherdichte und B = Fischbiomasse (minimal, maximal).

Für die Regressionsberechnung wurde die Veränderung in der Reiherdichte als abhängige Variable (y) definiert. Die Beziehung zur Veränderung in der gesamten Fischbiomasse ist signifikant ($y = 1{,}2418x - 1{,}316$; $r = 0{,}724$, $P < 0{,}05$, df 6) ebenso wie zur Veränderung in der Biomasse von Fischen über 20 cm Länge ($y = 0{,}8483x - 0{,}0558$; $r = 0{,}845$, $P < 0{,}01$, df 6). Das gehäufte Auftreten von Reihern an einem Gewässerabschnitt kann als Reaktion auf die Erhöhung des Fischangebots gedeutet werden. Eine Beziehung zwischen Reiherhäufigkeit und der Gesamtzahl der Fische wurde nicht gefunden. Hingegen besteht eine gesicherte Beziehung zur Anzahl Fische über 20 cm Länge ($y = 0{,}3411x + 0{,}4585$; $r = 0{,}752$, $P < 0{,}05$, df 6). Dies weist wiederum darauf hin, daß der Reiher auf Schwankungen der Biomasse reagiert, da diese vor allem durch Schwankungen bei Jährlingen und älteren Fischen verursacht wird.

2.2. Beziehungen zwischen Reiherdichte, Verletzungsrate, Fischbestand, Gewässer- und Landschaftsstruktur

Es war nicht das Ziel dieser Untersuchung, die Bedeutung der Gewässerstruktur für den Fischbestand nachzuweisen. Dazu gibt es eine umfangreiche Literatur (u.a. White 1968, Binns & Eiserman 1979, Jungwirth 1981). Vielmehr soll nachgewiesen werden, wie eng allenfalls Reiherdichte und reiherbedingte Fischverletzungen mit der Biomasse und der Anzahl Fische korreliert sind.

2.2.1. Fischbiomasse

Bei der Fischbiomasse in kg/ha ergab sich die stärkste, jedoch nicht signifikante Korrelation mit der Bachbreite ($y = 4{,}3621 - 0{,}0089x$; $r = -0{,}4530$, df 7). Der negative Wert bedeutet, daß an schmaleren Gewässern relativ höhere Biomassen zu erwarten sind. Die Residuen R_1 dieser linearen Regression ergaben mit der Bachtiefe eine signifikante Korrelation ($y = 30{,}8869 + 5{,}407x$; $r = 0{,}7785$, $P < 0{,}05$, df 7). Die Residuen R_2 dieser Regression konnten noch mit der Deckung am Ufer korreliert werden ($y = 47{,}3826 + 7{,}9639x$; $r = 0{,}7405$, $P < 0{,}05$, df 6). Die Fischbiomasse wird somit vor allem durch die Beschaffenheit des Gewässers und seiner Ufer bestimmt. Ein direkter Zusammenhang mit der Reiherdichte oder mit Fischverletzungen durch Reiher ist nicht nachweisbar.

2.2.2. Reiherdichte

Mit zunehmender Distanz zu Gebäuden und Straßen steigt die Reiherdichte signifikant an ($y = 142{,}452 + 401{,}685x$; $r = 0{,}7892$, $P < 0{,}05$, df 7). Die Residuen R_1 der linearen Regression sind mit Unterständen korreliert ($y = 0{,}1380 - 0{,}0058x$; $r = 0{,}7152$, $P < 0{,}05$ df 7). Die Reiherdichte wird vermutlich vor allem durch Störungsfaktoren in der weiteren Umgebung oder andere Kulturfaktoren und durch das Angebot an Unterständen beeinflußt. Wahrscheinlich steht dem Reiher in Bächen mit mehr Unterständen auch ein größeres Fischangebot zur Verfügung.

2.2.3. Durch Reiher verletzte Fische

In den neun untersuchten Gewässerstrekken ergab sich kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Verletzungsrate bei Fischen über 20 cm Länge und der Reiherdichte ($y = 0{,}3228 + 2{,}600x$; $r = 0.549$, $P <$

◁ **Tafel 5.** *Oben:* Der naturnahe Rykenbach, aufgenommen vom Beobachtungsstandort für die laufenden Überwachungen. Für diesen eingehend untersuchten Bach erwiesen sich die Klagen über Reiherschäden als unbegründet. – *Unten:* Die mit Blockwurf verbaute Wigger bei Willisau (oberhalb der Untersuchungsstrecke W2). Die Böschung ist nur im obersten Bereich, etwa ab 1 Meter oberhalb der Hochwasserlinie, stellenweise locker verbuscht. Der Reiher hat hier gute An- und Abflugmöglichkeiten, und das Gewässer ist für ihn teilweise watbar. An solchen Gewässern findet man oft überdurchschnittlich viele Reiher. Aufnahmen CHRISTIAN GEIGER, Chur.

Tafel 6. Auf der Schreitjagd im Rykenbach. Die Beutesuche erfolgt meist bachaufwärts. Turbulenzen sowie tiefen oder verbuschten Bachabschnitten weicht der Reiher aus, da hier die Jagd auf Fische erheblich behindert wird. Auch in trübem Wasser ist die Jagd erschwert. Der Graureiher ist im Untersuchungsgebiet tag- und dämmerungsaktiv. In der Nacht wurden nie jagende Vögel beobachtet. An Bächen und Flüssen ist die Individualdistanz zwischen den Vögeln von der Fischbiomasse abhängig. Aufnahme CHRISTIAN GEIGER, Chur.

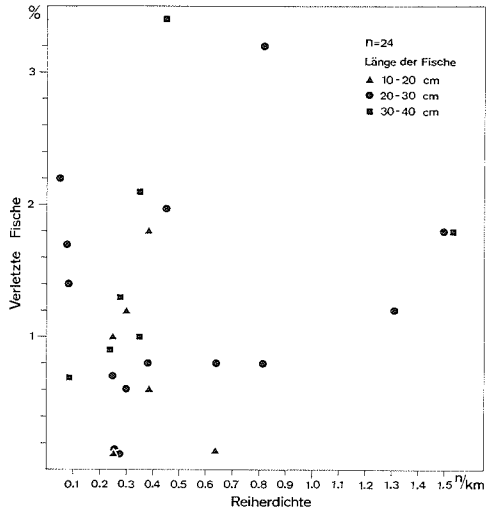


Abb. 2. Beziehung zwischen dem Anteil verletzter Fische (in % des Gesamtbestands) und der Reiherdichte pro km. Es besteht keine Korrelation.

0,2 df 7). Vermutlich besteht dennoch eine schwache Korrelationstendenz, weil die Residuen aus dem statistisch nicht signifikanten Zusammenhang sich mit dem Faktor «Unterstände» korrelieren lassen. Die Residuen R_1 sind mit der Zahl der Unterstände signifikant korreliert ($y = 27{,}485 + 191{,}741x$; $r = 0{,}656$, $P < 0{,}01$ df 7), woraus hervorgeht, daß die Gewässerstruktur die Verletzungsrate mitbeeinflußt. In 24 Elektroabfischungen wurde die Verletzungsrate (prozentualer Anteil verletzter Fische am Total der gefangenen Fische) in den Größenklassen < 10 cm, 10–20 cm, 20–30 cm und > 30 cm mit der Reiherdichte in Beziehung gebracht (Abb. 2). Für keine der Fischgrößenklassen ergaben sich signifikante Zusammenhänge. Auch wenn man die Verletzungsrate in einer Größenklasse nur auf die Anzahl gefangener Fische in dieser Größenklasse bezieht, läßt sich keine Korrelation zur Reiherdichte feststellen. Am Rykenbach schließlich wurde die Beziehung zwischen den monatlichen Verletzungsraten und der entsprechenden Reiherdichte überprüft (Tab. 1). Auch hier ließ sich kein signifikanter Zusammenhang finden.

Die Verletzungsrate ist damit als Maß für die Beurteilung der Reiherdichte an einem Gewässer nicht brauchbar. Zusammen mit den Befunden, daß keine direkte Beziehung zwischen der Fischdichte bzw. Fischbiomasse und der Reiherdichte nachweisbar war, ergibt sich, daß ein unmittelbarer Beweis des Graureihereinflusses auf den Fischbestand (reiherbedingte Fischmortalität) mit Elektroabfischungen (Doppelabfischung, Länge der Fische in cm, Reiherverletzungen an Fischen) nicht zu erbringen ist.

2.3. Die Untersuchungen am Rykenbach

Der naturnahe Rykenbach wurde erst 1982 als Versuchsbach ausgewählt, weil der Pächter über starke Reiherschäden klagte. Während eines Jahres wurde der im Februar 1982 markierte Fischbestand mit 10 Abfischungen im etwa monatlichem Abstand kontrolliert. Eingewanderte Fische wurden neu markiert, abgewanderte in zusätzlichen Abfischungen außerhalb der Kontrollstrecke gesucht. Die aus den Ereignis- und Momentprotokollen des Reiherverhaltens bestimmbare Menge der erbeuteten Fische (= reiherbedingte Mortalität) konnte in Beziehung zur Gesamtbiomasse bzw. zur Biomasse der Immigranten gesetzt werden. Auch der Zeitauf-

Tab. 1. Reiherdichte und Verletzungsrate (prozentualer Anteil der von Reihern verletzten Fische am Total der durch Elektroabfischungen erfaßten Fische) am Rykenbach im Jahresverlauf.

Monat	Reiherdichte n/km	Verletzungsrate %
2.–3.	1,05	3,5
3.–4.	1,45	3,2
4.–5.	0,48	2,5
5.–7.	0,17	3,5
7.–9.	0,31	2,3
9.–10.	0,57	3,9
10.–11.	1,12	1,7
11.–12.	0,76	1,3
12.–1.	0,79	2,3
1.–2.	0,62	1,3
Mittel	0,74 ± 0,40	2,6 ± 0,9

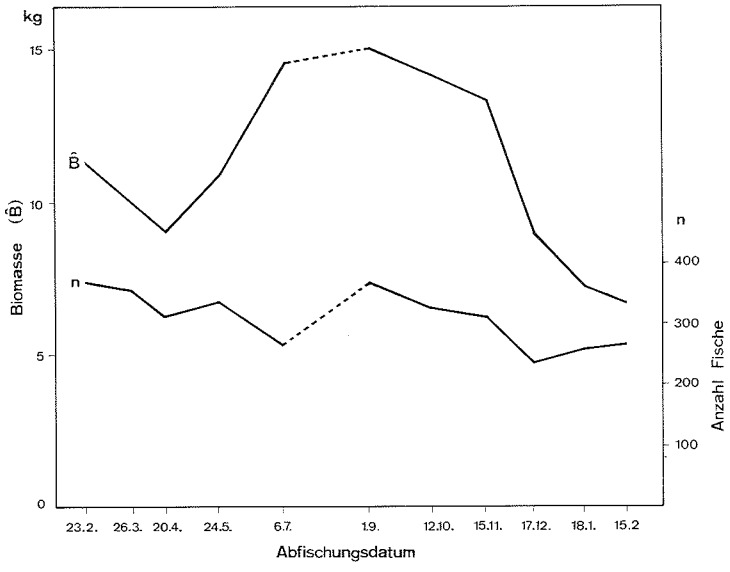


Abb. 3. Veränderung der Fischbiomasse ($\hat{B}$) und des Fischbestands (n) im Rykenbach im Laufe des Jahres. Die mittlere Fischbiomasse betrug 11,07 ± 2,78 kg, die mittlere Fischzahl 309 ± 46. In den Abfischungen bis zum 6.7. sind Brütlinge nicht berücksichtigt; dies erklärt teilweise die sinkende Fischzahl bei gleichzeitigem Anstieg der Biomasse zwischen dem 24.5. und 6.7.

wand zum Fangen und Fressen von Fischen einer bestimmten Größenklasse sowie der Energiegewinn im Vergleich zum Angebot an Bachforellen ließ sich anhand der Daten schätzen. Aus den verschiedenen Werten ergab sich eine Schätzung für die von Reihern genutzte Fischbiomasse.

2.3.1. Schwankungen des Fischbestands im Laufe des Jahres

Die Anzahl Fische in der Untersuchungsstrecke schwankte zwischen 234 und 370 Forellen (Mittel 309 ± 46) (Abb. 3). Die Schwankungen sind verhältnismäßig gering. Die Biomasse schwankte dagegen stärker, zwischen 6,849 kg und 15,077 kg im Laufe des Jahres (Mittel 11,07 ± 2,78 kg). Pro ha betragen die Werte 191 kg bzw. 5327 Forellen. Erwartungsgemäß wurde die höchste Fischbiomasse im Sommer und Herbst gefunden. In dieser Zeit war die Primär- und Sekundärproduktion größer, zusätzliche Unterstände in der Ufervegetation ermöglichten zudem mehr Fischen den Aufenthalt in der Strecke. Nach der Laichzeit starb ein größerer Teil der Laichtiere ab. Diese wurden im Winter nur sehr langsam durch einwandernde Jährlinge ersetzt. Im Frühling und Frühsommer wanderten vor allem Jährlinge kontinuierlich in die Strecke ein. Im Herbst und Winter trugen in erster Linie Sömmerlinge zur Erhöhung der Immigrationsrate bei, während ältere Fische primär die Fischbiomasse im Jahresverlauf beeinflußten. Letztere sind allgemein standorttreu. Einige größere Individuen konnten in praktisch allen Abfischungen an den gleichen Standorten gefangen werden. Eigentliche Laichwanderungen wurden nicht beobachtet.

Die größten Emigrationsraten wurden durch größere Fische im November und durch abwandernde Jährlinge im Frühsommer verursacht. Der größte Biomassenverlust ergab sich während und nach der

Tab. 2. Verlustrate Q für eingesetzte Bachforellen (Jährlinge und Sömmerlinge) im Rykenbach. N = Anzahl eingesetzte Fische.

	Q	N
Jährlinge (Mai)		
Zuchtfische	3,485	100
Wildfänge	1,408	100
Sömmerlinge (November)		
Zuchtfische	8,539	66
Wildfänge	8,087	66

Laichzeit im November/Dezember. Die Verlustrate (D) war bei standorttreuen Fischen stets geringer (D = 0,235 ± 0,15) als bei neu eingewanderten (Q = 0,499 ± 0,24). Rund ein Drittel der Population wurde pro Monat ausgetauscht. Die Zahl der Emigranten war im Durchschnitt 2,8 mal kleiner als die der Immigranten. Diese Differenz könnte u.a. darauf zurückzuführen sein, daß im Gebiet oberhalb der untersuchten Strecke durch Naturverlaichung und Besatzmaßnahmen ein Überschuß und eine entsprechende Abwanderungstendenz bestand (A. Peter mdl.).

Die Immigration ist vermutlich ein langsam und kontinuierlich ablaufender Prozeß. Vergleicht man die Mortalität bei Immigranten und bei eingesetzten Bachforellen, so zeigen sich deutliche Unterschiede. Im Mai wurden 100 Wildfänge aus dem Rykenbach und 100 Zuchtfische, alles gleich große Jährlinge, in die Untersuchungsstrecke eingesetzt. Ein gleiches Experiment wurde im November mit je 66 Sömmerlingen durchgeführt. Aus Tab. 2 geht hervor, daß die Verlustrate (Q) bei den Zuchtfischen höher lag als bei den eingesetzten Wildfängen. Die geringste Mortalität wurde bei natürlich eingewanderten Fischen festgestellt: mittleres Q = 0,527 (Einzelwerte: 20.4–25.5. Q = 0,833; 6.7.–1.9. Q = 0,263; 12.10.–15.11. Q = 0,492).

2.3.2. Schätzung der durch Reiher bei Bachforellen verursachten Mortalität

Die Dichte von 0,738 ± 0,412 Reihern pro km (gesamtschweizerisch im Winter an Bächen von gleicher Breite 0,391 Reiher pro km) war an der Untersuchungsstrecke Rykenbach vergleichsweise hoch. Aufgrund von 150 Dauerprotokollen (Moment- und Ereignisaufnahmen in rund 100 Protokollstunden) wurde die durchschnittlich pro Reiher und Tag erbeutete Fischmenge berechnet. Sie beträgt 2,734 ± 0,834 Fische. Dauerbeobachtungen ergaben maximal 8 Fische pro Reiher und Tag. Bei der Schätzung der in einem bestimmten Zeitabschnitt von Reihern entnommenen Fischmenge wurden neben der Reiherdichte und der beobachteten Zahl der erbeuteten Fische pro Zeiteinheit auch die Jagdaktivität (Geiger 1984b) und die vom Reiher bevorzugten Größenklassen berücksichtigt. In Tab. 3 sind die entsprechenden Werte (Biomasse in Gramm), bezogen auf den Zeitraum zwischen zwei aufeinanderfolgenden Abfischungen, angegeben. Mit diesen Werten wurde versucht, die durch Reiher bedingte Mortalität bei Fischen abzuschätzen. Eine Bestimmung des Anteils dieser Mortalität an der Gesamtmortalität ist anhand der verfügbaren Daten nicht möglich.

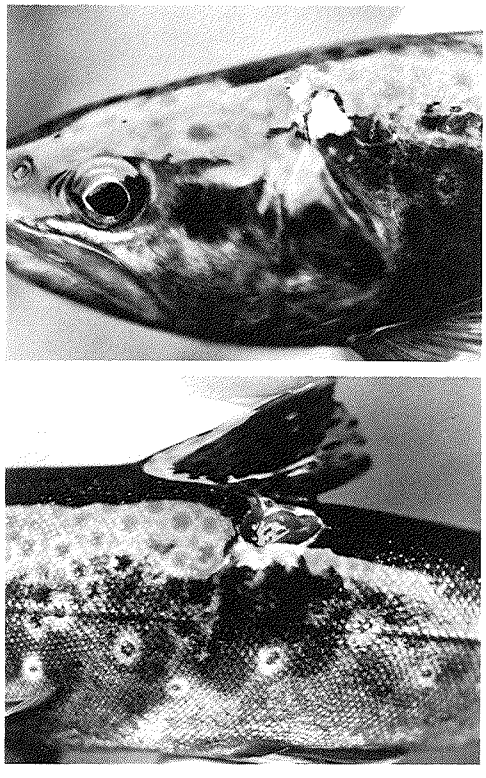


Abb. 4. Durch Reiher verursachte Verletzungen an Forellen.

Eine Vergleichsbasis bietet die bei den einzelnen Abfischungen festgestellte Fischbiomasse. Sie entspricht dem momentanen Maximalangebot, das rein theoretisch zur

Tab. 3. Schätzwerte für die durch Reiher verursachte Mortalität $\hat{M}_R$ (erbeutete Fischmenge in Gramm) im Vergleich zur gesamten Fischbiomasse $\hat{B}$ sowie zur Biomasse der Immigranten $\hat{I}_B$ je Abfischung. Die Mittelwerte wurden zeitlich gewichtet. d = Anzahl Tage zwischen zwei Abfischungen, D_R = mittlere Reiherdichte an der Abfischungsstrecke von 285 m während der entsprechenden Zeitspanne. Zur Berechnungsweise vgl. Kap. 1.4. (Formeln 6 und 7).

Datum	Tage d	D_R	$\hat{M}_R$ g	$\hat{M}_R$ % $\hat{B}$	$\hat{M}_R$ % $\hat{I}_B$
23.2.					
26.3.	31	0,298	1023	9,7	41,4
20.4.	25	0,414	1150	12,1	50,8
24.5.	34	0,136	850	8,3	16,4
6.7.	43	0,048	774	6,0	18,8
1.9.	57	0,088	570	3,7	21,2
12.10.	41	0,163	1107	7,6	53,6
15.11.	34	0,320	578	4,1	15,8
17.12.	32	0,217	640	5,8	30,2
18.1.	32	0,225	480	5,8	12,5
15.2.	28	0,178	140	2,1	45,3
Mittel		0,190	7312	6,3	29,4

Verfügung steht. Wie Tab. 3 zeigt, betrug die von Reihern entnommene Menge durchschnittlich 6,3% (max. 12,1%, min. 2,1%). Man kann aus diesen Prozentzahlen keine Schlüsse bezüglich des Graureihereinflusses auf den Fischbestand ziehen, weil nicht bekannt ist, welcher Anteil der Fischbiomasse genutzt werden kann, ohne daß sich der Bestand längerfristig vermindert. Immerhin zeigen die Zahlen, daß die Reiherbeute gemessen an der gesamten Fischbiomasse gering ist.

Als weiterer Vergleichwert dient uns die Biomasse der immigrierenden Fische. Sie kann als relatives Maß für den vom Bestand an residenten Fischen unabhängigen «Überschuß» gelten. Im Vergleich zur Immigranten-Biomasse ist die von Reihern erbeutete Menge wesentlich höher (im Mittel 29,4%, max. 53,6%, min. 12,5%).

Die Reiher entnahmen der Untersuchungsstrecke im Laufe des Jahres sehr unterschiedliche Anteile an der Biomasse, ebenfalls stark schwankte die absolute Entnahme. Im März–Mai war die Entnahmerate verhältnismäßig hoch, sank im Sommer ab und stieg im Herbst wieder an. Die Zahl der erbeuteten Fische war in der Brutzeit am höchsten, wenn die Jungenaufzucht zusätzlichen Nahrungsbedarf bedingt. Die Fischbiomasse nahm aber gerade in dieser Zeit weitaus am stärksten zu (Abb. 3). Im Spätherbst, während und nach der Laichzeit, sank die Fischbiomasse stark ab, zu einer Zeit also, da die von Reihern erbeutete Menge durchschnittlich bis gering war. Offensichtlich folgt die Biomassenentwicklung bei Fischen im Jahresverlauf eigenen Gesetzmäßigkeiten und wird durch den «Reiherfraß» nicht merklich beeinflußt. Alle Befunde führen zur Annahme, daß der Reiher am Rykenbach mit seinem gesunden, hohen Fischbestand als kompensatorischer Mortalitätsfaktor (Anderson & Burnham 1976) wirkt, d. h. keine regulierende Wirkung auf den Fischbestand ausübt.

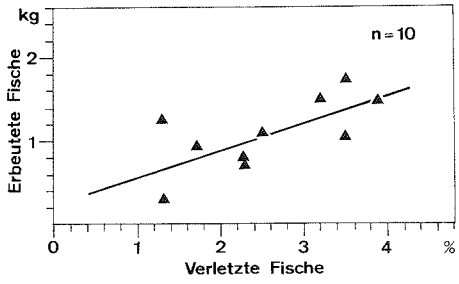


Abb. 5. Beziehung zwischen dem Anteil von Fischen mit Reiherverletzungen (in % des Gesamtbestands) und der durch Reiher erbeuteten Fischbiomasse im Untersuchungsgebiet Rykenbach. $y = 0{,}2204 + 0{,}3366x$; $r = 0{,}7221$, $P < 0{,}05$, df 8.

2.3.3. Fischentnahme durch den Reiher und Verletzungsrate

Fischentnahmerate durch den Reiher und Reiherdichte waren tendenziell positiv korreliert. Zwischen Entnahmerate und Verletzungsrate wurde kein Zusammenhang gefunden. Hingegen ist die Verletzungsrate in Prozent mit der Anzahl durch Reiher erbeuteter Fische (in kg) signifikant korreliert (Abb. 5). Mit zunehmender Fischentnahme in einem bestimmten Gewässer steigt auch die Verletzungsrate. Da aber in

anderen Gewässern andere Umweltbedingungen den Jagderfolg des Reihers beeinflussen, kann nicht mit Sicherheit von der Verletzungsrate auf die Fischentnahme geschlossen werden. Insbesondere fehlt ein Zusammenhang zur Biomasse. Dennoch darf vermutet werden, daß Verletzungsraten über 10% auf einen stärkeren Einfluß des Reihers auf den Fischbestand hindeuten. Hierbei gilt es die Altersstruktur der Fischpopulation zu berücksichtigen. Wie Abb. 6 zeigt, ist die Verletzungsrate bei großen Fischen höher als bei kleinen. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß größere Fische einerseits leichter zu treffen sind und andererseits einen ungenauen Fangstoß eher überleben. An Gewässern mit höherer Reiherdichte ist der geschätzte Zusammenhang stärker ausgeprägt. Aus Abb. 6 läßt sich die «Trefferwahrscheinlichkeit» in Abhängigkeit von der Größe der Fische ableiten, nicht aber eine Aussage über die Präferenz des Reihers bezüglich Fischgrößenklassen.

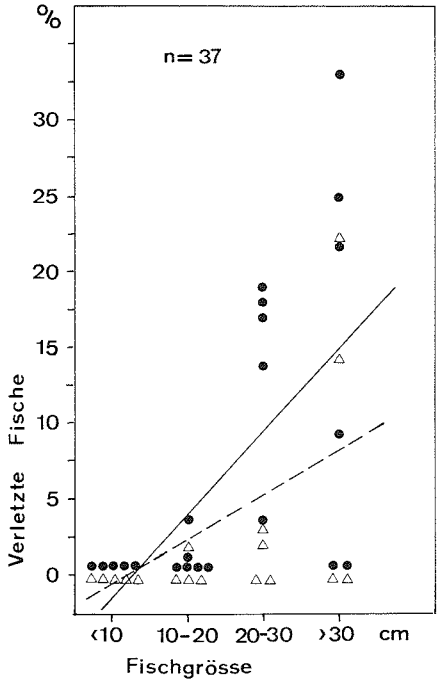


Abb. 6. Beziehung zwischen dem Anteil verletzter Fische pro Größenklasse und dem Gewässerverbauungsgrad (● = Orte mit starker Verbauung, Reiherdichte hoch; △ = Orte mit tiefen Kolken, Reiherdichte klein). Der Zusammenhang wurde qualitativ beurteilt und ist mit einer durchgezogenen (●) bzw. gestrichelten (△) Geraden angedeutet.

2.3.4. Beuteerwerb nach Größenklassen und Zeitaufwand

An Rykenbach und Wigger wurde mittels Direktbeobachtung überprüft, ob die Fische dem Angebot entsprechend erbeutet werden (Abb. 7); das Angebot wurde durch Elektroabfischung ermittelt. Als statistisch gesicherter Befund ergab sich, daß in beiden Untersuchungsstrecken bis 10 cm bzw. 10–20 cm lange Fische bevorzugt wurden. An der Wigger kam die Bevorzugung besonders deutlich zum Ausdruck, weil praktisch gleichviele Fische über und unter

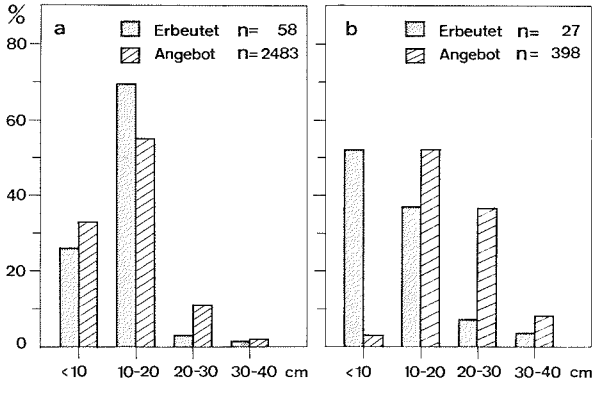


Abb. 7. Vergleich zwischen Fischentnahme durch den Reiher und Fischangebot nach Größenklassen im Rykenbach **(a)** und in der Wigger **(b)**. Der Reiher erbeutet bevorzugt Fische bis 20 cm Länge. Rykenbach $\chi^2 = 9{,}026$; $P < 0{,}05$, df 3. Wigger $\chi^2 = 177{,}04$; $P < 0{,}001$, df 3.

20 cm vorhanden waren. Im Rykenbach waren 95% der erbeuteten Fische kleiner als 20 cm, in der Wigger 89%. Wieviele der großen erbeuteten Fische kranke oder schlecht konditionierte Exemplare waren, war nicht zu ermitteln. An der Wigger fraßen Reiher im strengen Winter 1980/81 regelmäßig auch häusliche Abfälle.

Wenn die Befunde an diesen Gewässern repräsentativ sind, müßte der Reiher für den Fang und die Behandlung der Beute bei zunehmender Fischlänge immer mehr Zeit aufwenden. Für die Prüfung dieser Annahme wurden nur Fälle berücksichtigt, die innerhalb der gleichen Dauerbeobachtung auftraten und die gleiche Größenklasse der Fische betrafen. Bei Bachforellen (Abb. 8) ordnen sich die Zeitspannen zwischen zwei erfolgreichen Fanghandlungen zu einer exponentiellen Kurve. Mit zunehmender Beutegröße steigt der Zeitaufwand überproportional an. Dasselbe gilt für den Zeitaufwand zwischen Fanghandlung und Schluckakt (Abb. 9). Je größer die Beute, desto mehr Zeit brauchten die Reiher für die Suche und die Behandlung der Beute. Der Zeitaufwand für Fang und Behandlung im Verhältnis zur Beutegröße ist bei Kleinsäugern größer als bei Bachforellen. Kleinsäuger und Insekten wurden am Rykenbach offenbar nur aufgenommen,

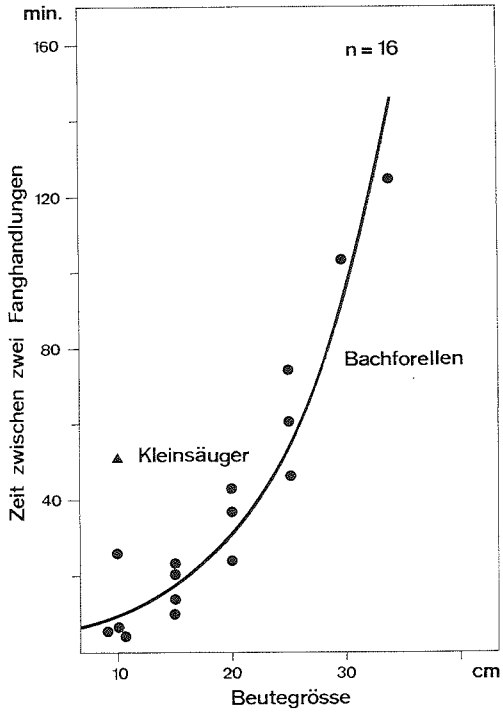


Abb. 8. Minimaler Zeitaufwand des Reihers für den Fang von Beutetieren verschiedener Größe. Bei den Bachforellen (●) folgt der Zeitaufwand einer exponentiellen Kurve ($y = 2{,}1267\ e^{0{,}1304x}$; $r = 0{,}9045$, $P < 0{,}01$, df 14).

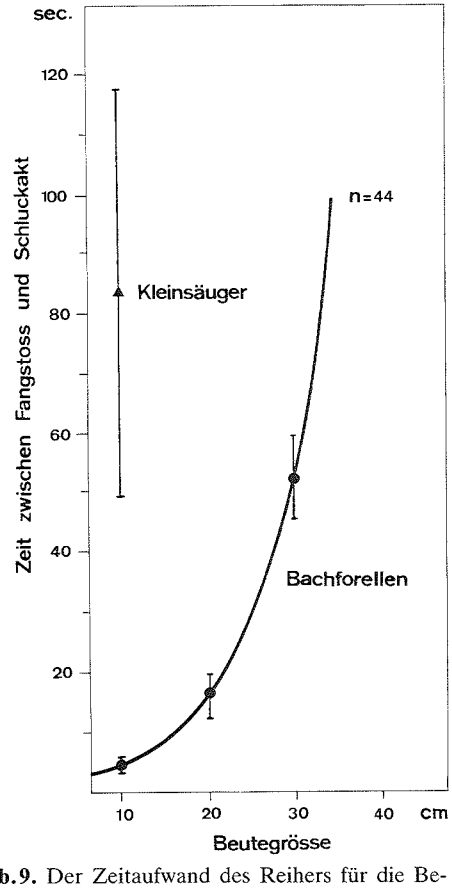


Abb. 9. Der Zeitaufwand des Reihers für die Behandlung erbeuteter Bachforellen verschiedener Größe (Fangstoß bis Schluckakt) folgt einer exponentiellen Kurve ($y = 2{,}4610\ e^{0{,}1282x}$; $r = 0{,}9594$, $P < 0{,}01$, df 21).

wenn sie leicht zu erbeuten waren. Die optimale Beutegröße liefert pro Zeitaufwand am meisten Energie. Für die beiden häufigsten Beutetierarten wurde berechnet, wieviel kJ jedes Beutetier liefert und wieviel kJ pro Zeitaufwand für Jagen und Fressen gewonnen wird (Abb. 10). Für den Reiher am Rykenbach erwiesen sich als lohnendste Beutetiere Bachforellen von 10–20 cm Länge, gefolgt von Fischen unter 10 cm Länge. Bei Kleinsäugern ist der Kosten-Nutzenaufwand noch etwas günstiger als bei Bachforellen über 20 cm Länge. Dem entspricht, daß Reiher neben Fischen auch regelmäßig Kleinsäuger jagen. Große Fische einerseits, Insekten und andere Kleinsttiere andererseits scheinen dagegen von untergeordneter Bedeutung zu sein. Sie werden ebenso wie weitere Arten vermutlich bei Gelegenheit unselektiv aufgenommen.

Am Rykenbach wurde durch den Einsatz von 200 Jährlingen (8–13 cm) die Fischdichte kurzfristig um den Faktor 1,7 erhöht. In regelmäßigen Beobachtungen während fünf Tagen von bestimmten Standorten aus wurde festgestellt, wie der Reiher auf diese Erhöhung des Nahrungsangebots reagierte. Während normalerweise in der Größenklasse 10–20 cm rund 100 g Fisch pro Tag in diesem Zeitabschnitt gefangen wurde, erhöhte sich die Fischentnahme während drei Tagen nach Beginn des Experiments auf 390 g pro Tag und sank danach wieder auf den Ausgangswert ab. Die Reiherdichte blieb dabei gleich hoch. Der Reiher jagte während drei Tagen vermutlich vermehrt nach den eingesetzten Fischen, bis die profitable Beute wieder etwa die Ausgangsdichte erreicht hatte. Ein gleiches Experiment mit Sömmerlingen im November führte zu keiner Reaktion beim Reiher. Trotzdem konnten nach sieben Tagen nur noch 19 von 132 eingesetzten Sömmerlingen gefangen werden, während sich im Mai nach 19 Tagen immerhin noch 52 von 200 Jährlingen nachweisen ließen. Dies bestätigt den Befund, daß vor allem 10–20 cm lange Fische für den Reiher optimale Beutetiere sind, während kleinere Fische eine eher untergeordnete Bedeutung haben. Es zeigt sich aber auch, daß eingesetzte Fische mit oder ohne Reihereinfluß einer erhöhten Mortalität unterworfen sind.

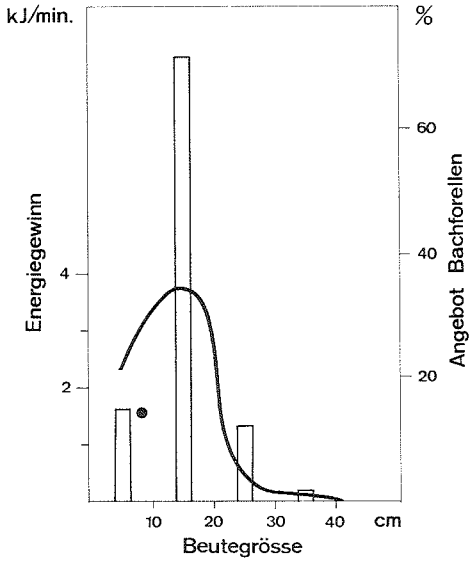


Abb. 10. Energiegewinn in kJ pro Minute Zeitaufwand für die Erbeutung (Jagen und Fressen) von Fischen verschiedener Größe. Zum Vergleich ist das Angebot von Fischen verschiedener Größenklassen am Beobachtungsort im gleichen Zeitraum eingetragen (Säulen). Die Kurve wurde von Hand eingezeichnet. Der Energiegewinn bei der Erbeutung von Kleinsäugern ist für die durchschnittliche Beutegröße (●) angegeben.

3. Diskussion

Ursprüngliches Ziel dieser Untersuchungen war es, abzuschätzen, ob die durch Reiher verursachte Mortalität die Fischbestände negativ beeinflußt. Die Ergebnisse zeigen, daß dieses Ziel nur teilweise erreicht werden konnte. Der Graureiher ist eine mobile Tierart, die Dichteänderungen bei Beutetieren rasch erkennt und durch Verhaltensänderungen (functional response) ebenso wie durch Abundanzänderungen (numerical response) auszunützen versteht. Seine wichtigsten Beutetiere, die Fische leben in

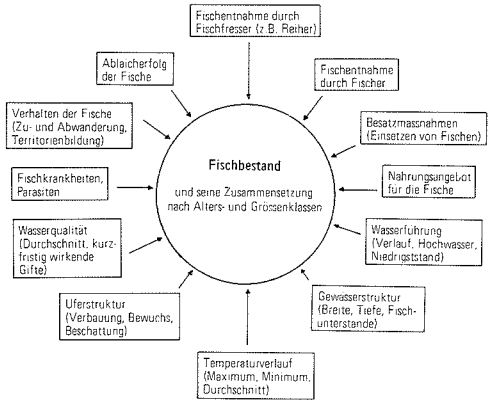


Abb. 11. Der Fischbestand eines Fließgewässers wird durch eine große Zahl von Faktoren beeinflußt, von denen im Diagramm einige der wichtigsten genannt sind.

meist offenen, labilen Ökosystemen, die durch eine große Zahl von Faktoren beeinflußt werden (Abb. 11).

3.1. Reiherdichte, Fischdichte und Landschaftsstruktur

Beobachtungen von Sportfischern während der Laichzeit bestätigen, daß sich Reiher an Orten mit erhöhter Fischdichte vermehrt einfinden. Das Untersuchungsergebnis und die Befunde von Utschick (1980) weisen aber darauf hin, daß Reiher nur auf eine starke Erhöhung der Fischbiomasse mit einer Erhöhung der Dichte reagieren, in den untersuchten Fließgewässern erst bei einer Erhöhung der Fischbiomasse um die Hälfte. Dies könnte teilweise mit der Verteidigung des Nahrungsraumes durch den Reiher zusammenhängen. Die Dichte, bei der die Reiher in Gruppen jagen, wird in Fließgewässern nur bei extrem hohen Fischdichten erreicht, so z.B. in Fischzuchtanlagen und Teichwirtschaften. Meyer (1981) konnte durch Aufstellen von Graureiherattrappen die Gruppengröße in Fischfarmen erhöhen. Vermutlich beobachten Reiher Artgenossen am Gewässer genau und entscheiden nach deren Verhalten, ob sich die Jagd in der Nähe allenfalls lohnt. Besonders juvenile Vögel schließen sich offenbar gerne erfahrenen Adulten an. Diese halten im Gegensatz zu Juvenilen andere Artgenossen vermehrt durch aggressive Interaktionen auf Distanz. Damit bewirken die adulten Tiere eine stärkere Dispersion an Nahrungsgewässern mit geringer Fischdichte. Marion (1984) unterscheidet territoriale und nicht-territoriale «Nahrungszonen». Er fand Beziehungen von territorialen bzw. nicht-territorialen Strategien zu verschiedenen ökologischen Parametern von Nahrungsgebieten: Distanz zum Nest, Stabilität und Reichhaltigkeit des Nahrungsangebotes, Störung durch den Menschen, Eignung für territoriale Verteidigung.

Die Fischbiomasse erwies sich als stark abhängig von der Gewässerstruktur. Utschick (1980) fand an Aufzuchtbächen eine Beziehung der Fischdichte zu Breite, Ufergestaltung und Tiefe, aber keine direkte Beziehung zu Reiherdichte und Verletzungsraten. White (1968), Binns & Eisermann (1979) und Jungwirth (1981) zeigen ebenfalls die Bedeutung der Gewässerstruktur für den Fischbestand auf. Die Reiherdichte schwankte unabhängig von der Fischbiomasse und der Anzahl Fische. Hingegen wird sie offenbar durch menschliche Störungen und die Gewässerstruktur beeinflußt. Utschick (1980) kam in seinen Untersuchungen zu ähnlichen Ergebnissen. Er fand im übrigen ebenfalls eine direkte Beziehung zu Faktoren der Landschafts- und Gewässerstruktur und keine zur Reiherdichte. Jungwirth (1981) stellte in ausgebauten Fließgewässern der Voralpen bis zu 97% weniger Fischbiomasse im Vergleich zu naturnahen Abschnitten im gleichen Gewässer fest. Die mittlere Fischgröße war zudem in ausgebauten Strecken kleiner als in naturnahen.

Die Reiherdichte an einem Bachabschnitt und der Fischbestand werden wahrscheinlich unabhängig voneinander von der Art und Struktur des Gewässers beeinflußt. Für die Entwicklung der Fischbestände ist die Gewässerstruktur entscheidend. Für die örtliche Reiherdichte spielt zudem das

Fischangebot eine gewisse Rolle: Reiher reagieren offenbar auf Veränderungen der Fischbiomasse.

3.2. Fischbestand im Jahresverlauf

Die Untersuchungen an markierten Fischen im Rykenbach weisen auf die Bedeutung der starken Populationsdynamik für den Fischbestand hin. Bis gegen zwei Drittel des Ausgangsbestands können innerhalb Monatsfrist ausgetauscht werden. Ähnliche Ergebnisse legten Milner et al. (1979) vor. Sie fanden starke Nettoimmigrationsraten und größere Verluste bei immigrierenden Fischen im Vergleich zu residenten. In kleineren Fließgewässern geht der Turnover in der Population rasch vor sich. Die Halbwertszeit $t_{0,5}$ (die Zeit, die es braucht, um die Hälfte der Population auszuwechseln, Milner et al. 1979), betrug für Jährlinge und ältere Fische im Rykenbach 158 Tage. In größeren Fließgewässern ist sie meist beträchtlich länger. Milner et al. (1979) fanden in 10–14 m breiten Gewässern und Untersuchungsstrecken von 50 m Länge eine Halbwertszeit von 252 Tagen. Ein langsamerer Turnover ist meist auch mit einer geringeren Immigrationsrate verbunden. Da die Immigrationsrate stets größer war als die Emigrationsrate, ging vermutlich ein beträchtlicher Teil der Fische zugrunde. Solche Befunde lassen vermuten, daß die Tragfähigkeit des Systems begrenzt ist und der Fischbestand eine bestimmte Größe nicht übersteigen kann. Fischeinsätze im Rykenbach schlugen wohl auch deshalb fehl. Dem Reiher (und dem Fischer) steht wahrscheinlich ein großes Angebot an «überzähligen» Fischen zur Verfügung, das nur zum Teil genutzt wird. Viele Fische müssen im Laufe des Jahres zugrunde gehen, während jüngere Altersklassen nachrücken, die ebenfalls Raum und Nahrung beanspruchen.

3.3. Reiherbedingte Mortalität

Pro Reiher wurden im Durchschnitt 2–4 Fische pro Tag aufgenommen. Dauerbeobachtungen ergaben maximal 8 Fische pro Reiher und Tag. Die Ergebnisse stimmen recht gut mit den Untersuchungen von Creutz (1964) und Utschick (1980) überein. Die gefundene Beutemenge entspricht im Mittel 6,3% der Fischbiomasse. Absolut gesehen war die Fischentnahme durch Reiher eher gering. Die entscheidende Frage, welchen Anteil der Reiherfraß an der gesamten Fischmortalität hat, konnte nicht beantwortet werden. Bell (1978) ordnet der Mortalität drei Ursachenkomplexe zu: (1) Nichtinfektiöse Mortalität (organische oder abiotische Krankheiten inkl. anthropogene Fischvergiftungen). (2) Infektiöse Mortalität. (3) Mortalität durch Prädatoren (Kannibalismus, andere Fischarten, Vögel, Säuger, Mensch, Reptilien, Invertebraten). Daraus wird ersichtlich, daß an der Mortalität viele Faktoren beteiligt sind. Beispielsweise hat in sechs von acht untersuchten Gewässern das gelegentliche Einfließen von Jauche zu einer merklichen Verminderung des Fischbestands geführt. Im Gegensatz zu «Fischvergiftungen» und Krankheitsausbrüchen, bei denen ein Teil der betroffenen Fische gefunden werden, verschwinden von Prädatoren erbeutete Fische meist unbemerkt. Fischbestände in natürlichen Gewässern unterliegen kontinuierlich dem Einfluß von Prädatoren. In welchem Fall diese Mortalität «ungewöhnlich» ist, kann aufgrund der vorhandenen Erkenntnisse kaum beurteilt werden.

3.4. Reihereinfluß und Bestandsdynamik bei Fischen

Verschiedenste Indizien weisen darauf hin, daß der Fischbestand im wesentlichen durch das Raum- und Nahrungsangebot bestimmt wird: erhöhte Verluste im Frühling und Sommer bei Jährlingen und gleichzeitig erhöhte Immigrationsrate, größere Verluste im Spätherbst auch bei älteren Fischen, größere Verluste bei eingewanderten oder eingesetzten Fischen, weniger Verluste bei standorttreuen Fischen und die starke Schwankung der Fischbiomasse zwischen Sommer und Winter. Fischeinsätze in Bä-

che lohnen sich längerfristig nur, wenn den eingesetzten Fischen ein entsprechendes Raum- und Nahrungsangebot zur Verfügung steht. Die Untersuchungen der Biomasse, der Immigrations- und Emigrationsrate sowie der Verlustraten zeigen eine große Dynamik des Fischbestands im Laufe des Jahres. Gemessen an der Gesamtheit natürlicher Fischverluste hat der Reiherein-fluß sehr wahrscheinlich nur kompensatorische Bedeutung.

In Gewässern mit schwächerer Dynamik und geringen, aber für Reiher gut erreichbaren Fischbeständen kann der Reiherein-fluß stärker sein. Ein langsamerer Turnover und geringere Immigrationsraten sind vor allem in Fließgewässern zu erwarten, deren Fischbestand gering ist und deren Gewässerstruktur und Wasserqualität nur bedingt für Fische geeignet sind (Jungwirth 1981, Binns & Eiserman 1979). Dies sind die bei uns weitverbreiteten, hartverbauten und begradigten Fließgewässer. Der Beutefang wird für den Graureiher in den ausgebauten Gewässern wesentlich erleichtert, weil sie meist überall watbar sind und Unterstände für Fische fehlen. Die Erreichbarkeit der Beute ist hier optimal, und der Reiher kann in ausgebauten Gewässern noch bei sehr geringer Fischdichte, wie z. B. am Rotbach bei 0,15 pro m^2, erfolgreich jagen.

Der Graureiher ist im übrigen kein extremer Nahrungsspezialist (Müller 1984, Giles 1981). Nimmt der Bestand einer Beutetierart ab, kann er sehr rasch auf eine andere Art wechseln. Während ausgesprochene Nahrungsspezialisten von ihrer Beutetierart reguliert werden, können Prädatoren mit einem breiteren Nahrungsspektrum ihre Hauptbeutetierart bei geringer Dichte regulieren (Remmert 1978, Erlinge et al. 1983). Der Regulationseffekt wird verstärkt, wenn die Beutetierart nur eine Fortpflanzungszeit pro Jahr hat und die größte Dichte des Prädators mit der geringsten Dichte des Beutetiers zusammenfällt. Diese Voraussetzungen wären für die Bachforelle in ausgebauten Bächen im Winter teilweise gegeben. Der Reiherein-fluß gewinnt möglicherweise an Bedeutung, wenn der Bestand gleichzeitig von Anglern befischt wird.

Dennoch ist es unwahrscheinlich, daß Reiher die Entwicklung von Fischbeständen unter naturnahen Bedingungen in erheblichem Maße beeinflussen. Daß wir einen den Befunden von Roth (1956) vergleichbaren Reihereffekt nicht haben finden können, dürfte den Fortschritten in der Untersuchungsmethode zuzuschreiben sein. Die von Roth (1956) ermittelten Unterschiede im Ertrag (9,3facher Mehrertrag an fangfähigen Fischen in Abwesenheit von Reihern) sind in entsprechender Größenordnung von andern Autoren auch ohne Reiherabwehrmaßnahmen beobachtet worden. So haben Milner et al. (1979) bei der gleichen Altersklasse in einem kleinen Forellenbach eine Bestandsschwankung um das 9,3fache gefunden, und in dem von uns untersuchten Waldbach (A2) veränderte sich der Bestand von einem Jahr zum andern um das 3,3fache.

3.5. Fischentnahme und bevorzugte Größenklassen

In allen Untersuchungen war die Entnahmerate in bezug auf das Angebot zugunsten der Größenklassen unter 20 cm verschoben. Die Magenanalysen von Müller (1984) ergaben, daß 73% aller gefressenen Fische unter 20 cm lang waren. Nur 3% waren länger als 30 cm. Dabei wurden mehr als 50% der untersuchten Reiher in Flußrevieren (10 m Breite) erlegt, die naturgemäß ein größeres Angebot an fangfähigen Fischen aufweisen. Die Befunde stimmen mit jenen von Owen (1955), Creutz (1964), Krebs (1974), Willard (1979) sowie Utschick (1980) überein und zeigen, daß auch in Fließgewässern Fische ab 20 cm weniger gefährdet sind. Wie aus der Umfrage bei Fischereiaufsehern und Sportfischern hervorgeht (Geiger 1984d), unterschätzen Fischer offenbar die Menge der vom Reiher erbeuteten Fische von 10–20 cm und überschätzen sie vor allem bei den Fischen über 20 cm Länge. Da nur 2% aller Brütlinge das

fangfähige Alter erreichen (Geiger 1962), müssen 98% im Laufe ihrer Entwicklung zum fangfähigen Fisch zugrunde gehen. Ob diese Fische durch den Reiher gefressen werden oder nicht, spielt für den Fischbestand nur eine minimale Rolle. Der Reiher dürfte somit auch bezüglich der Größenklassenverteilung der gefressenen Fische mehrheitlich kompensatorischen Einfluß auf die Populationsdynamik des Fischbestandes haben. In einzelnen Fällen ist ein rascherer Turnover in der Population durch den Reihereinfluß möglich, insbesondere wenn der Anglereinfluß auf den Fischbestand gering ist.

Die Bevorzugung kleinerer Fische deutet auf eine Futtersuchstrategie hin, die dem Reiher bei möglichst geringem Zeit- und Kraftaufwand möglichst viel Energie liefert (Krebs & Cowie 1976). Wie Krebs et al. (1977) an der Kohlmeise *Parus major* nachgewiesen haben, wird bei niederer Beutedichte unselektiv gejagt, wenn große (profitable) und kleine (unprofitable) Beute in gleicher Menge angeboten wird. Bei hoher Dichte bei allen Beutetieren wird dagegen stark selektiv auf große Beutetiere Jagd gemacht. Ähnliches kann beim Reiher vermutet werden. In kleineren Fließgewässern mit geringem Anteil großer Fische, aber mittlerer bis hoher Beutetierdichte, werden selektiv 10–20 cm lange Fische gejagt. Wird die Beutetierdichte bei großen Fischen stark erhöht, erbeutet der Reiher eher 15–25 cm große Fische, wie das in Fischzuchten beobachtet wurde (Meyer 1981).

3.6. Problematik der Schadenbeurteilung

An hartverbauten und begradigten Gewässern kann eine direkte «Konkurrenz» zwischen Graureiher und Sportfischer nicht ausgeschlossen werden, weil die Reiherdichte im allgemeinen größer ist als an naturnahen Gewässern (vgl. Geiger 1984a, Fischbacher 1984). Es ist jedoch schwierig, das Ausmaß des Reihereinflusses festzustellen. Die Unsicherheit in der Beurteilung des Reihereinflusses kommt auch bei den befragten Fischereiaufsehern und Sportfischern zum Ausdruck. In den Kantonen, die sich an der Umfrage beteiligten, hat nur ein Drittel (32%) aller Befragten genauere Angaben zum Schadproblem gemacht. Dies mag ein Hinweis darauf sein, wie schwierig es für die Betroffenen ist, Schäden an den Fischbeständen durch den Reiher oder andere Ursachen genau zu erfassen oder zu schätzen. Viele Fischereiaufseher machten auf diesen Umstand aufmerksam. Ückermann, Spittler & Graumann (1980) fanden, daß in Teichwirtschaften die Abfischungsergebnisse keine Beurteilung des Reiherschadens ermöglichen. Da Fließgewässer offene, labile Ökosysteme sind, ist der Nachweis des Reihereinflusses dort noch schwieriger zu erbringen. Populationsdynamische Vorgänge bei Fischbeständen in offenen Fließgewässern sind nur mit aufwendigen Untersuchungen zu erfassen. Timmermans et al. (1975) kommen zum Schluß, daß die jährliche totale Sterblichkeit bei einem Fischbestand mit gewöhnlichen Elektroabfischungen unmöglich genau abzuschätzen sei, außer man habe sie mit markierten Fischen vorgenommen.

Die Überprüfung der Schadenfrage am Rykenbach führte zum Schluß, daß keine direkte Konkurrenz zwischen Reiher und Sportfischer existiert. Diese Folgerung wird erhärtet durch den Umstand, daß die Pächter innert Jahresfrist im 35 km langen Einzugsgebiet (15 km davon sind zur Befischung geeignet) nur 85 Bachforellen fingen, obwohl der Fischbestand durchaus eine stärkere Befischung zuließe. Nach Utschick (1980) kompensiert der Reiher «nur andere Verlustquoten der Fische, wie Hunger-, Streßtod oder Abwanderung.»

In beschränktem Maß läßt sich die vom Reiher erbeutete Fischmenge anhand der Verletzungsrate abschätzen. Dabei ist zu berücksichtigen, daß Fischbestand und Verletzungsrate durch eine Vielzahl wechselnder Faktoren beeinflußt werden. Insbesondere scheint die Verletzungsrate vom Populationsaufbau und der Gewässerstruktur abhängig zu sein. Leider fehlen auch einheitliche Kriterien zur Beurteilung der

Fischbiomasse, die in einem Gewässer zu erwarten wäre. Dieser Erwartungswert wäre eine zusätzliche Voraussetzung zur Schadenbeurteilung, da sie weitere Ursachen für einen geringen Fischbestand aufdecken könnte. Utschick (1980) kommt aufgrund anderer Methoden zu ähnlichen Ergebnissen. Er stellt dabei fest, daß in stark strukturierten Bächen die Verletzungsrate bei erhöhter Fischdichte weniger stark ansteigt als in begradigten Bachabschnitten. Bei sehr geringer Fischdichte ist auch die Verletzungsrate nur noch gering, wobei die Bestandszusammensetzung nach Größe die Verletzungsrate mitbeeinflußt. Fischdichten dieser Größenordnung sind aber weder für den Reiher noch für den Fischer zur Befischung geeignet.

3.7. Reiher und Besatzmaßnahmen

Da der Reiher bevorzugt nicht fangfähige Fische frißt (Fangmaß ab 22 cm), beeinflußt er den Ertrag des Fischers vermutlich wenig. Von Fischereiseite wird jedoch argumentiert, der Reiher schade dem Nachwuchs und beeinträchtige den Erfolg von Besatzmaßnahmen. Die Befunde ergaben eine Korrektur dieser vereinfachenden Vermutung. In Bächen, deren Fischbestand nahe der Tragfähigkeit des Gewässers liegt, ist die Verlustrate bei eingesetzten Fischen sehr hoch. Innert Tagen geht der größte Teil durch Abwanderung und Tod verloren. Auch bei natürlicher Einwanderung sind die Verlustraten immer größer als bei standorttreuen Fischen. Weder die Verletzungsraten noch die Reiherdichte nahmen nach Fischeinsätzen zu. Nur im Versuch mit Jährlingen (10–20 cm lang) stieg während drei Tagen nach dem Einsatz der Fischkonsum der Reiher vorübergehend auf das 4fache (vgl. Kap. 2.3.4.). Sömmerlingeseinsätze im Herbst hingegen lösten keine solche Reaktion aus; trotzdem verschwanden die eingesetzten Fische zum größeren Teil.

Fischeinsätze verlaufen nur erfolgreich, wenn sie den ökologischen Verhältnissen angepaßt sind. Was an einem Ort richtig erscheint, kann an einem anderen vollständig fehlschlagen. Besonders fangfähige Fische in kleinen Bächen haben kaum Chancen zu überleben. Ammann (1962) hat den Einsatz fangfähiger Fische allgemein als «bedenklich» bezeichnet. Timmermans (1961) stellt in drei Bachforellenbächen fest, daß 33–60% der eingesetzten fangfähigen Fische in der darauffolgenden Fangsaison gefangen wurden, und zwar 97% der gefangenen Fische in den ersten drei Monaten nach Eröffnung der Fangsaison und nur 3% in den vier Monaten danach. Für die Bestandsbildung spielen eingesetzte fangfähige Fische praktisch keine Rolle. Nach Bryan (1982) erleiden eingesetzte fangfähige Forellen nach dem Einsatz Gewichtsverluste. Dies zeigt zusammen mit den oben erwähnten Befunden, daß der größte Teil der eingesetzten fangfähigen Fische sich im Gewässer nicht halten kann. Für den Reiher sind diese schlechter konditionierten Fische offenbar eine leichte Beute, zumal sie auch schlechte Ortskenntnisse haben. Vermutlich wirkt der Reihereinfluß vor allem in solchen Fällen an Stelle anderer Mortalitätsfaktoren. Aus der Umfrage bei Fischereiaufsehern und Sportfischern (Geiger 1984d) ging als weiteres möglicherweise verläßliches Resultat hervor, daß die Häufigkeit angestochener Fische in Gewässern, in die fangfähige Fische eingesetzt wurden, größer war als in anderen ($t = 4{,}411$; $P < 0{,}001$, df 34).

4. Schlußfolgerungen und offene Fragen

In welchem Maße Prädatoren (Fischer, Reiher, Artgenossen, Parasiten) auf die Bestandsentwicklung einer Fischpopulation einwirken, bleibt eine offene Frage. Bei ausgesprochenen Nahrungsspezialisten müßte sich eine Dichteabhängigkeit zwischen Räuber und Beute nachweisen lassen, wobei zyklische Zu- und Abnahmen festzustellen wären (Wilson & Bossert 1973). Solche beuteabhängige zyklischen Bestandsveränderungen wurden beim Reiher nicht gefunden. Um einen allfälligen

regulierenden Einfluß des Reihers nachweisen zu können, sind langfristige Untersuchungen der Reiher- und Fischbestandsdynamik unter Berücksichtigung aller wichtigen Einflußfaktoren erforderlich. Erst die Untersuchung mehrfach kontrollierter markierter Fischbestände sowie die Aufnahme des Reiherverhaltens am Gewässer lassen zuverlässigere Aussagen über die durch den Reiher verursachte Mortalität und seinen Einfluß auf den Fischbestand zu. Einmalige Abfischungen sind für die Beurteilung eines Fischbestands nur für grobe Aussagen brauchbar. Speziell während der Laichzeit sind die Abfischungsergebnisse nur sehr bedingt repräsentativ für den durchschnittlichen Fischbestand.

Zur Untersuchung der Populationsdynamik in Fließgewässern wären intensive fischereibiologische Studien notwendig. Die bestehende Literatur läßt in dieser Hinsicht noch zu viele Fragen offen. Bisherige fischereibiologische Untersuchungen an Bachforellen beschränkten sich meist auf die Angabe der Gesamtmortalität, wobei oft Emigration zur Mortalität gerechnet wurde. Normalerweise werden Untersuchungen über Mortalitätsursachen auch nur durchgeführt, wenn die Sterblichkeit «ungewöhnliche» oder «alarmierende» Formen annimmt. Was als «ungewöhnlich» zu betrachten ist, bleibt letztlich eine subjektive Entscheidung (Bell 1978).

Pauschalurteile über Nutzen und Schaden des Graureihers lassen sich aufgrund der Untersuchungsergebnisse nicht rechtfertigen. Ebenso vermögen Abschüsse einzelner Reiher das Problem nicht ursächlich zu lösen (Utschick 1980). Es gilt deshalb, den Reihereinfluß auf den Fischbestand im einzelnen Fall zu überprüfen und ihn aus der Sicht gesamtökologischer und ökonomischer Überlegungen zu beurteilen.

Nach den bisherigen Erkenntnissen liegen die Ursachen der Problematik «Graureiher und Fischerei» einerseits in der zunehmenden Verarmung unserer Gewässer, in denen weniger Fische überleben können, und andererseits im Anpassungsvermögen des Graureihers beim Nahrungserwerb an diese Verhältnisse. Es gilt deshalb, vordringlich den weiteren Ausbau der Gewässer zu verhindern und dort, wo Gewässerkorrektionen unumgänglich sind, den Vorschlägen, wie sie von Fischereibiologen (White 1968, Marrer 1980, Bundesamt für Wasserwirtschaft 1982) gemacht werden, Nachachtung zu verschaffen. Mit Maßnahmen zur Verbesserung des Fischbestands wird gleichzeitig die Erreichbarkeit der Beute für den Graureiher erschwert. Zusätzliche Bedeutung kommt der Bepflanzung der Bachufer mit Bäumen, Büschen, Stauden und hohen Gräsern (Krause 1976) bis auf die Mittelwasserlinie zu. Diese schaffen zusätzliche Fischunterstände und erschweren dem Reiher die Schreitjagd im und am Wasser.

Dank. Die zahlreichen Elektroabfischungen wurden mit Unterstützung von L. Heer, Jagd- und Fischereiverwaltung des Kantons Luzern, von J. Muggli, kantonaler Fischereiaufseher, und A. Peter, Fischereibiologe am Seenforschungslaboratorium EAWAG/ETH, durchgeführt. Beiden Herren verdanke ich zahlreiche fischereibiologische Hinweise und praktische Ratschläge. Ohne die Unterstützung durch die Fischenzpächter, namentlich M. Renggli, wären die Untersuchungen nicht möglich gewesen. Dr. E. Fuchs begutachtete die ursprüngliche Fassung des Manuskripts, Dr. N. Zbinden die vorliegende. Fräulein C. Hugelshofer zeichnete die Graphiken. R. Lévêque und Dr. L. Schifferli übertrugen die Zusammenfassung ins Französische bzw. Englische. Frau A. Richli und Frau R. Keller schrieben das Manuskript ins Reine. Zu besonderem Dank verpflichtet bin ich Dr. E. Staub vom Bundesamt für Umweltschutz und Dr. A. Krämer, Jagdverwaltung des Kantons Thurgau, für ihre wichtigen sachlichen Ergänzungen, Dr. E. Sutter für die kritische Begutachtung des Manuskripts sowie H. P. Pfister für die wertvollen Impulse während der Arbeit und die Bereinigung der Publikation.

Zusammenfassung, Résumé, Summary

Im Rahmen des Projekts «Graureiher und Fischerei» der Schweizerischen Vogelwarte Sempach wurden 1980–1983 an neun unterschiedlichen Gewässerabschnitten 67 Elektroabfischungen durchgeführt. An den gleichen Gewässern wurden Daten zum Beutefangverhalten und zur Dichte des Reihers aufgenommen.

Anzahl Fische, Fischbiomasse und die Anzahl durch Reiher verletzte Fische in Prozent waren nicht mit der Reiherdichte korreliert. Fischdichte und Fischbiomasse werden vor allem durch Faktoren der Gewässerstruktur beeinflußt, während die Reiherdichte am Gewässer vor allem durch die Landschafts- und Uferstruktur sowie durch menschliche Störungen mitbeeinflußt wird. Hingegen war die Fischentnahme durch den Reiher mit der Verletzungsrate der Fische positiv korreliert.

Die Ergebnisse zeigen, daß der Graureiher an naturnahen Bachabschnitten nur einen geringen Teil der zur Verfügung stehenden Fischbiomasse erbeutet. Die Fische (Bachforellen) wurden nicht dem Angebot entsprechend gefangen, sondern bis 10 cm bzw. 10–20 cm lange Fische wurden bevorzugt. In solchen Situationen ist der Reihereinfluß kompensatorischer Art.

Hartverbaute Fließgewässer weisen eine allgemein stark verminderte Fischdichte und Fischbiomasse auf, weil der Lebensraum für Fische ungünstiger strukturiert ist. Gleichzeitig sind diese Gewässer aber gut watbar für den Graureiher und die Erreichbarkeit der Beutetiere ist optimal. Hier ist eine additive Wirkung des Graureihers und eine Konkurrenz zum Sportfischer nicht auszuschließen. Die Lösung des Graureiherproblems sollte vor allem in einer Verbesserung des Lebensraumes für die Fische und in der Erschwerung des Beutesuchverhaltens des Graureihers gesucht werden.

Héron cendré et peuplement de cours d'eau en poissons

Dans le cadre du projet «Le Héron cendré et la pêche» de la Station ornithologique suisse, 67 pêches à l'électricité ont eu lieu de 1980 à 1983 dans neuf sections différentes de rivières. Sur les mêmes cours d'eau, on a enregistré des données sur le comportement de capture des proies et l'abondance du Héron.

Il n'y a pas de corrélation entre la densité de Hérons et le nombre de poissons, leur biomasse et le pourcentage de poissons blessés par un Héron. La densité des poissons et leur biomasse sont influencées avant tout par des facteurs de la structure du cours d'eau, tandis que le nombre des Hérons le long des rivières est influencé aussi bien par la structure du paysage et de la rive que par les dérangements dus à l'homme. Par contre, il y a une relation positive entre la prise de poissons par le Héron et le nombre relatif de poissons blessés.

Les résultats montrent que le Héron cendré n'a pris qu'une faible partie de la biomasse de poissons disponible dans les secteurs de rivières aussi naturels que possible. Les poissons (Truites de rivière) ne furent pas pris selon l'offre, mais ceux ayant moins de 20 cm de longueur ont été préférés. Dans de telles situations, l'influence du Héron est compensatoire.

Les cours d'eau fortement corrigés ou canalisés ont en général une densité et une biomasse de poissons fortement diminuées, car l'habitat y est moins bon pour eux. Mais en même temps, le Héron peut facilement parcourir ces rivières, et les animaux-proies peuvent y être pris dans des conditions optimales. Dans ce cas-là, l'effet supplémentaire des prises du Héron peut représenter une concurrence pour la pêche sportive. La solution du problème posé par le Héron cendré devrait surtout consister à améliorer l'habitat des poissons et à rendre plus difficile la recherche de poissons par le Héron.

Fish biomass and the Grey Heron *Ardea cinerea* at rivers

In a scientific project "Grey Heron and Fishery" carried out by the Swiss Ornithological Institute, Sempach, the fish populations of 9 different stretches of river were monitored using electric fishing equipment. Data on foraging behaviour and density of the Grey Heron were collected at these 9 sites.

The number of fish present, their biomass and the rate injured by herons were not correlated with heron density. Fish density and biomass were influenced mainly by the structure of the river, heron density by the river banks, the surrounding landscape, as well as disturbance by man. The rate of injured fish was positively correlated with the amount of fish taken from the river by the herons.

The data show that in natural rivers the Grey Heron removes only a small proportion of the fish population avialable. The size of the fish *(Salmo trutta)* prey taken was not according to availability; fish of a body length of up to 10 cm and 10–20 cm, respectively, were caught preferentially. Under these circumstances the mortality due to herons is compensatory.

In general, fish biomass and density are low in regulated rivers with artificial banks, as this habitat is unfavourable to fish. Such waters also provide good access for foraging herons and provide optimal hunting grounds, as fish are easy to catch. Unter such conditions we may not exclude the possibility that mortality caused by the herons is additive and that there is competition between herons and anglers. It is suggested that the optimal strategy to avoid such damage is to improve the habitat for fish and to impede foraging by herons.

Literatur

ALTMANN, J. (1974): Observational study of behavior: Sampling methods. Behaviour 49: 227–267.

AMMANN, E. (1962): Forellenaufzucht und Forelleneinsatz. Schweiz. Fischerei-Ztg. 70.

ANDERSON, D. R. & K. P. BURNHAM (1976): Population ecology of the mallard. VI. The effect of

exploitation on survival. U.S. Fisch Wildl. Serv. Publ. 128: 1–66.

BELL, G.R. (1978): Investigation of mortalities in the wild, in T. Bagenal: Methods for assessment of fish production in fresh waters, S.255–273. Oxford.

BINNS, N.A. & F. EISERMANN (1979): Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming. Trans. Amer. Fisheries Soc. 108: 215–228.

BRYAN, K.A. (1982): An investigation of some factors influencing the performance of a recreational trout fishery. J. Appl Ecol 19: 113–131. Bundesamt für Wasserwirtschaft (1982): Hochwasserschutz an Fließgewässern. Wegleitung 1982. BW. 7–50.

Bundesamt für Wasserwirtschaft (1982): Hochwasserschutz an Fließgewässern. Wegleitung 1982, 50 S.

CREUTZ, G. (1964): Ernährungsweise, Nahrungswahl und Abwehr des Graureihers. Zool. Abh. Mus. Tierk. Dresden 27: 29–64.

COOK, D.C. (1978): Grey herons holding feeding territories on the Ythan Estuary. Bird Study 25: 11–16.

ERLINGE, S. et al. (1983): Predation as a regulating factor on small rodent populations in southern Sweden. Oikos 40: 36–52.

FISCHBACHER, M. (1984): Standortwahl des Graureihers an kleineren Fließgewässern. Orn. Beob. 81: 133–147.

GEIGER, C. (1984a): Bestand und Verbreitung des Graureihers in der Schweiz. Orn. Beob. 81: 85–97. – (1984b): Jagdaktivität und Tagesperiodik des Graureihers an kleineren Gewässern im Sommer- und Winterhalbjahr. Orn. Beob. 81: 99–110. – (1984d): Umfrage betreffend Reiherschäden an Fischbeständen bei Fischereiaufsehern und Sportfischern in verschiedenen Kantonen der Schweiz. Vervielf. Mskr.

GEIGER, W. (1962): Besatz und Fang in Forellengewässern. Schweiz. Fischerei-Ztg. 70: 25–28.

GILES, N. (1981): Summer diet of the Grey Heron. Scott. Birds 11: 153–159.

JUNGE, C.O. & J. LIBOSVARSKY (1965): Effect of size selectivity on population estimates based on sucessive removals with electrical fishing gear. Zool. Listy. 14: 171–178.

JUNGWIRTH, M. (1981): Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände am Beispiel zweier Voralpenflüsse und eines Gebirgsbaches. Bundesminist. f. Land- u. Forstwirtsch. Sekt. IV. Wien.

KRAUSE, A. (1976): Gehölzbewuchs als natürlicher Uferschutz an Bächen des Hügel- und unteren Berglandes. Natur u. Landsch. 51: 196–199.

KREBS, J.R. (1974): Colonial nesting and social feeding as strategies for exploiting food resources in the Great Blue Heron. Behaviour, 51: 99–134. – et al. (1977): Optimal prey selection in the Great Tit. Anim. Behav. 25: 30–38.

KREBS, J.R. & R.J. COWIE (1976): Foraging strategies in birds. Ardea 64: 98–116.

MARION, L. (1979): Stratégies d'utilisation du milieu des colonies de Hérons cendrés en Bretagne. Thèse Univ. Rennes. – (1984): Mises en évidence par biotélémétrie de territoires alimentaires individuels chez un oiseau colonial, le Héron cendré. Mécanisme de répartition et de régulation des effectifs des colonies de hérons. Oiseau 54: 1–78.

MARRER, H. (1980): Grundsätze zu einem naturnahen und damit fischereigerechten Wasserbau. Veröff. BUS 39: 73–92.

MEYER, J. (1981): Room for bird and fish. RSPB's survey of Heron damage. Fish Farmer 4 (6): 23–26.

MILNER, J.J., A.S. GEE & R.J. HEMSWORTH (1979): Recruitment and turnover of populations of Brown Trout in the upper river Wye, Wales. J. Fish Biol. 15: 211–222.

MÜLLER, R. (1984): Magenuntersuchungen an Graureihern. Orn. Beob. 81: 159–163.

OWEN, D.F. (1955): The food of the Heron in the breeding season. Ibis 97: 276–295.

REMMERT, H. (1978): Ökologie. Berlin, 269 S.

ROTH, H. (1956): Fischbestand und Fischreiherschaden im Forellenbach. Schweiz. Fischerei-Ztg. 64: 216–221.

SEBER, G.A.F. E.D. LE CREN (1967): Estimating population parameters from catches large relative to the population. J. Anim. Ecol. 36: 631–643.

TIMMERMANS, J.A. (1961): Essais en eau courantes sur l'efficacité de repeuplements en truites. Stat. belg. rech. eaux et forêts, D 32.

TIMMERMANS, J.A., R. CUINAT, J. ARRIGNON & G. TUFFÉRY (1975): Diagnose écologique en cours d'eau à salmonidés. Docum.techn. CECPI. ser. 177, 22.

ÜCKERMANN, E., H. SPITTLER & F. GRAUMANN (1981): Technische Maßnahmen zur Abwehr des Graureihers von Fischteichen und Fischzuchtanlagen. Z. Jagdwiss. 27: 271–282.

UTSCHICK, H. (1980): Die ökologische Situation des Graureihers in Bayern. Bayer. Landesanst. f. Bodenkultur u. Pflanzenbau, Inst. f. Vogelkd. Garmisch-Partenkirchen, Manuskr. 1–34.

WHITE, R.J. (1968): So baut man Forellenunterstände. Hamburg.

WILLARD, D.E. (1977): The feeding ecology and behavior of five species of herons in southeastern New Jersey. Condor 79: 462–470.

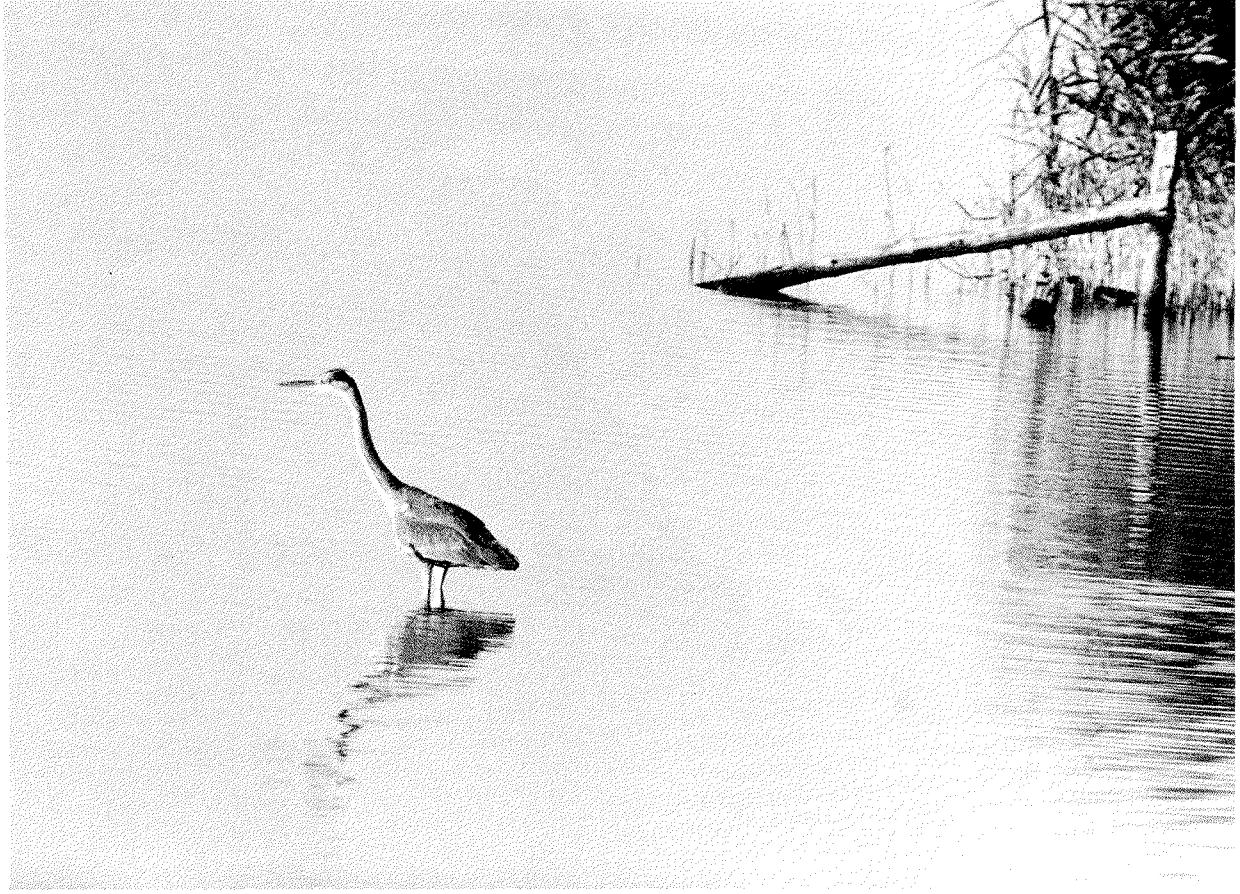
WILSON, E.O. & W.H. BOSSERT (1973): Einführung in die Populationsbiologie. Berlin.

C. Geiger, Schweizerische Vogelwarte, 6204 Sempach

Schriftenschau

BANNERMAN, DAVID A. & W. MARY BANNERMAN (1983): **The Birds of the Balearics.** Croom Helm, London & Canberra. 230 S., zahlreiche Textabb. und 12 Farbtafeln von D. Watson. – Vor der Vollendung dieses schönen Buches ist der Verfasser in seinem 93. Lebensjahr gestorben. So ist dieser Band der letzte einer imposanten Reihe avifaunistischer Monographien klassischen Gepräges, wie sie heute kaum mehr geschaffen werden. Seit 1930 behandelte der weitgereiste und belesene Verfasser in teils mehrbändigen Werken die Vogelwelt des tropischen Westafrika, Zyperns und der atlantischen Inseln, und noch in den Jahren 1953 bis 1963 bearbeitete er in zwölf stattlichen Bänden «The Birds of the British Isles» in epischer Breite – nachdem schon mehr als zehn Jahre zuvor das moderne «Handbook» von Witherby et al. die britischen Vögel in moderner Kürze, aber erschöpfend zur Darstellung gebracht hatte. Für den Erfolg dieser auf den ersten Blick eher antiquiert anmutenden Bücher war wohl vor allem der angenehm lesbare, gepflegte Stil Bannermans verantwortlich, dann aber auch die Tatsache, daß der Verfasser jeweils hervorragende Künstler für die Illustration zu gewinnen wußte, die die Vögel in reizvollen Naturausschnitten darboten, in bewußtem Gegensatz zu den nüchternen Abbildungen wissenschaftlicher Handbücher. Auch die vorliegende Avifauna der Balearen weist alle diese Besonderheiten der Werke Bannermans auf. Allerdings entgeht dem aufmerksamen Leser nicht die Diskrepanz in der Darstellung zwischen den von dem Verfasser abgeschlossenen Teilen und den nach seinem Tod aufgrund von Notizen und Literaturangaben von seiner Frau und den Herausgebern bearbeiteten Abschnitten. So sind manche Singvögel mehr in der Art einer Übersichtsliste in wenigen Zeilen abgehandelt, während Bannerman selbst eine ausführliche Beschreibung mit Maßangaben an den Anfang stellt, dann die allgemeine Verbreitung anschließt und schließlich ausführlich lokales und zeitliches Vorkommen auf den Balearen darstellt, wobei er unsichere Angaben eingehend diskutiert und kritisiert. Ebenso ist das Literaturverzeichnis, auch zum Leidwesen der Herausgeber, unvollständig, doch fügte Bannerman glücklicherweise in vielen Fällen die bibliographischen Angaben im Text in Klammern bei. Neben den wissenschaftlichen und englischen Vogelnamen sind nach Möglichkeit auch die spanischen und die meist völlig anders lautenden balearischen Bezeichnungen aufgeführt. Der Künstler, Donald Watson, bekannt durch seine Kornweihen-Monographie, stellt auf jeder Tafel einen Landschaftstyp mit den zugehörigen Vogelarten dar. Auf den ersten Blick erinnern die Bilder in ihrer Komposition an Darstellungen aus dem vergangenen Jahrhundert oder Schöpfungen eines «peintre naïf», doch weist jede Vogelgestalt eine Lebendigkeit in Stellung und Ausdruck auf, wie man sie nur bei den besten modernen Vogelmalern kennt. In den Schwarz-Weißbildern finden sich neben eigentlichen Vogelbildern auch Landschaftsbilder, wo der Vogel (Flugbilder etc.) zurücktritt und die Lokalität genannt ist. Das ist für derartige Avifaunen sicher eine Bereicherung, die jeder Benützer schätzt. Bei dem heutigen Reichtum an Bildmaterial in Feldführern und Handbüchern ist man geneigt, die Bilder dieses Buches als reinen Luxus zu betrachten. Sie vermitteln jedoch – wie alle guten Vogelbilder – auch erwünschte feldornithologische Hinweise. So tritt der oft auffallende rotbraune Ton der Oberseite des Eleonorenfalken auf Tafel 10 trefflich in Erscheinung, während andere Werke, extrem z. B. das neue englische «Handbook», einen fast rein schieferblauen Farbton zeigen, der dem feldornithologischen Aspekt kaum entspricht. Für Besucher der Balearen, aber auch für jeden Freund schöner Vogelbücher ist das Werk wertvoll. Selbst die heutzutage in einem faunistischen Werk eigentlich überflüssigen Gefiederbeschreibungen empfindet man bei der Lektüre nicht als lästigen Ballast, verraten sie doch in ihrer anschaulichen Formulierung etwas von der persönlichen Ausstrahlungskraft des Verfassers.

M. Schwarz

Tafel 7. *Oben:* In Wiesen erbeuten Graureiher Kleinsäuger, Insekten und Amphibien, bei regnerischem Wetter auch Regenwürmer. Kleinsäuger werden zum Teil recht weit ans Wasser getragen und dort angefeuchtet, damit sie besser den Schlund hinabgleiten. Aufnahme HANSGEORG ARNDT, Lübeck. – *Unten:* Im Winter wird der Beutefang an stehenden Gewässern durch Vereisung und die Winterruhe der Weißfische (Cypriniden) erschwert. Deshalb zieht ein Teil der Vögel in wärmere Gebiete, vor allem Frankreich und Spanien. Die Überwinterer suchen vermehrt ihre Nahrung in den eisfreien Bächen und Flüssen. Sie fressen in Notzeiten auch häusliche Abfälle und Aas. In strengen Wintern brechen die Bestände oft zusammen und erholen sich erst wieder im Verlauf mehrerer Jahre. Aufnahme MANFRED ROGL, Baar. ▷

Tafel 8. *Oben:* Störungsarme Ufer von stehenden Gewässern und großen Flüssen sind für den Schutz des Reihers wichtig, da dank solcher Gebiete weniger Vögel an die kleineren Forellengewässer zum Nahrungserwerb ausweichen müssen. – *Unten:* An stehenden Gewässern warten Reiher oft während langer Zeit auf Beute. Eine Verfolgung ist im Waten nur bis in eine Tiefe von etwas mehr als 35 cm möglich, und der Schnabel wird beim Zustoßen selten über 20 cm ins Wasser getaucht. Beide Aufnahmen HANSGEORG ARNDT, Lübeck. ▷▷