

Die Stauseen am unteren Inn – Ergebnisse einer Ökosystemstudie¹⁾

Josef Reichholf und Helgard Reichholf-Riehm

Herrn Prof. Dr. Wolfgang Engelhardt zum 60. Geburtstag gewidmet

	Seite
1. Grundfragen der Untersuchung	48
2. Untersuchungsgebiet und Methode	48
2.1 Die Stauseen am unteren Inn	48
2.2 Untersuchungsmethoden	54
2.2.1 Phasen der Untersuchung	54
A: Phase von 1960 bis 1970	54
B: Phase von 1971 bis 1973	54
C: Phase von 1974 bis 1979	54
2.2.2 Methoden der Erfassung abiotischer Daten	55
2.2.3 Methoden der Erfassung biotischer Daten	55
Artenreichtum	55
Individuenmenge	55
Diversität	56
Erfassung der Biomasse der Schlammfauna	57
2.2.4 Erfassung der vom Menschen verursachten Einflüsse	60
3. Ergebnisse	60
3.1 Entwicklung der Stauseen (abiotische Entwicklung)	60
3.2 Entwicklung der Wasservogel-Gemeinschaften	63
3.2.1 Brutvögel	63
3.2.2 Gastvogelbestände	65
3.2.3 Dynamik der Vegetation	66
3.3 Nahrungsökologie der Wasservögel	68
3.3.1 Jahreszeitliches Vorkommen	68
3.3.2 Nahrungsangebot im Jahreslauf	69
3.4 Umsetzung der Nahrung	70
3.5 Zeitliche Ordnung der Vorgänge im Ökosystem	71
3.6 Vereisung und Hochwasser	73
4. Einflußgröße Jagd	75
5. Erholungsbetrieb	79
5.1 Angelsport	79
5.2 Allgemeiner Erholungsbetrieb	81
6. Indirekte Einflüsse	82
6.1 Bautechnische Maßnahmen	82
6.2 Abwasserbelastung	82
7. Problemarten von Vögeln und Säugetieren	83
7.1 Höckerschwan	83
7.2 Lachmöwe	83
7.3 Wiedereinbürgerung des Bibers	84
8. Beurteilung der Situation	84
9. Vorgeschlagene Maßnahmen	86
9.1 Jagd	86
9.2 Angelsport	86
9.3 Erholungsbetrieb	86
9.4 Naturschutz an den anderen Stauseen am unteren Inn	86
9.5 Ausblick auf das Vorfeld	87
10. Sozio-ökonomische und wissenschaftliche Bedeutung des Naturschutzgebietes »Unterer Inn«	87

Dank

Schlußbemerkung

Literatur

1) Gutachten im Auftrage des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen, mit Förderung durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft

1. Grundfragen der Untersuchung

Die Stauseen am unteren Inn zählen zu den bedeutendsten Sammelplätzen und Brutstätten für Wasservögel in Mitteleuropa. Zeitweise konzentriert sich dort rund ein Viertel aller auf bayerischen oder österreichischen Gewässern vorhandenen Schwimmvögel. Tageshöchstwerte übersteigen die Zahl von 40000 gleichzeitig anwesender Wasservögel. Diese hier eingangs nur ganz summarisch genannten Befunde führten dazu, daß die Stauseenkette zwischen der Mündung der Salzach und der Mündung der Rott in den unteren Inn in die Reihe der Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung eingestuft wurde. Sie werden unter der Nummer 17 in der Liste der Bundesrepublik Deutschland geführt (HAARMANN & PRETSCHER 1976), die jene Gebiete benennt, die im Sinne der »Ramsar-Konvention« zu den für die Erhaltung der Wasservögel Europas wichtigsten gehören. Diese von der Bundesrepublik mitunterzeichnete Konvention hat die Aufgabe, im Rahmen des »Übereinkommens über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wat- und Wasservögel, von internationaler Bedeutung« (= International Wetland List) in jedem der Mitgliedsländer der Konvention jene Lebensräume so zu schützen, daß in ihnen der wesentliche Grundbestand der europäischen Wasservögel langfristig gesichert werden kann.

Es ist klar, daß eine solche Sicherung von Lebensraum und durchziehenden, rastenden, überwinternden oder brütenden Vögeln nicht allein auf administrativem Weg erfolgen kann. Vielmehr bedarf es der Kenntnis des ökologischen Hintergrundes für das Vorkommen und die Häufigkeit der Wasservögel, um zu einem sinnvollen Schutzkonzept bzw. Management kommen zu können. Da sich hierbei erfahrungsgemäß Zielkonflikte mit anderen Nutzungsformen und -ansprüchen ergeben, bedarf es der Klärung, in welchem Maß konkurrierende Nutzungsformen gegebenenfalls vertretbar wären, ohne das Grundanliegen, das mit der Einstufung des Gebietes in die internationale Feuchtgebiets-Liste verbunden ist, im Kern zu gefährden.

Die Untersuchungen sollten daher primär die Ursache für Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel herausarbeiten, um über die daraus gewonnenen Erkenntnisse Aussagen über spezielle Lösungsmöglichkeiten der Konflikte mit den konkurrierenden Nutzungsformen machen zu können.

Die Studie gliedert sich daher in zwei Hauptteile: Die ökologischen Grundlagen, deren Ziel die Ausarbeitung der Kausalbeziehungen ist, und die sich daraus ergebenden Konsequenzen für die Naturschutzpraxis.

Grundsätzlich soll dabei versucht werden, alle Aussagen und Konsequenzen für die Praxis so gut es geht und so umfassend wie möglich mit konkreten Untersuchungsergebnissen zu belegen. Die Begründung erfolgt dabei auf einer sachlich-ökologischen Basis, wobei die Zielvorstellung in der nachhaltigen Sicherung der Funktionsfähigkeit des Gebietes als Wasservogelzentrum im Sinne der »Ramsar-Konvention« liegt. Diese Zielvorstellung und die damit verbundenen Managementfragen decken sich vollinhaltlich mit den fachlichen Zielen, wie sie im Landesentwicklungsprogramm des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen für die Stauseen am unteren Inn und ihr Vorland abgesteckt wurden.

2. Untersuchungsgebiet und Methodik

2.1 Die Stauseen am unteren Inn

Im Zuge der Wasserkraftnutzung des außeralpinen Inn wurde im Verlauf des letzten halben Jahrhunderts der Fluß in eine – inzwischen praktisch lückenlose – Kette von Staustufen aufgliedert. Für das hier untersuchte Gebiet sind dies die Staustufen »Simbach-Braunau« (= Salzachmündung), »Ering-Frauenstein«, »Eggfling-Obernberg« und »Neuhaus-Schärding«. Die Einstauung erfolgte bei Ering-Frauenstein und Eggfling-Obernberg 1942/43. an der Salzachmündung 1954 und bei Neuhaus-Schärding 1961. Diese vier Staustufen mit ihren zugehörigen Stauseen und den vorgelagerten Auwäldern bilden das Untersuchungsgebiet. Sie befinden sich etwa 150 km östlich von München im bayerisch-österreichischen Grenzgebiet. Die Staatsgrenze verläuft, der Situation vor der Einstauung gemäß, durch diese vier Stauseen im Bereich der früheren Flußmitte (die sich jedoch heute teilweise erheblich verlagert hat). Bezogen auf den Inn läßt sich das Gebiet der Untersuchung eingrenzen durch die Flußkilometer 17 bis 70. Abb. 1 und 2 zeigen die Lage des Untersuchungsgebietes und die wichtigsten geografischen Bezeichnungen.

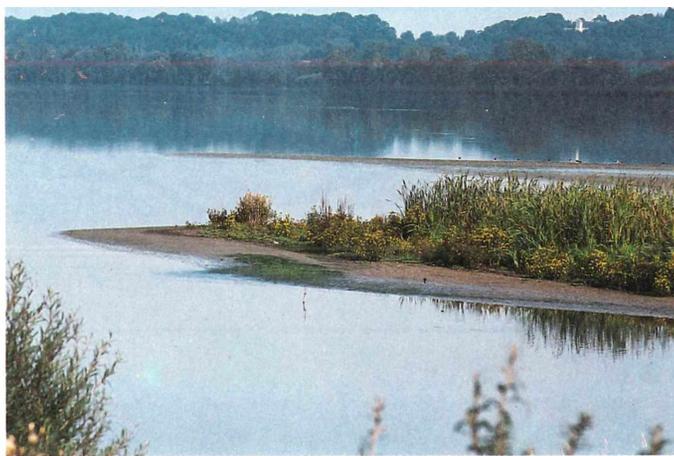
Aus ökologischer Sicht bedeutsam ist die Einbindung der Stauseen in ihr Vorland. Für die Untersuchung wurden daher – je nach Fragestellung – auch die Verhältnisse in den noch bestehenden, flußbegleitenden Auwäldern mit berücksichtigt sowie eventuell bedeutsame Verflechtungen mit den Fluren des Inntales in Rechnung gestellt.

Aufgrund der vergleichsweise starken Abgrenzung nach außen stellen die Stauseen jedoch eine ziemlich gut abgeschlossene ökologische Einheit dar. Sie sind ein »Ökosystem«, weil in ihnen die Grundfunktionen von Ökosystemen, Stoffaustausch und Energiefluß unter Beteiligung von Organismen, ablaufen. Da der Grundansatz der hier vorgelegten Untersuchung primär die Ausarbeitung funktioneller Beziehungen zum Ziel hat, wird auf umfangreichere Gebietsbeschreibungen verzichtet. Vielmehr sollen hier nur jene ökologischen Rahmenbedingungen erläutert werden, die für das Funktionieren des Ökosystems der Stauseen von grundlegender Bedeutung sind. Bezüglich Gebietsbeschreibungen wird auf die Publikationen von REICHHOLF (1966 und 1977 a) sowie auf GOETTLING (1968) verwiesen.

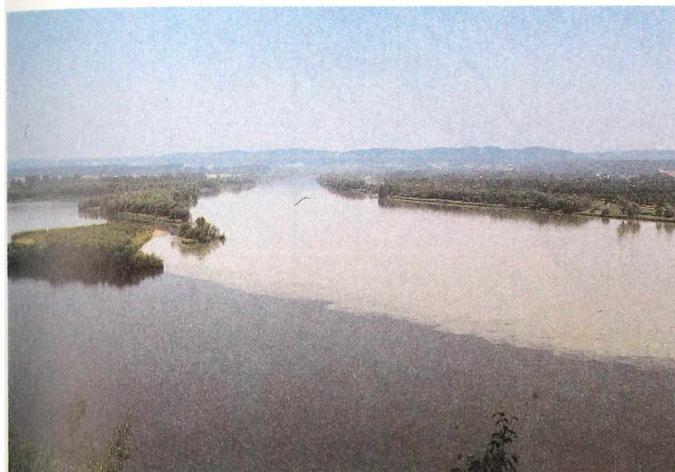
Die Stauseen am unteren Inn gehören zum Typ der *Laufstauseen*. Dies bedeutet, daß bei ihnen die Speicherung von Wasser im Vergleich zur durchlaufenden Menge nur eine (sehr) geringe Rolle spielt. Bei einem Fassungsvermögen von 36 Millionen m³ und einer Wasserführung von 2000 m³/sec beträgt die theoretische Austauschrate nur 5 Stunden (!). Durch mehr oder weniger starke Verlandung ist das Fassungsvermögen jedoch bereits kräftig verringert worden. Es beläuft sich beispielsweise im Innstausee Eggfling-Obernberg nur noch auf etwa 10 x 10⁶ m³, was einer Austauschrate von nur noch knapp 1,5 Stunden bei etwas über 2000 m³/sec – einer mittleren jährlichen Wasserführungsquote während der Sommermonate – entspricht. Bei niedriger Wasserführung im Winter kann die Austauschrate auf einen Tag absinken. Jedenfalls ergibt sich daraus, daß eine nennenswerte Speicherung von Wasser nicht möglich ist. Die Kette von Stauseen zwischen der Landesgrenze und der Mündung des Inn in die Donau



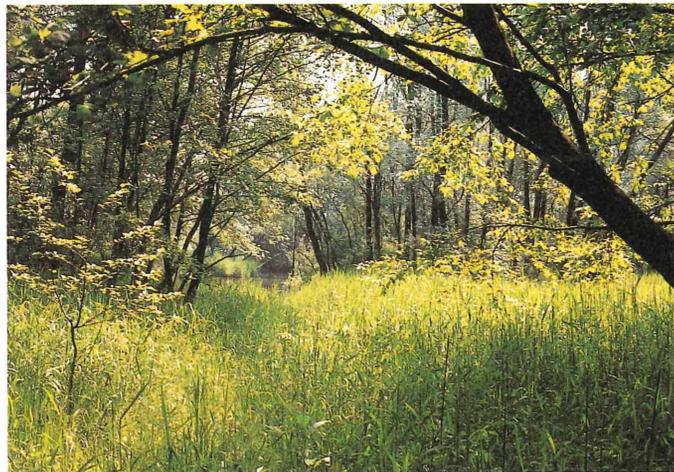
1



4



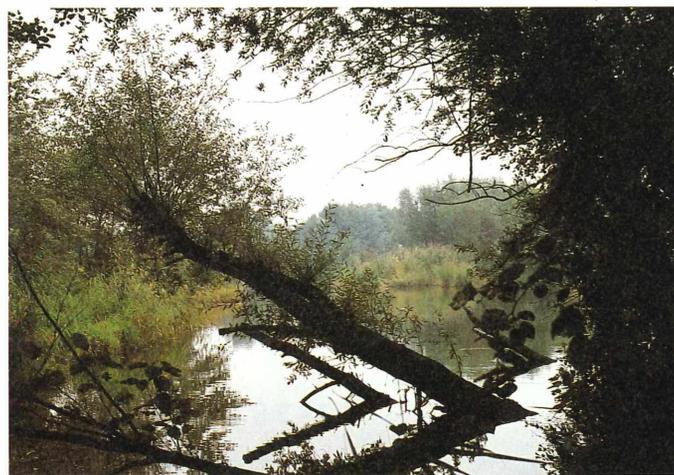
2



5



3



6

Bild 1 Mündungsdelta der Salzach in den Inn (von rechts kommt die Salzach).

Bild 2 Während der Inn noch trüb-weißes Wasser («Gletschermilch») führt, bringt die Salzach aus dem nördlichen Randbereich der Alpen schon klares Wasser Mitte Mai.

Bild 3 Blick auf die zentrale Insel im Stausee Eggfing – Obernberg am unteren Inn. Die Insel ist als Strömungskeil ausgebildet, von einer riffartigen Sandbank und ausgedehnten Flachwasserzonen umgeben. Hauptrast- und Nahrungsplatz der Wasservögel am unteren Inn.

Bild 4 Beginn der Vegetationsentwicklung auf Schlickbänken im Innstausee Eggfing-Obernberg. Die anschließenden Flachwasserzonen bieten beste Ernährungsbedingungen für Strand- und Wasserläufer sowie für verschiedene Entenarten.

Bild 5 Neu entstandener Auwald auf den Inseln der Innstauseen.

Bild 6 Urwaldartig wuchernder Auwald im Inselgebiet der Innstauseen – Heimat von Biber, Nachtreier und Beutelmeise.

Bild 7 Nachtreier im NSG Unterer Inn.



7

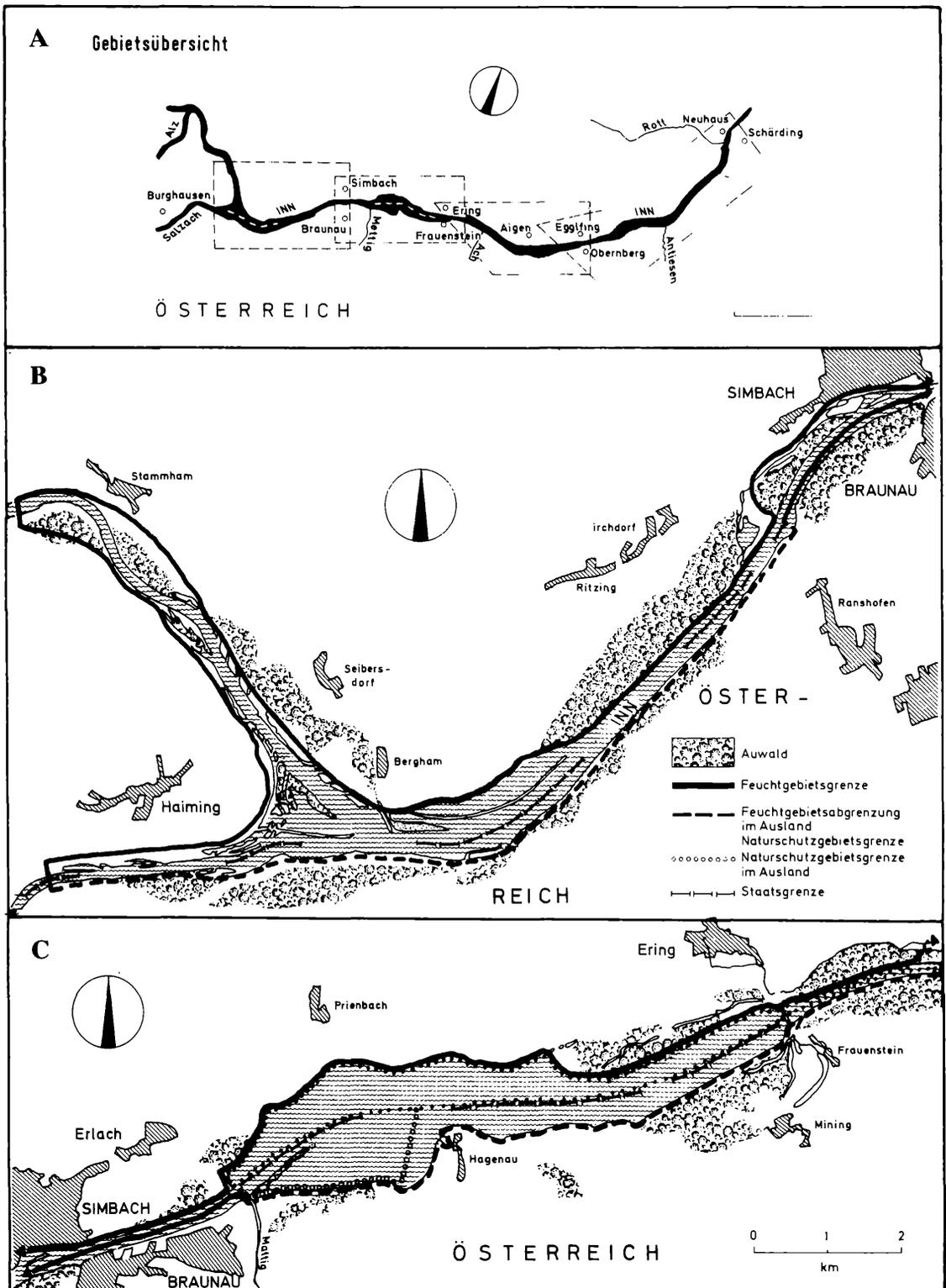


Abbildung 1

Geographische Übersicht zur Lage der Untersuchungsgebiete

A.: Allgemeine Lage der vier Stauseen am unteren Inn B.: Gebietsübersicht »Salzachmündung« (Stausee Simbach-Braunau)

C.: Gebietsübersicht Stausee Ering-Frauenstein (aus HAARMANN & PRETSCHER 1976)

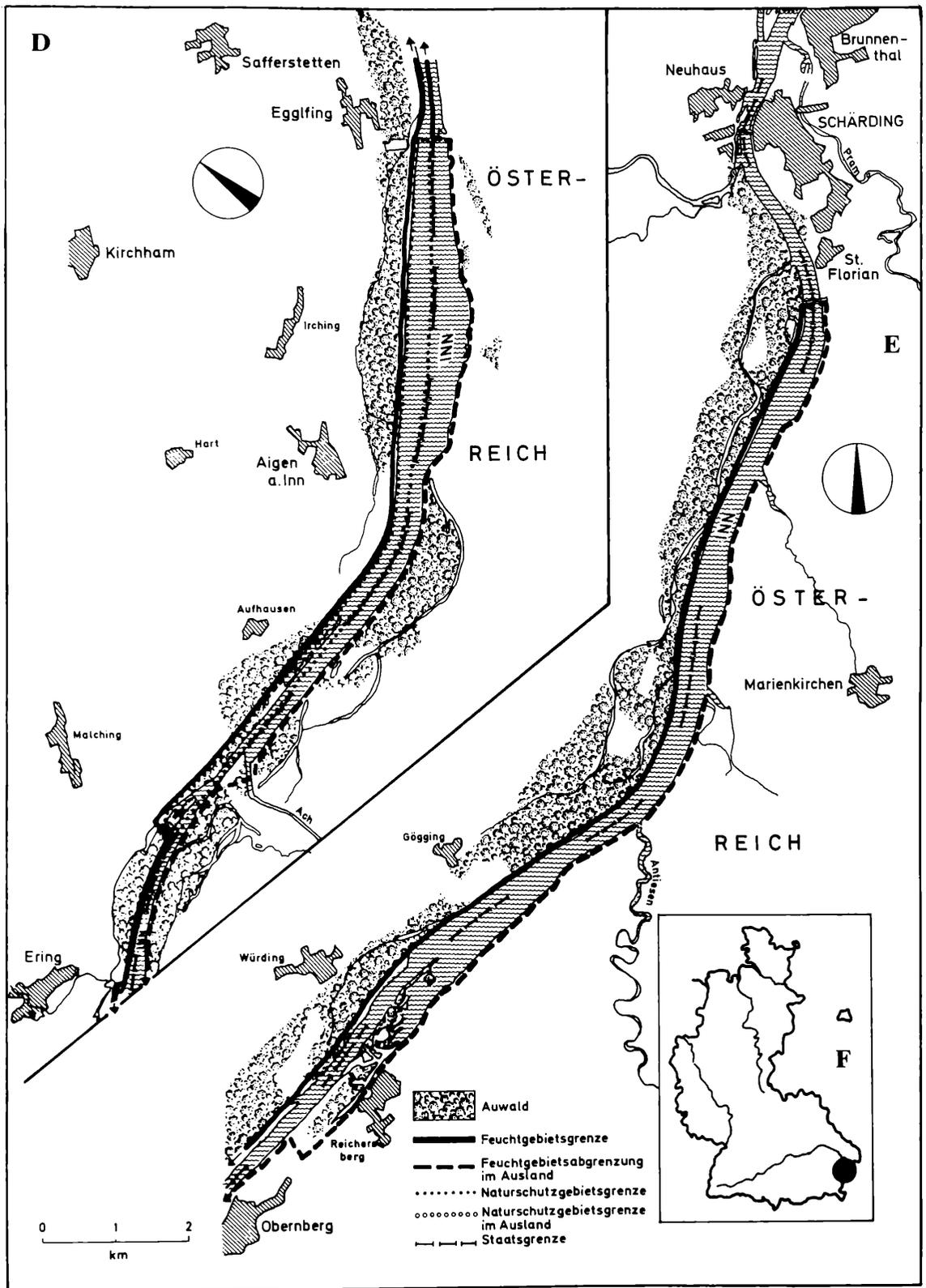


Abbildung 2

Geographische Übersicht zur Lage der Untersuchungsgebiete
D.: Gebietsübersicht Stausee Egglfing-Oberberg **E.:** Gebietsübersicht Stausee Neuhaus-Schärding
F.: Lage der Stauseen am unteren Inn in der Bundesrepublik Deutschland (aus HAARMANN & PRETSCHER 1976)



Abbildung 3

Ausgedehnte Seitenbuchten, Inseln und Verlandungszonen formen ein »Binnendelta« im Innstausee Ering-Frauenstein (Luftaufnahme F. SEIDL, Braunau).

Abbildung 4

Übersichtsbild zur Innstufe Ering-Frauenstein (Luftaufnahme freigegeben von der Reg. v. Obb. G4/25235) mit der Grundgliederung in Hauptstauraum, Verlandungszone und Stauwurzel (links oben im Bild – Braunau/Simbach). Foto: Luftbildverlag Hans Bertram, München; aus REICHHOLF 1973 a).



vermag günstigstenfalls Hochwasserspitzen etwas abzufangen.

Die Grundstruktur der Stauseen am unteren Inn ist daher durch ihre Charakterisierung als Laufstauseen gegeben. Dieser Umstand unterscheidet sie in ökologisch-funktioneller wie in wasserwirtschaftlicher Hinsicht von Talsperren, Hochwasser-Rückhaltebecken oder Schwellbetrieb-Staustufen.

Die nächste, verfeinerte Klassifizierung ermöglicht die Unterteilung in drei Stauseen, die dem »Verlandungstyp« zuzurechnen sind und einen, der dem »Durchlauftyp« entspricht (REICHHOLF 1976 a). Diese Charakterisierung bedeutet, daß die Morphometrie der Staubecken entweder starke Verlandung zuläßt oder nicht. Naturgemäß lassen sich konkrete Stauseen nie vollständig dem einen oder dem anderen Typ vorbehaltlos zuordnen, aber eine hinreichende Charakterisierung wird dadurch auf jeden Fall gegeben.

Ob ein Staubecken stärkere Verlandung zuläßt oder so konstruiert ist, daß Verlandungsprozesse weitestgehend unterdrückt werden, zieht ganz entscheidende ökologische Konsequenzen nach sich. Es kann hier vorweggenommen werden, daß es ganz wesentlich an der Ausbildung vergleichsweise riesiger Verlandungszonen (Abb. 3) liegt, daß die Innstauseen eine besondere Stellung unter den mitteleuropäischen Wasservogelzentren einnehmen.

Dagegen bedeutet die Strukturierung als »Durchlauftyp« eine ganz entscheidende Verringerung der ökologischen Kapazität zur Regenerierung des Flusses und keine nachhaltige Eignung als (Dauer-)Lebensraum für Wasservögel. Dieser Punkt wird noch näher ausgeführt!

Die nächste Unterteilung der ökologischen Raumstrukturen in den Stauseen am unteren Inn bezieht sich nun auf die innere Gliederung in drei Bereiche: *Hauptstauraum*, *Verlandungszone* und *Stauwurzel*.

Der Hauptstauraum bezieht sich auf die dem Kraftwerk unmittelbar vorgelagerte Fläche. Sie ist zumeist beidseitig von Dämmen eingefäßt und stellt eine in der Regel nur durch einzelne Inseln untergliederte, offene Wasserfläche dar. Ihre Ausdehnung beträgt zwischen 2 und 5 km²

Flußaufwärts folgt dem Hauptstauraum die Verlandungszone mit ihren Inseln, Flachwassergebieten und Seitenbuchten. Morphologisch stellt sie ein »Binnendelta« dar, das sich beim Eintritt des Flusses in das zunächst zu groß geratene Staubecken ausbildet. Allerdings setzt dies voraus, daß die seitliche Ausdehnung und die allgemeine Morphometrie des gesamten Stauraumes die Ausbildung eines Binnendeltas überhaupt zulassen.

Die Geschwindigkeit der Binnendeltabildung ist in den Innstauseen aufgrund der vergleichsweise ganz außerordentlich hohen Schwebstoff-Fracht des Inn sehr groß. Hierauf wird noch näher einzugehen sein. Die Deltabildung wird aber neben der rein physikalischen Komponente der Auflandung (von Geschiebe und/oder Schwebstoffen) auch von biologischen Faktoren getragen (»biogene Verlandung«). Letztere ergibt sich durch die organische Mehrproduktion in den besonders nährstoffreichen und gut durchlichteten (Flach)Wasserzonen beim Eintritt des Flusses in den Stauraum. Diese Zone ist daher in jedem Falle, gleich ob es sich um einen Fluß mit hoher oder mit geringer Schwebstoff-Fracht handelt, von besonderer Bedeutung für die ökologischen Prozesse (vgl. REICHHOLF 1976 a).

Als letzte Zone folgt der Verlandungszone fluß-

aufwärts die sogenannte »Stauwurzel«. In diesem Abschnitt ist der Fluß vielfach noch abflußbeschleunigt. Das durchschnittliche Niveau des Pegelstandes liegt deutlich unter Land, so daß nur selten oder unregelmäßig (bei starken Hochwässern) eine Überflutung der angrenzenden Aue eintritt. Hohe Strömungsgeschwindigkeiten und Fehlen von Sedimentation charakterisieren diesen Abschnitt.

Abbildung 4 gibt einen Überblick zu dieser 1. Näherung der Innenstruktur eines Innstausees. Die 1. Näherung besagt, daß die drei Grundeinheiten »Hauptstauraum, Verlandungszone und Stauwurzel« in allen untersuchten Stauseen (und darüber hinaus in allen Stauseen vom Verlandungstyp) als Teilräume unterschiedlicher Ausdehnung auftreten und daher bei den Analysen zu berücksichtigen sind. Die 2. Näherung erfaßt nun die nächst feineren Strukturen des Lebensraumes in den Innstauseen. Bei einem Gewässer sind diese grundsätzlich in der *Tiefenstruktur* zu suchen, denn die Tiefe bestimmt in einem Fließgewässer weitgehend die wichtigen produktionsbiologischen Parameter und die Nutzungsmöglichkeiten für die verschiedenen Organismen.

Die mittlere Tiefe der Innstauseen ist gering. Sie beträgt unter Einbeziehung aller Verlandungsgebiete weniger als 1 m und charakterisiert diese Stauseen daher als *Flachgewässer*. Das bedeutet nicht, daß es keine größeren Tiefen gäbe. Vielmehr verläuft die Tiefenzonierung so, daß der größte Teil der Hauptstauräume mittlere Tiefen zwischen 1 und 2 m aufweist, während die Flachwasserzonen der Seitenbuchten und Lagunen zwischen 0 und 1 m (nur örtlich tiefere Stellen!) tief sind. Der eigentliche Flußlauf, soweit er innerhalb der Stauräume wieder hergestellt oder im Bereich der Stauwurzel zu finden ist, nimmt dagegen größere Tiefe ein. Hier pendelt die mittlere Tiefe zwischen 2 und 3 m und erreicht örtlich bis über 6 m. Dennoch bleiben die Innstauseen in der Gesamtbilanz aber Flachgewässer.

Die eben angegebenen Verhältnisse beziehen sich auf den derzeitigen Stand nach erfolgter Verlandung! Bei der Einstauung wiesen die Staubecken erheblich größere Tiefen auf. Die Werte für das sogenannte »Urprofil«, also jenes Flußprofil, das vor der Einstauung gegeben war, sind der Abbildung 5 zusammen mit dem Stand der Verhältnisse nach der Verlandung zu entnehmen. Diese Abbildung 5 zeigt charakteristische Querschnitte für die drei Hauptabschnitte, wie sie der Grundgliederung in Hauptstauraum, Verlandungszone und Stauwurzel entsprechen. Für die Analyse der nahrungsökologischen Verhältnisse und für das Zusammenspiel zwischen Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe war die genaue Berücksichtigung der Tiefenstruktur der Stauseen außerordentlich bedeutsam. Im Abschnitt über den derzeitigen (1978-1980) Istzustand der Innstauseen wird auf diesen Aspekt noch näher zurückzukommen sein.

Diese Profile der Tiefenverteilung deuten bereits eine starke Differenzierung in Flachwasserzonen und stärker durchströmte, tiefere Bereiche an. Sie bilden einen wesentlichen Beitrag zur Reichhaltigkeit des Wasservogel-Artenspektrums, weil dieses den verschiedenen Tiefenzonen in unterschiedlicher Weise angepaßt ist.

Es soll hier schon darauf hingewiesen werden, daß die Tiefenzonierung und die innere Strukturierung in verschiedene, örtlich und zeitlich variable Wassertiefen ein wesentliches Merkmal für die ökologische

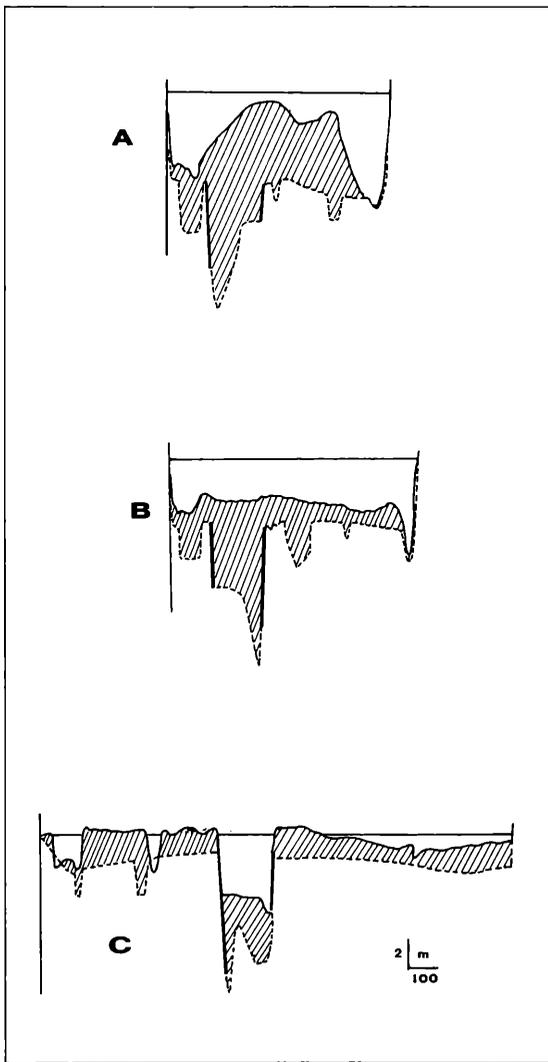
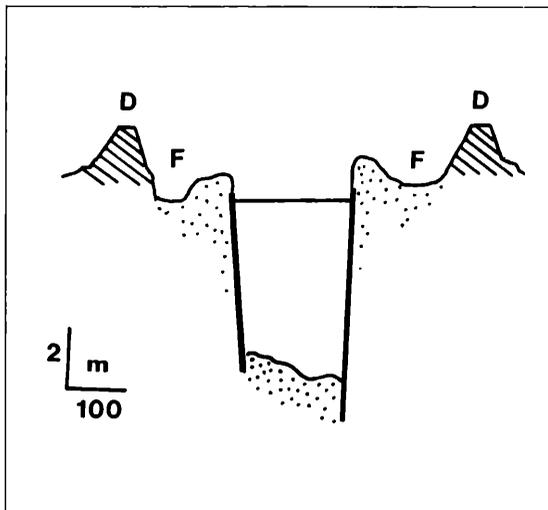


Abbildung 5

Typische Flußprofile zur Charakterisierung der Tiefenzonierung der Stauseen am unteren Inn (aus REICHHOLF 1976 a).

5 – 1: Profilquerschnitte aus dem kraftwerksnahen (A) und mittleren (B) Bereich des Hauptstauraumes sowie aus dem Inselgebiet der Verlandungszone (C). Die schraffierten Flächen zeigen die Aufwühlung über dem Urprofil (Einstau 1942 – Istzustand 1976).



5 – 2: Profil aus dem Stauwurzelbereich flußaufwärts der Rückstauzone bei mittlerer Wasserführungsquote. D = Dämme zur Hochwassersicherung; F = Flutmulden (aus REICHHOLF 1976 a).

Regenerierung des Flusses in diesen Stauseen darstellt. Denn eine reiche Strukturierung im Hinblick auf Wassertiefe und (der damit eng verbundenen) Strömungsgeschwindigkeit ist ein zentrales Charakteristikum nicht regulierter Flüsse, die ihre hydrologische Dynamik weitgehend ungestört entfalten können. Art und Ausmaß der inneren Strukturentwicklung in den Stauseen bieten daher ein objektives Maß für die *ökologische Bewertung eines Stausees*. Die Kriterien gehen jedoch über die bloße Tiefenstruktur weit hinaus. Sie müssen auch andere funktionell-ökologische und hydrologische Parameter mit einschließen. Da sie für die folgenden Analysen von zentraler Bedeutung sind, sollen sie an dieser Stelle kurz aufgeführt und erläutert werden.

– **Abiotische Parameter:**

– *Wasserführung*: gemessen in m^3/sec (Daten wurden von der INNWERK AG, Töging, zur Verfügung gestellt)

– *Strömungsgeschwindigkeit*: gemessen in m/sec

– *Materialfracht*: gemessen in kg oder Tonnen pro Tag/Jahr oder pro m^3 Wasser (Daten teilweise von der INNWERK AG, Töging). Je nach Art der Materialbewegung wird zwischen Schwebstoff-Fracht und Geschiebe unterschieden. Letzteres spielt in den hier näher untersuchten Stauseen keine bedeutende Rolle, so daß sich die Angaben auf die Schwebstoffe und ihre Bedeutung in der Dynamik des Ökosystems beschränken können.

– *Fläche der Land-Wasser-Interaktionszone*: sie wird gekennzeichnet durch jene Gebietsflächen, die bis zu 1 m Wassertiefe reichen bzw. die noch von höchsten Hochwässern landseitig überflutet werden können (Angaben in ha).

– *Uferausbildung*: gemessen in km -Uferlänge pro laufendem Flußkilometer oder als flächenbezogener Index (vgl. REICHHOLF 1970 a)

– **Biotische Parameter:**

– *Artenreichtum* an Organismen (Artenzahl pro Gebietsfläche oder pro Zeiteinheit der Untersuchungzeit)

– *Individuendichte* der Organismen (Individuen pro Flächeneinheit)

– *Diversität* (vgl. Methoden) als quantifizierender Wert für die biologische Mannigfaltigkeit verschiedener Teilgruppen von Organismen (z. B. der Wasservögel)

– *Produktivität* der Lebensgemeinschaften, unterteilt in die produktions- bzw. ernährungsbiologischen Niveaus der Primärproduzenten (Grüne Pflanzen) und der Konsumenten (Verbraucher der Produktion) verschiedener Position (Primär-, Sekundär-, Tertiärkonsumenten). Vgl. auch hierzu den Abschnitt zu den Untersuchungsmethoden!

– *Input-Output-Effektivität* der Stoff- und/oder Energieumsetzungen im ökologischen Geschehen.

All diese Teilparameter zusammen sind geeignet, die weitere Feinaufgliederung der ökologischen Grundstruktur der Innstauseen zu ermöglichen. Man könnte sie als Basis für den Ansatz 3. Näherung bezeichnen, der über die beiden größeren Einteilungen hinausgeht und die funktionelle Bearbeitung der Vorgänge im Ökosystem der Innstauseen erst erlaubt, wenn diese Parameter entsprechend quantifiziert sind. Sie leiten daher von der beschreibenden zur funktionell-analytischen Seite über. Eine ausführlichere Darstellung ist REICHHOLF (1976 b) zu entnehmen.

Von der Art und Weise des Vorgehens betrachtet, ergibt dieser Ansatz einen hierarchisch geordneten Einstieg in die eigentlichen Anliegen der ökologischen Analyse. Der zugehörige Methodenteil wird daher getrennt erläutert.

Da der Schwerpunkt der Aussagen im ökologischen Bereich bei der Analyse von Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel im Jahreslauf liegen soll, kann auf detailliertere klimatische Charakterisierung des Untersuchungsgebietes verzichtet werden. Denn die Wasservögel sind verhältnismäßig wenig von den Faktoren der Witterung abhängig, da sie über ein sehr gut isolierendes Federkleid verfügen. Als einziger Faktor des klimatischen Regimes spielt die Vereisung eine größere Rolle. Auf sie wird an den gegebenen Stellen Bezug genommen.

Die Stauseen am unteren Inn liegen klimatisch relativ begünstigt in einer Höhenzone von 320 bis 350 m NN. Das untere Inntal gehört damit zu den niedrigsten Gebieten Bayerns. Kontinentales Übergangsklima kennzeichnet die allgemeine klimatische Situation. Das Jahrestemperaturmittel liegt bei gut 8° C für die Koordinaten von Aigen/Inn (48.18 N/13.16 E).

Bezüglich der Lage muß abschließend noch darauf hingewiesen werden, daß die Grenze zwischen der Bundesrepublik Deutschland und der Republik Österreich die Stauseen mitten durchschneidet. Für die Untersuchungen wurde jedoch die naturräumliche Einheit als Abgrenzungskriterium gewählt. Die Stauseen stellen funktionelle Einheiten, Ökosysteme, dar, die sich nicht an politischen Grenzen orientieren. Österreichische Gebietsteile wurden daher in die Untersuchungen nach Bedarf mit einbezogen. Vielfach war eine Trennung in deutsche oder österreichische Gebietsteile gar nicht möglich und beim mehr oder minder raschen Ortswechsel der Vögel auch nicht sinnvoll. Lediglich Angaben über Brutplätze oder Vorschläge für Maßnahmen des Managements beziehen sich auf die jeweiligen bayerischen Gebiete innerhalb der Innstauseen. Dabei bleibt jedoch der Bezug auf das Gesamtgebiet stets gewahrt! Aus der engen Zusammengehörigkeit der österreichischen und bayerischen Gebietsteile ergibt sich automatisch auch die Notwendigkeit zur möglichst engen – am besten zur übereinstimmenden – Abstimmung der beiderseitigen Naturschutzbestimmungen.

2.2 Untersuchungsmethoden

2.2.1 Phasen der Untersuchung

Die Innstauseen werden von J. REICHHOLF seit 1960 ornithologisch-ökologisch bearbeitet. Seit 1968 erfolgten die Studien gemeinsam durch beide Verfasser. Die Gesamtuntersuchung läßt sich in drei Hauptphasen gliedern.

A.: Phase von 1960 bis 1970

In diesem ersten Jahrzehnt erfolgten hauptsächlich quantitative vogelkundliche Bestandsaufnahmen. In mehr als 1000 Exkursionen wurden Daten über Vorkommen und Häufigkeit der Vögel an den Innstauseen (mit Schwergewicht – rund 60 % der Daten – am Egglfinger Stausee) gesammelt. Die Entwicklung des neu eingestauten Bereiches der Innstufe Neuhaus-Schärding konnte dokumentiert werden. Ausführliche Aufnahmen des Brutbestandes kamen hinzu.

Eine erste Zusammenfassung der Ergebnisse zur Ornithologie der Stauseen am unteren Inn – mit

ökologischer Ausrichtung und unter Beschränkung auf die Wasservögel – wurde von REICHHOLF (1969) publiziert. Für das Teilgebiet der österreichischen »Hagenauer Bucht« liegt eine Studie von ERLINGER (1965) vor.

B.: Phase von 1971 bis 1973

In dieser Phase erfolgten von den Verfassern intensive nahrungsökologische Studien an den Stauseen am unteren Inn. Sie wurden als Forschungsstipendium für J. REICHHOLF von der DEUTSCHEN FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT finanziert. Ziel dieser Grundlagenforschung war es, die nahrungsökologische Bedingtheit der Massenansammlungen von Wasservögeln, ihre Dynamik und ihr zwischenartliches Zusammenspiel zu klären. Hierzu bedurfte es weitgehend synchroner Wasservogelzählungen, wie sie durch die 'Internationale Wasservogelzählung' für einmalige Zählungen zum mittleren Sonntag des Monats (für die Durchzugs- und Überwinterungsphase von September bis April) in Europa bereits organisiert waren. Die Zählergruppe am unteren Inn wurde von den Verf. organisiert. Sie bestand aus folgenden Mitarbeitern (denen auch an dieser Stelle gedankt sei): G. ERLINGER, BRAUNAU, K. JANICH, Wittbreut, K. POINTNER, F. SEGIETH, Simbach/Inn, H. UTSCHICK, Erlbach, G. WAGMANN, Erlach, W. WIESINGER, Braunau und W WINDSPERGER, Braunau. Weitere Mitarbeiter nahmen an einzelnen Wasservogelzählungen teil. Seit 1977 kam zur Gruppe J. HELLMANNSBERGER, Aigen, hinzu. Die umfangreichsten Arbeiten ergaben sich in Phase B jedoch bei den nahrungsökologischen Untersuchungen. Die Methoden und das Vorgehen werden weiter unten näher erläutert.

C.: Phase von 1974 bis 1979

Dieser Abschnitt wurde weitgehend durch Mittel für die »Ökosystemforschung Innstauseen« des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen finanziert. Ziel dieser Phase war es, die ökologische Grundlagenermittlung abzuschließen und in jenen Abschnitten zu ergänzen, für die aus der Phase B nicht genügend Datenmaterial für abschließende Auswertungen zur Verfügung stand.

Schwerpunktmäßig sollte jedoch die angewandte Seite im Vordergrund stehen. In dieser Phase ging es daher besonders darum, das Ausmaß menschlicher Einflußnahme zu ermitteln, nach Möglichkeit zu quantifizieren und auf der Basis der ökologischen Grundlagen zu werten. Die in dieser Phase gewonnenen Ergebnisse sollten also insbesondere auf das Naturschutzmanagement ausgerichtet sein und helfen darin offene Probleme zu klären. Wiederum war dies nur möglich durch umfassende freilandbiologische Datenerhebung unter Mitarbeit von Personen aus dem Kreis der »Wasservogelzähler«, die schon seit 1971 am unteren Inn tätig waren. Durch systematische Mitarbeit brachten vor allem G. ERLINGER, K. JANICH, F. SEGLIETH, H. UTSCHICK und W WIESINGER wertvolle Ergänzungen bzw. machten die simultanen Schwimmvogel-Bestandserhebungen überhaupt möglich.

Die große Masse der ausgewerteten Daten wurde allerdings von den Verfassern zusammengetragen, wobei insbesondere an den Wochenenden über einen Zeitraum von fast 6 Jahren intensiv gearbeitet werden mußte, weil in dieser Zeit erfahrungsgemäß die meisten Einflüsse seitens der verschiedenen Nutzungsansprüche des Menschen wirksam werden

(Erholungsbetrieb, Angelsport und Jagd etc.).

Diese Phase wurde 1979 durch ergänzende Untersuchungen abgeschlossen.

Insgesamt ergibt sich daraus ein Untersuchungszeitraum von 20 Jahren – die wohl längste, kontinuierlich und systematisch betriebene Ökosystemstudie in Bayern! In sog. 'Mann-Jahre' umgerechnet, würde sie die Spanne eines halben Jahrhunderts einnehmen. Für diesen 20jährigen Untersuchungszeitraum konnten insgesamt mehr als 3000 Exkursionen der Verfasser und der mitarbeitenden Ornithologen ausgewertet werden. Rund 1100 davon betreffen vollständige Bestandsaufnahmen der Vögel der Innstauseen – mit den sich daraus ableitenden, negativen Daten eine Gesamtsumme von rund 340000 artbezogenen Angaben, die sich unter Einschluß der Untersuchungen an den anderen tierischen Organismen im Gebiet auf über 1 Million erhöhen würden. Davon konnte jedoch verständlicherweise nur ein Teil ausgewertet werden.

2.2.2 Methoden der Erfassung abiotischer Daten

Die für die Auswertungen nötigen Daten über abiotische Parameter wurden zum größten Teil von den beiden Kraftwerksgesellschaften INNWERK AG, Töging, und ÖSTERREICHISCH-BAYERISCHE-KRAFTWERKS AG, Simbach, zur Verfügung gestellt. Sie betreffen insbesondere die Wasserführung (Angaben für jeden Tag seit 1971 in m³/sec sowie die Gesamtabflußmengen pro Monat und Jahr), die Schwebstoff-Fracht und den Fortgang der Verlandung aufgrund der Entwicklung der Tiefenprofile. Für das Zentrum der Untersuchungen, das Naturschutzgebiet Unterer Inn, konnten diese Werte in 200-m-Abständen ausgewertet werden (bezogen auf die laufenden Flußkilometer).

Die INNWERK AG liefert zudem umfangreiche Daten zur Vereisung der Stauseen in Form von Eiskarten, die es erlauben, auch für zurückliegende Jahre, aus denen zwar Wasservogel-Zählwerte, aber keine eigenen Erhebungen zum Vereisungsgrad vorliegen, die Situation zu charakterisieren. Diese Karten beinhalten auch Angaben über die winterliche Entwicklung der Wassertemperatur.

Die Strömungsgeschwindigkeit wurde überwiegend aufgrund eigener Messungen in den Jahren 1971 und 1972 ermittelt. Sie bewegt sich – tiefenabhängig – im Bereich von 0 (stehende Seitenbuchten) bis 2,5 m/sec unmittelbar hinter den Kraftwerken im Unterwasser. Doch liegen die Mittelwerte für den hauptabschnitt der Stauräume zwischen 0,5 und 0,2 m/sec.

Flächenangaben über die Land-Wasser-Interaktionsgebiete konnten genauen Karten der Zonierung innerhalb der Stauseen der INNWERKE AG entnommen werden. Hieraus wird auch die Berechnung von inneren Strukturdimensionen (Tiefenverteilung) und Uferausbildung möglich.

Schwieriger gestaltete sich die Datenerhebung im abiotischen Bereich für die außerhalb der Stauseen gelegenen Untersuchungsgebiete, z. B. für die Altwässer und die Auwälder. Hier mußten alle ermittelten Daten selbst gemessen werden.

2.2.3 Methoden der Erfassung biotischer Daten

Artenreichtum

Die Erfassung der verschiedenen Vogelarten bietet im Gegensatz zu den meisten anderen Gruppen von

Organismen geringe Schwierigkeiten. Alle Vogelarten lassen sich mit einiger feldornithologischer Erfahrung mit Sicherheit bestimmen, insbesondere im Rahmen von Ökosystemanalysen, in denen es auf die Feststellung irgend eines extremen Irrgastes nicht ankommt. Die große Masse der häufig oder regelmäßig auftretenden und damit ökologisch »aktiven« Arten kann leicht und rasch bestimmt werden, ohne daß hierzu besondere Methoden notwendig wären.

Individuenmenge

Größere Schwierigkeiten stellen sich schon bei der Bestimmung der jeweils für einen bestimmten Tag (oder eine bestimmte Tageszeit) anwesenden Menge von (Wasser)Vögeln. Hier gilt es über ein von den örtlichen Bedingungen abhängiges, genau ausgeklügeltes Zählverfahren die Bestände erfassbar zu machen. Die jahrelangen Vorerfahrungen und die einfache, überschaubare Struktur der Hauptstauräume machten diese Erfassung möglich. Durch wiederholte Simultanzählungen unabhängiger Beobachter läßt sich die Fehlergröße auf weniger als 10 % angeben, was bei mitunter Zehntausenden von Schwimmvögeln eine sehr gute Erfassungsgenauigkeit darstellt. Denn im Gegensatz zu den meisten anderen feldbiologischen Erfassungsmethoden (Fallen etc.) werden die Wasservögel durch den Zählvorgang ja in keiner Weise beeinflusst!

Neben den üblichen Ferngläsern wurden bei den Zählungen hauptsächlich 25-40fach vergrößernde Fernrohre verwendet, die eine präzise Zählung zulassen und dabei einen Beobachtungsabstand von mehreren hundert Metern bis zu mehreren Kilometern (bei sehr guter Sicht) erlauben. Die Erfassung erfolgte so weit wie möglich gebietsbezogen, d. h. es wurden alle Abschnitte in den Stauseen, die in irgend einer Weise als ökologische Untereinheiten (Buchten, Inselzonen etc.) erkennbar waren, getrennt ausgezählt. Auf diese Weise ließen sich hinterher die nahrungsökologischen und hydrologischen Daten direkt mit den Zählergebnissen in Beziehung setzen. Die Vorerfahrungen sowie die Auswertungen von WINKLER (1975) ergaben, daß für die ökologische Bearbeitung der Stausee-Ökosysteme am unteren Inn ein drei- bis vierwöchiger Abstand der Zählungen ausreichend war, wenn Details durch hinreichende Mengen von Zwischenzählungen abgedeckt werden konnten. Ab 1974 wurden daher die Hauptzählungen auf den Stichtag der Internationalen Wasservogelzählung gelegt, soweit dies die Witterungsverhältnisse zuließen.

Unvergleichlich zeitaufwendiger und mit nicht annähernd so hohem Genauigkeitsgrad wie die Bestandsaufnahmen außerhalb der Brutzeit erwies sich die Brutbestandserfassung. Hier ging es vor allem darum, einen sinnvollen und hinreichend aussagekräftigen Kompromiß zwischen genauer Bestandsermittlung und der damit verbundenen Störung zu finden. Einmalige, systematische Nestkontrollen reichen hierfür nicht aus. Da jedoch eindeutig revieranzeigende Verhaltensweisen, wie z. B. das Singen von Kleinvogelmännchen, bei den Wasservögeln fehlen (wenn man von den Ufer- und Schilffarten, wie den Rohrsängern oder Schwirln absieht, die in die quantitativen Bestandserhebungen nicht voll einbezogen wurden), mußte die Erfassung der jungführenden Weibchen bei den Enten- und Rallenarten als Kompromißmethode herangezogen werden. Dies erfordert großen zeitlichen Aufwand

und setzt voraus, daß man schon vorher durch kontinuierliches Beobachten jene Gebiete und voraussichtlichen Brutbestände ermitteln konnte, in denen jungführende Weibchen dann mit einigermaßen verwertbarer Wahrscheinlichkeit anzutreffen sein werden. Die jahrelangen Voruntersuchungen schafften diese Voraussetzungen, so daß der Brutbestand bei den nichtkoloniebrütenden Arten der Wasservogel mit einem Genauigkeitsgrad von $\pm 20\%$ ermittelt werden konnte. Für die Aussagen spielt jedoch die absolute Erfassungsgenauigkeit keine so wesentliche Rolle, wie es zunächst den Anschein haben mag, weil gruppenspezifische oder beobachterspezifische Ungenauigkeiten gleichsam als konstanter Faktor in die Auswertungen eingehen. Für relative Aussagen hat dies kein Gewicht; die absoluten, flächenbezogenen Befunde beinhalten aber, wie bereits festgestellt, eine bis zu 20%ige Ungenauigkeit.

Diese Werte wurden zwar für die Untersuchungen der Verfasser am unteren Inn kalkuliert, sie decken sich aber mit den Erfahrungen und Ergebnissen aus anderen ornithologischen Untersuchungen. Umfangreiche Erhebungen hierzu hat DANNENBURG (1977) zusammengestellt. Vgl. dazu auch BERTHOLD (1976) und REMMERT (1978).

Diversität

Diese Rechengröße eignet sich besonders bei Wasservögeln (BEZZEL & REICHHOLF 1974) zur Charakterisierung der Reichhaltigkeit und Mannigfaltigkeit eines Lebensraumes. Die Methode stammt aus der Informationstheorie. Sie wurde von BEZZEL & REICHHOLF (1974) und HÖSER (1973) ins deutschsprachige, ornithologische Schrifttum eingeführt. Sie verbindet Artenreichtum und Individuenmenge zu einem einheitlichen Index, dessen Größe – vergleichbare Gebiete vorausgesetzt – ein besseres Maß für die biologische Reichhaltigkeit darstellt, als jede der beiden Komponenten für sich alleine. Skaliert von 0-1 oder ausgedrückt in Prozentwerten der maximal möglichen Diversität bei der vorgefundenen oder der theoretisch zu erwartenden Artenzahl gibt er den Ausbildungsgrad der Diversität wieder. Die Berechnung folgt der Formel:

$$H' = - \sum p_i \log p_i \quad \text{für } p_i = \frac{N_i}{N}$$

$$H'_{\max} = \log n$$

$$H' = \text{Diversitätsindex}$$

$$p_i = \text{relative Häufigkeit der einzelnen Arten } X_{1..i}$$

$$N = \text{Anzahl der } i\text{-ten Art an der Gesamtindividuenzahl } N$$

$$\log = \text{Logarithmus (meist als } \ln \text{ oder zur Basis 2 verwendet)}$$

$$n = \text{Zahl der Arten}$$

Für eine ausführliche Behandlung der Diversität von biologischen Objekten vgl. PIELOU (1975). Grundsätzlich kann die Diversität aber auch für nichtbiologische Parameter bestimmt werden. Wir haben dies für die innere Biotopstruktur der Stauseen getan, wobei als Parameter für die relativen Häufigkeitsbestimmungen die Tiefenzonierung bzw. Inselbildung mit einbezogen wurde (REICHHOLF 1976 b). Als weitere wichtige Methode des Vorgehens erfolgte

die Einteilung der Wasservogelarten in ökologische Typen. Dazu muß zunächst die »Gruppe der Wasservogel« vorgestellt werden, die in die Untersuchung überhaupt einbezogen worden ist. Als Definition wurde folgende Abgrenzung verwendet: »Unter Wasservögeln werden jene Vogelarten der Nichtsingvögel verstanden, die bei zeitweiligem oder länger andauerndem Aufenthalt an den Innstauseen ihre Nahrung dort weitestgehend im oder ihre Brutstätten am Gewässer bzw. auf den Stauseen finden«. Es sind dies folgende Arten:

Familie Seetaucher (Gaviidae)

Eistaucher (*Gavia immer*) – sehr seltener Wintergast
Prachtaucher (*Gavia arctica*) – unregelmäßiger, seltener Wintergast
Sterntaucher (*Gavia stellata*) – unregelmäßiger, seltener Wintergast

Familie Lappentaucher (Podicipedidae)

Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) – mäßig häufiger Brutvogel
Rothalstaucher (*Podiceps griseigena*) – sehr seltener Gast
Ohrentaucher (*Podiceps auritus*) – sehr seltener Gast
Schwarzhalstaucher (*Podiceps nigricollis*) – regelmäßiger Durchzügler und sehr seltener Brutvogel
Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*) – mäßig häufiger Brutvogel

Familie Kormorane (Phalacrocoracidae)

Europ. Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) – Durchzügler und Wintergast
Zwergscharbe (*Phalacrocorax pygmaeus*) – Irrgast

Familie Reihervögel (Ardeidae)

Graureiher (*Ardea cinerea*) – Brutvogel und Gast zu allen Jahreszeiten
Purpureiher (*Ardea purpurea*) – sehr seltener Brutvogel
Silberreiher (*Casmerodius albus*) – regelmäßiger Gast
Seidenreiher (*Egretta garzetta*) – regelmäßiger Gast
Rallenreiher (*Ardeola ralloides*) – seltener Gast
Nachtreiher (*Nycticorax nycticorax*) – Brutvogel
Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*) – Brutvogel
Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) – seltener Wintergast

Familie Ibis (Threskiornithidae)

Löffler (*Platalea leucorodia*) – seltener Gast
Sichler (*Plegadis falcinellus*) – Irrgast

Familie Entenvögel (Anatidae)

Höckerschwan (*Cygnus olor*) – Brutvogel und Jahresvogel
Singschwan (*Cygnus cygnus*) – sehr seltener Wintergast
Graugans (*Anser anser*) – Durchzügler
Saatgans (*Anser fabalis*) – Durchzügler und Wintergast
Kurzschabelgans (*Anser brachyrhynchos*) – Irrgast
Bläßgans (*Anser albifrons*) – seltener Wintergast
Nonnengans (*Branta leucopsis*) – Irrgast
Brandgans (*Tadorna tadorna*) – seltener Gast (entflogen aus Tierhaltungen?)
Rostgans (*Tadorna ferruginea*) – seltener Gast (entflogen aus Tierhaltungen?)
Stockente (*Anas platyrhynchos*) – sehr häufig
Schnatterente (*Anas strepera*) – häufig
Pfeifente (*Anas penelope*) – mäßig häufiger Wintergast
Krickente (*Anas crecca*) – sehr häufig
Knäkente (*Anas querquedula*) – mäßig häufig
Spießente (*Anas acuta*) – mäßig häufig
Löffelente (*Anas clypeata*) – mäßig häufig
Kolbenente (*Netta rufina*) – seltener Gast und vereinzelter Brutvogel
Reiherente (*Aythya fuligula*) – sehr häufig
Bergente (*Aythya marila*) – seltener Wintergast
Tafelente (*Aythya ferina*) – häufig
Moorente (*Aythya nyroca*) – sehr seltener Gast
Eiderente (*Somateria mollissima*) – seltener Wintergast
Trauerente (*Melanitta nigra*) – sehr seltener Wintergast
Samtente (*Melanitta fusca*) – seltener Wintergast
Schellente (*Bucephala clangula*) – häufig
Eisente (*Clangula hyemalis*) – seltener Wintergast
Gänsesäger (*Mergus merganser*) – mäßig häufig
Mittelsäger (*Mergus serrator*) – seltener Gast
Zwergsäger (*Mergus albellus*) – seltener Gast

Familie Greifvögel (Accipitridae)

Fischadler (*Pandion haliaetus*) – regelmäßiger Durchzügler
Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) – einzelner Wintergast

Familie *Rallen* (Rallidae)

- Wasserralle (*Rallus aquaticus*) – seltener Brutvogel
 Tüpfelsumpfhuhn (*Porzana porzana*) – seltener Durchzügler
 Teichhuhn (*Gallinula chloropus*) – mäßig häufiger Brutvogel
 Bläßhuhn (*Fulica atra*) – sehr häufig

Familiengruppe *Laro-Limikolen*

- Austerfischer (*Haematopus ostralegus*)
 Stelzenläufer (*Himantopus himantopus*)
 Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*)
 Sandregenpfeifer (*Charadrius hiaticula*)
 Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*)
 Seereggenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*)
 Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*)
 Kiebitzregenpfeifer (*Pluvialis squatarola*)
 Steinwälzer (*Arenaria interpres*)
 Kiebitz (*Vanellus vanellus*)
 Sumpfläufer (*Limicola falcinellus*)
 Sichelstrandläufer (*Calidris ferruginea*)
 Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*)
 Temminckstrandläufer (*Calidris temminckii*)
 Zwergstrandläufer (*Calidris minuta*)
 Knutt (*Calidris canutus*)
 Sanderling (*Calidris alba*)
 Odinshühnchen (*Phalaropus lobatus*)
 Terekwasserläufer (*Tringa terek*)
 Rotschenkel (*Tringa totanus*)
 Dunkelwasserläufer (*Tringa erythropus*)
 Grünschenkel (*Tringa nebularia*)
 Teichwasserläufer (*Tringa stagnatilis*)
 Flußuferläufer (*Tringa hypoleucos*)
 Bruchwasserläufer (*Tringa glareola*)
 Waldwasserläufer (*Tringa ochropus*)
 Kampfläufer (*Philomachus pugnax*)
 Brachvogel (*Numenius arquata*)
 Regenbrachvogel (*Numenius phaeopus*)
 Uferschnepfe (*Limosa limosa*)
 Pfuhschnepfe (*Limosa lapponica*)
 Doppelschnepfe (*Gallinago media*)
 Zwergschnepfe (*Lymnocyrtus minimus*)
 Bekassine (*Gallinago gallinago*)
 Triel (*Burhinus oedicnemus*)
 Brachschwalbe (*Glareola pratincola*)
 Schwarzflügel-Brachschwalbe (*Glareola nordmanni*)
 Skua (*Stercorarius skua*)
 Schmarotzerraubmöwe (*Stercorarius parasiticus*)
 Spatelraubmöwe (*Stercorarius pomarinus*)
 Lachmöwe (*Larus ridibundus*)
 Zwergmöwe (*Larus minutus*)
 Schwarzkopfmöwe (*Larus melanocephalus*)
 Silbermöwe (*Larus argentatus*)
 Heringsmöwe (*Larus fuscus*)
 Sturmmöwe (*Larus canus*)
 Mantelmöwe (*Larus marinus*)
 Dreizehenmöwe (*Rissa tridactyla*)
 Lachseeschwalbe (*Gelochelidon nilotica*)
 Raubseeschwalbe (*Hydroprogne caspia*)
 Brandseeschwalbe (*Sterna sandvicensis*)
 Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*)
 Zwergseeschwalbe (*Sterna albifrons*)
 Trauerseeschwalbe (*Chlidonias niger*)
 Weißflügelseeschwalbe (*Chlidonias leucopterus*)
 Weißbartseeschwalbe (*Chlidonias hybrida*)

Von diesen 111 »Wasservogelarten« stellen jedoch kaum 10 % über 85 % der Biomasse und müssen daher als ökologisch besonders bedeutsam eingestuft werden. Bei den nahrungsökologischen Analysen standen diese naturgemäß im Vordergrund. Die reichhaltige Liste der »Wasservogelarten« zeigt, daß praktisch alle Arten, die man als einigermaßen wahrscheinliche Besucher eines Binnenland-Feuchtgebietes rund 1000 km von den Meeresküsten entfernt überhaupt erwarten würde, tatsächlich hier auftreten. Der hohe Artenreichtum ist daher mit ein entscheidendes Kriterium für die herausragende Bedeutung der Innstauseen als Zentrum für Wasservögel in Mitteleuropa.

Für die ökologischen Analysen muß diese Vielfalt überschaubar gruppiert werden. Das könnte entweder nach verwandtschaftlichen-systematischen

Kriterien erfolgen, oder – besser – nach ökologisch-funktionellen Gesichtspunkten. Die Wasservögel sind am besten aufgrund der Art ihrer Nahrungssuche oder ihrer Position im 'Nahrungsökologischen Gefüge' einzuordnen. Sie stellen 'Gilden' dar, deren Zugehörigkeit sich aus der Art der Nahrung und aus dem Ort des Nahrungserwerbes ergibt.

Die Grundgruppierung erfolgt in *Pflanzenfresser* (= phytophage Arten oder Primärkonsumenten), *Allesfresser* (omnivore Typen), *Schlammfauna-fresser* (Zoophage I. Ordnung) und *Fischfresser* (= piscivore oder zoophage Arten II. Ordnung). Die beiden großen Greifvögel, der Fisch- und der Seeadler, wären in die höchste Kategorie (Zoophage III. Ordnung) einzureihen. Doch sie spielen trotz ihres verhältnismäßig regelmäßigen Auftretens an den Innstauseen quantitativ nach wie vor eine so geringe Rolle, daß sie praktisch außer acht gelassen werden können. Dennoch ist die Frequenz ihres Auftretens sowie die Wahl der Plätze, wo sie sich bevorzugt aufhalten, ein wichtiges Indiz für Veränderungen in der Struktur des Ökosystems, zu dem sie zumindest zeitweise als Spitzenkonsumenten gehören.

Dieser nahrungsökologischen Aufteilung steht eine zweite gegenüber – und ergänzt sie in gewissem Umfang: die Einordnung entsprechend der Tiefenzonen. Sie hängt von den morphologischen Anpassungen der einzelnen Arten ab und stellt eine weitere Feinaufteilung des Lebensraumes als Nahrungsquelle dar. Die Abb. 6 drückt das Prinzip schematisch aus.

Die drei Prinzipien der Aufteilung der verwertbaren Produktion im Lebensraum nach *Art der Nahrung*, *Ort der Nahrungssuche* und *Zeit der Nahrungssuche* (Jahres- oder Tageszeit), stellen das Grundmuster der sogenannten *ökologischen Einnischung* dar, wie sie in allen Lehrbüchern der Tierökologie (vgl. z. B. KREBS 1972, ODUM 1971, PIANKA 1974 oder REMMERT 1978) dargestellt zu finden ist. Für die vorliegenden Untersuchungen war daher grundsätzlich auch zu klären, inwieweit bei den in bedeutenden Mengen auftretenden Arten die zwischenartliche Konkurrenz um die verfügbare Nahrung einen kontrollierenden Faktor darstellt, der möglicherweise andere Faktoren überlagern könnte. Für die nahrungsökologische Analyse wurde dies berücksichtigt.

Erfassung der Biomasse der Schlammfauna

Die aufgeführten Wasservogel-Gruppen ernähren sich entweder von Organismen der Schlammsschichten am Gewässergrund (in den verschiedenen Tiefen) oder von Wasserpflanzen (oder von beidem im Falle der Allesfresser). Die dritte Hauptgruppe der Fischfresser ist durch die Nahrungswahl »Fische« zwar summarisch charakterisiert, was aber nicht bedeutet, daß alle »Fischfresser« auch ausschließlich von Fischen leben. Auf jeden Fall ernähren sich aber die Fische zu einem wesentlichen Teil von der Bodenschlammfauna (Benthos), so daß der quantitativen Bestimmung der verfügbaren Schlammfauna-Biomasse und ihrer Veränderung im Jahreslauf sowie in Abhängigkeit von der Wasserführung eine Schlüsselrolle im Ökosystem eines Stausees am unteren Inn zukommt.

Das methodische Vorgehen mußte auf die nahrungsökologischen Anpassungen der Wasservögel Rücksicht nehmen, die diese Schlammfauna verwerten. Es wurde daher mit Hilfe eines Ekman'schen Bodengreifers das Schlammmaterial einer jeweils

15 x 15 cm großen Fläche abgebaggert und durch ein Sieb von 0,8 mm Maschenweite ausgeschwemmt. Im Sieb bleibt dann jener Bestandteil der Schlammfauna zurück, den auch die Lamellenschnäbel der Enten noch heraussieben können. Es fängt sich natürlich auch alles, was deutlich diese Maschengröße übersteigt, also auch kleine Würmer oder große Larven von Mücken, die von den Limikolen durch gezieltes Stochern aus den Schlickzonen herausgeholt werden.

Kleinere Organismen dagegen, wie Protozoen, Rotatorien oder dergleichen, passieren die Maschen des Siebs und gehen nicht in die Bilanz ein. Sie werden mit einem zweiten Analysenschritt erfaßt, der auch das von Bakterien durchsetzte, organische Detritusmaterial im Sediment quantitativ enthält: mit der Verbrennungsanalyse. Die Gewichtsverminderung einer Sedimentprobe bei der Verbrennungsanalyse ermöglicht den quantitativen Rückschluß auf den Gesamtgehalt an organischem Material. Der Gehalt an anorganischen Stoffen im organischen Anteil kann hier unberücksichtigt bleiben, weil es bei der Gesamtanalyse der Verhältnisse in den Stauseen nicht um winzige Bruchteile sondern um Bilanzen geht, die Meßfehler von 10-20 % ohne weiteres vertragen. Die Genauigkeit muß sich stets nach dem angestrebten Aussagewert richten (vgl.

setzt die Faulschlammabildung bereits bei wenigen Zentimetern Tiefe im Schlamm ein. Der Bagger erfaßt aber das Material umso tiefer, je weicher der Boden war und umgekehrt. Dies wurde kompensiert durch weiches »Aufsetzen«, so daß eine einheitliche Baggertiefe von 5 cm zustande kam. Bei mehr als 1 m Wassertiefe, in der das Aufsetzen des Baggers nicht mehr von Hand kontrollierbar war, sondern durch das Fallgewicht ausgelöst werden mußte, reduzierte der verdichtete Sand ganz von selbst die Eintauchtiefe des Baggers in den Untergrund. Bei mehr als 1,5 m Tiefe waren die Strömungsgeschwindigkeiten so hoch, daß ein senkrecht Aufsetzen des Baggers kaum mehr möglich war. Aus diesem Bereich (um 2 m) stammen daher nur wenige Baggerungen (16 Ex.).

Die Baggerungen wurden über folgende, aus der Tiefeneinnischung der Wasservögel abgeleitete Stufen durchgeführt:

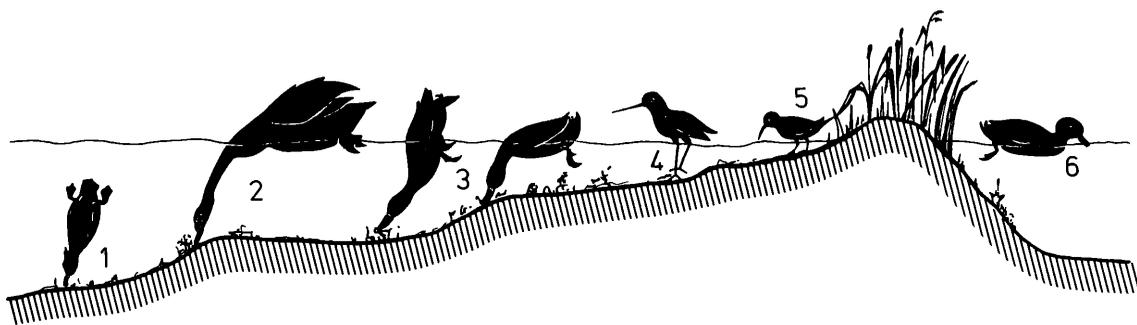
Stufe 1: 0,0-0,2 m Wassertiefe (alle Egglfänger Stausee)

Stufe 2: 0,2-0,5 m Wassertiefe

Stufe 3: 0,5-1,0 m Wassertiefe

Stufe 4: um 1,5 m Wassertiefe (max. 2,0 m)

Von jeder Tiefenstufe wurden von 1971 bis 1973 monatlich mindestens 20, höchstens 52 Proben entnommen und durch jeweils 5 Proben aus den



Einnischung der Wasservögel

Abbildung 6

Nahrungsökologische Aufteilung der Tiefenzonen eines Innstausees unter den verschiedenen Wasservogelgruppen.

Bezug Sandbank oder Insel; 1 = Tauchenten, 2 = Höckerschwan, 3 = Gründelenten, 4 = langbeinige Limikolen, 5 = kurzbeinige Limikolen, 6 = Nahrungsaufnahme von der Wasseroberfläche (Drift).

REMMERT 1978). Eine unkorrigierte Verbrennungsanalyse reicht daher für den angestrebten Genauigkeitsgrad völlig aus.

Von dieser Verbrennungsanalyse wird jener Wert abgezogen, der in den größeren Organismen der Schlammfauna, die durch das Sieb herausgefangen werden, gebunden ist. Sie erhält daher auch die winzigen Vermehrungsstadien (insbesondere die Eier) der Makroinvertebraten der Schlammfauna sowie die Vermehrungsstadien der eventuell vorhandenen Wasserpflanzen.

Verbrennungsanalysen wurden für die verschiedenen Tiefenzonen der Probeentnahmen und für unterschiedliche Abschnitte in den einzelnen Stauseen durchgeführt. Da weitaus mehr organisches Material im Schlamm enthalten war, als von den Organismen umgesetzt werden konnte, stellte sich das Problem der Baggertiefe. Denn bei hohem organischen Anteil

entsprechenden Tiefenzonen der anderen Stauseen ergänzt. Es ließ sich daraus für die produktionsbiologisch sehr günstigen Niedrigwasserjahre 1971 bis 1973 die monatliche »Stehende Ernte« (Ist-Bestand) an Schlammfauna-Biomasse bestimmen (in kg Frischgewicht pro m²). Bei hoher Biomasse (von etwa 1 kg/m²) konnte dies 30-50000 Larven von Chironomiden (Zuckmücken) oder Schlammröhrenwürmer (Tubificiden) bedeuten. Zur schnelleren Erfassung des Ist-Bestandes der Schlammfauna erwies es sich günstiger – und dies wurde von 1974 bis 1977 auch durchgeführt – die Schlammproben nur auszuzählen und anhand von Standardgewichten für Chironomidenlarven bestimmter Länge oder von Schlammröhrenwürmern auf Biomasse umzurechnen. Denn es ließ sich nachweisen, daß die Fehlerquelle dadurch nicht größer wurde, weil das Extrahieren der kleinen Würmer und Mückenlarven

aus dem Sieb ebenfalls mit erheblichen Problemen verbunden war.

In der Schlammfauna-Biomasse erwiesen sich die beiden schon genannten Gruppen als die absolut dominanten. Alle anderen, wie beispielsweise Kugelmuscheln (*Sphaerium spec.*), Erbsenmuscheln (Pisidien), Larven von Köcher- (Trichoptera) oder Eintagsfliegen (Ephemeroptera) stellten an den für Wasservögel wichtigen Nahrungsgründen keine nennenswerten Biomasseanteile. Lediglich einige Trichopterenlarven pro m² konnten im Stauwurzelbereich ein Reservoir von Ausweichnahrung für überwinternde Schellenten ergeben (REICHHOLF 1979 a).

Örtlich spielte aber die Dichte der Populationen von Großmuscheln durchaus eine bedeutende Rolle in der Ernährung der Bisamratte (*Ondatra zibethicus*), da die Teich- (*Anodonta cygnea*) und Malermuscheln (*Unio pictorum*) gerne als (spät) winterliche Ersatznahrung von den Bisamratten aufgenommen werden, wenn frische Wasserpflanzen knapp sind oder fehlen. Die Muscheln werden zwar selektiv entnommen (Größenklassen um 7 cm Schalenlänge), aber eine deutliche Verminderung der Muschelbestandsdichte von durchschnittlich 30 Ex. pro m² ergab sich daraus nicht (REICHHOLF 1975 a). Diese Muschelbestände können daher in der folgenden Betrachtung außer acht gelassen werden.

Für die Frage des Ausmaßes der Nutzung der Schlammfauna (wie sie kurz bezeichnet werden soll) durch die Wasservögel ergab sich das Problem der Feststellung der Freßraten. Es wurden daher vier jeweils 6 m² große Flächen der Tiefenzonierung mit Maschendraht eingezäunt, der den Durchfluß des Wassers nicht behinderte, die Wasservögel jedoch aussperrte. Die enorme Schwierigkeit, solche Absperrungen längere Zeit funktionsfähig zu halten – im Sommer können ganz plötzlich Hochwässer auftreten, die die Wasserführung um das Fünffache erhöhen – oder sie vor der Zerstörung durch Treibholz zu sichern, veranlaßte die Untersucher zu einer Änderung des Vorgehens in den Folgejahren. Es wurden nun Gebiete mit unterschiedlich hohem Wasservogelbesatz bei gleicher Ausgangssituation des Nahrungsangebotes miteinander verglichen und die daraus sich ergebende Veränderung der Biomasse festgestellt.

Ab 1977 ergänzten die Untersuchungen von B. KOHMANN die Erhebungen über die Schlammfauna. Sie bilden die Grundlage zu einer Dissertation, die 1982 am Zoologischen Institut der Universität München vorgelegt wurde.

Ein ähnliches Vorgehen wie bei der Schlammfauna war bei der Ermittlung der Wasserpflanzen-Biomasse notwendig. Allerdings lagen hier die Verhältnisse insofern einfacher, weil die Wasserpflanzenproduktion auf räumlich wenige, gut überschaubare Gebiete beschränkt war. Es sind dies insbesondere die »Hagenauer Bucht«, das seit 1965 österreichischerseits unter Schutz gestellte Teilgebiet der Innstufe Ering-Frauenstein, und die abgegliederten Seitenbuchten bei Bergham an der Salzachmündung sowie einige kleinere Lagunen in den Inselgebieten des Egglfingler Stausees. Diese Lagunen werden in der örtlichen Bezeichnung »Lacken« genannt. Da sie flächenmäßig zusammen nicht einmal 10 % der »Hagenauer Bucht« ausmachen, ließ sich der Biomasse-Vorrat an Wasserpflanzen in dieser Bucht als Hauptindex für das Nahrungsangebot verwenden, das von pflan-

zenfressenden Wasservögeln genutzt werden kann.

Es wurden daher – wiederum mit Schwerpunkt 1971 bis 1973 – in der »Hagenauer Bucht« die Wasserpflanzenbestände mit Hilfe der »Erntemethode« untersucht. Dabei wird auf jeweils 1 m² großen Flächen die gesamte oberirdische Biomasse der Wasserpflanzen abgesammelt und nach Trocknung mit Zeitungspapier gewogen. Diese Frischgewichtsbestimmung erlaubt ein sehr schnelles Arbeiten und bringt unmittelbar für die phytophagen Wasservögel relevante Werte, weil diese ja auch die Wasserpflanzen als Frischgewicht konsumieren. Bei der Flachheit der Hagenauer Bucht ergaben sich keine besonders bedeutsamen Unterschiede in der Siedlungsdichte der submersen Flora (ohne die mikroskopisch kleinen Algen!) für Tiefen zwischen 0,2 und 1,0 m. Doch die Tiefenzone zwischen 1 und 2 m enthielt um 50 bis 75 % mehr. Sie nimmt etwa 1/3 der Bucht ein.

Gleichzeitig mit der Ermittlung dieser Biomasse wurde die Freßtätigkeit der Wasservögel registriert. Sie blieb während der Vegetationsperiode so gering, daß praktisch keine Veränderungen auf Konto der Wasservögel gingen (Mai bis Juli). Erst im August nahm sie zu, und im September erfolgte der massive Einzug der Bläuhühner und Höckerschwäne. Es mußten daher während der Hauptphase der Nutzung der Wasserpflanzenbestände durch die phytophagen Schwimmvögel Vergleichsgebiete auf die Entwicklung des Nahrungsvorrates untersucht werden, die außerhalb der Ansammlungen von Schwimmvögeln lagen. Es zeigt sich, daß sich die Biomasse höherer Wasserpflanzen ohne Nutzung durch die Wasservögel bis zum Beginn der winterlichen Vereisung so wenig veränderte (unter 15 % Biomasseverlust), daß die Feststellung der Entwicklung in den von den Wasservögeln abgegrasteten Zonen direkt vergleichbare Werte ergab. Dies konnte durch Rückkontrolle gesichert werden, denn aus der Zahl der anwesenden Wasservögel und ihrem zu erwartenden Nahrungsverbrauch an Wasserpflanzen ließ sich kalkulieren, wie lange der Vorrat reichen sollte.

Bei den Wasserpflanzen spielen Laichkräuter und Armeleuchteralgen die Hauptrolle. Das Kammförmige Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) deckte etwa 80 % der Fläche im Flachwasser von 0,2 bis 0,5 m Tiefe. In der mittleren Tiefenzone dominierte das durchwachsene Laichkraut (*Potamogeton perfoliatus*), während die größeren Tiefen Armeleuchteralgen (Gattung *Chara*), die nicht näher identifiziert wurden, einnahmen. Krauses Laichkraut (*Potamogeton crispus*), Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) und Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis*) stellten 12-17 % der Biomasse.

Die Entwicklung der Wasserpflanzenbestände hängt in höchstem Maße von der Schwebstoffbelastung des Innwassers ab, das in die Seitenbuchten gelangt. Kann dieses, wie in den Niedrigwasserjahren 1971 bis 1973 kaum in die Buchten kommen, dann keimen die Wasserpflanzen schon früh (Anfang bis Mitte Mai) und entwickeln eine hohe Biomasse. Dringt dagegen schon im Frühjahr das kalte, schwebstoffbelastete Innwasser in die Buchten, entwickeln sich unter Umständen überhaupt keine nennenswerten Pflanzenbestände submers. Denn die Trübung ist so groß (»Gletschermilch«), daß die Sichttiefe nur 5 bis 7 cm beträgt und somit das für das Pflanzenwachstum notwendige Licht nicht mehr bis zum Boden durchdringen kann. Da all diese höheren

Wasserpflanzen und auch die Armleuchteralgen Bodenkeimer sind, entscheidet die Verfügbarkeit des Lichtes, ob sie aufwachsen können oder nicht. Als dritte Möglichkeit schließlich können die sehr starken Hochwässer praktisch alle Wasserpflanzen ausräumen, weil die mit ihnen verbundene, starke Strömung die Pflanzen entwurzelt. Eine bereits vorhandene Biomasse kann daher, wie z. B. am 1. August 1977, schlagartig vernichtet werden. Dies gilt natürlich in gleicher Weise für die Schlammfauna.

2.2.4 Erfassung der vom Menschen verursachten Einflüsse

Aus den Untersuchungen 1971 bis 1973 war rasch klar geworden, daß das Nahrungsangebot nicht allein der entscheidende Faktor sein kann, der Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel bestimmt. Menschliche »Störgrößen« mußten als wichtige, vielleicht sogar als entscheidende Faktoren mit in Betracht gezogen werden. Die Untersuchungen von 1974 bis 1979 konzentrierten sich daher auf solche Faktoren, wie Störungen durch Angler, Boote, Erholungsbetrieb und Jagd. Hierzu mußten vorwiegend an den Wochenenden die Exkursionen durchgeführt werden. Dennoch war es einfach unmöglich, die örtlich und zeitlich ungemein variable Anwesenheit von Anglern, Booten oder Jägern kontinuierlich zu erfassen. Die Erhebung mußte sich auf Stichproben beschränken, die jedoch – bedingt durch eine größere Zahl von Mitarbeitern – recht umfangreich wurden. Sie ermöglichen es nun, ein ziemlich klares Bild von der Auswirkung menschlicher Störgrößen auf ein Wasservogelschutzgebiet zu zeichnen. Da die Reaktion der Wasservögel sicher nicht in besonderem Maße gebietsabhängig ist, sollen sich diese Befunde genauso wie die allgemein ökologischen Ergebnisse auf andere Gebiete übertragen lassen. Örtliche Traditionen spielen eine ungleich geringere Rolle, als allgemein angenommen wird. Wären ökologische Untersuchungsergebnisse mehr als andere biologische Befunde von der Einmaligkeit der örtlichen Situation abhängig, würde die Ökologie nicht die Kriterien einer Naturwissenschaft erfüllen, die in der Lage ist, allgemeine Gesetzmäßigkeiten zu erkennen und davon Voraussagen abzuleiten. Wir sind daher der Auffassung, daß sich unsere Befunde unter Beachtung der notwendigen Rahmenbedingungen genauso wie andere ökologische (methodisch einwandfrei erarbeitete) Ergebnisse übertragen und für Voraussagen (Prognosen im naturwissenschaftlichen Sinn) verwenden lassen.

3. Ergebnisse

3.1 (Abiotische) Entwicklung der Stauseen

Bei der abiotischen Entwicklung der Innstauseen spielt die Schwebstoff-Fracht die dominierende Rolle. Der Inn bringt während der Sommermonate eine solche Masse an Schwebstoffen, daß neu angelegte Staustufen vergleichsweise sehr rasch verlanden. Abbildung 7 zeigt die Schwebstoffmengen, die der Fluß aus dem Gebirge mit sich bringt. Sie entstammen vorwiegend den Abschmelzvorgängen im Bereich der zentralalpinen Gletscher, weshalb die Schwebstoff-Fracht auch als »Gletschermilch« bezeichnet wird. Sie kann in Hochwasserjahren 1 Million Tonnen pro Monat übersteigen!

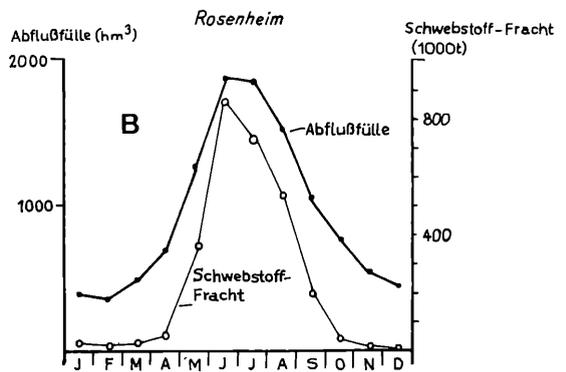


Abbildung 7

Wasserführung und Schwebstoff-Fracht des Inn am Pegel Rosenheim im Jahreslauf (Mittelwerte). Abflußfülle in hm³ Schwebstoffmengen in 1000 t (nach Daten von der INNWERK AG. Töging).

Dieser charakteristische Jahresgang von Wasserführung und Schwebstoff-Fracht wird nun über die Abbremsung der Strömungsgeschwindigkeit in den Staubecken verlandungsdynamisch wirksam. Denn die Stauseen – das zeigt bereits die eingangs durchgeführte Kalkulation der Austauschraten des Wasservolumens – stellen keineswegs strömungsfreie oder -arme Becken dar, »in denen der Fluß zum Stehen kommt« und »seinen Charakter als Fließgewässer verliert«. Diese Klischeevorstellungen, wie sie häufig im Zusammenhang mit der Diskussion der Errichtung neuer Staustufen vorgebracht werden, sind völlig falsch für Laufstauseen. Das zeigt die Abbildung 8 ganz klar, der die Entwicklung der Strömungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Entfernung zur Staumauer zu entnehmen ist. Selbst bei geringer Wasserführung sinkt die Geschwindigkeit nicht auf Null sondern bleibt auf dem Niveau von etwa 20 cm pro Sekunde.

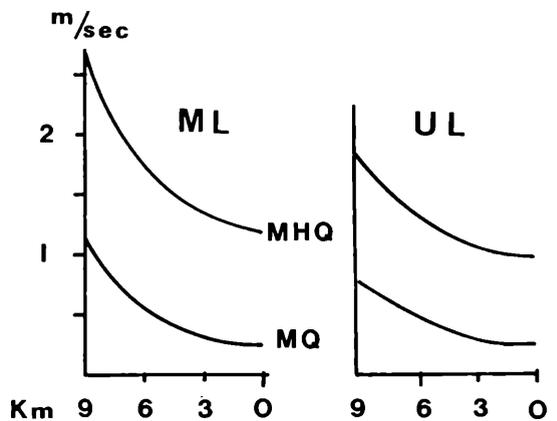


Abbildung 8

Entwicklung der Strömungsgeschwindigkeit in Stauhaltungen des Inn im Mittellauf (ML) und Unterlauf (UL) für mittlere Wasserführung (MQ) und mittlere Hochwasserführung (MHQ) in m/sec. Die km-Angaben beziehen sich auf die Entfernung vor der Staumauer (= 0).

Hieraus ergeben sich wichtige Schlußfolgerungen:

- Die Strömungsgeschwindigkeit nimmt in voraus-sagbarer Weise mit zunehmender Distanz von der Staumauer zu;
- Die Strömungsgeschwindigkeit ist direkt abhängig von der Wasserführung.

Denn mit steigender Wasserführung steigt auch die

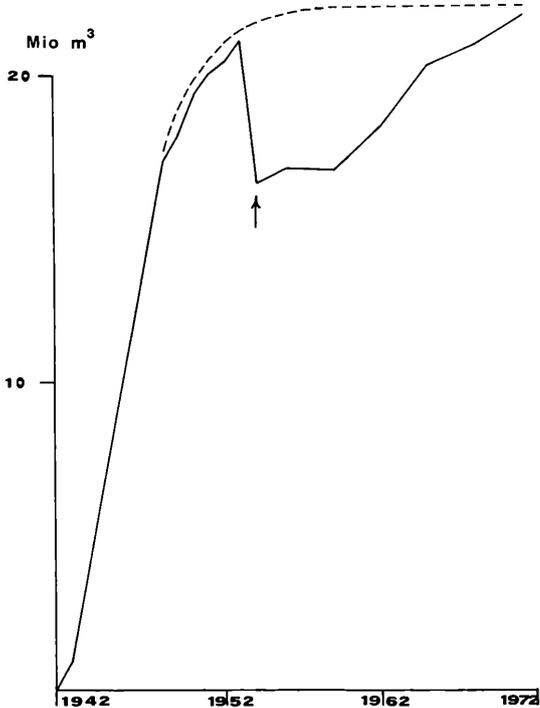


Abbildung 9

Verlauf der Verlandung der Innstufe Ering-Frauenstein. Der Pfeil weist auf das Extremhochwasser 1954 hin. Die ideale Kurve wurde dennoch erreicht, obwohl flußaufwärts gelegene, neue Staustufen Schwebstoffmassen abfingen.

Strömungsgeschwindigkeit, da durch den vorgegebenen Flußquerschnitt eine größere Wassermenge passieren muß, ein Rückstau aber kaum möglich ist. Die Folge davon ergibt eine direkte Proportionalität

der Erosionskraft, die der Fluß in den Staueen entfaltet, mit der Wasserführung. Trotz hoher Schwebstoff-Fracht in der Phase des Frühsommer-Hochwassers nimmt in dieser Zeit daher die Erosionsfähigkeit des Flusses zu. Als Ergebnis dieser Wechselwirkung stellt sich eine rapide Verlandung des Staubeckens in voraussagbarer Weise ein. Diese Verlandung wird in dem Maße schwächer, wie die Staubecken sich füllen, weil dadurch die Strömungsgeschwindigkeit wieder ansteigt, bis schließlich das dynamische Gleichgewicht zwischen Erosion und Sedimentation eingestellt ist, wenn der Stauee die optimale Verlandung erreicht hat. In diesem Zustand entspricht der übrig gebliebene Flußquerschnitt dem hydrologischen Gleichgewichtszustand. Dieser sich neu einstellende Querschnitt muß daher jener Situation entsprechen, die vor der Regulierung – die lange vor der Errichtung der ersten Kraftwerke am Inn erfolgt war – geherrscht hatte. Es kommt daher nicht von ungefähr, daß sich in den alten Staubecken von Ering und Eggfing, aber auch im Delta der Salzachmündung, im Rahmen der Verlandung ähnliche räumliche Verhältnisse eingestellt haben (mit der Verteilung von Inseln und Seitenarmen), wie sie vor der Regulierung des Inn gegeben waren.

Daß diese Gleichgewichtseinstellung auch ohne Geschiebe so präzise erfolgen kann, liegt in der Art der Schwebstoffe, die der Inn mit sich bringt. Sie lassen sich in genauer Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit wieder mobilisieren, auch wenn sie bereits festgelegt waren. Eine extrem feine Fraktionierung von Korngrößen zeigt sich im Flachwasser sogar, wenn sich Trittsuren wieder mit Feinsand füllen!

Die Verlandung ist also ein hochgradig regelhafter Prozeß, der im Falle der Innstaueen in vergleichs-

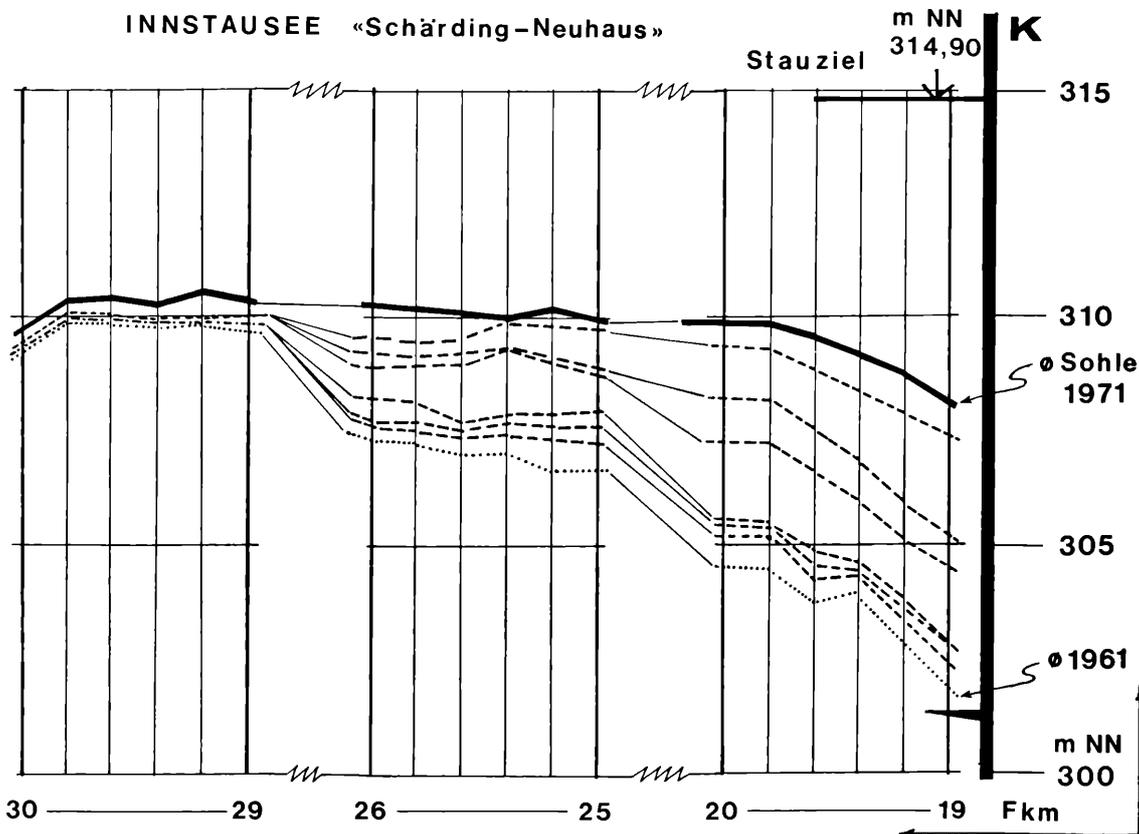


Abbildung 10

Verlandung der Innstufe Schärding-Neuhaus. Fkm = Flußkilometer

weise kurzen Zeitspannen von 10 bis 12 Jahren abläuft. Er hängt vom Volumen der Staubecken, ihrer seitlichen Flächenausdehnung und vom Füllungsgrad der vorgeschalteten Becken ab. Selbst extreme Hochwässer, wie 1954, können an diesem Prozeß keine grundsätzlichen Veränderungen verursachen. Dies äußert sich augenfällig in der Verlandungskurve des Innstausees Ering-Frauenstein (Abbildung 9 – zeitlicher Verlauf seit der Einstauung), aber auch in der raumbezogenen Verlandungskurve von Neuhaus-Schärding. Abbildung 10 bringt dies zum Ausdruck.

Die in Abbildung 10 dargestellten Verhältnisse lassen erkennen, daß die Verlandung im wesentlichen der Abbremsung der Strömungsgeschwindigkeit folgt. Denn diese nimmt zum Kraftwerk hin ab. Und genau in dem Maße, wie die Fließgeschwindigkeit reduziert wird, gestaltet sich die Stärke der Ablagerung. In den neuen Staubecken wurde dieser Umstand bereits so genau einkalkuliert, daß eine zutreffende Prognose gemacht werden konnte, wann der Auffüllungsprozeß des Stausees Neuhaus-Schärding im wesentlichen beendet sein sollte (nach Angaben der ÖSTERREICHISCH-BAYERISCHEN-KRAFTWERKS AG).

Die Gleichgewichtseinstellung äußert sich auch in der Abbildung 11, die die Auffüllung jenes Durchstiches am Inn bei Katzenberg (Österreich) im Bereich der Flußkilometer 37 bis 38 zeigt, der zu einer starken Eintiefung des Flusses nach der Korrektur geführt hatte. Die Flußsohle verlagerte sich keilförmig nach unten (in Abbildung 11 vom linken Pfeil gekennzeichnet, der den Zustand vor der Einstauung 1942 charakterisiert). Der damalige Durchstich wurde durch massiven Seitenverbau gesichert. Er wurde aber von den Ablagerungsmassen vollständig zugeschüttet. An seiner Stelle erhebt sich jetzt eine riesige Insel von mehreren Kilometern Länge, die nahezu identisch ist mit einer Insel, die im unregulierten Inn an der gleichen Stelle lag. Über den früheren Armen des Inn, die sich im Urprofil noch als Vertiefung auffinden lassen, zieht jetzt – allerdings um einige Meter nach oben verlagert – der Stromstrich beidseitig an dieser Insel im Stauraum Eggfling-

Obernberg vorbei. Sein Querschnitt entspricht dem alten Flußquerschnitt, der sich im hydrodynamischen Gleichgewichtszustand befunden hatte.

Dieser Verlandungsverlauf wird wegen der absoluten Dominanz der Schwebstoff-Fracht von biogenen Vorgängen kaum beeinflusst. Er richtet sich grundsätzlich nach den drei Parametern Schwebstoffmenge pro Zeiteinheit, Strömungsgeschwindigkeit und Morphometrie des Staubeckens. Je einfacher letztere ist, umso präziser erfolgt der Verlandungsverlauf und umgekehrt. Insbesondere können Leitdämme innerhalb der Stauräume, die die mittlere Hochwasserführung noch nicht in die Seitenbuchten eintreten lassen, einen ganz wesentlichen Einfluß auf den Gang der Verlandung nehmen.

Prinzipiell sind diese Ergebnisse aber auf jeden anderen Fluß übertragbar, wenn man die Parameter kennt. Nur so schnell wie am Inn kann die Verlandung an wohl keinem anderen mitteleuropäischen Fluß erfolgen.

Die Auffüllung der Staubecken verläuft über eine sogenannte Binnendeltabildung, wie sie in der Einführung über das Untersuchungsgebiet bereits beschrieben wurde und in Abbildung 3 und 4 zum Ausdruck kommt. Die Auffüllung bringt daher keineswegs strukturarme, homogene Staubecken hervor, sondern sie führt zu einer extrem reichhaltigen Oberflächen- und Tiefenstruktur mit einer innigen Verflechtung von tiefen Gräben, flachen Zonen, Inseln, Halbinseln und Sandbänken. Das liegt daran, daß die Abbremsung der Strömungsgeschwindigkeit nicht überall gleichmäßig erfolgt. An allen möglichen Abschnitten des Stauraumes können Zonen hoher und geringer Strömung aneinandergrenzen oder durch Inseln voneinander getrennt sein. Ganz ähnlich wie am unregulierten Fluß sagt der Mittelwert wenig über die tatsächliche kleinräumige Struktur aus, die man vorfinden kann.

Die Strömungsgeschwindigkeit, die nach der Auffüllung der Staubecken wieder etwas ansteigt, spiegelt in ihrer Variabilität und auch in ihrem Mittelwert am ehesten die Verhältnisse im unregulierten Strom wider. Nur im unmittelbaren Kraftwerksbereich – im Ober- und im Unterwasser auf eine Distanz von ± 2 km im Schnitt – weicht sie von den »natürlichen Verhältnissen« ab. Im Oberwasser bleibt sie unterdurchschnittlich (= abgebremst); im Unterwasser überdurchschnittlich (= beschleunigt). Aber über mindestens 70 % der Fließstrecke innerhalb der Stauräume wurde sie den ursprünglichen Verhältnissen im unregulierten Strom recht ähnlich. Dies zeigt, daß die Rückführung eines kanalisiertes Stromes in einen naturnäheren Zustand auch im Bereich der rein strömungsmechanischen Vorgänge durchaus möglich ist.

In den Stauräumen kann der Fluß seine gesamte Dynamik entfalten, die sich aus den Extremwerten der Wasserführung von minimal 200 und maximal 5700 m³/sec. ergibt. Hochwässer und Niedrigwasserphasen wechseln einander, wie Abbildung 7 im Jahreslauf zeigt, ganz regelmäßig ab. Die Inseln, die mittlerweile entstanden sind, werden von den Hochwässern überflutet. Nur die Dämme halten das Hochwasser vor dem weiteren Eindringen ins Vorland, in die ehemalige Talau ab. Wie weit die Land-Wasser-Interaktionsgebiete reichen können, hängt daher ganz entscheidend davon ab, welcher Spielraum dem Fluß bei der Errichtung der Staustufen eingeräumt wurde. Im Falle der Salzachmündung betrifft dieser Spielraum rund 2/3 des alten

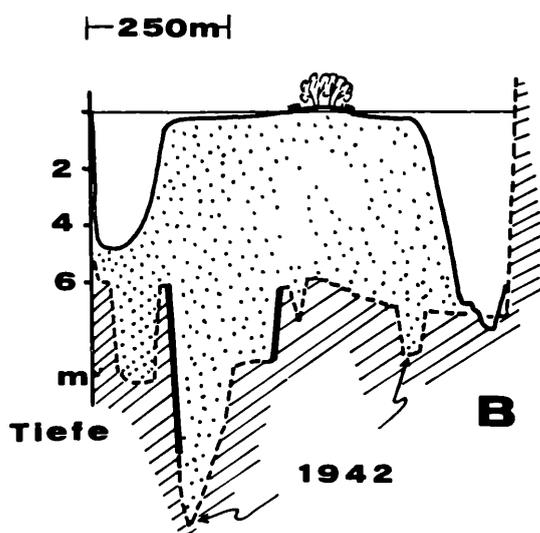


Abbildung 11

Auflandung des Urprofils (1942 – Einstau) am Eggflinger Stausee ca. 2 km oberhalb des Kraftwerks (aus REICHHOLF 1973 a).

Deltabereiches, im Falle des Stausees Ering-Frauenstein mindestens die Hälfte der früheren Talau, beim jüngsten der vier Stauseen, der Stufe Neuhaus-Schärding dagegen bayerischerseits nur noch an die 20 % (nur die »Reichersberger Au« auf der österreichischen Seite wurde voll in den Stauraum mit einbezogen und daher der Hochwasserdynamik zugänglich gehalten!). Da nach ELLENBERG (1963) der Auwald von der Überflutungsdynamik des Flusses »lebt«, entscheidet daher die Einbeziehung der Auwaldflächen in höchstem Maße über ihre weitere Überlebensfähigkeit. Sobald sie hochwasserfrei außerhalb der Stauräume zu liegen kommen, setzt ihr biologischer Veränderungsprozeß ein, wenn sie nicht ohnehin mehr oder weniger schnell gerodet werden. Die Erhaltung der Überschwemmungsdynamik, also des zentralen abiotischen Parameters, ist daher entscheidend auch für die Folgeprozesse in den Auwäldern innerhalb der Stauräume. Die Morphometrie der Staubecken bestimmt jedoch, ob sich die Strömungsdynamik so weit entfalten kann, daß Inseln, Flachwasserzonen und neue Auwälder entstehen. Bleiben die Staubecken enge Wannen, ist dies unmöglich und folglich wird die biologische Regeneration des Flusses ebenfalls verhindert.

Die Tabellen 1 und 2 bringen die starken Unterschiede zum Ausdruck, die sich aus unterschiedlicher Konstruktion von Stauseen ergeben. Ausgewählt wurden die beiden Stufen Ering-Frauenstein (Verlandungstyp) und Neuhaus-Schärding (Durchlauftyp), die die entsprechenden Typen am besten verkörpern. Die im vorhergehenden Abschnitt gemachten Feststellungen werden dadurch quantitativ belegt (Methoden vgl. 2.2).

Tabelle 1

Artenreichtum (n), Menge (N) und Artendiversität (H_s) der Wasservogel zweier Innstauseen gleicher Fläche aber unterschiedlichen Konstruktionstyps.

	„Verlandungstyp“			„Durchlauftyp“		
	n	N	H _s	n	N	H _s
IV/76	20	1902	1,80	14	1544	0,74
III/73	27	5667	1,84	20	9889	1,35
IX/75	22	4219	1,46	8	241	0,88
I/75	20	3400	1,80	16	1833	1,52
IV/73	28	3449	2,01	19	3794	1,00
X/74	19	3784	1,49	19	1165	1,14
III/76	25	4948	1,91	15	1904	1,35
X/75	17	2512	1,66	12	613	1,24
II/76	21	2313	1,85	12	1333	1,54
VIII/72	32	5793	1,83	16	1549	1,10
Ø	23	3800	1,76	15	2390	1,21

Quelle: REICHHOLF (1976 b)

Tabelle 2

Bestimmung der Strukturdiversität der beiden Stausee-Typen mit Hilfe der Habitat-Diversität (H_h) aus den Profilquerschnitten der Stauseen. (Angaben in %).

A	Flußkilometer	Wassertiefe > 1 m	0–1 m	Inseln	H _h
	20	100	0	0	0
	21	100	0	0	0
	22	100	0	0	0
	23	100	0	0	0
	24	80	20	0	0,50
	25	80	10	10	0,63
	26	85	5	10	0,52
	27	80	10	10	0,63
	28	70	10	20	0,80
	29	65	15	20	0,88
Ø	10 Profile	87,2%	6,4%	6,4%	0,39

Durchlauftyp (Stausee: Schärding-Neuhaus)

Fortsetzung der Tabelle 2:

B	F-Km	> 1 m	0–1 m	Inseln	H _h
	48,5	85	15	0	0,42
	49	62	30	8	0,85
	50	25	40	35	1,06
	51	10	50	40	0,93
	51,5	25	55	20	0,99
	52	35	55	10	0,93
	53	25	55	20	1,00
	54	20	47	33	1,04
	55	15	35	50	0,98
	56	30	30	40	1,08

Ø 10 Profile 33,2% 41,2% 25,6% 0,93

Verlandungstyp (Stausee: Ering-Frauenstein)

Quelle: REICHHOLF (1976 b)

Die Werte dieser beiden Tabellen legen folgende Interpretation nahe: Der strukturarme Stausee vom »Durchlauftyp« erreicht nur geringe Diversität. Zeitweise hohe Ansammlungen von Wasservögeln werden sich nicht als stabile Ereignisse erweisen. Das bedeutet, daß die Menge der Wasservogel mit zunehmender Verlandung rückläufig werden wird, ein Effekt (bzw. eine Prognose), der in der Tat in den letzten Jahren eingetreten ist. Hierauf wird noch zurückzukommen sein.

3.2 Entwicklung der Wasservogel-Gemeinschaften

3.2.1 Brutvögel

Die Entwicklung des Brutvogelbestandes nach der Einstauung konnte am Beispiel der »Reichersberger Au« im Stauseegebiet (Verlandungszone) der Stufe Neuhaus-Schärding quantitativ verfolgt werden. Schon in den ersten Jahren nach der Einstauung 1961 entwickelte sich eine reichhaltige Wasservogel-Gemeinschaft, deren Bestandsgröße einen interessanten Wachstumsverlauf nahm. Die Kurve folgte – als Gesamtbestand betrachtet – nämlich in überraschend ähnlicher Weise der Verlandungskurve, so daß quantitative Zusammenhänge zwischen beiden Prozessen klar auf der Hand liegen. Der Brutbestand unmittelbar vor der Einstauung bestand aus etwa 50 bis 60 Paaren von Bläßhühnern (*Fulica atra*), Teichhühnern (*Gallinula chloropus*), Wasserrallen (*Rallus aquaticus*) und Stockenten (*Anas platyrhynchos*). Bald nach der Einstauung – die im ersten Jahr naturgemäß noch die Bestandsentwicklung unterdrückte – kam die Entwicklung in Gang und führte zur reichhaltigsten Wasservogel-Brutstätte im voralpinen Raum. Auf kleiner Fläche von nur gut 1 km² siedelten *Nachtreiher*, deren Brutkolonie fast 100 Paare erreichte, bevor sie durch wiederholte Umsiedelung aufgrund von anhaltenden Störungen durch Angler oder Abholzen der Brutbäume wieder rückläufig wurde. Ob sie sich dauerhaft halten kann, ist bei gegenwärtig hohem Niveau menschlicher Störungen (insbesondere durch Angler) höchst ungewiß. Weitere Arten, die sich neu ansiedelten, waren *Zwergrohrdommel*, *Löffelente*, *Flußseeschwalbe* (*Sterna hirundo*) – sie gab jedoch nur eine Gastrolle von fünf Jahren Dauer, da die Brutplätze zu rasch von dichtem Pflanzenwuchs überwuchert wurden – und diverse weitere Entenarten. Der Gesamtbestand stieg nach 10 Jahren auf knapp 350 Brutpaare (die Brutkolonie der Lachmöwen nicht eingerechnet!).

Abbildung 12 zeigt die Gesamtentwicklung des Brutbestandes der Reichersberger Au seit der Einstauung bis zum weitgehenden Abschluß des

Verlandungsprozesses. Auf der Basis von 350 Brutpaaren, die der natürlichen Biotopkapazität entsprechen, läßt sich nun das Ausmaß der negativen Beeinflussung der Wasservogel-Brutbestände durch Angelsport und Erholungsbetrieb in den Folgejahren bestimmen. Dies wird im II. Teil näher untersucht.

Hier soll zunächst nur darauf hingewiesen werden, daß die starken Hochwässer 1965 und 1970 keinen wesentlichen Einfluß auf die Bestandsentwicklung der Wasservögel nahmen. Die Wasservögel sind den unregelmäßig auftretenden Hochwässern mit ihrer Nachwuchsproduktion durchaus genügend angepaßt, um hochwasserbedingte Ausfälle in einzelnen Jahren verkraften zu können. Das ist der Bestandsentwicklung in Abbildung 12 unmittelbar zu entnehmen.

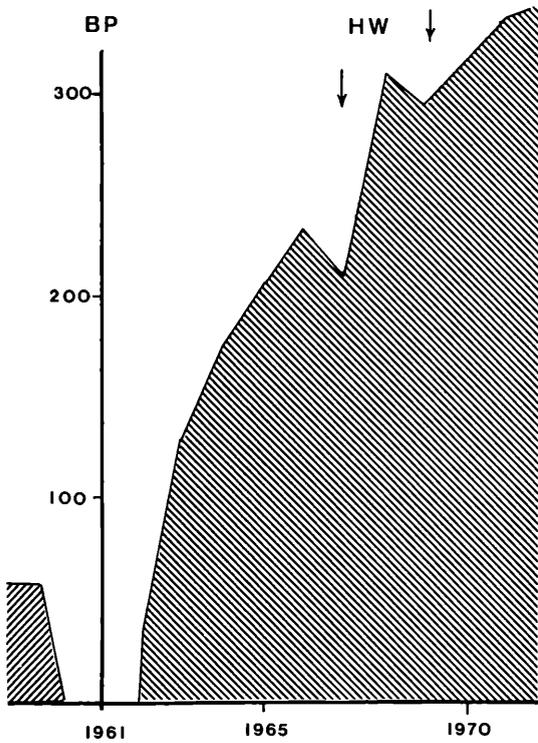


Abbildung 12

Entwicklung des Brutbestandes der Wasservögel in der »Reichersberger Au« nach der Einstauung im Jahre 1961, Pfeile mit HW bedeuten Phasen starker Hochwässer; BP = Brutpaarzahl (unter Ausschluß der Lachmöwe). Aus REICHHOLF (1976 a).

Die in Abbildung 12 dargestellte Bilanz wurde in Abbildung 13 in die einzelnen Wasservogelgruppen aufgegliedert. Darin bedeuten »Taucher« die Brutbestände von Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) und Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*); Reiher + Rohrdommel betreffen Nachtreiher (*Nycticorax nycticorax*) und Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*); Enten beinhalten Stock-, Krick-, Schnatter-, Löffel-, Reiher- und Tafelente; Rallen: Bläß- und Teichhuhn sowie die Wasserralle. Die Bestandsentwicklung der Lachmöwe ist in Abbildung 15 für die »Reichersberger Au« dargestellt, während die Abbildung 14 zum Vergleich die Auflandung angibt. Die schon erwähnte Parallelität zwischen Verlandung und Aufbau der Wasservogel-Brutbestände ist so zu interpretieren, daß über die Verlandungsvorgänge die abiotischen Voraussetzungen für die Entwicklung der Lebensgemeinschaften erzeugt werden. Die Ähnlichkeit der Entwicklung beruht daher auf einem engen funktionellen Zusammenhang.

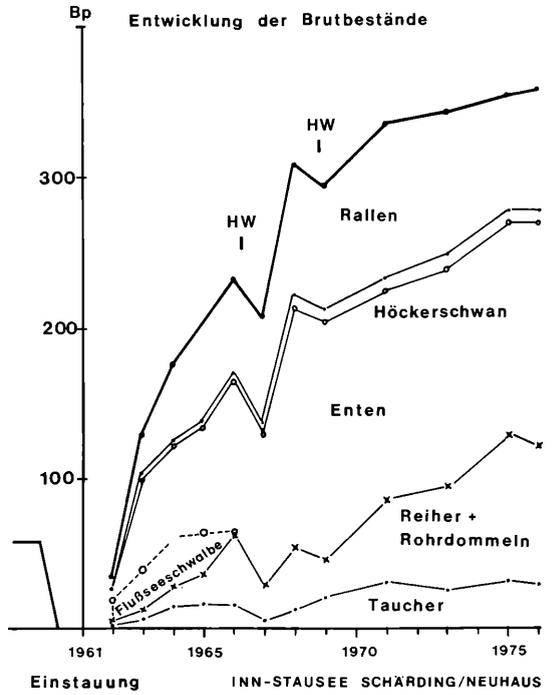


Abbildung 13

Genauere Aufgliederung der Brutbestandsentwicklung der Wasservögel in der »Reichersberger Au« nach der Einstauung im Jahre 1961.

Die verzögerte Auflandung 1963 und 1964 war die Folge geringer Wasserführungswerte und des Ausfalls von Hochwässern, die entsprechende Schwebstoffmengen eingetragen hätten. Der Fehlbetrag wurde aber durch die wasserreiche Phase von 1965 bis 1967 voll kompensiert.

Die Bestandsentwicklung der Lachmöwe (*Larus ridibundus*) mußte getrennt behandelt werden, weil diese »Wasservogelart« einen ganz wesentlichen, im Falle der Innstauseen den weitaus überwiegenderen

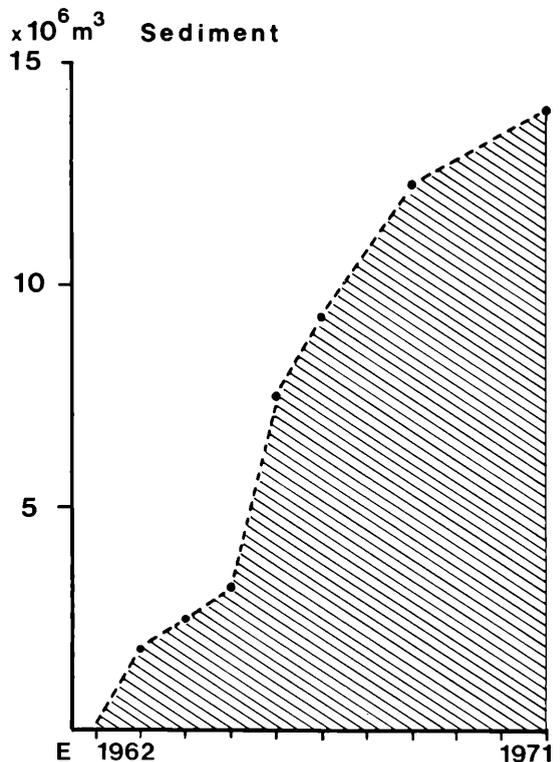


Abbildung 14

Verlauf der Verlandung im Stausee Neuhaus-Schärding (vgl. dazu die Entwicklung der Wasservogel-Brutbestände in Abbildung 12).

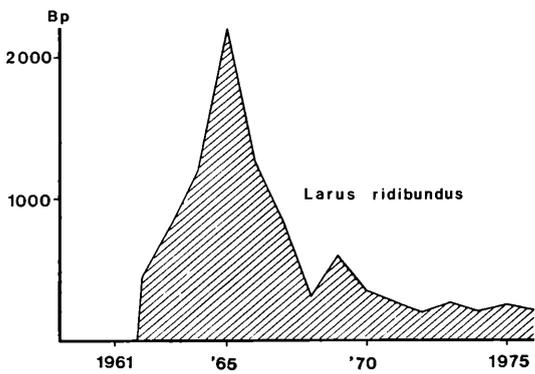


Abbildung 15

Entwicklung des Brutbestandes der Lachmöwe in den Verlandungs-zonen des Stausees Neuhaus-Schärding seit der Einstauung im Jahre 1961.

Teil der Ernährung von außerhalb der Stauseen bezieht. Die Lachmöwen suchen ihre Nahrung vorwiegend auf den Feldern und Wiesen des Inn-tales und benutzen die Stauseen nur als Brutstätten und Rastgebiete. Die bloße Brutplatzkapazität unterscheidet sich daher von der für die übrigen Wasservogelarten kombinierten Brutplatz-Nahrungs-Kapazität, die die Umwelt zur Verfügung stellen muß, wenn ein Brutpaar sein Revier erfolgreich beziehen können soll.

Die Entwicklung des Lachmöwenbestandes wird später getrennt näher behandelt. Es sei daher hier nur kurz darauf verwiesen, daß mit dem Eintrag von Dünger (Vogelguano) die Brutplätze so rasch mit zusätzlichen Nährstoffen versorgt werden, daß sie in aller Regel nur einige Jahre voll geeignet sind. Dann wächst die Vegetation so üppig hoch, daß die Lachmöwen zur Kolonieverlagerung gezwungen sind.

3.2.2 Gastvogelbestände

In ungleich größerem Maße als der Brutbestand fällt an den Stauseen am unteren Inn der Bestand an Wasservögeln zu den Zugzeiten (und ggf. im Winter) auf. Zählt der Brutbestand pro Gebiet Hunderte von Individuen, so sind es bei den Durchzüglern und (Winter)Gästen Tausende bis Zehntausende, die die Freiwasserfläche und Ufer frequentieren. Wiederum ließ sich die Entwicklung nahezu lückenlos für das Staubegebiet Neuhaus-Schärding von der Einstauung an dokumentieren.

In Abbildung 16 ist die Dynamik der Gastvogelbestände an diesem Stausee dargestellt. Die Werte sind für Perioden von jeweils fünf Jahren zusammengefaßt, um die kleineren Schwankungen zwischen den einzelnen Jahren herauszumitteln, die ein unruhigeres Bild erzeugen würden und den generellen Trend nicht so klar zum Ausdruck kommen ließen.

Vor der Einstauung waren an diesem schnellfließenden, abflußbeschleunigten Innabschnitt nur wenige Enten gezählt worden. Die Mittelwerte liegen unter 1000 Stück für beide ökologische Gruppen, die Schwimmenten und die Tauchenten, die in der Abbildung 16 dargestellt sind. Nach der Einstauung stiegen die Werte zunächst langsam, dann aber immer schneller an und erreichten Ende der 60er Jahre das Maximum bei den Tauchenten und Anfang der 70er Jahre bei den Schwimmenten. Letztere blieben im ersten Jahrzehnt der Existenz dieses Stausees hinter den Mengen der Tauchenten beträchtlich zurück.

übertrafen sie aber in der zweiten Hälfte der 70er Jahre trotz insgesamt rückläufiger Bestände.

Das liegt einmal daran, daß die Schwimmenten vergleichsweise nur viel kleinere Flächen des Stausees als Nahrungsraum nutzen können als die Tauchenten, weil sie die Wassertiefe nur bis maximal 35 cm erreichen (durch »Gründeln« im Gegensatz zum Tauchen der Tauchenten, denen alle Tiefenbereiche in den Stauseen offen stehen). Sie erreichen Nahrung daher nur an den Rändern der Inseln und Sandbänke. Diese Tiefenzone ist flächenmäßig stets kleiner als das Gegenstück, das tiefere Wasser im Hauptstauraum.

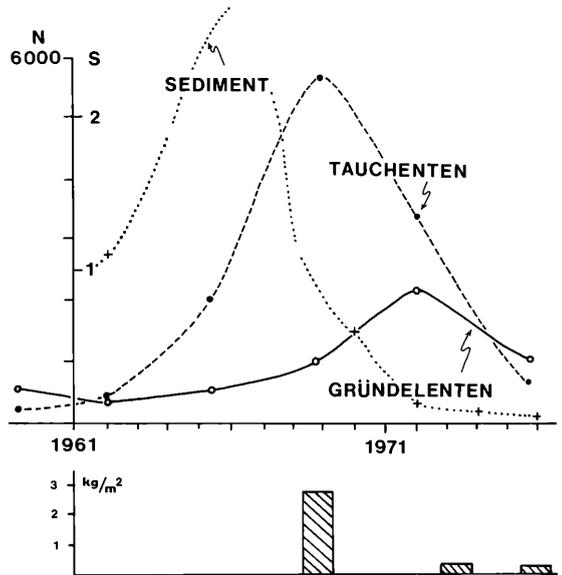


Abbildung 16

Bestandsdynamik von Schwimm- und Tauchenten am Innstausee Neuhaus-Schärding außerhalb der Brutzeit nach der Einstauung im Jahre 1961. Dazu die Entwicklung der Verlandung (Sediment = S in Millionen Tonnen) und die Biomasse der Fauna des Bodenschlammes.

Die Bestände der Schwimmvögel außerhalb der Brutzeit unterscheiden sich daher – zumindest nach dem ersten Eindruck – von jenen der Brutvögel in ihrer Dynamik ganz auffallend. Das ist jedoch nicht ganz zutreffend, wenn berücksichtigt wird, daß die Brutperiode in jene Jahreszeit fällt, die durch schwebstoffreiches, kaltes Wasser und hohe Wasserstände gekennzeichnet ist. Die Produktion von Nahrung erfolgt erst dann in großer Menge, wenn die Brutzeit schon weitgehend zu Ende ist. Brutbestand und Nichtbrüter zu den Zugzeiten befinden sich daher unter ganz anderen nahrungsökologischen Bedingungen. Dies wird bei der Analyse der Nahrungsbeziehungen noch verdeutlicht werden! Schwimm- und Tauchenten sind zu den Zugzeiten überwiegend Verwerter der Macroinvertebraten des Bodenschlammes oder Allesfresser. Die beiden »Wellen«, die in Abbildung 16 deutlich werden, stellen daher einen Nutzungs»puls« dar, der sich auf das während der Verlandung enorm gesteigerte Nahrungsangebot in den Hauptstauräumen begründet. Die Untersuchungen von SCHULTZ & KAINZ (1975) belegen dies: »Zwischen 1968 und 1969 war es (im Stausee Neuhaus-Schärding) zu einem starken Biomasseanstieg gekommen (maximal 2825 g/m²), der auf Konto der Tubifiziden ging. Zwischen 1969 und 1973 war es zu starken Verschiebungen gekommen, als in einem Großteil des Staubeckens

bedeutende Sandablagerungen stattgefunden hatten, verbunden mit einem erheblichen Biomasserückgang.« Das Absinken der Biomasse auf 10-20 % des Höchstwertes von 1968/69 hielt auch in den Folgejahren nach unseren eigenen Untersuchungen an. Die von uns ermittelten Werte entsprechen recht genau jenen von SCHULTZ & KAINZ (l.c.) und ergänzen sie. Die Dynamik der Wasservogel-Bestände außerhalb der Brutzeit spiegelt daher deutlich die in Zusammenhang mit den Sedimentationsprozessen ablaufenden Verschiebungen im Nahrungsangebot wider. Während die fortschreitende Verlandung günstige Land-Wasser-Übergangszonen (Abbildung 17) bildet, die den Brutbestand fördern und stabilisieren, kam es mit der Verlandung des Hauptstauraumes zunächst zu einer rund ein Jahrzehnt – also so lange wie die Verlandung ablief (vgl. Abbildung 10) – anhaltenden Massierung von Enten, die jedoch rasch wieder rückläufig wurde, als die günstigen ökologischen Bedingungen hierfür vorüber waren (vgl. dazu auch eine im Prinzip ähnliche Entwicklung der Fischereierträge in einem amerikanischen Stausee – ODUM & REICHHOLF 1980 nach GASAWAY 1970). Eine selbst mehrjährige Massierung von Enten besagt deshalb noch nichts über die langfristige Bedeutung eines Gewässers als Durchzugs-, Rast- oder Überwinterungsquartier!

Die Wechsel zwischen Schwimm- und Tauchenten in der langfristigen Dynamik des Innstausees Neuhaus-Schärding tragen aber noch weiterreichende Information in sich. Abbildung 18 stellt sie als prozentuale Aufteilung dar. Man erkennt daraus, daß sie praktisch synchron-gegenläufig sind, d. h. daß die Tauchenten dann prozentual häufig wurden, wenn die Schwimmten selten waren und umgekehrt. Sie stellen also ein ökologisches Äquivalenzsystem dar, das nicht nur die räumlich-quantitativen Veränderungen in den gruppenspezifischen Tiefenzonen (für die Nahrungssuche) ausdrückt, sondern auch das energetische Niveau, mit dem diese beiden Schwimmvogelgruppen zurechtkommen müssen. Liegt dies hoch (mehr als $100\text{g}/\text{m}^2$), dann dominieren die Tauchenten, die beim Tauchvorgang ja erheblich mehr Energie zur Nahrungssuche zunächst aufwenden müssen als die nur gründelnden Enten. Diese schaffen ausreichende Ernährung auch noch bei einer Biomassedichte, die fast eine Zehnerpotenz geringer liegt, aber sie können dafür die tieferen Zonen nicht mehr nutzen. Die Tauchenten fallen daher mit dem

Fortschreiten der Verlandung weitgehend aus, ohne daß sie von den Schwimmten vollständig ersetzt werden könnten.

Die Veränderungen in den mengenmäßigen Verhältnissen der verschiedenen nahrungsökologischen Gruppen deuten daher schneller und präziser die Veränderungen an, die das Gesamtsystem durchmacht, als dies Messungen könnten. Die Zusammensetzung der Wasservogelfauna und ihre Dynamik eignet sich daher als *Bioindikator* für die Vorgänge im Gewässer-Ökosystem (REICHHOLF 1976 c, UTSCHICK 1976). Das Tauchenten/Schwimmenten-Verhältnis drückt den relativen Nahrungsreichtum des betreffenden Gewässers aus.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß die Stauseen am unteren Inn höchst dynamische Ökosysteme darstellen, die nicht durch Momentaufnahmen hinreichend charakterisiert werden können. Für das Naturschutz-Management ist es notwendig, auch die langfristigen Veränderungen in Rechnung zu stellen.

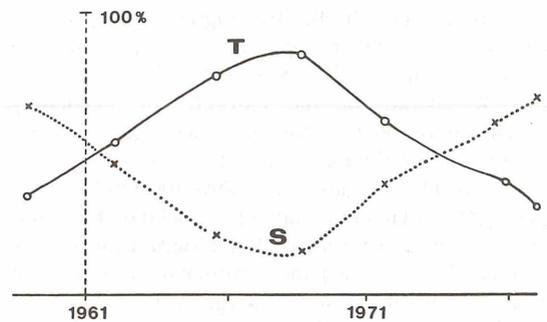


Abbildung 18

Entwicklung des Verhältnisses zwischen Schwimmten (S) und Tauchenten (T) am Inn-Stausee Neuhaus-Schärding.

3.2.3 Dynamik der Vegetation

Für zahlreiche Vorgänge in den Ökosystemen spielt die Vegetation als »Produzent« die zentrale Rolle im Energiefluß. Auf die quantitative Ermittlung der Bestände submerser Flora als Nahrung für pflanzenfressende Wasservögel wurde im Methodenteil bereits verwiesen.

Pflanzenbestände spielen aber auch als Deckung und Brutraum für viele Vögel eine wichtige Rolle. Es soll deshalb hier in groben Zügen aufgezeigt werden, wie die Vegetationsentwicklung in den Stauseen



Abbildung 17

Fortschreitende biogene Verlandung (die abiotische Sandablagerung war vorausgegangen) in der »Reichersberger Au« schafft günstige Brut- und Nahrungsplätze für Wasservögel (Photo: Verf.).

abläuft und welche Konsequenzen für das Naturschutzgebiet und sein ökologisches Funktionsgefüge sich daraus ergeben.

Die Freiwasserzonen der Stauseen sind durch geringe Trübung während des Winterhalbjahres und starke während der sommerlichen Hochwasserphase gekennzeichnet. Die Folge davon ist, daß sich höhere Vegetation submers in den Stauräumen praktisch nicht entfalten kann, es sei denn – wie in der »Hagenauer Bucht« – eine Barriere in Form einer Inselkette oder eines Leitdammes hält das extrem schwebstoffhaltige Innwasser von den Seitenbuchten ab. Dann können die höheren Wasserpflanzen (Laichkräuter *Potamogeton spec.*), Wasserpest (*Elo-dea canadensis*), Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*), Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis*) und Tausendblatt (*Myriophyllum spec.*), lokal auch Tannwedel (*Hippuris vulgaris*) aufwachsen und hohe Biomasse erzeugen (bis 1,5 kg/m²). Auch Armleuchteralgen gedeihen stellenweise in größeren Mengen, wie z. B. in den mehr als 1,5 m tiefen Zonen der Hagenauer Bucht oder in den Buchten bei Bergham an der Salzachmündung.

Im Winterhalbjahr dagegen bedecken Kieselalgen und Grünalgen die Bodenoberflächen bis in Tiefen von 1,5 m. Sie werden durch verstärkte photosynthetische Aktivität während der Frühjahrsmonate (März bis Anfang Mai), also noch vor Eintritt der frühsommerlichen Hochwasserphase, von der Bodenoberfläche abgelöst und sie treiben dann in Form von »Algenplaggen« mit der Strömung ab. Für Bläßhühner und andere Wasservögel ergibt sich daraus eine wichtige Nahrungsquelle.

Diese Abdrift von Algenplaggen enthält häufig Larven von Zuckmücken (Chironomiden), so daß auch andere Wasservogelarten daraus Nahrung entnehmen (z. B. Zwergmöwen *Larus minutus*). Da die Algenplaggen Schmutz, der im Wasser treibt, ähneln, wird häufig auf eine starke Wasserverschmutzung geschlossen. Dies trifft jedoch nicht zu.

Das Phänomen stellt vielmehr die Abdrift der winterlichen Phytoplankton-Produktion dar.

In weitgehend stehenden Wasserkörpern der Seitenbuchten kommt es im zeitigen Frühjahr häufig zu Massenentwicklungen (»Wasserblüten«) von schwebenden Kieselalgen. Vermutlich spielt die Art *Stephanodiscus hantzschii* dabei die wichtigste Rolle. Sie färbt das Wasser schmutzig braun und trübt es so stark, daß die Sichttiefe mitunter nicht viel weiter reicht als bei sommerlicher Schwebstoff-Führung.

Auftauchende Schlick- und Sandbänke werden sehr rasch von einer Sukzession höherer Pflanzen besiedelt. Oft beginnt dieser Besiedelungsprozeß bereits, wenn die Sandbank im Juli aufgetaucht ist und den ersten Herbst offen liegt. Verschiedene Zwergbinsenarten (z. B. *Eleocharis spec.*), der Schlammling (*Limosella aquatica*) – vgl. REICH-HOLF (1979 b) – oder Ehrenpreisarten (*Veronica anagallis* und *V. beccabunga*) spielen bei dieser Erstbesiedelung eine große Rolle. Diese »Annuel-lenflur« kann sich jedoch in aller Regel nicht lange halten. Sie wird von sehr dichten Beständen des Jungweidichts (*Salix alba*) abgelöst, die die Auwaldsukzession starten. Diese Sukzession ist sehr typisch für die Inseln in den Innstauseen. Sie führt über Grauerlen (*Alnus incana*) flüßaufwärts zu einem Eschen-Ulmen-Auwald. Die Grundlinie der Auwaldsukzession folgt daher dem Fluß in den Stauseen parallel und nicht senkrecht dazu, wie in der natürlichen Abfolge. Der Grund für diese Schwenkung der Auwaldsukzession um 90° liegt in der Art und Dauer der Überflutung. Sie hält in den kraftwerksnahen Inselbereichen länger an als in den kraftwerksfernen! Die Besonderheit in der räumlichen Abfolge der Auwaldsukzession rührt daher von der Grundstruktur der Stauseen her, die dies automatisch vorschreibt.

Ein wesentliches Kennzeichen der Auwaldsukzession in den Stauseen leitet sich also von der inneren Struktur der Stauräume ab. Das heißt nun nicht, daß



Abbildung 19

Typischer Aspekt eines jungen Auwaldes in den Innstauseen.

der Auwald deshalb grundsätzlich von natürlichen Auwäldern unterschieden wäre. Im Gegenteil: die weitgehend ungestörte, von forstlichen Maßnahmen unbeeinflusste Entwicklung des »neuen« Auwaldes auf den Inseln bringt einen naturnäheren Zustand hervor, als dies in den meisten der außerhalb der Stauseen noch erhalten gebliebenen Auwäldern der Fall ist.

Abbildung 19 zeigt einen solchen Auwaldaspekt in den Innstauseen. Natürlich finden sich die üblichen uferbegleitenden Pflanzenbestände, wie Schilf (*Phragmites communis*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinaceus*), Rohrkolben (*Typha latifolia*), diverse Seggenarten (*Carex stricta*, *C. elata* u. a.) oder zur Weichholzaue gehörige Gewächse. Für unsere Betrachtungen spielt der Vorrat an Silberweiden und ihre Regenerationsfähigkeit eine wichtige Rolle bei der Beurteilung der Inselgebiete der Stauseen am unteren Inn als Wiedereinbürgerungsgebiet für den Europäischen Biber (*Castor fiber*).

Einen anderen Aspekt der Uferbildung am Innlauf innerhalb der Stauseen zeigt die Abbildung 20. Silberweidenbestände als Buschgruppen wechseln ab mit Rohrglanzgrasfeldern und Schilfdickichten. In

inniger Land-Wasser-Verschränkung bieten sie ideale Brutplätze für Wasservögel sowie Lebensraum für eine flußtypische Fauna.

3.3 Nahrungsökologie der Wasservögel

3.3.1 Jahreszeitliches Vorkommen

Die Ansammlungen von Wasservögeln fallen im Jahreslauf recht unterschiedlich hoch aus. Abbildung 21 faßt die Ergebnisse der Internationalen Schwimmvogelzählungen am unteren Inn von der Zählperiode 1968/69 bis 1974/75 zusammen. Die Monatsmittel für die Gesamtzahl der auf den Stauseen am unteren Inn ermittelten Wasservögel schwanken stark. Sie reichen von etwa 5000 Stück im Mai bis zu fast 30000 im Oktober/November. Die Tageshöchstwerte können 55000 Individuen übersteigen; die Zählperiodensummen bewegen sich für diese Untersuchungsphase zwischen einer Viertel- und einer halben Million. Da auch noch innerhalb der Monate mehr oder weniger kräftige Fluktuationen auftreten, muß zumindest in einzelnen Jahren damit gerechnet werden, daß rund 1 Million (!) Wasservögel die Innstauseen aufsuchte.

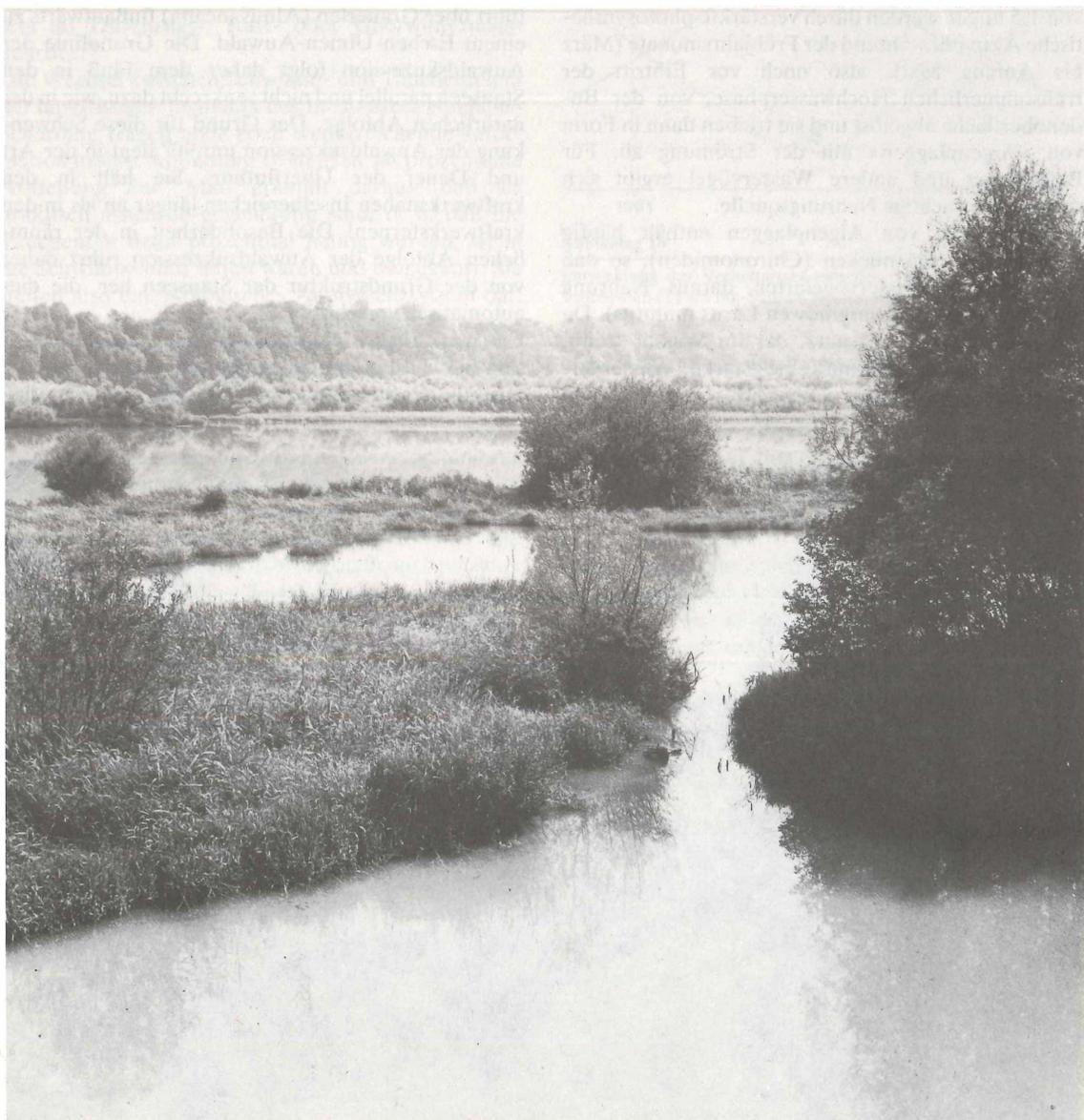


Abbildung 20

Innufer im oberen Abschnitt der Stufe Neuhaus-Schärding (im Mittelgrund ist der Lauf des Flusses zu erkennen, abgegliederte Seitenlagunen liegen davor!).

Diese enormen Konzentrationen einerseits und die ausgeprägten Unterschiede in den verschiedenen Phasen des Jahres andererseits, gilt es zu interpretieren. Hierzu bedarf es zunächst eingehender nahrungsökologischer Analysen, um festzustellen, welchen Anteil an der Bestimmung von Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel am unteren Inn das Nahrungsangebot hat. Dabei ist die Reichhaltigkeit des Artenspektrums mit zu berücksichtigen, denn wie der untere Teil der Abbildung 21 zeigt, sind diese Wasservogelmengen mit hohem Artenreichtum gepaart. Die Diversität der Wasservogelgemeinschaften der Stauseen am unteren Inn liegt daher hoch, wie Vergleiche mit anderen bayerischen Wasservogelgebieten zeigen (BEZZEL & REICHHOLF 1974). Tabelle 3 stellt die mit gleichen Methoden ermittelten Werte für 11 südbayerische »Wasservogelzentren« zusammen. Die sowohl für die Individuenmenge als auch für die Diversität Spitzenwerte erreichende Position der Stauseen am unteren Inn wird daraus ersichtlich.

- die Herbstzugphase (mit den größten Konzentrationen von Vögeln)
- die Winterphase und
- die Frühjahrszugphase

Für diese Phasen mußte das jeweilig zutreffende Nahrungsangebot ermittelt werden, um die vorhandenen Vogelmenngen mit den theoretisch aufgrund des Nahrungsvorrates zu erwartenden vergleichen zu können. Dies geschah anhand der geschilderten Methoden für die beiden Hauptkomponenten der Nahrung, die Schlammfauna und die Wasserpflanzen.

3.3.2 Nahrungsangebot im Jahreslauf

Wie die Abbildung 22 zeigt, unterliegt auch das Angebot an für die Wasservögel verwertbarer Nahrung in den Innstauseen einem ausgeprägten Jahresgang. Der Ist-Bestand steigt nach Abschluß der sommerlichen Hochwasserphase stark an und erreicht um die Wende vom August zum September das Maximum. Für die Niedrigwasserjahre 1971 bis 1973 lag dies bei rund 1 kg Biomasse-Frischgewicht pro m² und in der Größenordnung von 4200 Tonnen am Egglfinger Stausee insgesamt. Auch die Wasserpflanzen erzielten in diesen Jahren mit bis über 1,25 kg Frischgewicht pro m² Höchstwerte und eine »Stehende Ernte« von 600 bis 781 Tonnen (1971 bzw. 1972) allein in der Hagenauer Bucht. Die Produktion erwies sich jedoch ganz klar tiefenabhängig. Auch dies bringt Abbildung 22 zum Ausdruck. Die ganz flachen Zonen von 0,0 bis 0,2 m Wassertiefe produzierten vergleichsweise wenig.

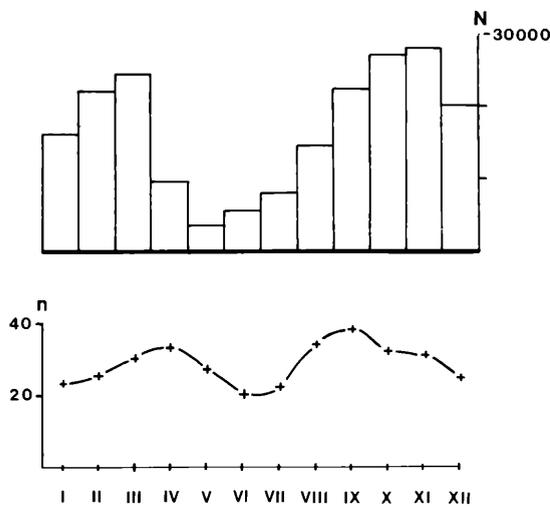


Abbildung 21

Verteilung von Artenzahl (n) und Individuenmenge (N) der Wasservögel im Jahreslauf am unteren Inn. Daten aus den Internationalen Wasservogelzählungen 1968/69 bis 1974/75 nach REICHHOLF (1976 d). I – XII = Monate.

Das jahreszeitliche Vorkommen läßt sich (Abbildung 21) in verschiedene Phasen gliedern, die es getrennt zu bearbeiten gilt. Es sind dies:

- die Brutzeit (mit ihrem vergleichsweise geringen Bestand)

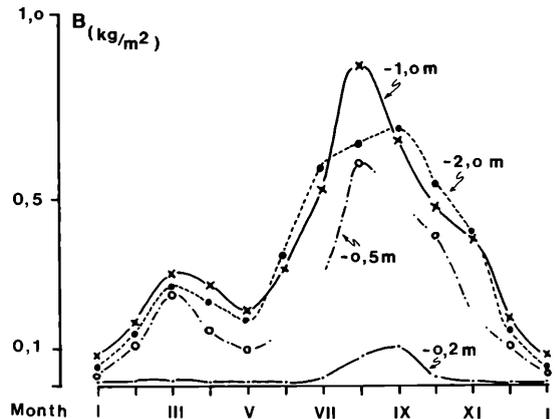


Abbildung 22

Jahresgang (Month = Monat) der für Wasservögel verfügbaren Biomasse an Organismen der Schlammfauna und Wasserpflanzen (B) in den verschiedenen Tiefenzonen für die Niedrigwasserjahre 1971 bis 1973 am Innstausee Egglfing-Obernberg (aus REICHHOLF 1976 d).

Tabelle 3

Vergleich von Wasservogelkonzentrationen und ihrer Artendiversität für 11 südbayerische Wasservogel-Zentren internationaler und nationaler Bedeutung (n = Zahl der Arten in den Zählserien; S = Individuenquersumme einer Zählperiode/Durchschnittswert/H_s = Artendiversität nach der Diversitätsberechnung von SHANNON & WEAVER, vgl. Methoden).

Nr.	Gebiet	n	S	H _s
1	Isarstausee Niederaichbach	24	15.711	1,62
2	Isarstausee Dingolfing	29	10.303	1,84
3	Lechstausee Feldheim	23	18.335	1,47
4	Ismaninger Speichersee	25	84.591	1,77
5	Starnberger See	27	43.466	1,13
6	Ammersee	33	93.278	1,16
7	Kochelsee	23	10.141	1,26
8	Walchensee	20	2.197	1,69
9	Isar, unregulierter Abschnitt	16	3.081	1,44
10	Donau zw. Regensburg u. Straubing	27	5.173	1,52
11	Stauseen am unteren Inn	32	119.659	1,85

Sie erreichen im Mittel nur 100 g/m^2 als Höchstwert für die Spätsommerphase. Davon ist jedoch ein wesentlicher Teil auf das Zurückweichen des Wasserspiegels zu beziehen, denn dadurch werden produktivere Zonen in die Nähe der Wasseroberfläche gebracht (z. B. Tiefenzonen von 0,4 m des sommerlichen Wasserstandes). Die Produktion von Biomasse nimmt mit zunehmender Tiefe zunächst stark zu und erreicht offenbar im Tiefenbereich von 1 Meter das Maximum. Bis zu dieser Tiefe reicht genügend Licht für das Aufwachsen der Wasserpflanzen einerseits, aber auch die Schlammfauna ist dort begünstigt. Denn andererseits verfrachtet die Strömung in diesem Tiefenbereich die größte Menge an organischem Detritus, der die Nahrungsgrundlage für die Schlammfauna darstellt. Strömungsgeschwindigkeiten von einigen Zentimetern pro Sekunde bis zu $0,4 \text{ m/sec}$ kennzeichnen diesen Tiefenbereich nach der sommerlichen Hochwasserphase. Diese Strömung gestaltet sich für die Schlammfauna günstig. Es fallen daher in den Seitenbuchten produktionsbiologisch günstige Tiefen von etwa 1 m mit den hochproduktiven Schlammfauna-Lebensstätten der Hauptstauräume zusammen. Auch bis zu 2 m Tiefe finden sich in der Herbstphase noch hohe Biomasse-Werte. Aber sobald noch tiefere Abschnitte erreicht werden, gehen die Werte wegen der nun stark gesteigerten Strömungsgeschwindigkeit wieder zurück. Es gibt daher eine optimale Tiefenzonierung für die Innstauseen, die bei einem Mittelwert von rund 1 Meter liegt.

Aus dieser Tiefenabhängigkeit der Biomasse-Verteilung läßt sich die Gesamtbiomasse berechnen, die für die einzelnen Stauseen zutrifft, wenn die Ausgangsbilanz für die herbstliche Nutzungsphase gezogen wird. Es läßt sich aber genauso berechnen, wieviel Biomasse in den einzelnen Tiefenzonen, die für eine bestimmte Wasservogelart oder -gruppe spezifischen Nahrungsraum liefert, vorhanden ist. Auf diese Weise kann beispielsweise der Vorrat an Wasserpflanzen für den Höckerschwan (mit max. 1 m Erfassungstiefe) von jenem abgetrennt werden, der Bläßhuhn und Höckerschwan zusammen zur Verfügung steht. Denn das Bläßhuhn verfügt aufgrund seiner Tauchfähigkeit über eine breitere nahrungsökologische Nische als der Höckerschwan, dessen Halslänge die maximale Eintauchtiefe bei ca. 1 m begrenzt.

Auf diese Weise konnte nachgewiesen werden (REICHOLF 1973 b), daß das Bläßhuhn den Höckerschwanbestand am unteren Inn ganz entscheidend mitreguliert. Denn von der vorhandenen Primärproduktion an Wasserpflanzen-Biomasse entnahm das Bläßhuhn mit 55 % den größten Anteil. Der Höckerschwan konnte nur 20 % davon nutzen, weil seine Halslänge für die Beweidung der tieferen Zonen der »Hagenauer Bucht« nicht ausreichte, während das gut tauchfähige Bläßhuhn diese voll mitnutzen konnte. Die Bläßhühner begannen mit der Nahrungssuche aber in den für sie einfacheren Flachwassergebieten. Sie verzehrten damit wesentliche Anteile der Nahrung, die dem Höckerschwan zugänglich war, bevor sie auf die tieferen – mehr Einsatz beim Tauchen kostenden – Zonen auswichen. Die Biotopkapazität der Innstauseen wurde daher durch die Konkurrenz, die vom Bläßhuhn ausging, auf knapp 500 Höckerschwäne begrenzt.

Für die Schlammfauna wurde bereits ausgeführt, daß Larven der Zuckmücken (Chironomiden) und Schlammröhrenwürmer (Tubificiden) zu über 90 %

die Biomassewerte bestimmen. Diese Feststellung deckt sich mit den Befunden von SCHULTZ & KAINZ (1975) und auch mit den noch unveröffentlichten Untersuchungen von KOHMANN. Es läßt sich jedoch erkennen, daß die Chironomidenlarven in der Regel die flacheren, die Tubificiden dagegen die tieferen Zonen der Stauseen bevorzugen. Das mag mit dem höheren Sauerstoffbedürfnis der Chironomiden zusammenhängen oder auf Konkurrenz um den knappen Lebensraum zwischen den beiden Gruppen beruhen. Dieser Punkt wird in Spezialuntersuchungen noch zu klären sein.

Da die Wasservögel keine erkennbaren Präferenzen für Mückenlarven oder Schlammröhrenwürmer zeigen, spielt dieser Umstand hier keine größere Rolle. Die Biomasse, die zur Nutzung durch die Wasservögel zur Verfügung steht, kann daher mit zulässiger Vereinfachung der Verhältnisse auf die beiden Hauptkomponenten, die Wasserpflanzen und die Schlammfauna aufgeteilt werden. Für die Wasserpflanzen stellt – abgesehen von der häufig kritischen Lichtversorgung – der Eintrag an anorganischen Nährstoffen die wichtigste Ausgangsbasis dar. Für die Schlammfauna dagegen ist dies – lichtunabhängig – der organische *Detritus*, also jenes mit Bakterien angereicherte, pflanzliche Zerreibsel oder organische Material, das mit dem Abwasser in den Fluß gelangt.

Anorganische Nährstoffe und organischer Detritus werden mit der Wasserführung in das Ökosystem eines Stausees eingebracht. Sie stellen den Material- bzw. Energie-Input für die Nahrungsketten dar, die sich darauf aufbauen. Dies wird im folgenden Abschnitt näher erläutert.

3.4 Umsetzung der Nahrung

Der organische Detritus wird von den Schlammröhrenwürmern bzw. von den Zuckmückenlarven aufgenommen und als Nahrung verwertet. Wichtiger Bestandteil sind hierbei die Bakterien, die den Detritus zersetzen, da sie die notwendigen Eiweißstoffe liefern. Die Mitwirkung von Licht ist dazu – im Gegensatz zur Produktion durch die grünen Pflanzen nicht nötig. Die Nahrungsumsetzungen können daher auch in der Tiefe der Gewässer erfolgen. Da durch diese Nutzungsform über die Schlammfauna eine Konzentrierung und qualitative Verbesserung des organischen Materials erfolgt, begründet sich auf diesem ersten Nutzungsschritt im Ökosystem bzw. seiner heterotrophen Komponente eine Nahrungskette, die als *abhängige Nahrungskette* bezeichnet wird, weil sie nicht von der autotrophen Primärproduktion ausgeht. Sie ergänzt also funktionell die autotrophe Nahrungskette und wird daher parallel zu ihr dargestellt (ODUM & REICHOLF 1980).

Abbildung 23 stellt dieses zweiteilige Nahrungsketten-System graphisch dar. Beide Hauptkanäle des biologischen Energieflusses gehen von der Wasserführung aus, die die Nährstoffe (anorganische Pflanzennährstoffe bzw. organischen Detritus) mit sich führt. Sie stellen die nahrungsbiologische Stufe 0 dar. Wasserpflanzen und Schlammfauna bilden die erste Nutzungsstufe im aufsteigenden System, wenn man die Zersetzung des Detritus durch Bakterien außer acht läßt. Da die Wasserpflanzen ganz ohne Zweifel primär vom Angebot an Licht in ihrem Wachstum begrenzt werden – und nicht vom Angebot an anorganischen Nährstoffen, wurde für diesen Nutzungsschritt keine Effektivität kalkuliert.

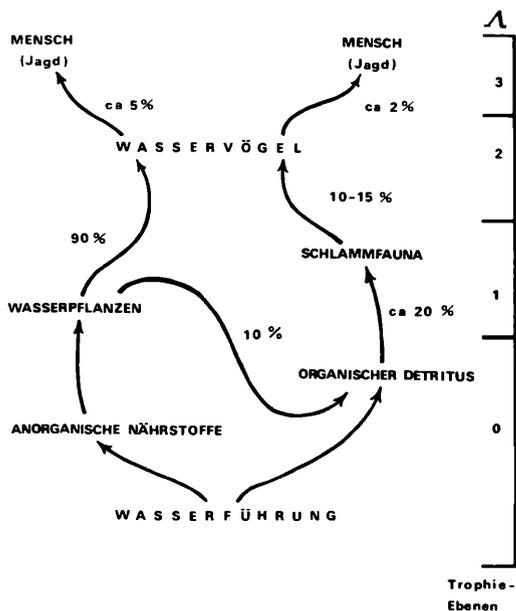


Abbildung 23

Hauptkanäle des biologischen Energieflusses und ihre Effektivität im Ökosystem der Innstauseen. Die Zahlen geben die prozentuale Nutzung der jeweils vorausgehenden Biomasse an (nach REICH-HOLF 1973 a).

Für den organischen Detritus ließ sich ein grober Wert von etwa 20 % als Nutzungsgrad, den die Schlammfauna bewirkt, kalkulieren. Doch da ein nicht näher erfassbarer Betrag an Detritus die Stauseen laufend im Wasser suspendiert passiert, besagt diese Zahl nicht viel über die tatsächlichen Mengen organischer Substanzen, die theoretisch nutzbar wären bzw. durch die Wasserverschmutzung in den Inn gelangen.

Aussagekräftiger hingegen sind die folgenden Werte. Die jeweiligen Gruppen pflanzen- und schlammfaunafressender Wasservögel entwickelten in der Bilanz erstaunlich hohe Nutzungsquoten, die im Falle der Wasserpflanzen 90 % erreichten. Die Schlammfauna dagegen wurde nur zu 10-15 % von den entsprechenden Wasservögeln genutzt. Der Unterschied ist auffallend und erfordert Klärung. Wir werden darauf zurückkommen.

Von den Wasserpflanzen fallen 10 (-25 %) beim Beweidungsprozeß durch die Schwäne, Bläßhühner und Schnatterenten als neuer Detritus an, der die Verbindung zur zweiten Hauptnahrungskette herstellt. Der weitaus größte Teil des organischen Detritus – mindestens 75 % – ist jedoch fremden Ursprungs, d. h. er wird entweder aus dem Einzugsbereich des Flusses als pflanzliches Zerreibsel mitgebracht oder durch Abwässer direkt in den Inn abgegeben. Da der untere Inn eine Wasserqualität von 2-3 bzw. 3 (nach dem LIEBMANN'schen System) aufweist und die stark mit Abwässern belastete Salzach gar nur mit Güteklasse 3-4 in den Inn mündet, wird klar, daß der weitaus überwiegende Teil des organischen Detritus in der Tat aus häuslichen und industriellen Abwässern stammt. Möglicherweise tragen hierzu noch Zelluloseabfälle aus dem Einzugsbereich mit bei, denn bei Niedrigwasser der Salzach läßt sich immer wieder Abwasserpilztreiben beobachten. Die Pilze (*Leptomitilacteus*) bzw. Abwasserbakterien (*Sphaerotilus natans*) hängen an zentralen Fasern, die den positiven Nachweis für Zellulose sehr stark geben.

Schließlich ist in der Abbildung 23 auch noch der Nutzungsgrad der Wasservögel durch die Jagd

eingetragen, die bis 1974 noch uneingeschränkt im Naturschutzgebiet unterer Inn bayerischerseits möglich war. Österreichischerseits stand dagegen die »Hagenauer Bucht« bereits unter Schutz (seit 1965) und dort war mit der Unterschutzstellung auch die Jagd vollständig eingestellt worden.

Die beiden Hauptnahrungsketten sind untereinander vernetzt, doch das kann für die hier angestrebte Interpretation des Funktionsgefüges der Innstauseen zunächst unberücksichtigt bleiben. Wichtiger ist, daß sie sich zu Zyklen schließen (Abbildung 24), die als zwei große Kreisläufe den Stoffumsatz in den Stauseen – angetrieben durch die Strömungsenergie und unterstützt durch die Sonnenenergie – bestimmen. Sie ermöglichen die Aufstellung von Input-Output-Bilanzen, die sich insgesamt darin äußern, daß die Wasserqualität der Stauseen am unteren Inn mit jeder Stufe um einen halben bis einen ganzen Wert zunimmt (nach Angaben aus dem bayerischen Gewässergüteatlas). So hat die Salzachmündung noch den Wert 3-4, die Stufe Ering-Frauenstein dagegen schon 3, Eglfing-Obernberg 2-3 und alles flußabwärts folgende den Wert 2, mit dem der Inn in die Donau mündet. Da sich dieser Selbstreinigungsprozeß auf einer Strecke von nur etwa 40 Kilometern abspielt, unterstreicht dies die Effektivität der biologischen Vorgänge im Ökosystem der Innstauseen, wenngleich ein rein physikalisches Ausfällen verschiedener Verschmutzungstoffe durchaus auch einen bedeutenden Betrag liefert. Doch dies geht nur so lange, bis die Verlandungsprozesse weitgehend abgeschlossen sind und Sedimentation bzw. Erosion einen dynamischen Gleichgewichtszustand erreicht haben. Dann funktioniert die Reinigung praktisch nur noch auf biologischem Wege in bedeutendem Umfang.

3.5 Zeitliche Ordnung der Vorgänge im Ökosystem

Nährstoffeintrag, Produktion und Verbrauch laufen im Ökosystem der Innstauseen nicht gleichzeitig ab. Sie reihen sich jahreszeitlich aneinander. Auf die (früh)sommerliche Phase des Nährstoffeintrags folgt die hoch- und spätsommerliche Phase der Biomasse-Produktion, die schließlich von der herbstlichen Nutzungsphase durch die Wasservögel abgelöst wird. Das Produktionsmuster der Nahrung stellt dabei für den Systemteil der Wasservögel genauso den bestimmenden Zeitparameter dar, wie der Nährstoffeintrag bzw. die Wassertrübung für die Produktion. Abbildung 25 zeigt dies.

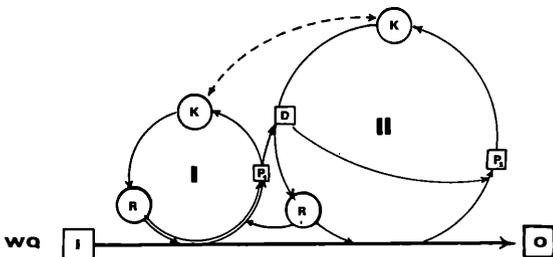


Abbildung 24

Die Stoffumsetzungen im Ökosystem der Innstauseen formen zwei miteinander verbundene Kreisläufe, deren relative Größe das Ausmaß des autotrophen bzw. des heterotrophen Anteiles darstellt. I = autotropher, auf der Produktion von Wasserpflanzen aufbauender Zyklus; II = heterotropher, auf dem Eintrag von organischem Detritus aufbauender Zyklus. P = Produktion, K = Konsumenten, R = Reduzententätigkeit, D = Detritus, WQ = Wasserführung, I = Input und O = Output (aus REICHHOLF 1973 a).

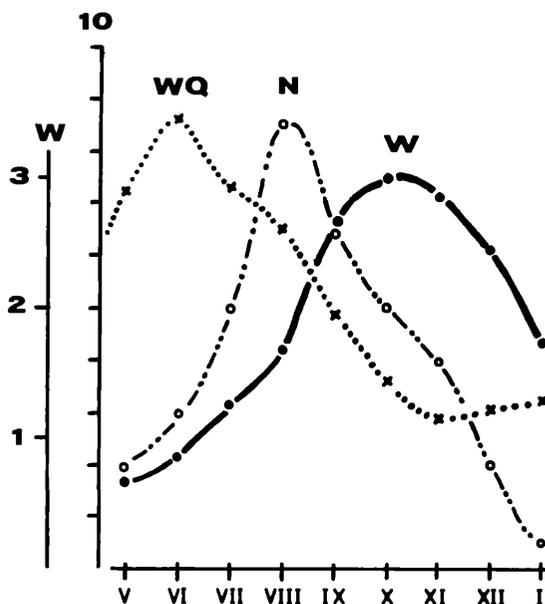


Abbildung 25

Zeitliche Aufeinanderfolge von Nährstoffeintrag durch die Wasserführung (WQ), Aufbau von Nahrungsbiomasse (N) und Verbrauch durch die Wasservögel (W) im Ökosystem der Innstauseen. Da die Abbildung die zeitliche Abfolge, nicht aber die quantitativen Relationen zwischen schwer und nicht direkt vergleichbaren Größen (Wasserführung und Wasservögel) zum Ausdruck bringen soll, wurden die Kurven in fast gleich hohen Positionen in das Diagramm eingetragen. Zu den quantitativen Relationen vgl. Text (aus REICHHOLF 1973 a).

Diese zeitliche Entkopplung von Produktion und Verbrauch nimmt eine Schlüsselposition im Funktionsgefüge der Innstauseen ein. Denn nur dadurch sind hohe Nutzungsraten bis zu 90 % der Biomasse überhaupt möglich. Wenn nämlich die Wasservögel im Herbst die Wasserpflanzen abweiden, haben diese längst ihr Wachstum beendet und Winterknospen oder Samen gebildet, die den Verdauungstrakt der Vögel unverseht passieren. Die weidenden Wasservögel säen gleichsam die neuen Samen für die nächste Vegetationsperiode aus, während sie die Überschussproduktion des abgelaufenen in der ökologisch passenden Weise verwerten. Beim Verdauungsvorgang werden den Wasserpflanzen Nährstoffe entzogen, die somit auch dem nährstoffangereicherten Gewässerökosystem teilweise entzogen werden, weil die Enten und Bläßhühner weiterziehen. Ein Teil der Biomasse der Nahrung wird ja bekanntlich in körpereigene Biomasse umgewandelt, ein Teil wird zur Aufrechterhaltung des Stoffwechsels »verbrannt« und der dritte Teil schließlich über die Exkremente in eine Form ins Wasser zurückgegeben, daß sie entweder als direkt pflanzenverfügbare Nährstoffe in die nächste Vegetationsperiode eingehen oder vorverdaut den Zersetzungsprozessen im Wasser leichter zugänglich sind als absterbende Wasserpflanzen im Winter. Gleiches gilt für die Nutzung der Schlammfauna, deren Vermehrungsstadien in der nächsten Generation für hochwirkungsvolle Abbautätigkeit dann garantieren, wenn die Ausgangspopulation regelmäßig entsprechend beweidet d.h. von Konsumenten genutzt wird. Ob dies Fische oder Wasservögel sind, ist prinzipiell gleichgültig (DOBROWOLSKI 1973).

Die zeitliche Entkopplung bewirkt außerdem, daß die empfindlicheren Jugendstadien oder die aufwachsenden Sprosse der Wasserpflanzen genügend geschützt sind. Erst wenn die Fortpflanzung gesichert

ist, greift die Nutzung durch die Wasservögel als stabilisierendes Element in der Dynamik dieser Nahrungsketten ein! Die Nahrungsketten müssen daher unbedingt in ihrer zeitlichen Dimension betrachtet werden, wenn man ihre Effektivität beurteilen will.

Das in Abbildung 22 dargestellte Kurvenbild des Nahrungsangebotes kann man nun anhand dieser zeitlichen Aspekte interpretieren:

- das sommerliche Zwischenminimum wird durch das Hochwasser verursacht, das die neuen Nährstoffe einschwemmt und sowohl die Vegetationsentwicklung als auch die Biomassezunahme der Bodenschlamm-Invertebraten hemmt;
- der frühherbstliche Gipfel ergibt sich aus der nach dem Hochwasser stürmisch einsetzenden Produktion, die dann durch die sinkenden Temperaturen beendet wird. Die Wassertemperatur des Inn kann im Hochsommer bis auf 18⁰ C, in den strömungsgeschützten Seitenbuchten aber bis über 25⁰ C ansteigen. Die Produktionsverhältnisse liegen daher dort für Wasserpflanzen günstiger.

- das winterliche Minimum wird durch die Beweidung der »Stehenden Ernte« durch die Wasservögel und/oder durch die Vereisung bedingt. Welcher der beiden Teilfaktoren der quantitativ bedeutsamere wird, hängt von den näheren Umständen ab. Dies ist später noch näher auszuführen!

- der Frühlingsgipfel bezieht sich vorwiegend auf die rasche Produktion von Bodenalgeln als Folge der guten Durchlichtung des Wassers. Sie wird durch das einsetzende Hochwasser wieder eingeschränkt bzw. ganz gestoppt.

Nun ermöglichen Nahrungsbiomassen von einem kg pro m² ohne Zweifel auch hohe Wasservogelbestände. Für den einen Hauptkanal der Nahrungsketten, die Nutzung der pflanzlichen Primärproduktion, ließ sich bereits feststellen, daß sie zu 90 % von den phytophagen Wasservögeln genutzt wird. Ein so hoher Nutzungsgrad muß demzufolge direkte Auswirkungen auf die Menge der Wasservögel zeigen, die während der herbstlichen Nutzungsphase an den Innstauseen angetroffen werden. Für den Höcker- und sein Konkurrenzsystem mit dem Bläßhuhn wurde dies bereits ausführlich dargelegt und nachgewiesen (REICHHOLF 1973 b).

Falls diese Abhängigkeit auch für die schlammfaunafressenden Wasservögel gegeben ist, sollten die Herbstbestände aller Wasservögel zusammen vom verfügbaren Nahrungsangebot direkt reguliert werden. Auch die Brutbestände könnten die unmittelbare Folge des während der Brutzeit vergleichsweise geringen Nahrungsangebotes sein. Das Frühjahr kann weitgehend aus dieser Betrachtung ausgeklammert werden, weil in dieser Zeit der Durchzug der Wasservögel sehr rasch erfolgt und die dabei auftretenden Konzentrationen an den Innstauseen sicher mehr die Notwendigkeit widerspiegeln, geeignete Rast- und Balzplätze zur Verfügung zu haben, als Nahrungsbedürfnisse. Im Winter ist es aber, wie noch gezeigt werden wird, ganz offensichtlich primär das Ausmaß der Vereisung, das Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel bestimmt. Weder die zeitliche Entkopplung, noch die tatsächlich registrierten Mengenverhältnisse lassen jedoch die Erklärung der durchschnittlichen Stärke des Herbstzuges schlammfaunafressender Wasservögel aufgrund der verfügbaren Nahrung zu. Der Nutzungsgrad von 10-15 % liegt einfach zu niedrig. Genauere Studien zeigten aber für die Krickente

(*Anas crecca*), daß diese Art sehr wohl zur 90 %igen Nutzung ihrer Nahrungsbasis befähigt ist (REICHHOLF 1974 a). Und dieser hohe Nutzungsgrad ist ihr sogar bei der vergleichsweise geringen Nahrungsdichte im Flachwasser möglich! Auch für die verschiedenen Teilgebiete an den Innstauseen ergaben sich ganz unterschiedliche Nutzungsraten von weniger als 5 % und bis zu 70 %. Andere, bislang in der Analyse noch nicht berücksichtigte Faktoren müssen also hier mit hineinspielen.

Fazit: Das Nahrungsangebot allein reicht zur Erklärung der Verteilungsmuster der Wasservögel im Jahreslauf nicht aus.

Bevor dieser Kernpunkt weiter verfolgt wird, sollen hier aber zwei wesentliche Außenfaktoren eingeschoben werden, deren Wirkung offensichtlich, deren Wirksamkeit jedoch bisher kaum quantitativ verfolgt worden war: Vereisung und Hochwasser.

3.6 Vereisung und Hochwasser

Der winterliche Rückgang der Wasservogelbestände beruht ganz wesentlich auf dem Vereisungsgrad. Für die während des Hochwinters mengenmäßig bedeutendste Entenart, die aus den Stauseen Nahrung während der Überwinterung in größerem Umfang aufnimmt, wird diese Abhängigkeit der Bestandsdynamik im Winter in der Abbildung 26 deutlich gemacht. Die Schellente (*Bucephala clangula*) hat am Egglfinger Stausee ihren bedeutendsten Überwinterungsplatz im bayerischen Alpenvorland. Dies zeigt Abbildung 27. Die Menge der Schellenten nahm seit Beginn der 60er Jahre offenbar durch Traditionsbildung klar zu, doch längere Vereisungsperioden drückten die Bestände im Rahmen dieser traditionellen Bindung an einen Überwinterungsplatz immer wieder entsprechend zurück (Abbildung 28).

Fast 3/4 aller auf bayerischen Gewässern erfaßten Schellenten befindet sich auf Stauseen. Allein am

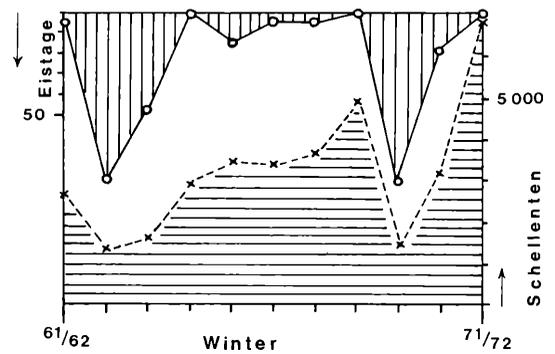


Abbildung 26

Einfluß der Vereisung auf die Entwicklung der Winterbestände der Schellente am Egglfinger Innstausee, dem Hauptüberwinterungsplatz im bayerischen Voralpenraum. Die Zahl der Eistage ist gegen die Wintersumme der Schellenten (aus der Int. Wasservogelzählung) aufgetragen. Aus REICHHOLF (1970 a).

Egglfinger Stausee erreichten die Höchstwerte mehr als 4000 Ex. gleichzeitig anwesender Schellenten (4174 Ex. am 13. Februar 1977). Die allgemeine Bedeutung von Stauseen für die Bestände der Wasservögel geht daraus andeutungsweise hervor.

Wie sehr die ökologischen Bedingungen am Egglfinger Stausee den Schellentenansprüchen entgegenkommen, mag die Abbildung 28 erklären, die die kontinuierliche Zunahme trotz erheblicher, vereisungsbedingter Rückschläge darstellt. Die Schellente bevorzugt flache Gewässer zwischen 0,5 und 2 m Tiefe, die im Winter offen bleiben und eine genügend hohe Biomassedichte (Grenzwert offenbar bei etwa 100 g/m²) aufweisen. Sie konkurriert unter diesen Bedingungen erfolgreich mit anderen Tauchenten, insbesondere mit der Reiherenten. Die Dynamik der Schellente kann als Index für die übrigen überwinternden Wasservögel gelten.

Die große Bedeutung der Vereisung als Schlüsselfaktor im Winter wird mit diesen Befunden an der

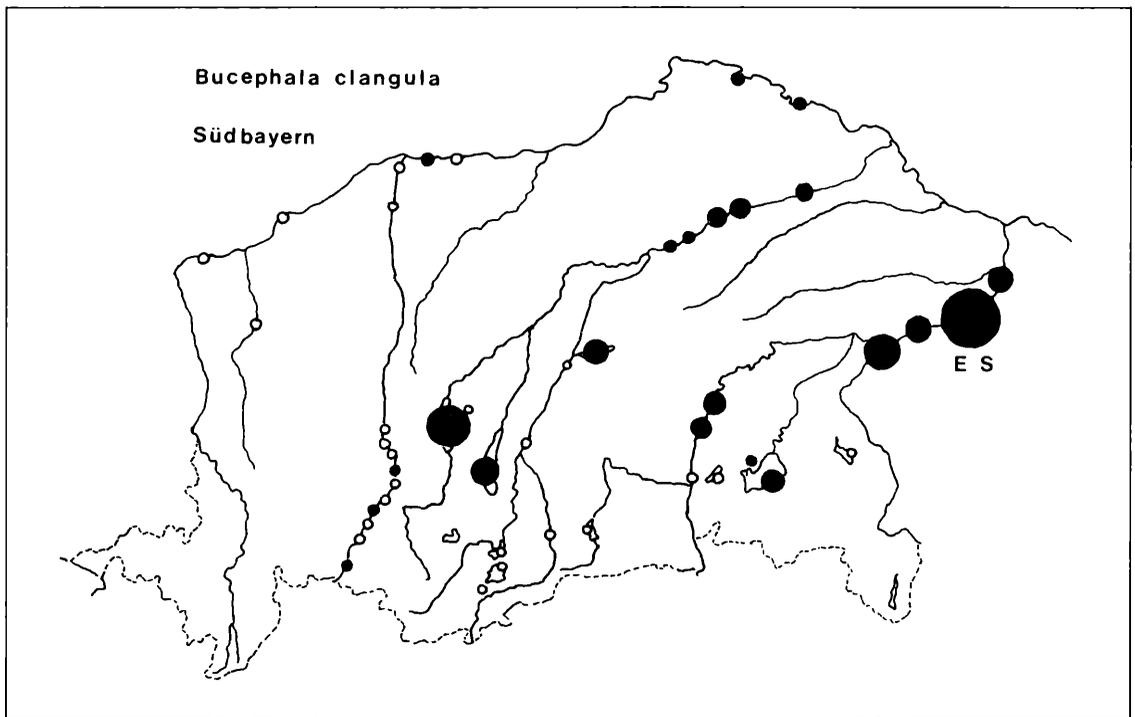


Abbildung 27

Der untere Inn mit dem Egglfinger Stausee (E S) als Zentrum des bayerischen Schellenten-Winterbestandes. Die Größe der schwarzen Punkte deutet die Größenordnungen des Mittwinterbestandes an (offene Kreise weniger als 50, dann 50-250, 250-500, 500-1000 und über 1000 Ex.). Angaben aus REICHHOLF.(1979 a).

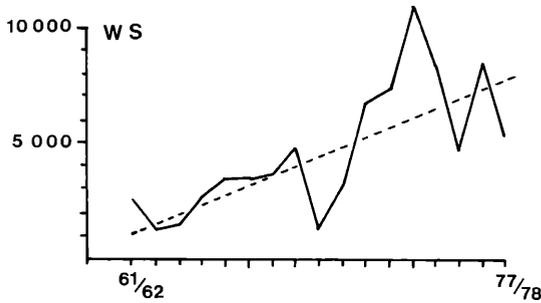


Abbildung 28

Entwicklung der Schellenten-Winterbestände am Egglfinger Stausee (unterer Inn) seit dem Winter 1961/62. Die steigende Tendenz zeigt die Traditionsbildung an diesem Überwinterungsplatz (aus REICHHOLF 1979 a).

Schellente unterstrichen. Für den erfolgreichen Aufbau einer Überwinterungstradition muß aber ohne Zweifel ein entsprechendes Nahrungsangebot vorausgesetzt werden. Sonst wären die Innstauseen für die Schellente nicht attraktiver als die freien und selten vereisenden Wasserflächen an den großen südbayerischen Seen. Der Faktor 'Nahrungsangebot' bleibt daher trotz der zeitweisen Dominanz des Vereisungsfaktors für die Bestimmung der winterlichen Bestandshöhen entscheidend. Die Werte der Verteilung des Nahrungsangebotes deuten zumindest an, daß die herbstlichen Wasservogelmassierungen keineswegs den Bestand an Nahrungsorganismen so kahl fressen, daß für die Überwinterer nicht mehr genügend übrig bliebe.

Die gleiche Frage stellt sich daher für Hochwässer. Bleibt trotz ihres Ausräumungseffektes genügend Nahrung übrig? Wie schnell kann sich das Nahrungsangebot wieder erholen? Diese Fragen konnten erst in den letzten Jahren zweifelsfrei gelöst werden, als ein Hochwasser in nicht erwarteter Stärke und in jahreszeitlich extremer Lage – am 1. August 1977 – durch die Innstauseen zog.

Abbildung 29 zeigt den Verlauf dieses Hochwassers, das mit einem Spitzenwert von 4670 m³/sec zu den stärksten zählt, die in diesem Jahrhundert am unteren Inn registriert wurden. Der extrem starke Anstieg war dabei bezeichnend. Die Pegelstände schwollen innerhalb eines einzigen Tages von etwas über 900 m³/sec auf die genannte Spitze an, so daß die Steigerung der Strömungsgeschwindigkeit mit voller Wucht einsetzte.

Die Hochwasserwelle schwemmte die gesamte Produktion an Wasserpflanzen und 80-90 % der aufgebauten Schlammfauna-Biomasse aus den Stauräumen aus. Das Nahrungsangebot war dadurch schlagartig verringert worden. Es konnte sich nicht mehr während der laufenden Vegetationsperiode erholen, so daß im Durchschnitt das Nahrungsangebot während des Herbstes sowohl im Vergleich

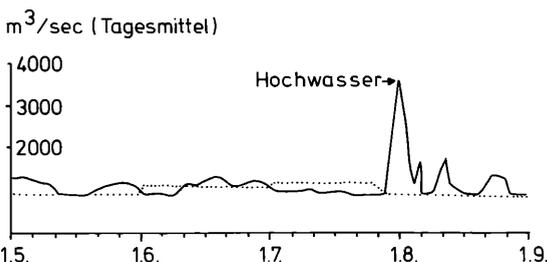


Abbildung 29

Verlauf des starken Hochwassers am 1. August 1977 (nach Angaben der INNWERK AG).

zum Vorjahr als auch im Vergleich zum langjährigen Durchschnitt extrem gering ausfiel. Die Biomasse war auf ein Zentel reduziert und die tieferen Zonen, in denen die Strömung die stärkste Wirkung entfaltete, fast frei von Organismen.

Die Reaktion der Wasservögel fiel eindrucksvoll aus. Bezogen auf das Vorjahr, das sowohl wasserführungsmäßig als auch produktionsmäßig ein »Normaljahr« war, gingen die Bestände drastisch zurück. Der Rückgang (Abbildung 30) erwies sich tiefenzonenabhängig. Während im Flachwasser mit -17 % nur eine geringfügige, und für sich alleine genommen wohl kaum abzusichernde Veränderung eintrat, sanken die Werte für Wasservögel, die in 20 bis 50 cm Wassertiefe nach Nahrung suchen, schon um mehr als 35 %. Im Mittelwasser von 0,5 bis 1,0 m Tiefe belief sich der Rückgang auf 75 % und in mehr als 1 m Wassertiefe Nahrung suchende Enten verschwanden fast völlig (Rückgang 86 %). Die Abbildung 30 zeigt diese Tiefenabhängigkeit der Reaktion der Wasservögel, die nach KOHMANN (unpubl.) direkt mit dem verbleibenden Nahrungsangebot zu erklären ist.

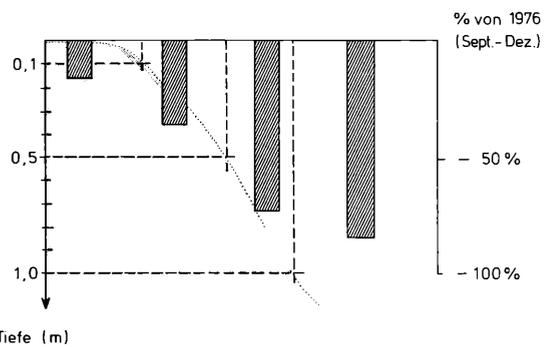


Abbildung 30

Tiefenabhängiger Rückgang der Wasservogelbestände nach dem Hochwasser 1977 am Egglfinger Innstausee (aus REICHHOLF 1978 a).

Schon 1978 ergab sich aber eine weitgehende Wiedererholung der Bestände an Nahrungsorganismen, so daß die Wasservogelzahlen wieder anstiegen. Dieser Prozeß war 1979 dann offenbar abgeschlossen; die Wasservögel hatten mit nur geringfügigen Zeitverzögerungen auf die vom Hochwasser verursachten Veränderungen reagiert. Einzig der Bestand des Höckerschwans blieb mit weniger als 200 Ex. im Gesamtgebiet sehr niedrig, weil bis 1979 die Produktion an submerser Flora nicht richtig in Gang gekommen war.

Aber auch weniger drastische Änderungen in der Wasserführung drücken sich in den ökologischen Prozessen aus. Abbildung 31 stellt dies für die Reaktion der Zwergmöwe auf ihr Nahrungsangebot dar, das im Frühjahr vornehmlich aus abdriftenden Puppen und Imagines der Zuckmücken besteht.

Es ist aber nicht primär die Wasserführung selbst, die auf die Drift der Chironomiden einwirkt, sondern ihre Veränderung, wie aus der Abbildung 32 hervorgeht. Je stärker die Änderung der Wasserführung, umso geringer fällt trotz passender Jahreszeit die Abdrift (und damit das Nahrungsangebot) aus.

Mit der Wasserführung haben wir daher ohne Zweifel den wichtigsten Faktor gefunden, der die Verteilung und Häufigkeit der Nahrungsorganismen sowie ihre Nährstoffversorgung bestimmt. Über die Nahrung wirkt er auf die Wasservögel. Da dieser jedoch zu-

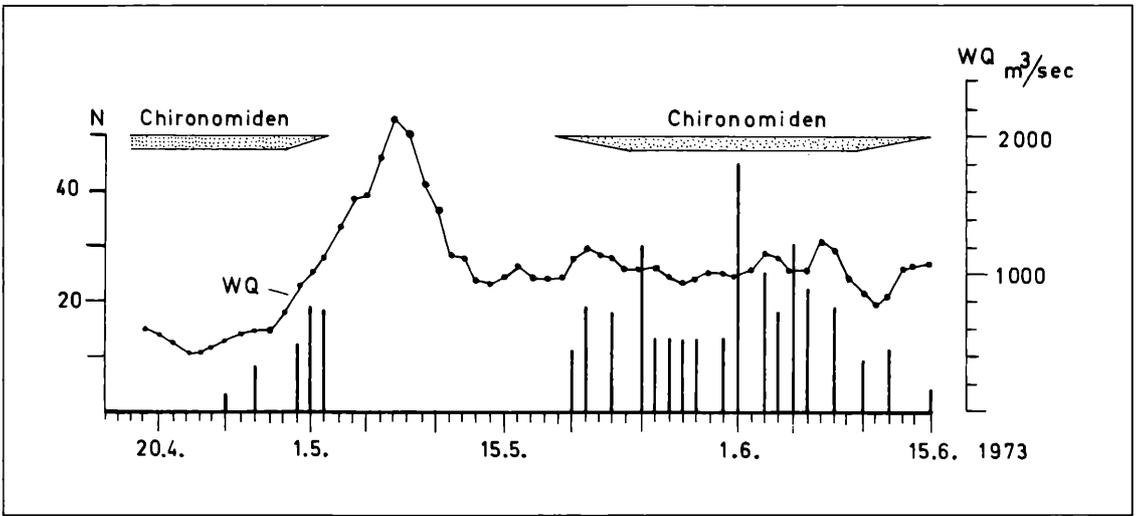


Abbildung 31

Abhängigkeit des Durchzuges der Zwergmöwe (*Larus minutus*) am Eggfingerring Innstausee von der Wasserführung (WQ), die ihrerseits die Abdrift der Chironomiden bestimmt. Säulen = Anzahl der anwesenden Zwergmöwen (N) (nach REICHHOLF 1974 b).

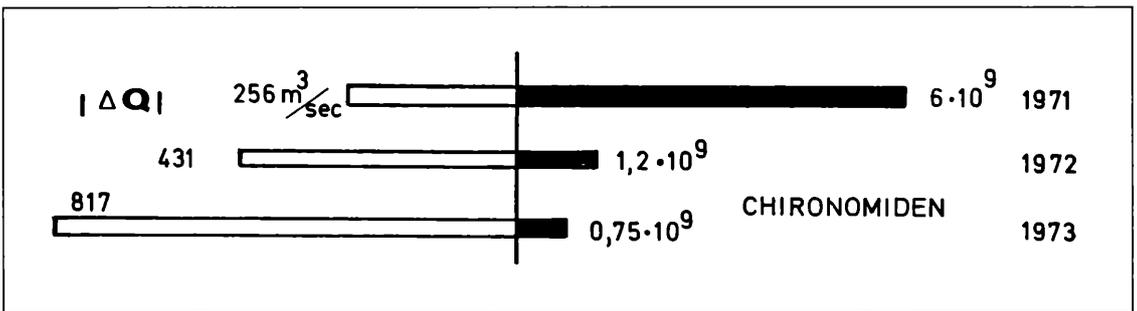


Abbildung 32

Veränderung der Wasserführung (WQ) im Frühjahr am Eggfingerring Stausee und die Abdrift von Chironomiden (aus REICHHOLF 1974 b).

mindest in wesentlichen Phasen des Jahres nicht der einzige bestimmende Faktor für Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel ist, kommen wir auf die im vorausgegangenen Abschnitt getroffene Feststellung zurück, daß es noch weitere Faktoren geben muß, die an den Innstauseen zu bestimmenden Größen werden.

Diese Faktoren werden in den folgenden Abschnitten behandelt. Aus ihnen leiten sich dann die konkreten Aussagen zum Management ab, die allein aus der nahrungsökologischen Analyse nicht zu entnehmen wären.

4. Einflußgröße Jagd

Die in Abbildung 23 dargestellten Verhältnisse zu den Nutzungsquoten ließen sich durch rein nahrungsökologische Unterschiede nicht erklären. Zwei Hinweise deuteten die Rolle der Jagd als wichtigem Parameter für Verteilung und Häufigkeit der Wasservögel an: die hohe Nutzungsquote der Wasserpflanzen im jagdlich total befriedeten Gebiet (NSG) der »Hagenauer Bucht« und eine ähnlich hohe Nutzungsquote der artspezifischen Tiefenzone bzw. des darin vorkommenden Nahrungsangebotes durch die Krickente am Eggfingerring Stausee, dessen zentrale Insel (2 km flußaufwärts des Kraftwerks Eggfingerring-Oberberg) während der Untersuchungen zur Nahrungsökologie der Krickente (REICHHOLF 1974 a) nicht bejagt worden war.

Diese beiden Befunde zeigten, daß zumindest grundsätzlich mit dem Einfluß der Bejagung der

Wasservögel auf ihre Häufigkeit gerechnet werden mußte. Wir gruppierten daher (REICHHOLF 1973 c) die Zählwerte der Wasservögel von 1968/69 bis 1972/73 anhand der Flächenausdehnung bejagter Zonen an den Stauseen am unteren Inn (Abbildung 33). Da sich der Jagddruck nicht direkt messen läßt, weil die örtlichen und zeitlichen Umstände eine zu hohe Variabilität in der Jagdausübung während der herbstlichen und frühwinterlichen Entenjagd bedingen (Zahl der Schüsse, Zahl der Jäger, Verteilung der Jäger etc.), wurde die in die Bejagung einbezogene Gebietsfläche als Index für den Jagddruck verwendet. Dieses Vorgehen ist insofern besser geeignet als die Erfassung anderer mit dem Jagddruck verbundener Meßgrößen, weil es unmittelbar vergleichsfähige Werte für die Frage liefert, welchen Einfluß ggf. die Einstellung der Bejagung auf bestimmten Flächen hätte.

Die Untersuchungsgebiete von der Salzachmündung bis zum Eggfingerring Stausee ließen sich nach diesem Vorgehen in drei Abschnitte gliedern, die entweder auf ganzer Fläche, auf halber oder auf nur einem Drittel der Fläche bejagt worden waren. Dieser Verteilung der Bejagung wurden dann die Zählwerte der Herbstmonate (September bis Dezember) als Mittelwerte aus dem genannten Zählzeitraum gegenübergestellt (Abbildung 33) und auf 10 km²-Flächen normiert.

Diese Einteilung war möglich, weil während der Untersuchungsperiode das NSG »Hagenauer Bucht«, in dem die Jagd völlig eingestellt war, und weitere, auf freiwilliger Basis der Revierinhaber nicht bejagte

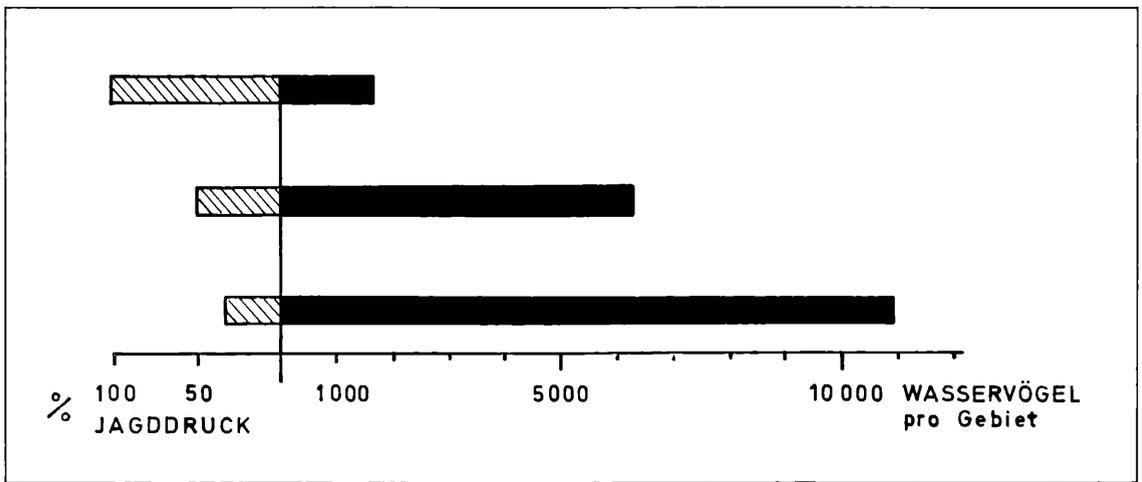


Abbildung 33

Abhängigkeit der Wasservogel-Bestandszahlen von der Bejagung im Herbst (Jagddruck-Angaben in % bejagter Fläche). Aus REICHHOLF (1973 c).

Abschnitte an den Stauseen am unteren Inn gegeben waren.

Das Ergebnis ist eindeutig: Schon die Bejagung der Hälfte der Fläche eines rund 10 km² großen Gebietes vermindert die durchschnittlichen Wasservogelmengen um nahezu die Hälfte (von rund 11000 auf 6000 Individuen). Wird aber die gesamte Fläche in der üblichen – keineswegs irgendwie ungewöhnlichen (!) – Art bejagt, dann bleibt nur ein Restbestand von knapp 2000 Individuen übrig. Es ergibt sich daraus ein gut über 80 % liegender *Vertreibungseffekt*, der mit dem Abschub allerdings nicht identisch ist. Denn die Nutzungsquote durch Abschub lag wohl mit Sicherheit nie über 5 % und erreichte in keiner Herbstsaison wesentlich mehr als 2000 abgeschossene Enten am unteren Inn. Umgerechnet auf die Gesamtzahl bedeutete dies eine durchaus vertretbare Nutzungsquote, wenn der extreme Vertreibungseffekt nicht damit verbunden gewesen wäre.

Die Ursachen für den starken Unterschied im Nutzungsgrad von Schlammfauna und Wasserpflanzen sind jetzt klar: Die Nutzung der Schlammfauna mußte in den bejagten Gebieten der Innstauseen erfolgen, wo die herbstliche Wasservogeljagd verhinderte, daß sich die Schwimmvogelansammlungen dem Angebot an Nahrung entsprechend gestalten konnten. Bezogen auf die Komponente der Schlammfaunanutzer bedeutet dies, daß mindestens 20000 Enten (wahrscheinlich aber mehr) in jedem Herbst durch die Bejagung vertrieben worden waren. Die Bestände erreichten nur etwa 40 % der möglichen Bestandsgrößen. Sie konnten daher die Kapazität des Lebensraumes nicht annähernd ausschöpfen.

Doch nicht allein auf die Mengen nahm die Bejagung Einfluß. Auch die Artenzusammensetzung war in den bejagten und nicht bejagten Zonen auffallend verschieden. Empfindliche und seltene Arten fehlten in den regelmäßig bejagten Gebieten völlig, während die störungstoleranteren »Massenarten«, wie Bläuhuhn, Höckerschwan, Stockente, Reiher- und Tafelente natürlich im Artenspektrum blieben. Insgesamt wurde es – bezogen auf das Vergleichsgebiet mit rund 1/3 bejagter Fläche (Egglfinger Stausee) – von durchschnittlich 32 Wasservogelarten auf 21 vermindert (n = 120 Zählungen). Der Vertreibungseffekt führte also auch zu einer kräftigen Verschiebung im Artenspektrum zu

ungunsten der seltenen und zu schützenden Arten! Die Auswirkung der Jagd bekommt ihre eigentliche Bedeutung jedoch erst durch die Einordnung dieser Befunde in das Gefüge des Ökosystems der Innstauseen. Die 20000 (oder mehr) vertriebenen Individuen bedeuten, daß sie als Konsumenten der organischen Produktion ausfallen. Die geringe Nutzungsquote von 10-15 % in diesen Jahren (für die Schlammfauna) zeigt, daß die Verwertung der biologischen Produktion nicht effektiv genug erfolgen konnte. Weite Gebiete in den Flachwasserzonen blieben ungenutzt und führten bei der winterlichen Vereisung zur Bildung von Faulschlamm, der schließlich die Produktivität im Laufe der Jahre verminderte. Die Ausschaltung der Enten als Konsumenten zeigte daher ökologische Folgewirkungen, mit denen nicht gerechnet worden war. Denn die Enten stellen gegenwärtig die wichtigsten Konsumenten im Ökosystem der Stauseen.

Sie sorgen in entscheidendem Maße für das Funktionieren der Nährstoffkreisläufe, nachdem in derart nährstoff-angereicherten Systemen die Fischfauna dieser biologischen Funktion nicht annähernd mehr gerecht werden kann. Denn die Fische müssen dem Wasser auch den für ihre Atmung notwendigen Sauerstoff entnehmen, den die Enten bei der Nahrungsaufnahme in den sauerstoffarmen Tiefenzonen aus der Luft mitbringen. Die Enten sind daher in mit Abwässern angereicherten Gewässer-Ökosystemen von Vorteil, weil sie die Probleme mit der Atmung nicht bekommen. In der Tat sind die Hauptstauräume auch so fischarm, daß es sich kaum lohnt – trotz eifriger Einsetzungsaktionen seitens der Angelsportvereine – dort mit Stellnetzen oder dergleichen die Fischbestände zu nutzen. Das weitgehende Fehlen fischfressender Wasservogelarten in diesen Zonen starker Entenkonzentrationen zeigt diesen Umstand ebenfalls klar an.

Für den Energiefluß durch die Nahrungsketten bilden daher die Enten als Ersatz für die Fische das entscheidende Glied der Erstkonsumenten. Ihre Beeinflussung muß sich zwangsläufig auf das gesamte Funktionsgefüge auswirken.

Es war daher nicht verwunderlich, daß die Hauptsammelplätze der schlammfaunafressenden Schwimmvögel die geringsten Werte für organisches Material in den obersten 5 cm des Bodenschlammes aufwiesen. Die Werte sanken gebietsweise sogar unter

5 g/m², was keine nennenswerte Belastung für den Boden eines großen Fließgewässers mehr bedeutet. Man vergleiche dazu die Biomassebestimmungen von bis über 1,25 kg (!) pro m² im Anschluß an die sommerliche Höchstproduktion!

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß die Bejagung ganz entscheidend in das ökologische Funktionsgefüge eingegriffen hatte, bis sie 1975 für das NSG Vogelfreistätte Unterer Inn auch bayerischerseits eingestellt wurde. Diese Einstellung der Bejagung sollte nun für die folgenden 5 Jahre die Gelegenheit zur Überprüfung der Befunde ergeben. Doch dies war nur in eingeschränktem Maße möglich, weil auf der österreichischen Seite der entsprechende Schritt unterblieben war! Die Befunde weichen daher nur im Detail von den eben geschilderten ab (regionale Verteilung der Schwimmvögel), weil sich prinzipiell zu wenig geändert hatte.

Die Einstellung der Bejagung im NSG Unterer Inn betraf den Abschnitt vom Kraftwerk Eggfing bis zum oberen Ende des NSG flußabwärts von Simbach. Darin befinden sich bayerischerseits die großen Rastplätze der Wasservögel am Eggfing und am Eringer Stausee sowie die ausgedehnten Seitenbuchten bei Eglsee und die Inselgebiete der »Mühlau«. Letztere kommen als Rastplätze für größere Wasservogelmengen nicht in Betracht, weil die Wasserarme zwischen den Inseln zu schmal sind. Die Eglseer Bucht wird eifrig befischt, so daß insbesondere während der Herbstmonate tagsüber in rund 60 % aller Kontrollen Angler auf der Bucht (mit Booten) angetroffen wurden. Dies verhindert ebenfalls größere Ansammlungen von Wasservögeln. Am Eggfing Stausee schließlich machte sich eine »Technik« der österreichischen Jäger außerordentlich störend bemerkbar. Die Jäger schossen vom Ufer aus flach über das Wasser in Richtung bayerisches Ufer (regelmäßig ließen sich hier Schroteinschläge in Ufernähe feststellen!). Das vom bayerischen Damm zurückgeworfene Echo dieses Schusses veranlaßte die entlang des bayerischen Ufers im jagdlich befriedeten Teil schwimmenden Enten zum Auf-fliegen. Beim Kreisen über dem Stausee kamen sie sodann in Schußweite für die österreichischen Jäger und konnten abgeschossen werden. Wiederum machte der Abschuß mengenmäßig nicht viel aus, aber der damit verbundene Vertreibungseffekt war gewaltig. In 8 direkt beobachteten Fällen verließen insgesamt 27 400 Enten den Eggfing Stausee, was einer Besatzverminderung von 55 % entspricht. Diese Form der Bejagung machte die bayerischen Einschränkungen zeitweise fast unwirksam. Immerhin garantierten die bayerischen Gebiete mit Jagdruhe, daß der Wert der Entendichte am Eggfing Stausee nicht unter 40 % Besatz – bezogen auf die nahrungsökologische Kapazität – absank.

Deutlich kam die positive Wirkung der Einstellung der Bejagung auf die Verteilung der Enten zum Ausdruck. Während der herbstlichen Jagdperiode stellten die regelmäßig bejagten, österreichischen Inselzonen im Eggfing Stausee durchschnittlich (Mittelwert aus 5 x 4 = 20 Standardzählungen von September bis Dezember jeweils zur Monatsmitte) nur 0-3 % der Wasservögel (in 4 Zählungen waren überhaupt keine Wasservögel in diesem Gebietsteil anzutreffen!), während die ökologisch entsprechende Seite der bayerischen Inseln 28-37 %, also mehr als das 10-fache ergab. Der große Rest konzentrierte sich um die überwiegend störungsfreie, 400 bis 500 m

von den Ufern entfernte Hauptinsel bei Flußkilometer 37. Mit Beendigung der Bejagung kehrten im Frühjahr verstärkt wieder Enten zu den österreichischen Inselrändern zurück, doch konnte ihre Effektivität selbst durch Überkompensieren nicht ausgeglichen werden, weil während des Frühjahrszuges – wie bereits ausgeführt – Balz und Paarbildung eine größere Rolle als die Nahrungsaufnahme spielen.

Die Zählwerte belegen also hinreichend, daß (1) die Einstellung der Bejagung auf der bayerischen Gebietsseite eine massive Beeinträchtigung durch die Bejagung auf der österreichischen Seite bekam, daß aber (2) die Verteilungsmuster der Enten durch das Schaffen von Ruhezeiten günstig beeinflusst wurden. Die jagdfreien Zonen konnten durchaus, wenngleich nicht in uneingeschränktem Maße, die Funktion als sicheres Rückzugsgebiet erfüllen.

Andere Aspekte zeigen sich am Stausee Eringer-Frauenstein, wo es weniger um große Ansammlungen von Schwimmvögeln als um qualitativ hochwertige Durchzugs-, Rast- und Überwinterungsgebiete ging. Dort bildete sich schon in den ersten Jahren nach Einstellung der Bejagung eine Überwinterungstradition von *Kormoranen* aus. Seit 1975 überwintern im Inselgebiet dieses Stausees Gruppen von *Kormoranen*. Der Bestand stieg von 12-15 in den ersten Jahren auf mittlerweile 50-60 Individuen an. Dieses Gebiet zählt daher zu den wenigen in ganz Zentraleuropa, in denen *Kormorane* überwintern. Der Versuch einer dauerhaften Ansiedlung, d. h. des Brutens, ist bisher jedoch gescheitert (vgl. bei der Auswirkung der Angler!).

Eine weitere Überwinterungstradition und eine Konzentration während des Herbstes entstand im Inselgebiet des Eringer Stausees für *Graureiher*. Ähnlich wie die *Kormorane* sind sie auf störungsarme Ruheplätze angewiesen. Abbildung 34 zeigt die Bestandsentwicklung am unteren Inn. Die *Graureiher*zahlen stiegen demnach nur leicht an, als die Bejagung allgemein in Bayern eingestellt worden war. Aber sie konzentrieren sich jetzt im bayerischen NSG-Teil sowie im österreichischen NSG »Hagenauer Bucht«, wo zusammen gleichzeitig bis maximal 56 Ex. (am 22.8.1977) registriert wurden. Der Zweck des Vogelschutzgebietes, störungsarme Zonen für empfindliche Vogelarten anzubieten und gleichzeitig diese, wenn es sich um »problematische Arten« handelt, von den Orten möglicher Schadensverursachung (Fischteiche) abzuhalten, wurde damit ganz offensichtlich erreicht.

Eine massive »Vermehrung« der *Reiher* trat jedoch nicht ein, wie die in der Abbildung 34 zusammengefaßten Zählergebnisse zeigen. Die starke Konzentration an einigen wenigen Stellen während der

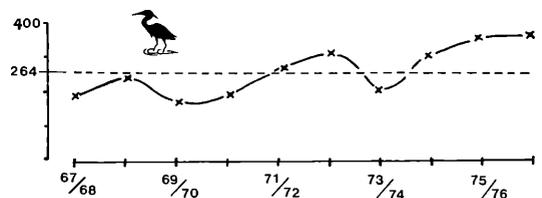


Abbildung 34

Entwicklung des Bestandes anwesender Reiher am unteren Inn (rund 50-60 % davon entfallen auf das Naturschutzgebiet Unterer Inn). Die Werte stellen die Quersummen für die Zug- und Überwinterungsphase (August bis April) dar. Die durchschnittliche Anzahl gleichzeitig anwesender *Graureiher* beträgt demnach 29 Exemplare.

Tagesruhe ruft bei Unkundigen den Eindruck der Zunahme hervor, obwohl sie nicht gegeben ist! Denn vorher waren die Reiher nur stärker im Gesamtgebiet verteilt (»versprengt«), so daß die Ermittlung genauer Zahlen koordiniertes und gleichzeitiges Erfassen notwendig machte.

Der Reiherbestand verteilt sich ungleichmäßig übers Jahr. Klammert man den Brutbestand von derzeit 17 Paaren, die am Rande des NSG flußabwärts des Kraftwerks Ering nisten, aus den Werten aus, so ergibt sich die in Abbildung 35 dargestellte Kurve. Sie macht deutlich, welch hohen Anteil der Zuzug an den Graureiherzahlen ausmacht. Die Verminderung des Jagddruckes hält daher insbesondere im Herbst die fremden, nicht »ortskundigen« Reiher von den Fischteichanlagen fern, wenn sie im NSG genügend Ruhe finden.

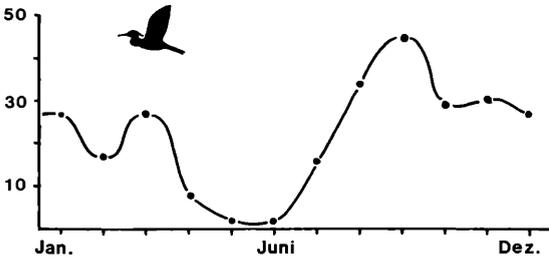


Abbildung 35
 Jahresgang der Anwesenheit nicht-brütender Graureiher an den Stauseen am unteren Inn (Mittelwerte aus 10 Jahren).

Aus Jagdkreisen wird häufig geltend gemacht, daß sich mit der Einstellung der Bejagung in den betreffenden Gebieten das »Raubzeug« ungezügelt ausbreiten und die angrenzenden Reviere bedrohen würde. Dieser Aspekt wurde daher im NSG Unterer Inn ebenso beachtet wie die Auswirkung der Einstellung der Jagd auf Wasserwild. Es wurden daher die Brutvorkommen von Rabenkrähen (*Corvus corone*) und Elster (*Pica pica*), die seitens der Jagd in der Regel zum »Raubzeug« gerechnet werden, im Naturschutzgebiet untersucht. ERLINGER (1974) wies für das angrenzende oberösterreichische NSG »Hagenauer Bucht« nach, daß sich der Brutbestand von Rabenkrähen und Elstern nach der Einstellung der Jagd im Jahre 1965 nicht vermehrte. Die Elster nahm sogar von 3 Brutpaaren auf eines ab, während die 6 Rabenkrähenreviere weitgehend unverändert erhalten blieben. Das gleiche Ergebnis zeigte sich für die fünfjährige Jagdeinstellung im bayerischen NSG Unterer Inn.

Tabelle 4

Veränderung des Brutbestandes von Rabenkrähe und Elster im NSG Unterer Inn nach Einstellung der Bejagung

Jahr	1975	1976	1977	1978	1979	1971 z. Vergl.
Rabenkrähe	10	7	8	8	7	9
Elster	8	9	8	7	9	7

Tabelle 5

Bestandsentwicklung nicht-brütender (revierloser) Rabenkrähen in NSG Unterer Inn. Mittelwerte für die drei Untersuchungsjahre 1971 – 1973 und die fünf nicht bejagten 1975 – 1979. Angaben in Krähen pro Kontrolle (n = 85) in den Monaten April bis Juni (Brutzeit).

Periode	1971 – 1973	1975 – 1979	Streubreite
NSG-Teil ERING	13	3,2	0 – 52
NSG-Teil EGGLFING	6	–	0 – 9

Der 1971 registrierte Brutbestand von 9 Brutpaaren der Rabenkrähe und 7 der Elster nahm folgenden Verlauf:

Das Ergebnis ist eindeutig: keine Zunahme des Brutbestandes nach Beendigung der Bejagung! Anders liegen jedoch die Verhältnisse bei den Nichtbrütern unter den Rabenkrähen, die nicht nur einen wesentlichen Anteil am Gesamtbestand ausmachen können, sondern für die aktuelle »Bedrohung des Niederwildes« unter Umständen die bedeutendere Komponente darstellen. Ihre Bestandsentwicklung gestaltete sich folgendermaßen:

Der Nichtbrüter-Anteil ging folglich stark zurück, als die Bejagung eingestellt wurde. Das bedeutet, daß sich der Druck der Krähen auf die Gelege der Bodenbrüter (Enten und Fasane) nach der Jagdeinstellung verringerte (!). Dieser überraschende Befund ergibt sich aus dem Sozialverhalten der Rabenkrähe. Die revierbesitzenden Paare vertreiben alle anderen Krähen aus ihrem Revier. Werden ihre Horste ausgeschossen – die vielfach übliche Praxis zur Raubzeugbekämpfung – dann bricht diese Revierverteidigung zusammen und die umherstreifenden Nichtbrüter können in solche kaputten Reviere hineinkommen. Da die revierlosen Krähen häufig in Schwärmen auftreten, steigt in einem durch viele Wasservogel-Nester attraktiven Gebiet durch die Bekämpfung die Zahl der Krähen (Gifteier, die die revierbesitzenden Krähen treffen, würden den gleichen Effekt hervorbringen!)! Das Ziel der »Raubzeugverminderung« oder »-kontrolle« wird damit nicht erreicht, wohl aber eine Gefährdung von Turmfalken und Waldohreulen verursacht, die gerne in alten Krähenestern brüten. Die Zahl der in einem Gebiet vorhandenen Horste sagt nicht viel aus über die tatsächliche Revierzahl, denn die Krähen benutzen oft im Laufe der Jahre Wechselhorste, wie Abbildung 36 (aus ERLINGER 1974) zeigt. Die einzelnen Rabenkrähenpaare hatten bis zu 6 Horste im Verlauf der Beobachtungsperiode (1965 bis 1973) benutzt!

Aus diesen Befunden ergibt sich die Feststellung, daß die Einstellung der Bejagung in einem NSG grundsätzlich keine Übervermehrung bestimmter, von der Jagd »kurz gehaltener« Arten mit sich bringt. Für das NSG Unterer Inn brachte die Einstellung der Bejagung keinerlei Probleme, sondern aus ökologischer Sicht nur Vorteile. Doch eine Angleichung der Verhältnisse österreichischerseits an die bayerischen Bestimmungen würde diesen Effekt noch ganz gewaltig verstärken.

Denn eine Einschränkung der Bejagung auf einzelne

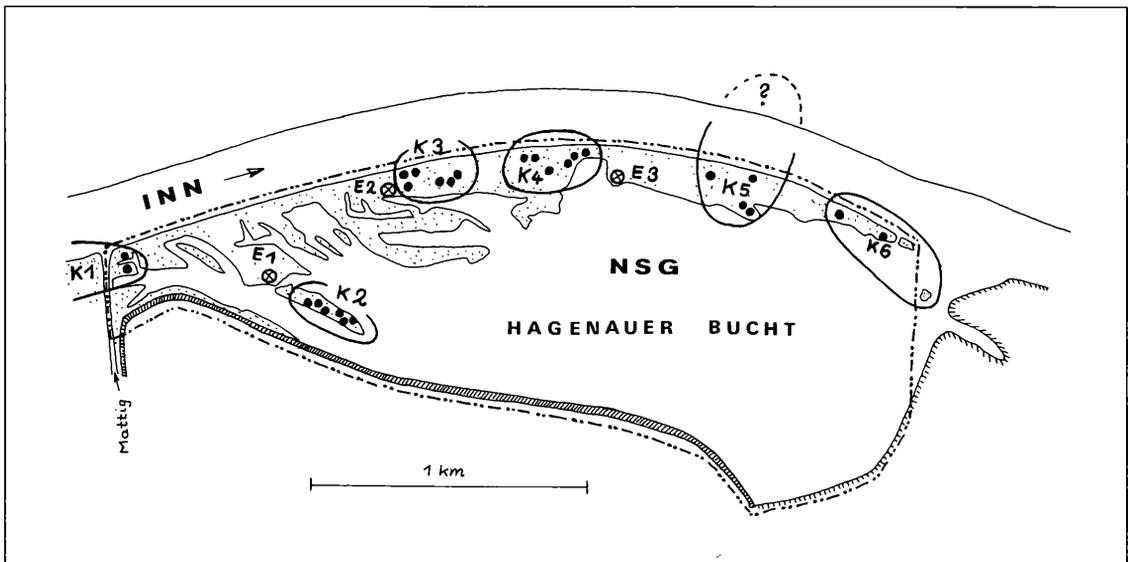


Abbildung 36

Verteilung und Dauerhaftigkeit der Reviere von Rabenkrähen (K) und Elster (E) in NSG »Hagenauer Bucht« nach der Einstellung der Bejagung (aus ERLINGER 1974).

Arten (Stockente), wie sie in der NSG Verordnung für das vergrößerte NSG Unterer Inn auf der oberösterreichischen Seite gegeben ist, bringt keine entscheidenden Veränderungen, da der Vertreibungseffekt unabhängig von den abgeschossenen Individuen wirksam wird. Die Untersuchungen zeigten, daß sich bei normaler Bejagung nicht einmal das Arteninventar erhalten läßt, das sich in den nicht bejagten Zonen einstellt. Die österreichische Regelung muß daher als völlig unbefriedigend zurückgewiesen werden, während die ursprüngliche Fassung für die »Hagenauer Bucht« jagdlichen Modellfallcharakter angenommen hatte.

Die durch die Jagd vertriebenen Enten ziehen im Herbst schneller in den »Süden«, wo sie – in Italien oder Jugoslawien – unter einen viel stärkeren Jagddruck geraten als bei uns. Dort erlischt ihre Zugbereitschaft, so daß sie auch bei intensiver Bejagung die Winterquartiere nicht mehr so leicht verlassen, wie in Mitteleuropa. Bei den selteneren Arten ist daher eine Bedrohung nicht auszuschließen. Es könnte durchaus auch sein, daß ihr tatsächlicher Seltenheitsgrad durch die Verluste im Winterquartier mitbedingt wird, weil offenbar gerade jene Arten, die nicht in größerem Umfang nach Süden ziehen, in Mitteleuropa stabile oder sogar leicht ansteigende Bestände aufweisen (Stock-, Reiher- und Tafelenten). Die jagdlichen Eingriffe lassen sich daher in eine örtliche ökologische und eine überregionale populationsdynamische Komponente zerlegen. Nur für die Stockente (und die weniger bejagten Reiher- und Tafelenten) kann die populationsdynamische Komponente als unbedenklich eingestuft werden; nicht aber die ökologische, denn der Fehlbetrag zieht, wie gezeigt wurde, Konsequenzen im Umsatz an Nährstoffen im Ökosystem nach sich.

5. Erholungsbetrieb

5.1 Angelsport

Im vorausgegangenen Abschnitt konnte geklärt werden, daß die herbstliche Wasservogeljagd ein dem Nahrungsangebot ebenbürtiger Faktor in der Bestimmung von Verteilung und Häufigkeit der Schwimmvögel ist. Die gleiche Frage stellt sich für die Brutzeit, wo erfahrungsgemäß Störungen bei empfindlichen Wasservogelarten einen ganz wesentlichen Einfluß auf die Bestandsentwicklung nehmen können. Daß naturbedingte Einflüsse, wie die Hochwässer, sie nicht grundlegend beeinflussen, zeigte die Analyse des Aufbaues der Brutbestände in der »Reichersberger Au« auf der österreichischen Seite des Stausees Neuhaus-Schärding (Abbildung 13). Da in die Bilanz von Abbildung 21 auch die Lachmöwe mit enthalten ist, die während der Brutzeit die Hauptmasse der Individuen an Wasservögeln an den Innstauseen stellt, aber den größten Teil ihrer Nahrung zur Aufzucht der Jungen von außerhalb der Stauseen einträgt und deswegen abziehen ist, steht dem geringen Nahrungsangebot zur Brutzeit also auch ein geringer Brutbestand gegenüber. Doch die Größenordnung von 0,1 bis 0,3 kg/m² Nahrungsbiomasse zur Brutzeit müßte von der Nahrungsbasis her gewiß ein Vielfaches des tatsächlichen Brutbestandes ernähren können. Neben Hochwasser und Nahrungsangebot mußten also auch beim Brutbestand weitere Kontrollfaktoren wirksam werden, die den Ist-Wert bestimmen.

Voruntersuchungen an kleinen Altwässern außerhalb der Stauseen (REICHHOLF 1970 b) hatten ergeben, daß mit zunehmender Frequenz der Anwesenheit von Anglern die Brutbestände der Enten rasch abnahmen und bis auf unbedeutende

Tabelle 6

Entwicklung des Entenbrutbestandes auf zwei regelmäßig beangelten Kleingewässern (je etwa 1 ha Größe) im Auwald zwischen Aigen und Egglfing (Gde. Bad Füssing).

Ausgangsbestand	1961	1964	1969	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Zahl der ♀ mit Jungen	26	10	4	7	5	5	4	3	3	1	1	1

Reste verschwanden. Dieser Befund bestätigte sich im folgenden Jahrzehnt. Der von 1961 bis 1969 beobachtete Bestandsrückgang hielt bei den Enten auf diesen Altwässern im Auwald zwischen Eggfling und Aigen auch nach 1970 an. Bis 1979 kam es zu keiner Wiedererholung. Tabelle 6 gibt Aufschluß über diese Entwicklung.

Zu Beginn dieser Untersuchung wurden die beiden Altwässer zur Brutzeit praktisch nicht beangelt. Angler waren nur in 5 % der Kontrollen anwesend, während ihre Frequenz 1964 schon auf 55 % und 1969 auf über 90 % anstieg. Diese fast permanente Anwesenheit von Anglern hielt in den 70er Jahren an und dürfte ohne Zweifel die Hauptursache für den

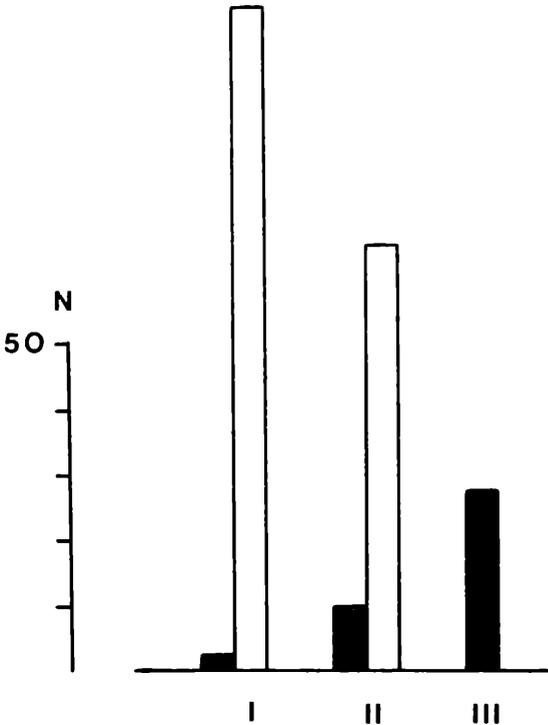


Abbildung 37

Tatsächliche Zahl der Wasservogelnester (schwarze Säulen) und erwartete (leere Säulen) aufgrund der vorhandenen Brutplatzkapazität in der Hagenauer Bucht (aus ERLINGER & REICHHOLF 1974).

Bestandsrückgang der Enten sein. Fortschreitende Verlandung kann einen wichtigen Beitrag hierzu leisten, aber sie kommt bei den beiden hier näher untersuchten Altwässern als Ursache nicht in Frage. Auch Verockerungen, die an anderen Altwässern einen starken negativen Einfluß auf die Entenbrutbestände hervorrufen, traten an diesen beiden Altwässern nicht auf. Veränderungen im Biotop scheiden daher mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit aus und lassen einzig die Störungen durch die lange andauernde Anwesenheit von Anglern als Hauptursache für den Bestandsrückgang erkennen. Diese Feststellung führt ERLINGER & REICHHOLF (1972) zur näheren Prüfung des Einflusses der Angler auf die Verteilung der Wasservogelnester im NSG »Hagenauer Bucht«. Wie sich zeigte, vermindert die Anwesenheit der Angler in weiten Bereichen der Bucht die Nesterhäufigkeit drastisch, so daß nur 20-30 % der potentiellen Brutplatzkapazität dieses Schutzgebietes von den Wasservögeln genutzt werden können. Denn das Angeln ist darin uneingeschränkt erlaubt.

Abbildung 37 zeigt die tatsächliche und die erwartete Verteilung der Wasservogelnester in der Hagenauer Bucht in Abhängigkeit von der Uferausbildung, die im stark beangelteten Teil besonders hoch ist. Die Einwirkung der Angler auf das Verteilungsmuster der Wasservogelgelege läßt sich daraus entnehmen. Abbildung 38 enthält das Verteilungsmuster der Nester.

Diese vorliegenden Untersuchungsergebnisse wurden von 1974 bis 1979 systematisch weiter verfolgt, um auch für den bayerischen Gebietsteil des unteren Inn Aussagen treffen zu können, die unmittelbar aus der Situation des Gebietes gewonnen wurden. Hierzu wurden im NSG die Nesterdichte und die Häufigkeit junggeführter Entenweibchen pro Kilometer Uferlänge in Abhängigkeit von der Anwesenheit der Angler untersucht. Für die Nesterdichte ergaben sich nach Auswertung von 244 Daten über Neststandorte nicht koloniebrütender Wasservogelarten folgende Befunde (Abbildung 39): Die Zahl der Nester nimmt schon bei geringen Zahlen anwesender Angler drastisch ab, während sie in nicht beangelteten Uferzonen mit durchschnittlich 28 Nester pro

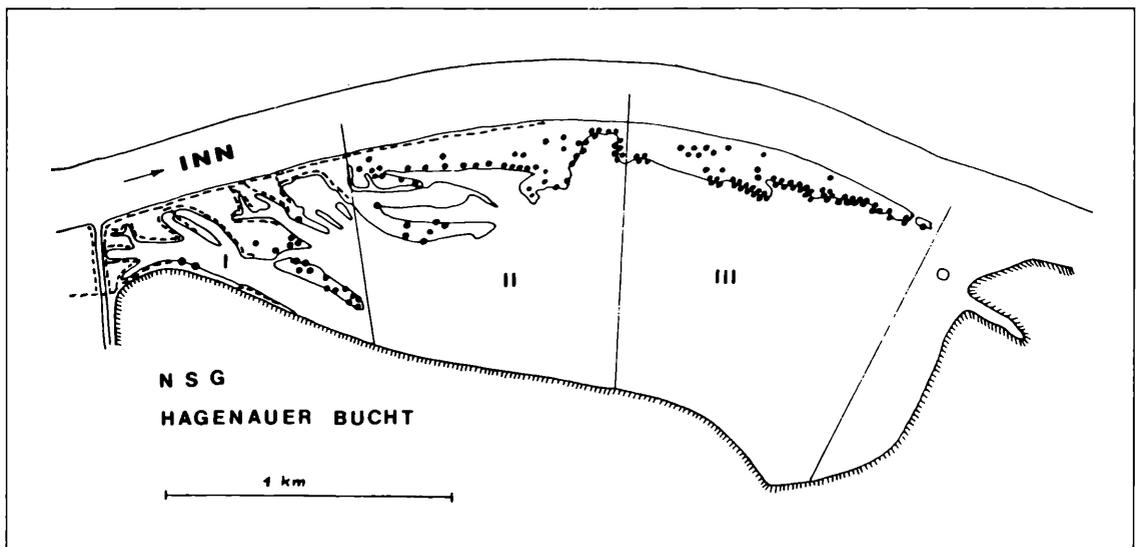


Abbildung 38

Verteilung der Wasservogel-Gelege im Naturschutzgebiet »Hagenauer Bucht« bei Braunau/Inn in den günstigen Brutjahren 1971 und 1972. Die Zonen I-III zeigen Abschnitte unterschiedlicher Intensität der Anwesenheit von Anglern (I = stärkste Beeinflussung, III = praktisch keine Angler anwesend). Nach ERLINGER & REICHHOLF 1974.

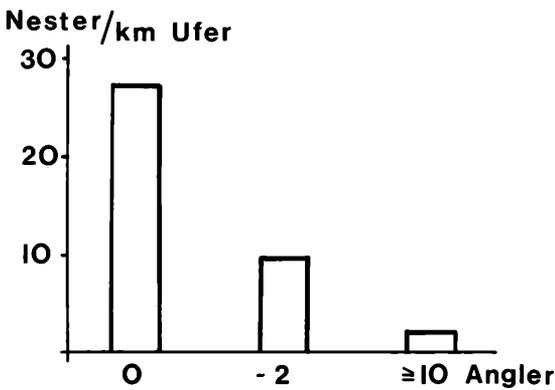


Abbildung 39

Durchschnittliche Anzahl von Wasservogelnestern pro Kilometer Uferlänge und durchschnittliche Anzahl der an den Teststrecken registrierten Angler (n = 244 Daten aus 5 Jahren).

Kilometer die für gute Wasservogelbrutgebiete typischen Werte erreicht.

Für die Verteilung junggeführter Entenweibchen ergibt sich ein noch extremeres Bild. An den intensiv beangelteten Zonen mit mehr als 10 Anglern wurden überhaupt keine Schoofe registriert (n = 124 Kontrollen zu den Brutzeiten 1975 bis 1979). Die ungestörten Zonen ergaben eine Dichte von 32,6 Entenweibchen mit Jungen pro Kilometer Ufer. Daß dieser Wert höher liegt als jener für die Nester rührt sicher daher, daß die Entenweibchen ihre Jungen gezielt an die ungestörten Plätze zu führen versuchen. Dies können sie, weil die Jungen als Nestflüchter schon nach wenigen Tagen zu größeren Ortsveränderungen fähig sind. Die Nestverluste, die größenordnungsmäßig etwa 20 bis 25 % betragen, werden durch dieses Wandern der Entenweibchen überkompensiert. Die gestörten Zonen leeren sich dagegen noch stärker, als dies die Zahl der Nester andeutet. An Wasservögeln ganz allgemein bleiben in der Regel nur noch Bläbhühner und Höckerschwäne übrig, die trotz dauernder Anwesenheit von Anglern ihre Jungen führen. Diesen Wasservogelarten wird dann die Vertreibung der empfindlicheren Arten angelastet!

Aus diesen Befunden läßt sich ableiten, daß der Brutbestand der Innstauseen nur etwa 20 bis 30 % der tatsächlich vorhandenen Kapazität erreicht. Die Werte liegen also erheblich unter denen, die nach Nahrungsangebot und Brutplatzverfügbarkeit zu erwarten wären! Dem Angelsport muß damit ein quantitativ sehr bedeutender Einfluß auf die Wasservogel-Brutbestände angelastet werden!

Aber auch »qualitative« Einflüsse sind vorhanden. Sie reichen vom aktiven Zerstören von Nestern bestimmter Wasservogelarten (Haubentaucher z. B.) bis zur Verhinderung von Neuansiedlungen. So ließ sich zweifelsfrei beobachten, daß 1971 Brutversuche des Nachtreihers in der Hagenauer Bucht wegen permanenter Anwesenheit von Anglern unter den Brutbäumen ebenso mißlangen, wie 1974/1975 Brutversuche einiger Paare von Kormoranen! Die Kormorane versuchten auf weit vom Ufer abliegenden Inseln in der Bucht bei Eglsee Nester auf den Weiden am Inselrand zu errichten. Während der Osterzeit saßen praktisch ununterbrochen Angler mit ihren Booten nur 20 m vom Ufer dieser Inseln entfernt tagsüber auf der Bucht. Die Folge war, daß die Kormorane den Nestbau aufgaben und es zu keiner Brutansiedlung kam. Es wäre dies die erste Brut von freilebenden Kormoranen in Bayern in

diesem Jahrhundert gewesen.

Weitere negative Einflüsse gehen vom Angelsport auf die Ufervegetation aus. Die Angler versuchen häufig gut begehbbare Pfade unmittelbar am Ufer entlang anzulegen oder sie bauen Stege auf die Wasserfläche durch den Schilfgürtel hinaus. Auf kleinen Buchten oder auf den Altwässern außerhalb der Stauseen genügt dann ein einziger Angler, um Brutplatzsuchende Enten zu vertreiben oder die brütenden von ihren Gelegen zu verjagen. Die Folge ist, daß Krähen und Elstern oder Wanderratten an die Gelege kommen können und diese zerstören. Der ruhig im Schilf sitzende Angler merkt davon nichts! Laute Störungen, die schnell durchziehen, sind da vielfach harmloser als lange anhaltende, auch wenn sich die Angler in aller Regel ruhig und naturfreundlich verhalten.

Ebenso beeinträchtigt das Befahren der Seitenbuchten im Herbst die rastenden Wasservogelbestände. Die Enten fliehen vor den Booten, auch wenn sie zunächst nicht bejagt werden (da sie dies ja nicht wissen können!). Die Zählwerte, die montags gewonnen werden, liegen im Spätsommer und Herbst aus diesem Grunde durchwegs um 20 bis 55 % niedriger als am Freitag, wenn die hauptsächlich am Wochenende auftretende Störungsphase noch nicht wirksam geworden ist. Umgekehrt steigen am störungsfreien Hauptteil des Eglfing Stausees die Zählwerte am Sonntag an. Dieser Anstieg kompensiert, wie die nahrungsökologischen Untersuchungen ergaben, den Vertreibungseffekt allerdings nicht. Vielmehr stellt er nur kurzfristige Verlagerungen dar.

5.2 Allgemeiner Erholungsbetrieb

Der allgemeine Erholungsbetrieb wird hier im Rahmen der Störfaktoren vom Angelsport abgegrenzt, weil im Gegensatz zu den Anglern (die sich aber zweifellos aufgrund der Ausübung ihres Sportangels auch erholen) für den allgemeinen Erholungsbetrieb keine unmittelbar gebietsbezogenen Rechte (wie das Fischereirecht) vorliegen. In der Praxis sind Störungen durch Angler aber nicht selten identisch mit »Erholungsbetrieb«, weil die Angler auch mit ihren Familienangehörigen auf die Wasserflächen im NSG hinausrudern oder Fremde durch die Boote der Angler zum Befahren der Wasserflächen animiert werden. Es soll hier deshalb vorwiegend jener Teil des Erholungsbetriebs herausgegriffen werden, der ferienbedingt im Hochsommer abläuft. Es sind dies Badegäste, Bootsfahrer etc.

Ihr Haupteffekt lag im Rahmen der gesamten Untersuchungszeit darin, daß zwei wichtige Mauserplätze von Enten aufgegeben wurden. Am Eglfing Stausee existierte ein großer Mauserplatz, der von 6000 bis 8000 Enten alljährlich aufgesucht wurde, bis 1968. Die zunehmende Frequentierung des Stausees durch Paddler und andere Boote ließ die Mausertradition ebenso zusammenbrechen, wie am etwas kleineren Mauserplatz am Eringer Stausee. Übrig blieben die mausernden Höckerschwäne und Stockenten, also zwei Arten, die durchaus nicht besonders förderungswürdig einzustufen sind und keine hochgradig geschützten Mauserplätze benötigen. Trotz der Unterschutzstellung des Gesamtgebietes im Jahre 1972 kam keine Mausertradition mehr zustande, weil die Frequenz der Störungen zu hoch blieb. Die mausernden Enten sind besonders empfindlich, weil sie ihre Schwinge gleichzeitig verlieren und daher einige Wochen flugunfähig sind.

Das einzige Mauserquartier in Mitteleuropa von überregionaler Bedeutung befindet sich am Ismaninger Speichersee bei München. Dieses Sperrgebiet ist keinerlei Erholungsnutzung zugänglich. Es dürfte wahrscheinlich den größten Teil der mitteleuropäischen Binnenlandenten zur Mauserzeit beherbergen (zumindest bei Tauchenten und selteneren Schwimmenten). Da es sehr anfällig für Botulismus-Epidemien ist (bis über 20000 tote Enten bei einer Botulismuskatastrophe in den 70er Jahren!), wäre es dringend notwendig, daß Entlastungsgebiete geschaffen würden, die in der für Enten so kritischen Mauserzeit hinreichende Ruhe garantieren. Die Innstauseen können dies im derzeitigen Zustand der Naturschutzgebiets-Zonen nicht bieten. Dabei würde die ständige Durchströmung die Gefährlichkeit von Botulismus-Epidemien auch bei hohen Konzentrationen von Mauserenten erheblich vermindern und höchstens auf lokale Ereignisse beschränken.

Einen speziellen Punkt im »Erholungsdruck« bilden an der NSG-Grenze unterhalb von Simbach die Reiter. Manche machen an der NSG-Grenze nicht halt, sondern reiten regelmäßig ins Schutzgebiet. Dadurch wurde nicht nur in all den Jahren seit dem Bestehen des Schutzgebietes ein leicht gangbarer Weg für Jedermann offen gehalten, sondern die Pferde traten auch mehrmals Uferföhren von Bibern ein, da der Reitweg bis mitten in ein Biberrevier führte. Das Revier wurde daraufhin verlagert und eine bezogene Burg wurde von den Bibern verlassen.

Verluste an Gelegen oder andere nachteilige Auswirkungen im NSG verursachen auch immer wieder Spaziergänger und Besucher, die sich nicht an das Betretungsverbot halten. Ihr Effekt läßt sich mit den zur Verfügung stehenden Methoden praktisch nicht quantifizieren, da ihr Auftreten zu wenig vorhersagbar und ihre Aktionen zu wenig eingrenzbar sind. In der Gesamtbilanz treten all diese Einflüsse aber ganz sicher hinter jenen zurück, die von Anglern und Bootsfahrern (Wassersportlern) ausgehen. Sie sind daher primär ein Überwachungsproblem!

6. Indirekte Einflüsse

6.1 Bautechnische Maßnahmen

Die starke Verlandung zwang die beiden Kraftwerksgesellschaften INNWERK AG, Töging, und ÖBK, Simbach, dazu, in den Verlandungszonen und zum Teil bis weit in die Hauptstauräume hinein Leitdämme zu errichten. Sie sind auf der Abbildung 3 als den Hauptfluß begrenzende Linien gut erkennbar. Bei Niedrig- und Mittelwasser halten sie die Strömung (und damit das kalte Innwasser) im Hauptstromstrich. Es kann nicht in die Seitenbuchten eindringen. Da während der Niederwasserphase die relative Abwasserbelastung am größten ist, verhindert dieses Leitdammsystem, daß bei geringen Austauschraten hochgradig belastetes Wasser einfließen kann. Die dadurch gebildeten Buchten und Lagunen entfalten im Sommer ein reiches Leben. In eigentlichen Hochwasserphasen tritt der Fluß über die Leitdämme und überflutet die dahinter liegenden Buchten und Inseln. Auf diese Weise wird innerhalb der Stauräume die natürliche Hochwasserdynamik überraschend gut simuliert. So lange der Inn (und die Salzach an der Salzachmündung) die relativ hohe Abwasserbelastung zu verkraften hat, ist das Abhalten des belasteten Wassers von den Seiten-

buchten aus ökologischer Sicht höchst vorteilhaft. Inseln in den Hauptstauräumen sollten jedoch durch bautechnische Maßnahmen nicht an die Ufer angebunden und dadurch zu Halbinseln gemacht werden (z. B. die große Insel im Eggfingertausee)! Das würde ihre Funktion als störungsfreie Ruheplätze für Wasservögel aufs schwerste gefährden.

6.2 Abwasserbelastung

Auf die Reinigungswirkung der Innstauseen wurde bereits hingewiesen. An dieser Stelle mag daher genügen, die Unkenntnisse über die Giftstoffbelastung herauszustellen, die mglw. an der Salzachmündung trotz guten Angebotes an Nahrung zu keinen vergleichsweise dichten Wasservogelkonzentrationen wie nach der Passage des Inns durch zwei Stauseebecke führt. Ob und in welchem Umfang die Wasservögel Gifte mit der Nahrung aufnehmen, ist für die Innstauseen praktisch völlig unbekannt!

Die nicht-toxische, organische Abwasserbelastung dagegen muß als wesentliche Grundlage für die hohen Wasservogelkonzentrationen angesehen werden. Denn sie bringt das Rohmaterial für die Detritus-Nahrungsketten, die unabhängig von den autotrophen Produktionsverhältnissen funktionieren. Ausmaß und Verteilung der Wasservogelkonzentrationen geben daher einen direkten Hinweis auf die Abwasserbelastung (UTSCHICK 1976). Mit dem Rückgang der Abwasserbelastung durch verstärkten Einsatz von Kläranlagen (z. B. sind die Kläranlagen von Simbach und Braunau seit einigen Jahren in Betrieb!), ist auch ein Rückgang der Wasservogelmengen zu erwarten. Wie stark dieser Rückgang ausfallen wird, hängt von der Stärke der Abwasserverminderung ab; doch wie die ökologische Analyse zeigen konnte, nicht davon alleine!

Die Reaktion der Wasservögel wird darin bestehen, daß Massenarten niederer trophischer Positionen durch 'höherstehende' abgelöst werden. Diese Entwicklung ist innerhalb der Stauseezonierung schon jetzt klar erkennbar. In der Gesamtentwicklung wird sich die Tendenz in diese Richtung verstärken. Denn mit zunehmender trophischer

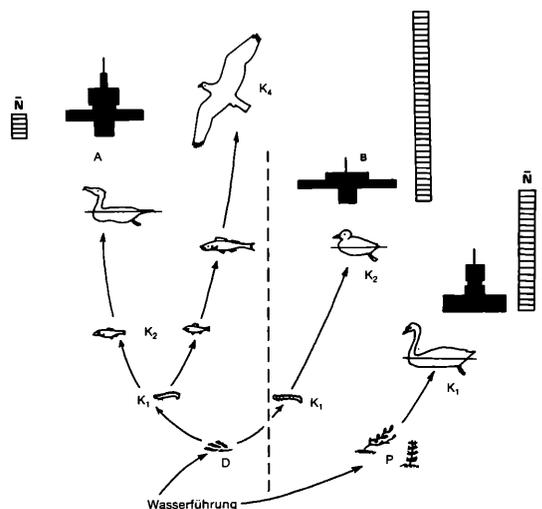


Abbildung 40

Verkürzung der Nahrungsketten in den fischarmen, stark mit zusätzlichen Nährstoffen aus Abwässern versorgten Hauptstauräumen bringt große Mengen (N) an Wasservögeln mit sich, während die weniger belasteten Abschnitte eine Regeneration zeigen, die den Schwerpunkt der Verteilung über die nahrungsökologischen Niveaus (K_1 - K_4) nach oben verschiebt. Dies führt zur Abnahme der Mengen aber zur Zunahme von Arten in Spitzenpositionen (Kormorane, Fischadler z. B.).

Position geht die Gesamtmenge der Wasservögel zurück und umgekehrt. Abbildung 40 drückt dies schematisch aus und ergänzt die Befunde durch mengenmäßige Angaben. Die Zufuhr von Fremdnährstoffen bleibt in einem Fließgewässer grundsätzlich die dominante ökologische Größe. Ein Rückgang der Wasservogelmengen bedeutet daher keineswegs eine Verminderung der Bedeutung der Innstauseen für den Naturschutz, sondern eine »qualitative« Steigerung im ökologischen Sinne.

7. Problemarten von Vögeln und Säugetieren

7.1 Höckerschwan

Die Bestandsentwicklung des Höckerschwans und seine Einordnung in das Ökosystem der Innstauseen wurde bereits 1973 (REICHHOLF 1973 b) ausführlich dargestellt. Die damals gemachten Prognosen, daß der Bestand nicht weiter anwachsen wird, sondern bei maximal 500 Exemplare seine natürliche Kapazitätsgrenze erreicht, hat sich vollauf bestätigt. Die kontinuierliche Bestandserfassung ergab sogar einen leichten Rückgang, weil eine Serie sehr wasserpflanzenarmer Jahre die Nahrungskapazität stark senkte. Die Winterfütterung reicht nicht aus, um den Bestand auf der vollen Höhe zu halten. Abbildung 41 zeigt die Entwicklung. Der Höckerschwan kann als voll integriertes Mitglied der Artengemeinschaft der Wasservögel am unteren Inn betrachtet werden. Seine Bestände regulieren sich selbständig und bedürfen keinerlei Eingriffe von außen. Nachprüfbar Schäden kommen im Gebiet nicht vor. Im übrigen wird auf die Ausführungen in REICHHOLF (1973 b und 1979 c) verwiesen.

7.2 Lachmöwe

Der Brutbestand der Lachmöwe schwankt am unteren Inn sehr stark. Abbildung 42 zeigt die Entwicklung des Gesamtbestandes und der jeweils wichtigsten Einzelkolonie. Er ist derzeit (1979) wieder etwas rückläufig, was im wesentlichen auf den Entwicklungsstand der Inseln (als Brutplätze) zurückzuführen sein dürfte. An der Salzachmündung wurden seitens der Bevölkerung in den 70er Jahren massive Vernichtungsmaßnahmen (Zerschlagen der Nester und Gelege) vorgenommen. Ein nachhaltiger Einfluß auf die Bestandsentwicklung wurde dadurch offenbar nicht genommen. Mit etwa 2500 Brutpaaren stellte der Brutbestand im niederbayerischen Inntal

INN - STAUSEEN

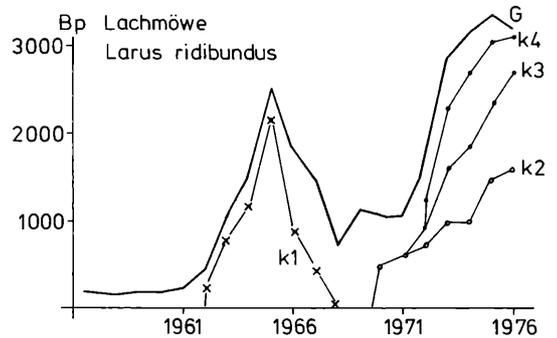


Abbildung 42

Entwicklung des Brutbestandes der Lachmöwe an den Stauseen am unteren Inn. Die ausgezogenen Linien K₁-K₄ zeigen den Verlauf der Entwicklung einzelner Kolonien im Gesamtbestand G. Aus REICHHOLF & SCHMIDTKE (1977).

kein Problem dar, wie es seitens der Landwirte (und gelegentlich auch seitens der Fischerei) hochgespielt wird. Eine Schädigung des Regenwurmbestandes der Ackerfluren durch Lachmöwen konnte bislang nirgends zweifelsfrei nachgewiesen werden. Rund die Hälfte der Nahrung der Lachmöwe besteht jedoch am unteren Inn aus sog. »Schadinsekten«. Die Errichtung des Vogelschutzgebietes nahm keinen Einfluß auf die Entwicklung des Lachmöwenbestandes, wie aus der ersten Bestandswelle in der Mitte der 60er Jahre zu entnehmen ist. Weit über die Hälfte des Lachmöwenbestandes brütete (1979) außerhalb des NSG bei Ering zählt zu den mittelgroßen (unter 1000 Brutpaare). Der Vegetationszustand der dortigen Sandbänke, auf denen die Lachmöwen nisten, läßt einen Rückgang dieser Kolonie in den nächsten Jahren erwarten.

Zu den Zugzeiten sammeln sich seit Beginn der 20jährigen Beobachtungsserie im Tal des unteren Inn insbesondere im März nord- und nordosteuropäische Lachmöwen in großer Zahl. Die Werte können an den Schlafplätzen (Inseln in den Stauseen) 30000 Ex. erreichen. Sie schwanken seit 1961 zwischen 12000 und 28000 Stück ohne vorerst erkennbare Regelmäßigkeit (Zugstau etc.). Seit etwa 1970 ist der »Bestand« an durchziehenden Lachmöwen im Frühjahr rückläufig! Eine »Kontrolle« wäre gänzlich unmöglich und würde selbst bei Massivstörungen an den Schlafplätzen nur zur Verlagerung führen. Mit

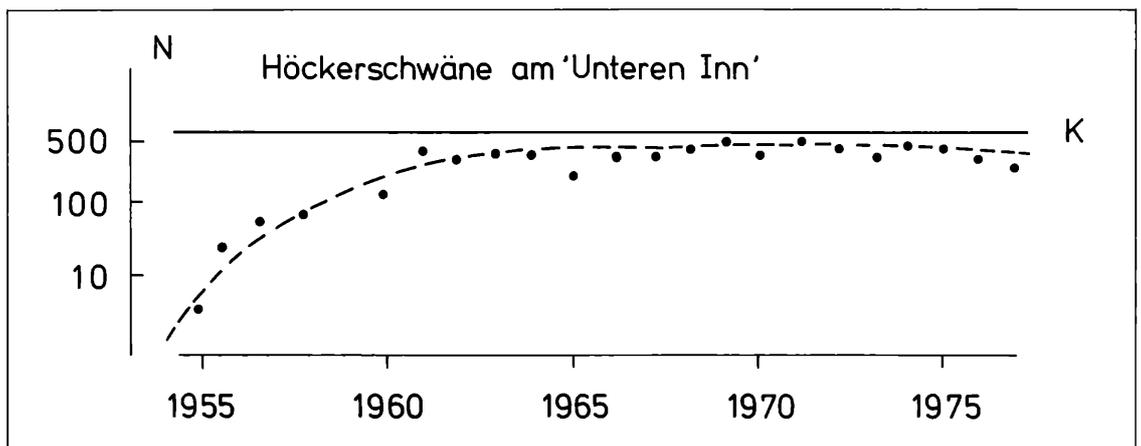


Abbildung 41

Bestandsaufbau und -entwicklung des Höckerschwans am unteren Inn (aus REICHHOLF 1979 c). N = Anzahl (in log-Maßstab). K = Kapazitätsgrenze.

dem NSG haben diese Lachmöwenkonzentrationen nichts zu tun – wohl aber wahrscheinlich mit dem Maisanbau im Inntal, der zu intensiver Bodenbearbeitung gerade in der für die Lachmöwen günstigen Zeit im Frühjahr führt und dadurch die Ernährungsmöglichkeiten verbessert.

In den Lachmöwenkolonien brüten an den Innstauseen Schwarzhalstaucher (erste Ansiedlungen!), Zwergtaucher, Krickenten, Schnatterenten, Reiherenten, Tafelenten, Kolbenenten, Löffelenten und Zwergrohrdommeln. All diese Arten profitieren offensichtlich von der Kollektivabwehr der Möwen. Auch Flußseeschwalben errichteten zeitweise ihre Brutkolonie am Rande der Möwenkolonien. Eine Verdrängung der Seeschwalben durch die Lachmöwen fand an den Innstauseen nicht statt.

7.3 Wiedereinbürgerung des Bibers

Seit 1970 werden am unteren Inn systematisch Versuche unternommen, den hier vor rund 100 Jahren ausgestorbenen Biber wieder einzubürgern. Die Ausbürgerung von schwedischen Bibern wurde vom BUND NATURSCHUTZ IN BAYERN e.V. vorgenommen. Sie hat zu einem derzeitigen Bestand (1979/80) von etwa 35 Bibern geführt, die einzeln oder in festen Paaren revierweise im Bereich des unteren Inn und der unteren Salzach leben. Abbildung 43 zeigt das Verteilungsbild der Biber als Folge der Aussetzungen in den 70er Jahren. Innerhalb des NSG befinden sich derzeit (1979/80) nur 2 sicher besetzte Biberreviere mit Burgen. Rund 2/3 der Biber halten sich aber innerhalb der Stauseen auf und nutzen die dortige hohe Biomasse von Silberweiden auf den Inseln. Die Biberreviere sind so groß (über 300 m lang bei einer Tiefenerfassung des Auwaldes von höchstens 30 m), daß selbst bei dichter Revierbesetzung die Erneuerungsrate (Umtriebszeit) der Silberweiden leicht ausreicht, um genügend Nachwuchs an Weichhölzern als Winternahrung zu garantieren. Innerhalb der vier großen Stauseen am unteren Inn könnten daher theoretisch mehrere hundert Biberpaare ihre Reviere finden, denn die innere Gliederung der Inseln ist groß genug, um

flächig Revier an Revier grenzen zu lassen. Diese theoretische Bestandsgröße würde über der kritischen Größe von etwa 100-120 Bibern liegen, die als überlebensfähiger Minimalbestand angesehen werden muß.

Das Wiedereinbürgerungsprojekt müßte daher am unteren Inn klappen, wenn die notwendige Größe der Startpopulation von 40-50 Bibern erreicht ist. Denn Nahrung und Lebensraum stehen in ausreichendem Umfang zur Verfügung. Die bisherigen Todesfälle bei den ausgesetzten Bibern zeigen andererseits, daß die Überlebensrate hoch genug liegt – und der Verlust durch Krankheiten gering genug –, um die selbständige Populationsentwicklung einzuleiten. Doch gegenwärtig scheint die kritische Grenzgröße für die selbständige Bestandsentwicklung noch nicht ganz erreicht zu sein. Das Projekt bedarf noch gründlicher Untersuchung!

8. Beurteilung der Situation

Mit der Inschutznahme der bayerischen Gebietsanteile an den Staustufen Egglfing-Obernberg und Ering-Frauenstein wurden 1972 die rechtlichen Grundlagen für die Sicherung des Kerngebietes der Stauseen am unteren Inn als international bedeutendes Wasservogelschutzgebiet gelegt.

Die Verordnung enthält eine Reihe einschlägiger Nutzungseinschränkungen und Regelungen, die insgesamt geeignet erscheinen, wenigstens teilweise die nachhaltige Funktionsfähigkeit des unteren Inn als Wasservogelzentrum zu sichern. Die wichtigsten Einschränkungen liegen im Betretungsverbot der Inseln und Anlandungen sowie im ganzjährigen Verbot von motorgetriebenen Wasserfahrzeugen. Die Benutzung anderer Boote wurde ebenfalls stark eingeschränkt. Sie ist zwischen 1. Mai und 1. September nicht zulässig. Keine Einschränkungen enthält dagegen die Verordnung für die rechtmäßige Ausübung von Jagd und Fischerei (die Landwirtschaft kommt innerhalb des NSG ohnehin nicht in Frage). Auch die forstwirtschaftliche Nutzung wurde nicht näher geregelt.

Es ist daher zunächst zu fragen, ob die Einschränkungen

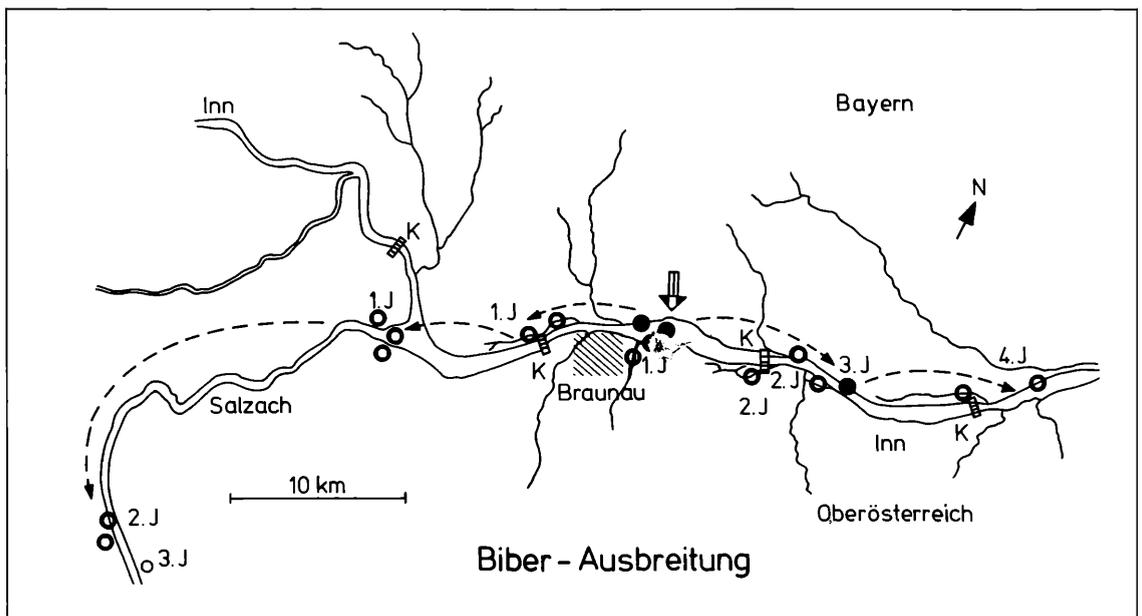


Abbildung 43

Ausbreitung der eingebürgerten Biber (*Castor fiber*) am unteren Inn und zur unteren Salzach. Der Pfeil weist auf die Aussetzungsstelle hin (nach REICHHOLFF 1976 e. ergänzt). K = Kraftwerk; 1.-4. J. = 1.-4. Jahr; gefüllte Kreise = feste Reviere. Stand 1976.

Tabelle 7

Entwicklung der Bootsfrequenz im NSG Unterer Inn während der Untersuchungsjahre 1974 bis 1979 (im Vergleich dazu lag die Frequentierung 1969, also vor der Inschutznahme, bei 1,6 Booten/Kontrolle)

Jahr	Zahl d. Kontrollen	Boote	Ø / Kontrolle
1974	48	51	1,1
1975	46	74	1,6
1976	80	109	1,4
1977	65	109	1,7
1978	49	24	0,5
1979	52	55	1,1

Tabelle 8

Aufteilung der Bootsfrequenzen auf die beiden Stauseen

Boote/Kontrolle	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Ering	2,8	4,4	2,6	3,0	1,3	3,7
Egglfing	0,03	0,13	0,42	0,33	0,11	0,25

gen wirksam wurden und welche Auswirkungen der gegenwärtige Stand der Naturschutzverordnung 'Unterer Inn' nach sich zieht. Die zweite Kernfrage ist die Abstimmung mit Oberösterreich, denn beide Gebietsteile bilden ökologisch eine untrennbare Einheit.

Auf die erste Frage gibt Tabelle 7 eine Antwort. Sie beinhaltet zwei wesentliche Ergebnisse: 1. ist die Frequenz des Auftretens von Booten im NSG während der gesperrten Monate nach wie vor zu hoch, um die gewünschte Störungsarmut zu erzielen; 2. nahm aber der vom Erholungsbetrieb auf dem Wasser ausgehende »Druck« auch nicht weiter zu, wie dies an praktisch allen übrigen Gewässern der Fall sein dürfte. Die Schutzbestimmung hat sich also insofern bewährt, als sie die weitere Entwicklung erfolgreich abbremsete. Aufgrund fehlender Überwachung (»Naturschutzwacht« z. B.) konnten aber die noch zu regelmäßig auftretenden Störungen durch (unerlaubtes) Bootsfahren auch nicht ausgeschaltet werden.

Auf die beiden Gebietsteile Egglfing und Ering aufgeteilt, ergibt sich ein starkes Übergewicht der Frequentierung durch Boote für den Eringer Stausee (Landkreis Rottal-Inn). Tab. 8 zeigt dies.

Da es sich bei den »Bestandsaufnahmen der Boote« stets nur um kurzzeitige Kontrollen handeln konnte (1/2 bis 2 h), lag die tatsächliche Zahl der Boote, die die Gebiete frequentierte, ganz gewiß erheblich höher. Doch die Methode bedingt hier die relative

Vergleichbarkeit, die bereits ausreicht, um eventuell vorhandene Trends sichtbar zu machen. Ein Zu- oder Abnahmetrend existiert insgesamt wohl nicht, dafür ist der Unterschied zwischen dem Eringer und dem Egglfinger Stausee jedoch umso klarer. Die Werte verteilen sich wie 90:10 und unterstreichen damit, daß das Schwergewicht der »Bootsproblematik« im Staubereich von Ering-Frauenstein liegt.

In diesem Zusammenhang ist die Aufteilung in die verschiedenen Bootstypen ganz aufschlußreich. Dies stellt Tabelle 9 zusammen.

Die von den Anglern bevorzugt benutzten, an Liegeplätzen und Hütten an den Ufern befestigten Ruderboote stellen daher mit rund 50 % den Hauptanteil. Daß die Angler tatsächlich einen Großteil der Störungen durch Boote in der Brutzeit verursachen, zeigt die nachfolgende Tab. 10. Aber ihr Anteil erreicht mit 30-50 % dennoch nicht das Übergewicht. Aus diesen Daten geht hervor, daß die Angler zwar ein zentrales Problem im Bereich der von Booten verursachten Störungen zur Brutzeit darstellen, aber nicht die einzige Größe sind, die zu regeln wäre, um die Brutkapazität der Innstauseen einigermaßen ausschöpfen zu können.

Auf jeden Fall unterstreichen die Daten aber die Feststellung, daß die Entwicklung zwar gebremst, die Problematik der Störungen zur Brutzeit keineswegs als gelöst angesehen werden kann. Diese Befunde stehen in Einklang mit den im ökologischen Teil erarbeiteten Untersuchungsergebnissen zur Deter-

Tabelle 9

Verteilung der im NSG angetroffenen Bootstypen (n=362 Boote)

Typ	Anzahl	% d. Gesamtheit
Ruderboote (Zillen)	178	49
Paddelboote	96	26,5
Schlauchboote	46	13
Segelboote	31	8,5
Motorboote	10	3
Surfbretter*	1	–

Aber in den beginnenden 80er Jahren starke Zunahme dieser Wassersportart!

Tabelle 10

Anteil der Angler bei den Booten im NSG (1974-1978)

Jahr	1974	1975	1976	1977	1978
Z.d. Boote	19	26	38	32	12
%-Anteil	37	37	35	30	50

mination der Höhe des Brutbestandes der Wasservögel.

Bei der Beurteilung der Situation muß auch gleich die Jagd berücksichtigt werden, weil diese per Verordnung durch das BAYERISCHE STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN als Oberster Jagdbehörde für die fünf Jagdjahre von 1975 bis 1980 eingestellt worden ist. Der Freistaat Bayern als Besitzer der Gebietsflächen kann im Bereich des NSG Unterer Inn das Eigenjagdrecht ausüben. Wie jedoch bei der Behandlung der Jagdproblematik schon ausführlich dargestellt wurde, führte die Einstellung der Jagd auch nur zu einer Teillösung, weil sich damit die Auswirkung der Jagd von der österreichischen Seite her nicht außer Kraft setzen ließ. Dennoch muß auf die ausgesprochen positive (aus der Sicht des Naturschutzes) Wirkung der Jagdeinstellung im NSG hier nochmals in aller Deutlichkeit hingewiesen werden. Die neuen Überwinterungstraditionen von Kormoranen und die Änderung der Verteilungsmuster der Wasservögel zugunsten der befriedeten, bayerischen Gebietsteile können in diesem Zusammenhang deutlich machen, wie günstig sich selbst eine Teillösung auswirken kann. Da die Forstwirtschaft (Staatsforstverwaltung) in die Vegetationsdynamik auf den Inseln bisher nicht eingegriffen hat, stellt die Freistellung der geregelten Forstwirtschaft bislang kein ernstes Problem für den Fortbestand des Naturschutzgebietes dar.

Auf der Basis der ökologischen Untersuchungsergebnisse muß der Status quo jedoch eindeutig als unbefriedigend charakterisiert werden. Die Beeinträchtigungen durch kontrollierbare Faktoren, wie Angelsport, Bootsbetrieb und Jagd sind so stark und konnten so hinreichend präzise ermittelt werden, daß sämtliche Forderungen, die sich unsererseits als Konsequenz aus den Forschungsergebnissen ableiten, wohl begründet erscheinen.

9. Vorgeschlagene Maßnahmen

9.1 Jagd

Weiterführung der *Einstellung der Jagd* für das gesamte NSG-Gebiet. Als Ausnahme kann in den hierfür in Frage kommenden Inselgebieten eine spätherbstliche Treibjagd auf Fasane versuchsweise für einige Jahre empfohlen werden. Alle übrigen Arten des Haar- und Federwildes sollten völlige Jagdruhe genießen.

Zur Abstimmung mit der österreichischen Seite wäre es dringend notwendig, auch dort auf die völlige Einstellung der Bejagung zu drängen. Die derzeitige Regelung nach der neuen Naturschutzverordnung von 1978 ist in Bezug auf die Jagd völlig untauglich.

9.2 Angelsport

Eine Einschränkung während der Hauptbrutzeit ist dringend erforderlich. Als Regelung könnte vorgeschlagen werden:

- von 15. April bis 15. Juni im NSG nur Angeln vom Damm oder vom Steilufer (zwischen Eglsee und Prienbach) aus;
 - ab 15. Oktober bis 15. April kein Angeln vom Boot aus im Bereich der Hauptstauräume von Eggfling und Ering sowie in der Eglseer Bucht.
- Alle übrigen Phasen und Formen des Angelns scheinen nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand vertretbar.

9.3 Erholungsbetrieb

Weiter wird vorgeschlagen:

- ganzjähriges Verbot von motorgetriebenen Wasserfahrzeugen (auch Elektromotoren) und von Segelbooten bzw. Surfbrettern;
- Verbot von Wasserfahrzeugen aller Art, auch von Schlauchbooten und dergleichen, von 15. September bis 1. Juli im Gesamtgebiet;
- ganzjähriges Fahrverbot für Wasserfahrzeuge aller Art am Eggflinger Stausee (Wasserwandern nur auf der österreichischen Seite entlang des Ufers!); ganzjähriges Verbot auch an der Salzachmündung!
- ganzjähriges Verbot des Betretens der Inseln und Anlandungen;
- ganzjähriges Verbot für Reiter im NSG

Dagegen kann die Ausübung des Eissports im ortsüblichen Umfang gestattet bleiben (jedoch ohne Anlage fester, kommerziell betriebener Bahnen etc.). Ebenso kann das Baden im Bereich des kleinen Erholungsgebietes an der Mühläuer Bucht (durch Bojen gekennzeichnet) gestattet werden. Durch geeignete Lenkungsmaßnahmen im Vorfeld sollte sichergestellt werden, daß die Einschränkungen durch Alternativen ausgeglichen werden (z. B. Baden am Simbach/Kirchdorfer Baggersee). Eine entsprechende Planung muß jedoch auch die Angebote auf der österreichischen Seite mit berücksichtigen, die für den Naherholungsbetrieb der örtlichen bayerischen Bevölkerung voll zugänglich sind.

Über geeignete Informationszentren und Beobachtungsmöglichkeiten von außerhalb des Schutzgebietes sollten die Notwendigkeiten des Schutzes und die Bedeutung des Gebietes zum Ausdruck gebracht werden.

9.4 Naturschutz an den anderen Stauseen am unteren Inn

Die Innstauseen sind von der Salzachmündung bis zur Rottmündung der Ramsar-Konvention unterstellt worden. Von diesem Gesamtgebiet »Unterer Inn zwischen Haimling und Neuhaus« stehen derzeit deutscherseits die beiden mittleren Stauseen Eggfling und Ering unter Schutz (NSG Unterer Inn). Es stellt sich die Frage, welche weiteren Gebiete in den Schutzbereich unmittelbar mit einbezogen werden sollen. Nach unseren Untersuchungen und langjährigen Erfahrungen ist dies die Salzachmündung und jener Teil im Stauraum Neuhaus-Schärding, der an den Ufern Verlandungszonen ausgebildet hat. Letzterer Abschnitt würde 2. Dringlichkeitsstufe erhalten. Primär wichtig ist die Salzachmündung! Die Gebietsabgrenzung wird folgendermaßen vorgeschlagen:

Beginn: Piesinger Dammauffahrt an der Salzach im Westen und Ende des Haiminger Dammes im Norden am Inn auf der oberbayerischen Seite (alles innerhalb des Dammes im sogenannten »Delta« befindliche Gelände); Beginn an der Mündung des Türkenbaches auf der niederbayerischen Seite mit allen innerhalb des Dammes liegenden Flächen bis zum Berghamer Hafen. Von dort aus entlang des Fahrweges der ÖBK stromabwärts alles südlich (innseitig) dieses Weges gelegene Gelände (Inseln und Wasserflächen) bis zum Ende der von den Kiesaufschüttungen gebildeten Halbinsel. Von dort zum bayerischen Damm und diesen entlang bis zum Kraftwerk Simbach. Die südliche Begrenzung bildet die Landesgrenze. Dieses NSG »Salzachmündung« sollte die gleichen Bestimmungen wie das NSG

Unterer Inn (in revidierter Form!) bekommen.

Der 2. Abschnitt besteht in der Anlandungszone, die dem bayerischen Damm im Stauraum Neuhaus-Schärding vorgelagert ist. Sie sollte das österreichische Schutzgebiet der »Reichersberger Au« bayerischerseits funktionsell ergänzen. Die NSG-Zone sollte vom Flußkilometer 24 bis km 29 reichen und den Damm bzw. die Landesgrenze als Begrenzung bekommen.

Mit diesen beiden Schutzgebieten wäre das internationale Wasservogelschutzgebiet »Unterer Inn« vollständig.

9.5 Ausblick auf das Vorfeld

Ein ganz besonderes Sorgenkind des Naturschutzes findet sich im Vorfeld der Innstauseen in den Auwäldern. Rund die Hälfte der nach der Einstauung vorhandenen Auwaldsubstanz ist bereits vernichtet. Die noch verbliebene Hälfte steht unter schwerem Druck (Rodungen!). Wenngleich in den letzten 3 Jahren eine gewisse Stagnation in der (illegalen) Rodungstätigkeit in den Auen eingetreten ist, müssen diese Lebensräume doch als aufs höchste bedroht angesehen werden. Dies gilt auch für die Altwässer in den Auen. Es ist nicht die Aufgabe dieses Gutachtens hierfür eine umfassende Bestandsaufnahme oder Planung vorzulegen. Aber da die Auwälder am unteren Inn eine besondere Reichhaltigkeit aufweisen und für eine Reihe von Wasservogelarten Brutstätten oder Nahrungsgründe abgeben, soll hier in aller Kürze auf die Erhaltenswürdigkeit hingewiesen werden. Vorrangig wären folgende Aktivitäten:

1. Bestandsaufnahme der noch vorhandenen Auwälder
2. Inventarisierung anhand indikatorisch bedeutsamer Artengruppen von Tieren und Pflanzen (Vögel, Schmetterlinge, Baum- und Straucharten, seltene Pflanzen)
3. Sicherung aller in Staatsbesitz befindlichen Auwälder und Altwässer gegen illegale Rodungen bzw. sogar bereits erfolgte, ungenehmigte Ausbaggerungen von verschilften Feuchtgebieten
4. Sicherung eines repräsentativen Netzes von Auwaldstücken als NSG und Erhaltung des größten zusammenhängenden Auwaldes zwischen Eggling und Aigen
5. Regelung der Uferbeschädigungen durch Angler an den Altwässern, die dem Freistaat Bayern gehören
6. Keine Anlage von Fischteichen im Auwald
7. Kontrolle der zunehmenden Bebauung mit »Wochenendhäuschen«

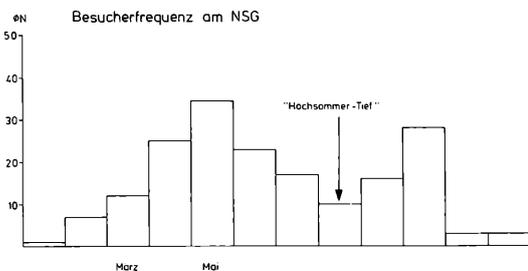


Abbildung 44

Jahreszeitliche Verteilung der Besucherfrequenz des Naturschutzgebietes (von Bad Füssing aus). Angaben in gleichzeitig anwesenden Personen auf dem Damm am Rande des NSG (Monatsdurchschnittswerte).

10. Sozio-ökonomische und wissenschaftliche Bedeutung des Naturschutzgebietes »Unterer Inn«

Die natürlichen Gegebenheiten und die Tatsache, daß der größte Teil der Wasserflächen, Sandbänke und Inseln von den Uferdämmen aus gut eingesehen werden kann, bringen es mit sich, daß dem Schutzgebiet ein verhältnismäßig großes Interesse von den Besuchern entgegengebracht wird, das mit keinen »Störungen« verbunden ist. Das Schutzgebiet läßt sich über die Dämme von verschiedenen Punkten aus (Simbach, Eglsee, Ering, Aigen, Eggling) »erwandern«. Gleiches gilt entsprechend für die österreichische Seite.

Abbildung 45 zeigt die jahreszeitliche Verteilung der Besucherfrequenz des Damms, der sich vom Kraftwerk Eggling flußaufwärts in Richtung Aigen zieht. Es handelt sich um die durchschnittlich gleichzeitige Personenzahl auf dem Damm in den einzelnen Monaten des Jahres. Überraschenderweise sinkt sie in den Hauptferienmonaten ab. Das hat nichts damit zu tun, daß in dieser Zeit weniger Menschen im Gebiet insgesamt anwesend wären (die Hauptmenge stammt vom nahegelegenen Bad Füssing!), sondern ist vermutlich auf die Tatsache zurückzuführen, daß es in dieser Zeit vielen Besuchern zu heiß/feucht ist oder daß es zu viele Mücken und Bremsen in den angrenzenden Auen gibt. Frühjahr, Frühsommer und Herbst stellen die attraktivsten Phasen des Jahres für die Besucher dar – und in dieser Zeit sehen sie auch am meisten von den Wasservögeln. Für das Kurbad Bad Füssing bietet das Vogelschutzgebiet ganz ohne Zweifel die größte Attraktion des Naturraumes unteres Inntal dar. Aber auch von Simbach/Braunau aus richtet sich das Besucherinteresse an das Schutzgebiet. Es bringt daher der örtlichen Bevölkerung durchaus auch sozio-ökonomische Vorteile.

Von besonderer Bedeutung erwies es sich schließlich für Lehrexkursionen von Hochschulen und Universitäten aus der ganzen Bundesrepublik und aus Österreich. Alljährlich kommen Biologie-/Zoologie-/Ökologie-Professoren mit Studenten an den unteren Inn, um hier vor Ort die Problematik ökologischer Grundlagenforschung und praktischer Schwierigkeiten der Realisation funktionierender Schutzgebiete den Studenten klarzumachen. Das »Einzugsgebiet« erstreckt sich bis nach Nord- und Westdeutschland. Beim generellen Mangel an derartigen Forschungsgebieten muß dem Naturschutzgebiet Unterer Inn und seiner engeren Umgebung deshalb eine besondere Rolle zugesprochen werden. Nicht nur hinsichtlich des Vogelzugesgehens reicht die Bedeutung dieses Schutzgebietes weit über die bayerischen oder oberösterreichischen Grenzen hinaus!

Dank

Abschließend sei es den Bearbeitern gestattet, einige Worte des Dankes an all jene Personen und Institutionen zu richten, die in besonderem Maße zu dieser Studie beigetragen haben. Neben den örtlichen Helfern und Mitarbeitern, die eingangs genannt wurden, waren dies insbesondere Prof. Dr. W. ENGELHARDT, Generaldirektor der Staatlichen Naturwissenschaftlichen Sammlungen Bayerns, der diese Untersuchung seit ihrem allerersten Anfang Ende der 60er Jahre in jeder Hinsicht förderte. Seiner Wertschätzung für die Fragestellung entnehmen

wir den Mut, einen entsprechenden Antrag an die DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT zu richten, von der dann die Studie von 1971 bis einschließlich 1973 gefördert worden war. Von 1974 bis 1978 führte das BAYERISCHE STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN die Förderung weiter und ermöglichte damit eine der umfassendsten freilandökologischen Forschungsspannen im deutschsprachigen Raum. Dem Einsatz von Staatsminister A. DICK und H. WEINZIERS vom BUND NATURSCHUTZ IN BAYERN e. V. verdanken wir den reibungslosen Ablauf. Seit 1974 wurde ein Teil der Untersuchungen von der Zoologischen Staatssammlung aus durchgeführt. Hierfür ist dem früheren Direktor Dr. W. FORSTER zu danken. Mit großem Interesse nahm der Nachfolger, Direktor Dr. habil. E. J. FITTKAU das Projekt auf und trug ganz entscheidend zu seiner wissenschaftlichen Vertiefung bei, die sich in einer Dissertation (H. KOHMANN) unter anderem niederschlug. Ohne die Anteilnahme und Förderung durch Dr. FITTKAU hätten viele Fragestellungen im Rahmen dieser Ökosystemforschung nicht weiterverfolgt werden können; die wissenschaftlichen Impulse lassen sich ohnehin mit einer Danksagung nicht abgelden! Eine indirekte, aber deshalb keineswegs geringere Last trug die Familie, wenn über die normalen Arbeitszeiten hinaus Untersuchungen – insbesondere auch an den Wochenenden – durchgeführt werden mußten. Schließlich möchten wir nicht versäumen, drei Ökologen zu danken, denen wir direkt oder indirekt die spezielle Ausbildung oder die Weiterentwicklung unserer ökologischen Kenntnisse verdanken: Prof. Dr. W. HABER, Technische Universität München, Prof. Dr. J. JACOBS, Universität München und Prof. Dr. H. REMMERT, Universität Marburg.

Schlußbemerkung

Die Stauseen am unteren Inn erweisen sich als komplexe und dynamische Naturräume, deren »Funktionsgefüge« sich mit dem Ansatz der Ökosystemforschung darstellen und verständlich machen läßt. Die wesentlichen Linien und Abläufe herauszuarbeiten, war das Ziel dieser Untersuchungen; daraus Konsequenzen ableiten zu können, die eine langfristige Erhaltung dieser Funktionsfähigkeit garantieren, war der Zweck. Der Mensch spielt viele und ganz unterschiedliche Rollen in diesem System. Der weitere Weg der Entwicklung wird in entscheidendem Maße von den menschlichen Einflüssen abhängen. Doch wie alle Ökosysteme ist auch das System der Innstauseen offen und nicht mit Schutzgebietsgrenzen »abschließbar«. Die Wechsel- und Fernwirkungen reichen über kontinentale Dimensionen. Die Entscheidungen über die weitere Entwicklung werden daher unvermeidbarerweise nicht nur lokale, sondern regionale, überregionale und internationale Konsequenzen nach sich ziehen. Die ökologische Forschung kann hierzu zwar Grundlagenbefunde anbieten, aber Wertung und Umsetzung haben auf der politischen Ebene zu erfolgen. Wenn dabei auch nur eine einzige Entscheidung sachgerechter gefällt werden kann, dann hat die Studie ihren Grundzweck erreicht.

Literatur

- BERTHOLD, P. (1976):
Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie. Journal für Ornithologie 117: 1-69.
- BEZZEL, E. und REICHHOLF, J. (1974):
Die Diversität als Kriterium zur Bewertung der Reichhaltigkeit von Wasservogel-Lebensräumen. Journal für Ornithologie 115: 50-61.
- DANNENBURG, F. (1977):
Fehler bei der quantitativen Ermittlung von Vogelartengemeinschaften durch Wochenend- und Einzelbegehungen (am Beispiel des Münchner Olympiaparks). Verhandlungen der ornithologischen Gesellschaft in Bayern 23: 19-59.
- DOBROWOLSKI, K. A. (1973):
Role of Birds in Polish Wetland Ecosystem. Polish Arch. Hydrobiol. 20: 217-221.
- ELLENBERG, H. (1963):
Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Verlag E. Ulmer, Stuttgart.
- ERLINGER, G. (1965):
Die Vogelwelt des Stauseegebietes Braunau-Hagenau. Jahrbuch des Oberösterreichischen Musealvereins 110: 422-445.
- ERLINGER, G. (1974):
Die Bestandsentwicklung von Rabenkrähe *Corvus corone* und Elster *Pica pica* nach Einstellung der Jagd im NSG »Hagenauer Bucht« am unteren Inn. Anz. orn. Ges. Bayern 13: 245-246.
- ERLINGER, G. und REICHHOLF, J. (1974):
Störungen durch Angler in Wasservogel-Schutzgebieten. Natur und Landschaft 49: 299-300.
- GOETTLING, H. (1968):
Die Waldbestockung der bayerischen Innauen. Forstwiss. Forschungen 29. Verlag P. Parey, Hamburg.
- HAARMANN, K. und PRETSCHER, P. (1976):
Die Feuchtgebiete internationaler Bedeutung in der Bundesrepublik Deutschland. Vogelkundliche Bibliothek 4. Kilda-Verlag, Greven.
- HÖSER, N. (1973):
Bestimmung und Interpretation der Artendichte (species-diversity) von Vogelbeständen aus Zähl-ergebnissen unterschiedlichen mathematischen und biologischen Charakters. Beiträge zur Vogelkunde (Leipzig) 19: 313-328.
- KREBS, C. (1972):
Ecology, the Experimental Analysis of Distribution and Abundance. Harper & Row, New York.
- ODUM, E. P. (1971):
Fundamentals of Ecology. W. B. Saunders, Philadelphia.
- ODUM, E. P. und REICHHOLF, J. (1980):
Ökologie. BLV, München.
- PIANKA, E. R. (1974):
Evolutionary Ecology. Harper & Row, New York.
- PIELOU, E. C. (1975):
Ecological Diversity. J. Wiley, New York.
- REICHHOLF, J. (1966):
Untersuchungen zur Ökologie der Wasservögel der Stauseen am unteren Inn. Anz. orn. Ges. Bayern 7: 536-604.

- REICHHOLF, J. (1970 a):
Die »Uferausbildung« als Vergleichsmaß für die Beurteilung von Wasservogelbrutbeständen an Binnengewässern. *Vogelwelt* 91: 29-30.
- REICHHOLF, J. (1970 b):
Der Einfluß von Störungen durch Angler auf den Entenbrutbestand auf den Altwässern am unteren Inn. *Vogelwelt* 91: 68-72.
- REICHHOLF, J. (1973 a):
Wasservogelschutz auf ökologischer Grundlage. *Natur und Landschaft* 48: 274-279.
- REICHHOLF, J. (1973 b):
Die Bestandsentwicklung des Höckerschwans *Cygnus olor* und seine Einordnung in das Ökosystem der Innstauseen. *Anz. orn. Ges. Bayern* 12: 15-46.
- REICHHOLF, J. (1973 c):
Begründung einer ökologischen Strategie der Jagd auf Enten (*Anatidae*). *Anz. orn. Ges. Bayern* 12: 237-247.
- REICHHOLF, J. (1974 a):
Der Einfluß des Nahrungsangebotes auf das Zugmuster der Krickente (*Anas crecca*). *Egretta* 17: 4-14.
- REICHHOLF, J. (1974 b):
Phänologie und Ökologie des Durchzuges der Zwergmöwe *Larus minutus* am unteren Inn. *Anz. orn. Ges. Bayern* 13: 56-70.
- REICHHOLF, J. (1975 a):
Zur Nahrungsökologie der Bisamratte (*Ondatra zibethica*, *Rodentia*, *Microtinae*) am unteren Inn. *Faunistisch-ökologische Mitteilungen (Kiel)* 5: 1-9.
- REICHHOLF, J. (1976 a):
Zur Öko-Struktur von Flußstauseen. *Natur und Landschaft* 51: 212-218.
- REICHHOLF, J. (1976 b):
Biotopstruktur und ökologische Funktionen der Staustufen am unteren Inn. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Göttingen* 1976 (publ. 1977): 447-454.
- REICHHOLF, J. (1976 c):
Die Wasservogelfauna als Indikator für den Gewässerzustand. *Landschaft + Stadt* 8: 125-129.
- REICHHOLF, J. (1976 d):
Die quantitative Bedeutung der Wasservögel für das Ökosystem eines Innstausees. *Verh. Ges. Ökologie Wien* 1975: 247-254.
- REICHHOLF, J. (1976 e):
Die Ausbreitung eingesetzter Biber (*Castor fiber*) am unteren Inn. *Mitt. zool. Ges. Braunau* 2: 361-368.
- REICHHOLF, J. (1976 f):
Die Bestandsentwicklung des Graureihers (*Ardea cinerea*) am unteren Inn. *Mitt. zool. Ges. Braunau* 2: 215-221.
- REICHHOLF, J. (1977 a):
Die Ökostruktur der Innstauseen. *Bild der Wissenschaft* 14 (8): 32-41.
- REICHHOLF, J. (1978 a):
Die Auswirkungen des Hochwassers 1977 auf den Herbstzug des Wasservogel am Eggfinger Innstausee. *Mitt. zool. Ges. Braunau* 3: 69-79.
- REICHHOLF, J. (1979 a):
Die Schellente *Bucephala clangula* als Wintergast in Südbayern, speziell am unteren Inn. *Anz. orn. Ges. Bayern* 18: 37-48.
- REICHHOLF, J. (1979 b):
Vorkommen, Bestandsgröße und Biotopansprüche des Schlammlings (*Limosella aquatica*) an den Innstauseen. *Naturwiss. Zeitschr. Niederbayern* 27: 99-101.
- REICHHOLF, J. (1979 c):
Problemvogel Höckerschwan. *Gefiederte Welt* 103: 504-510.
- REICHHOLF, J. und SCHMIDTKE, K. (1977):
Status und Entwicklung des Brutbestandes der Lachmöwe in Bayern. *Berichte ANL* 1: 4-8.
- REMMERT, H. (1978):
Forschungsziel und Forschungsmethodik. *Anz. orn. Ges. Bayern* 17: 1-8.
- REMMERT, H. (1978):
Ökologie – ein Lehrbuch. Springer Verlag, Berlin.
- SCHULTZ, G. und KAINZ, E. (1975):
Untersuchungen über die Veränderung der Bodentierwelt im Stauraum des Kraftwerkes Schärding-Neuhaus in den Jahren 1968-1973. *Österreichs Fischerei* 28: 121-135.
- UTSCHICK, H. (1976):
Die Wasservögel als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Seen. *Verhandlungen der orn. Ges. Bayern* 22: 395-438.
- WINKLER, M. (1975):
Untersuchungen zur Statistik und Dynamik von Ökosystemen. *Mitt. zool. Ges. Braunau* 2: 51-150.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Josef Reichholf
Zoologische Staatssammlung
Maria-Ward-Straße 1 B
8000 München 19

Dr. Helgard Reichholf-Riehm
Klosterstraße 24
8397 Bad Füssing 2 (Aigen/Inn)

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege \(ANL\)](#)

Jahr/Year: 1982

Band/Volume: [6_1982](#)

Autor(en)/Author(s): Reichholf Josef, Reichholf-Riehm Helgard

Artikel/Article: [Die Stauseen am unteren Inn - Ergebnisse einer Ökosystemstudie 47-89](#)