

## Die Wasservögel als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Seen

Von **Hans Utschick**

	Seite
1. Zielsetzung	396
2. Material	397
2.1 Wasservogel­daten	397
2.2 Gewässer­güte	398
2.3 Topographische Daten	400
3. Methode	400
3.1 Auswahlkriterien für die Wasservogel­daten	400
3.2 Analyse	401
4. Abhängigkeit der Wasservögel von Größe und Tiefenstruktur der Seen	402
5. Beziehungen zwischen Wassergüte und Wasservögel an mittel­großen Seen	405
5.1 Wasservogel­gesamt­dichte und Wassergüte	405
5.1.1 Bezugsgröße Uferlänge	405
5.1.2 Bezugsgröße Seefläche	406
5.2 Gesamt­biomasse der Wasservögel und Wassergüte	406
5.2.1 Bezugsgröße Uferlänge	407
5.2.2 Bezugsgröße Seefläche	407
5.3 Die Diversität von Wasservogel­gemein­schaften als Entscheidungs­hilfe zur Beurteilung des Gewässer­zustands	410
5.3.1 Berechnung	410
5.3.2 Zusammenhang mit der Wassergüte	411
5.4 Entwicklung der Wasservogel­biomassen an einigen Seen zwischen 1968 und 1974 und Zusammen­hänge mit der Gewässer­güte	413
5.4.1 Entwicklung der Wasservogel­biomassen im Untersuchungszeit­raum	413
5.4.2 Entwicklung der Wasservogel­bestände nach Maßnahmen der Seen­reinhaltung	413
5.5 Sonderfall Kochelsee	417
5.6 Leitarten	417
5.6.1 Analyse der Leitarten anhand ihrer relativen Häufigkeit	418
5.6.2 Analyse der Leitarten aufgrund ihrer flächen­bezogenen Biomasse	418
5.6.3 Wertung der Wasservogel­arten in bezug auf ihre Eignung als In­dikatoren für die Gewässer­güte	421
6. Beziehungen zwischen Gewässer­zustand und Wasservögeln an großen Seen	423
6.1 Wasservogel­daten und Gewässer­güte im Untersuchungszeit­raum von 1968—1974	423
6.2 Die Ufer­zonen großer Seen: Versuch einer Anwendung der bisher erzielten Ergebnisse	425

7.	Diskussion	427
7.1	Schwächen der Wasservogel­daten	427
7.2	Beeinflussung der Wasservogel­verteilung durch nicht kausal mit der Gewässergüte gekoppelte Faktoren	429
7.3	Unzulänglichkeiten der Gewässergüte­klassifizierung	431
7.4	Bedeutung der Wasservögel als Bioindikatoren für den Gewässer­zustand	431
7.5	Differenzierungsmöglichkeiten beim Sammeln von Wasservogel­daten	432
7.6	Weitere Arbeiten	433
	Zusammenfassung	433
	Summary	434
	Danksagung	435
	Literatur	435

## 1. Zielsetzung

Die Belastung von Flüssen, Stauseen und Seen mit Abwässern hat neben einer Reihe von anderen negativen Folgen insbesondere auch Einfluß auf die Trinkwasserversorgung vieler Gebiete mit dichter Besiedelung und die Erholungsfunktion der Gewässer. Zwar wäre völlig unbelastetes Wasser die humanökologisch ideale Zielvorstellung, aber gegenwärtig ist eine gewisse Belastung der Gewässer wohl kaum völlig zu vermeiden.

Die zur Abstimmung multifunktionaler Interessen und Bedürfnisse nötige Regulierung der Wassergüte erfordert genaue Kenntnis der Schadstoffe sowie ihrer Verteilung und Auswirkungen. Dazu sind Methoden zur Beurteilung des Verunreinigungsgrades entwickelt worden, die eine Synthese aus physikalischen, chemischen und biologischen Analysen darstellen (LIEBMANN 1951 und 1969). Besondere Bedeutung kommt dabei den „Indikatororganismen“ zu. Meist sind dies Bakterien, Protozoen, Algen und Pilze, die jeweils für bestimmte Wasserverhältnisse typisch sind und dort dann in der Regel massenhaft auftreten.

In dieser Arbeit<sup>1</sup> sollen nun die Wasservögel auf ihre Eignung als Indikatoren für den Gewässerzustand untersucht werden. Im Gegensatz zu den bisher verwendeten, in Saprobien­systemen zusammengestellten Bioindikatoren (KOLKWITZ & MARSSON 1902, LIEBMANN 1947, SRAMEK-HUSEK 1956, FJERDINGSTAD 1964 und 1965) zur Beurteilung der Gewässergüte sind die Vögel als nicht im Wasser lebende Organismen vom Medium „Wasser“ relativ unabhängig. Es ist zu prüfen, inwieweit ihr Vorkommen von der Produktivität der Gewässer, einer mit dem Gewässerzustand gekoppelten Größe, bestimmt

<sup>1</sup>) Kurzfassung einer Diplomarbeit in Zoologie an der LM-Universität München

wird. Organismen, die sich nur zeitweise oder in bestimmten Entwicklungsstadien im Wasser aufhalten, werden ebenfalls wie die bisher üblichen Bioindikatoren (Bakterien, Algen, Pilze) nur von einzelnen physikalisch-chemischen Faktoren determiniert, wie ZAHNER (1965) für Libellen zeigen konnte. Als Folge davon verschwinden solche Indikatoren bereits bei geringfügigen Veränderungen der Wassersituation. Ihre Indikatorwirkung ist also qualitativer Art. Wasservögel dagegen könnten als Indikatoren eine kontinuierliche Veränderung des Gewässerzustandes quantitativ anzeigen, falls entsprechende Beziehungen zur Wassergüte bestehen.

Die Reaktion der Wasservögel auf diese Veränderungen erfolgt mit einer gewissen Verzögerungsphase (REICHHOLF 1973a), hauptsächlich bedingt durch die Wirkungskette Gewässergüte — Produktivität des Gewässers — nutzbares Nahrungsangebot — Konsum durch die Wasservögel. Deshalb dürften die Wasservögel als rechtzeitig „warnende“ Indikatoren bei kurzfristig oder lawinenartig ablaufenden Veränderungen des Gewässerzustands mehr oder weniger ausscheiden. Außerdem sind sie vermutlich den bisher verwendeten Bioindikatoren beim Erarbeiten von genauen lokalen Gewässergütekarten unterlegen. Letzteres erfordert allerdings eine hohe Zahl von parallelen Probenentnahmen und Analysen an vielen Stellen des Gewässers.

Sind diese aufwendigen Untersuchungen und eine kontinuierliche Überwachung des Gewässers nur schwer durchführbar, dann könnten unter Umständen die Wasservogelbestände mit relativ geringem Arbeitsaufwand einen ersten quantitativen Eindruck des Gewässerzustands vermitteln. Im Bedarfsfall müßten dann gezielte Untersuchungen mit den genaueren hydrobiologischen Methoden zu Sanierungsmaßnahmen überleiten.

## 2. Material

### 2.1 Wasservogel daten

Die Staatliche Vogelschutzwarte Garmisch-Partenkirchen (VSW) führt regelmäßig mit ihrem Mitarbeiterstab an bayerischen Gewässern Wasservogelzählungen durch. Diese Zählungen erfolgen einmal monatlich von September bis April. Deren Ergebnisse sind dieser Arbeit zugrundegelegt, so daß hier nur die winterlichen Wasservogelbestände verarbeitet werden können (siehe Diskussion). Für etwa 90 Zählabschnitte liegen seit 1968/69 einigermmaßen vollständige Zählreihen vor (mindestens 3 Zählperioden). 15 davon betreffen Seen oder Weiher. Nur diese werden verwertet (vgl. 3.1, Abb. 1, Tab. 1).

Für einige Teilabschnitte (Uferregionen größerer Seen) sind im Hinblick auf die hier angestrebte Fragestellung von September 74 bis Januar 75 die Wasservogelzahlen gesondert ermittelt worden.

Verwendet werden nur jene Wasservogelarten, die von allen Zählern regelmäßig erfaßt werden (Tab. 2).

## 2.2 Gewässergüte

Die Daten zur Gewässergüte stammen aus dem Wassergüteatlas von LIEBMANN (1969) und zwei Gewässergütekarten von Bayern (Stand 1971/72 bzw. 1973; herausgegeben vom Bayerischen Staatsministerium des Innern und vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen). Ein Beispiel für derartige Karten ist in ENGELHARDT (1974) für die ganze Bundesrepublik Deutschland dargestellt.

Weitere Wassergütedaten sind der Broschüre „Seenreinhaltung in Bayern“ (Innenministerium) entnommen worden.

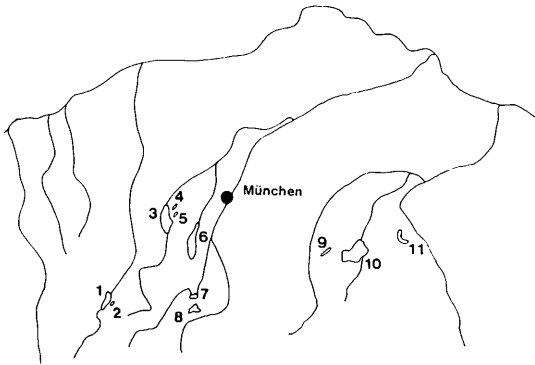


Abb. 1:

Südbayerische Seen, die im Rahmen der Internationalen Entenvogelzählung regelmäßig erfaßt werden.

1 = Forggensee, 2 = Bannwaldsee<sup>1)</sup>, 3 = Ammersee, 4 = Wörthsee, 5 = Pilsensee, 6 = Starnberger See, 7 = Kochelsee, 8 = Walchensee, 9 = Simssee, 10 = Chiemsee, 11 = Waginger See.

*South Bavarian lakes, which are censused regularly during the International waterfowl census.*

<sup>1)</sup> Vom Bannwaldsee (Nr. 2) konnten Daten zur Gewässergüte erst in Erfahrung gebracht werden, als die Analyse bereits größtenteils fertiggestellt war. Diese Daten wurden nur in der partiellen Korrelation (Abschnitt 4) verwendet. Die Wasservogelbiomasse des meso-eutrophen Sees liegt mit 0.38 kg/ha etwas niedriger als die aufgrund der Korrelationsanalyse zu erwartende von 0.58—0.77 kg/ha (vgl. 5.2.2); trotzdem würde eine Einbeziehung des Bannwaldsees in die Berechnung die Korrelationskoeffizienten vermutlich erhöhen.

Kleinere Seen, für die keine Wassergütedaten in Erfahrung gebracht werden konnten, sind nicht aufgeführt.

Tab. 1: Anzahl der Wasservogelzählungen an einigen Seen im Rahmen der internationalen Entenvogelzählung (ohne Weiher).

*Number of International waterfowl censuses at some lakes.*

See/lake	1968/69	69/70	70/71	71/72	72/73	73/74
Forggensee	8	—	8	8	8	8
Bannwaldsee	—	—	5	6	3	5
Ammersee	8	8	8	8	7	8
Wörthsee*	5	5	4	7	5	6
Pilsensee*	5	5	5	7	5	7
Starnberger See	7	7	8	8	7	—
Kochelsee	8	7	8	8	8	8
Walchensee	8	7	8	8	8	8
Simssee*	—	—	—	7	3	7
Chiemsee (Südufer)	7	5	4	7	6	7
Waginger See	8	8	8	8	1	—

\* = Seen vereisen zeitweise und werden dann nicht gezählt.

*Lakes are temporarily covered with ice and not censused under such conditions.*

Tab. 2: Topographische Daten der Seen und ihre Wassergüte im Untersuchungszeitraum. O = oligotroph, M = mesotroph, E = eutroph, P = polytroph.

See/lake	Uferlänge (km) <i>shore-length</i>	Fläche (ha) <i>area</i>	Wassergüte <i>water-quality</i>
Forggensee*	30	1560	M
Bannwaldsee	6.7	228	?
Ammersee**	29.5	2955	M
Wörthsee	9.8	449	E
Pilsensee	6.2	193	P
Starnberger See**	42	4860	M
Kochelsee	11.7	595	E → M
Walchensee	26.2	1638	O
Simssee	14	654	P
Chiemsee (Südufer)**	17	595	M
Waginger See	15.95	661	P

\* = eigentlich ein Stausee (vgl. Diskussion) / *a large reservoir in fact: see discussion*= Daten des erfaßten Zählabschnittes, nicht des gesamten Sees / *census data cover only some parts of the lake*

### 2.3 Topographische Daten

Die für die Ermittlung der Wasservogeldichte und -biomasse nötigen Angaben zur Ausdehnung der Gewässer (Länge, Fläche) entsprechen denen der Landesstelle für Gewässerschutz, wenn der gesamte See von den Zählern erfaßt wurde. War dies nicht der Fall, so wurden die Daten der Zählabschnitte den Berechnungen zugrunde gelegt (Tab. 3).

Tab. 3 Durchschnittsgewichte für verschiedene Wasservogelarten in kg, abgeschätzt nach Daten aus dem Handbuch der Vögel Mitteleuropas (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966—1969).

*Average weight of the waterfowl species in kilogramm; estimates from BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1966—1969).*

Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	1.0
Schwarzhalstaucher	<i>Podiceps nigricollis</i>	0.4
Zwergtaucher	<i>Podiceps ruficollis</i>	0.2
Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>	12.0
Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	0.7
Schnatterente	<i>Anas strepera</i>	0.75
Krickente	<i>Anas crecca</i>	0.3
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	1.0
Knäkente	<i>Anas querquedula</i>	0.4
Löffelente	<i>Anas clypeata</i>	0.6
Spießente	<i>Anas acuta</i>	0.85
Kolbenente	<i>Netta rufina</i>	1.1
Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	0.9
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	0.65
Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	0.9
Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	1.6
Zwergsäger	<i>Mergus albellus</i>	0.6
Bleßralle	<i>Fulica atra</i>	1.0

Seltenere Arten / *Rare species* 1.0

Unter „selteneren Arten“ sind zusammengefaßt / *Rare species include:*

*Gavia arctica, G. stellata, Podiceps griseigena, P. auritus, Phalacrocorax carbo, Cygnus cygnus, C. columbianus, Branta canadensis, Anser anser, A. albifrons, A. fabalis, A. brachyrhynchus, A. indicus, Tadorna tadorna Aythya nyroca, A. marila, Melanitta fusca, M. nigra, Somateria mollissima, Mergus serrator.*

## 3. Methode

### 3.1 Auswahlkriterien für die Wasservogeldaten

Infolge des zwar sehr großen, aber recht heterogenen Materials, das die VSW zur Verfügung stellte, war es nötig, eine beschränkte Anzahl vergleichbarer Zählabschnitte auszuwählen. Es werden daher nur Abschnitte berücksichtigt, von denen mindestens aus 3 der 6 Zählperioden zwischen 1968/69 und 73/74 Daten erhältlich sind. Liegt nur die Mittwinterzählung

(Januar) vor, so wird deren Ergebnis in die Untersuchung mit einbezogen, wenn mindestens 3 Zählperioden vollständig sind. Zählerien von Gewässern, die zeitweilig vereisen, werden verwertet, wenn die Totalvereisung nicht mehr als 5 Monate betrug, also wenigstens 3 Monatszählungen vorliegen. Über die Anzahl der Zählungen auf den verschiedenen Seen siehe Tab. 1.

### 3.2 Analyse

Für jeden Zählabschnitt wird die durchschnittliche Wasservogeldichte und -biomasse pro Zählung errechnet ( $n \leq 48$ ), und zwar sowohl auf die Länge des Abschnitts als auch auf die Zählfläche bezogen. Der Bezug der Biomasse und Dichte auf die Uferlänge der Seen erklärt sich dadurch, daß Gesamtwasserfläche und für die Vögel zur Nahrungssuche geeignete Wasserfläche nicht identisch sein müssen. Gerade bei Seen sind die Vögel in der Regel zur Nahrungsaufnahme an die ufernahen Regionen gebunden, während zentralere Zonen meist nur Rastplatzfunktionen besitzen.

Abschnitte, die innerhalb einer Gewässergüteklasse starke Abweichungen von den Durchschnittswerten zeigen, werden ausgesondert, wenn diese Maßnahme durch besondere ökologische Verhältnisse zu begründen ist. Dies trifft nur auf den Kochelsee zu.

Außerdem werden durchschnittliche Dichte, Biomasse und relative Häufigkeit für jede Art sowie die Diversität der Wasservogelgemeinschaft jedes Gewässers berechnet. Die zur Biomasse nötigen Durchschnittsgewichte der Vogelarten wurden nach den Angaben im Handbuch der Vögel Mitteleuropas (BAUER & GLUTZ v. BLOTZHEIM 1966—1969) abgeschätzt (siehe Tab. 2).

Seltenere Arten werden aus arbeitstechnischen Gründen zu einer „Einheit“ zusammengefaßt und können so in die Berechnung von relativer Häufigkeit, Gesamtdichte bzw. -biomasse mit einbezogen werden. Da sie nur einen Bruchteil der Wasservögel beinhalten, verfälschen sie auch die Diversitätswerte nur geringfügig (vgl. 5.3.1).

Die so erhaltenen Daten lassen sich mit der entsprechenden Wassergüte korrelieren. Die Wassergüte der einzelnen Seen, die im Untersuchungszeitraum mit Ausnahme des Kochelsees konstant blieb, ist Tab. 2 zu entnehmen. Zur Regressions- und Korrelationsanalyse wird der oligotrophen Stufe die Ziffer 1, der mesotrophen die 2, der eutrophen die 3 und der polytrophen die 4 zugeordnet. Als Regressionsfunktionen werden lineare, exponentielle und Potenzfunktionen sowie Ellipsen- und Hyperbelfunktionen getestet. Die Anpassung erfolgt nach der Methode der kleinsten Quadrate. Zur Berechnung der kurvilinearen Funktionen wird eine logarithmische bzw. quadratische Transformation der Daten vorgenommen.

Die obige Methode zur Bestimmung der Korrelation zwischen Wasservögeln und Gewässergüte ist streng genommen nur zulässig, wenn die Weite der einzelnen „Gewässergüteklassen“ 1, 2, 3 und 4 tatsächlich, wie es die „Zahlenschritte“ zum Ausdruck bringen, in absolutem oder logarithmischem Maßstab gleich groß ist. Der bei Unklarheiten dieser Art eigentlich anzuwendende Rangkorrelationstest von Spearman (BERTHOLD, BEZZEL & THIELKE 1974, p. 103) liefert allerdings durchwegs niedrigere Korrelationskoeffizienten als die mit der angewandten Methode erzielbaren (vgl. 7.3). Außerdem lassen sich damit keine Regressionsfunktionen ermitteln,

wodurch eine Quantifizierung einer etwaigen Indikatorfunktion der Wasservögel erschwert wird. Aufgrund des bei zunehmender Eutrophierung exponentiell komplexer werdenden Zusammenspiels von Faktoren, aus denen die Wassergüte erschlossen wird, kann man jedoch annehmen, daß auch die Intervalle der Wassergüteklassen exponentiell breiter werden und somit im logarithmischen Maßstab gleiche Weite aufweisen sollten.

#### **4. Abhängigkeit der Wasservögel von Größe und Tiefenstruktur der Seen**

Die Seen lassen sich anhand ihrer Wasservogelzahlen in drei Kategorien einteilen: Große Seen (Nr. 3, 6, 10 in Abb. 1) mit hohen Wasservogelbiomassen bzw. -dichten, mittelgroße (Nr. 1, 2, 4, 5, 8, 9, 11) mit niedrigen und kleine Seen und Weiher (z. B. Sachensee, Soiern See, Biberschwöller Weiher, Sameister Weiher) mit noch höheren Werten als große Seen (vgl. Abb. 2).

Dies dürfte zum Teil auf einen methodischen Fehler bei der Dichte- und Biomasseberechnung zurückzuführen sein. Diese Größen werden jeweils auf die tatsächlich gezählte Fläche bzw. Uferlänge bezogen, die bei den großen Seen nicht mit der gesamten Seefläche bzw. der ganzen Uferlänge übereinstimmt. Dort sind nur Teile des Uferstreifens erfaßt worden. Da aber wegen der Tiefenverhältnisse an den meisten Seen eine Nahrungsaufnahme für viele Vögel nur im Litoral möglich ist, konzentrieren sie sich in den ufernahen Bereichen, während die als Ruheplätze dienenden zentraleren Zonen geringere Vogelzahlen aufweisen.

Aufgrund dieser unterschiedlichen Wasservogeldichten in Flach- und Tiefwasserzonen wäre an sich eine getrennte Auswertung der Wasservogelzahlen aus diesen Bereichen vonnöten. Eine getrennte Auszählung der Vögel in den verschiedenen Tiefenzonen wurde bisher jedoch nicht durchgeführt.

Die hohen Wasservogelkonzentrationen in den Uferbezirken großer Seen brauchen allerdings nicht unbedingt auf methodischen Fehlern beruhen. Als Folge der relativen Ungestörtheit der zentralen Zonen im Winterhalbjahr scheinen sich dort gerade für häufigere Arten wie die Reiherente Überwinterungstraditionen entwickelt zu haben (BEZZEL 1969 und 1972).

Wasservogeldichte- und -biomasseunterschiede zwischen ufernahen und zentralen Regionen eines Sees dürften bei kleinen Seen und Weihern dagegen nicht mehr auftreten, da bei der geringen Tiefe dieser Gewässer Nahrungssuche auf der ganzen Seefläche möglich ist (außer bei Störungen). Das vorhandene Nahrungsangebot kann daher in stärkerem Maße genutzt werden und führt dazu, daß eine höhere Wasservogelbiomasse tragbar wird.



Eventuell ist auch wegen des kaum zu berücksichtigenden Grades der Vereisung, der von Seengröße, Durchströmung und Witterung abhängt, in der Wasservogelmasseberechnung für Weiher ein weiterer methodischer Fehler eingeschlossen. Wasservogeldata werden nur an offenen Wasserflächen gewonnen. Total vereiste Gewässer

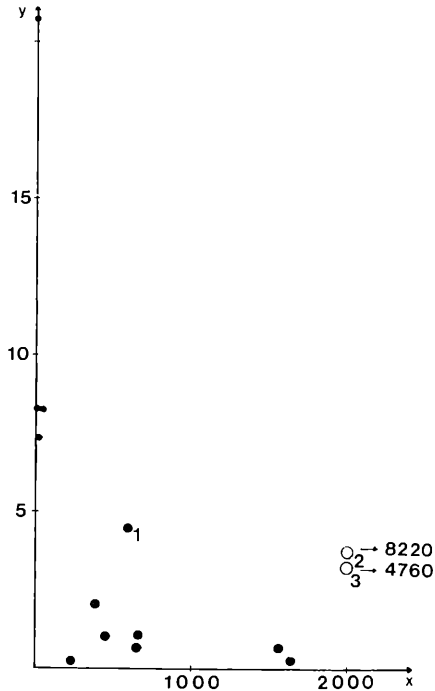


Abb. 2:

Vergleich der flächenbezogenen Wasservogelbiomassen an großen, mittelgroßen und kleinen Seen. *Comparison of waterfowl biomass per hectar at large, medium sized and small lakes.*

Abszisse / *abscissa*: Seegröße / *lake area (hectar)* Ordinate / *ordinate*: kg Wasservogel pro ha Zählfläche / *kilogramm waterfowl biomass per hectar censused lake area*

Kreise / *circles*: große Seen (über 2000 ha); 2 = Chiemsee, 3 = Ammersee  
*large lakes (> 2000 hectar)*

Große Punkte / *large points*: mittelgroße Seen (150—2000 ha); 1 = Kochelsee / *medium sized lakes.*

Kleine Punkte / *small points*: kleine Seen und Weiher (unter 150 ha) / *small lakes and ponds (< 150 hectar)*

werden nicht gezählt, da sie in den allermeisten Fällen auch keine Wasservögel mehr beherbergen. Da Weiher im Gegensatz zu größeren Seen relativ früh vereisen, kann hier keine übermäßige Nutzung des Nahrungsangebots während der eisfreien Zeit durch große Wasservogelmassen auftreten und als Folge davon Nahrungsverknappung in den Mittwinter- und Frühlingsmonaten verursachen. Abwanderung von Wasservögeln nach Abweiden des Nahrungsangebots haben unter anderem REICHHOLF (1973a, b und 1974) und WILLI (1970) nachgewiesen. Nach Aufbrechen der Eisdecke dürften sich dann relativ viele Vögel auf diesen wenigen, noch im Frühjahr nahrungsreichen Weihern sammeln.

Eine weitere Einflußmöglichkeit wäre die in der Regel häufigere Durchmischung bzw. Wassererneuerung kleinerer Seen und Weiher durch Wind bzw. Zu- und Abflüsse, wodurch die Zirkulation von Nährstoffen angeregt und die Produktivität von verwertbarer Nahrung gesteigert werden.

Aufgrund der unterschiedlichen Wasservogeldichten und -biomassen auf großen, mittelgroßen und kleinen Seen (Abb. 2), die teils auf methodischen Schwierigkeiten, teils auf ökologischen Ursachen beruhen dürften, sind diese Seenkategorien zunächst nur getrennt weiter bearbeitbar. Durch Verfeinern der Zählmethode könnte später eventuell eine gemeinsame Auswertung möglich sein, indem man einen „Größenfaktor“ einführt oder zur Mehrfaktorenanalyse übergeht.

Im folgenden werden die mittelgroßen Seen als die im Material am stärksten vertretene Kategorie behandelt. Zunächst soll mit Hilfe einer partiellen Korrelationsanalyse geklärt werden, inwieweit eine Beziehung zwischen Wassergüte und Wasservogelbiomasse durch die Seengröße verschleiert oder vorgetäuscht werden kann. Dies geschieht durch einen Vergleich der Korrelationen zwischen den 3 Parametern Wassergüte (WG), Wasservogelbiomasse pro ha Zählfläche (B) und Seefläche (F).

Die Analyse wird einmal mit, einmal ohne Kochelsee durchgeführt, da dieser aufgrund spezieller Verhältnisse eine Ausnahme darstellt (vgl. 5.5 und Abb. 2).

Nach mathematischer Ausschaltung der jeweiligen Störgröße ergeben sich die in Tab. 4 dargestellten Beziehungen. Dabei zeigt sich, daß WG und B bzw. WG und F bedeutend stärker gekoppelt sind als F und B. Man kann also für die mittelgroßen Seen die Seengröße als Störfaktor für die Beziehung WG — B vernachlässigen.

Auf eine Korrelation zwischen der Seetiefe und dem pflanzenverfügbaren Phosphor an der Seeoberfläche weist VOLLENWEIDER (1968) hin. Ein tiefer See ist bei gleicher Phosphorbelastung geringer belastet einzustufen als ein flacher. Da Seetiefe und Seengröße (Fläche) bei unseren Voralpenseen meist gekoppelt sind, werden auch die hohen WG — F — Korrelationen verständlich.

Tab. 4: Partielle Korrelation im 3-Faktoren-System Wassergüte (WG) — Biomasse (B) — Seefläche (F) bei mittelgroßen Seen / *partial correlation in a 3-factor-system: quality of water (WG) — biomass (B) — lake area (F) for medium sized lakes.*

Beziehung <i>correlation</i>	ohne / <i>without</i> Kochelsee		mit / <i>including</i> Kochelsee	
	Korrelationskoeffizient / <i>correlation coefficient</i> (r) und Irrtumswahrscheinlichkeit / <i>degree of</i> <i>significance</i> (p)			
		p		p
WG — B	0.74	0.05	0.52	0.2
F — B	0.15	0.4	0.002	1
WG — F	—0.6	0.1	—0.62	0.1

## 5. Beziehung zwischen Wassergüte und Wasservögeln bei mittelgroßen Seen

### 5.1 Wasservogelgesamtdichte und Wassergüte

#### 5.1.1 Bezugsgröße Uferlänge

Nach Einstufung der Seen in verschiedene Wassergüteklassen (Tab. 2) wird für 6 der mittelgroßen Seen (Nr. 1, 4, 5, 8, 9, 11 in Abb. 1) die Korrelation zwischen durchschnittlicher Wasservogeldichte im Untersuchungszeitraum pro km Uferlänge und Gewässergüte ermittelt. Der Bannwaldsee (Nr. 2) ist wegen der zu spät erhaltenen Daten über die Wassergüte nicht berücksichtigt. Weiterhin wird der eine Sonderstellung einnehmende Kochelsee (Nr. 7) aus der Analyse ausgeklammert. Dabei ergeben sich signifikante Korrelationskoeffizienten sowohl für eine Regressionsgerade ( $r=0.73$ ;  $p<0.05$ ), -exponentialfunktion ( $r=0.76$ ;  $p<0.05$ ) als auch -potenzfunktion ( $r=0.82$ ;  $p<0.025$ ). Zur Verdeutlichung der Methode sind alle drei Funktionen in Abb. 3 dargestellt. In allen weiteren Graphiken ist in der Regel nur noch die „beste“ Regressionsfunktion mit dem höchsten r-Wert aufgetragen.

Da Unterschiede zwischen den empirisch berechneten Korrelationen (r-Koeffizienten) und den tatsächlichen, in der Natur verwirklichten bestehen (Stichprobeneffekt), muß der höchste mathematisch erzielbare r-Wert nicht der beste sein. Welche Regressionsfunktion die tatsächliche Korrelationsbeziehung am ehesten widerspiegelt („line of best fit“), läßt sich durch Prüfung auf Unterschiede zwischen den verschiedenen r-Werten testen (T-Test nach FISHER in SIMPSON, ROE & LEWONTIN 1960, p. 244). Liegen jedoch wie hier Funktionen und r-Koeffizienten sehr eng beisammen, sind Entscheidungen dieser Art nicht möglich (vgl. Abb. 3).

### 5.1.2 Bezugsgröße Seefläche

Bei Durchführung der Regressionsanalyse nach dem in 5.1.1 vorgezeichneten Schema unter Verwendung der Wasservogeldichte pro Hektar treten etwas höhere Korrelationen auf. Der höchste r-Wert liegt bei 0.84 ( $p < 0.025$ ;  $y = 0.274 \cdot x^{1.096}$ ).

### 5.2 Gesamtbiomasse der Wasservogel und Wassergüte

Die Wasservogeldichte als Vergleichswert bei der Beurteilung der Gewässergüte nimmt keinerlei Bezug auf die Größenverteilung der Vögel. Die Größe einer Art und damit zusammenhängend ihr Körper-

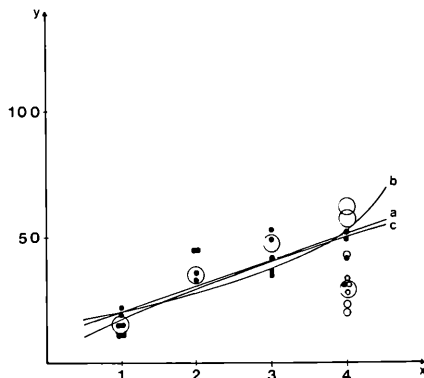


Abb. 3:

Korrelation zwischen Gewässergüte (x) und Wasservogeldichte (y). Dargestellt sind jeweils die Regressionsfunktionen, die unter Verwendung der Mittelwerte im Untersuchungszeitraum pro See (große Kreise) errechnet wurden. Zur Verdeutlichung des Schwankungsbereichs sind die Jahresmittel pro See ebenfalls eingezeichnet. Abszisse: 1 = oligotroph (Walchensee), 2 = mesotroph (Forggensee), 3 = eutroph (Wörthsee), 4 = polytroph (Punkte = Pilsensee, kleine Kreise = Waginger See, mittlere Kreise = Simssee). Ordinate: Wasservogel pro km Uferlänge.

*Correlation between degree of water pollution (x) and waterfowl-density per km shore-length (y). Functions of regression (a, b, c) have been calculated from average waterfowl-density (1968—1974) at each lake (large circles). Points, little and medium sized circles indicate the average waterfowl-density of each season per lake. Abscissa: 1 = oligotrophic (Walchensee), 2 = mesotrophic (Forggensee), 3 = eutrophic (Wörthsee), 4 = polytrophic (Pilsensee: points, Waginger See: small circles, Simssee: medium sized circles).*

Regressionsfunktionen / functions of regression:

a = Gerade:  $y = 10.27 + 10.25 x$ ;  $r = 0.73$ ;  $p < 0.05$

b = Exponentialfunktion:  $y = 14.57 \cdot e^{0.313x}$ ;  $r = 0.76$ ;  $p < 0.05$

c = Potenzfunktion:  $y = 17.44 x^{0.76}$ ;  $r = 0.82$ ;  $p < 0.025$

gewicht dürfte aber von entscheidendem Einfluß auf ihre Einnischung in der Biozönose sein, besonders im Hinblick auf den Nahrungsverbrauch. WINKLER (1975) nimmt als täglichen Nahrungsbedarf bei schlammfaunafressenden Anatiden ca. 20% ihres Körpergewichts an; ähnliches gilt für den Haubentaucher (BAUER & GLUTZ v. BLOTZHEIM 1966).

Sollte das Nahrungsangebot Beziehungen zur Wassergüte aufweisen, so ist zu erwarten, daß die Wasservogelpopulationen darauf reagieren werden. Unterschiedliche Ausbeutung des Nahrungsreservoirs durch verschieden große Arten läßt sich durch Verwendung der Gesamtbiomasse anstelle der Gesamtdichte berücksichtigen.

### 5.2.1 Bezugsgröße Uferlänge

Die Regressionsanalyse unter Benutzung der Uferlänge als Bezugsparameter für die durchschnittliche Wasservogelbiomasse bringt sehr ähnliche Beziehungen wie in 5.1.1, nur mit höheren Korrelationskoeffizienten. Der höchste r-Wert liegt bei  $r=0.86$  ( $p<0.025$ ;  $y=15.82 \cdot x^{0.899}$ ).

### 5.2.2 Bezugsgröße Seefläche

Wie aus dem Vergleich von 5.1.1 mit 5.1.2 bzw. 5.2.1 zu erwarten, treten die höchsten Korrelationen bei einer Regressionsanalyse unter Verwendung der Wasservogelbiomasse pro ha Seefläche als Beurteilungsparameter der Wassergüte auf. Die beste Regressionsfunktion ist in Abb. 4 dargestellt. Auch hier sind die r-Werte für die möglichen Funktionen Potenzfunktion ( $r=0.87$ ;  $p<0.025$ ; Abb. 4) und Exponentialfunktion ( $r=0.082$ ;  $p<0.025$ ;  $y=0.176 \cdot e^{0.522x}$ ) nicht gegeneinander absicherbar (T-Test). Ebenfalls kann mathematisch nicht entschieden werden, welche der in 5.1 und 5.2 vorgestellten Methoden am besten die Beziehung zwischen Wassergüte und Wasservögeln be-

Tab.5: Vergleich der maximal erreichten Korrelationen zwischen Wasservögeln und Wassergüte unter Verwendung von Wasservogeldichte bzw. -biomasse bezogen sowohl auf die Uferlänge als auch auf die Seefläche. / *Comparison of the highest correlation coefficients between waterfowl (density and biomass per kilometre shore-length and hectare) and degree of water pollution.*

	Korrelationskoeffizienten / correlation coefficients	
	Dichte density	Biomasse biomass
Uferlänge / <i>shores-length</i> km	0.82	0.86
Seefläche / <i>lake area</i> (ha)	0.84	0.87

schreibt. Dies ist vermutlich erst unter Einbeziehung umfangreicheren Materials und genauerer Kenntnis der realen ökologischen Beziehungen möglich.

Da aber in 5.2.2 der höchste r-Wert erreicht wird (vgl. Tab. 5) und es nicht möglich ist, alle Fragestellungen mit allen vier Methoden zu überprüfen (dazu wäre eine EDV-gerechte Aufbereitung der Wasservogel­daten nötig gewesen), wird im weiteren Verlauf der Analyse nur noch mit flächenbezogener Wasservogelbiomasse gearbeitet (5.4 bis 5.6).

Der in Abb. 4 aufgezeigte Anstieg der Wasservogelbiomasse mit zunehmender Seeneutrophierung ist ökologisch erklärbar. Im nährstoffarmen, oligotrophen See fehlen intensiv nutzbare Nahrungsquellen. Allerdings hätte eine Optimumskurve eher den Erwartungen entsprochen, da nach anfänglicher Steigerung der Produktivität der Gewässer durch Nährstoffeintrag übermäßige Belastung zu einem „Umkippen“ des Sees führen müßte. Wenn nicht terrestrische Ersatznahrung genutzt werden kann, dann dient dieses Gewässer den Vögeln bestenfalls noch als Raststation.

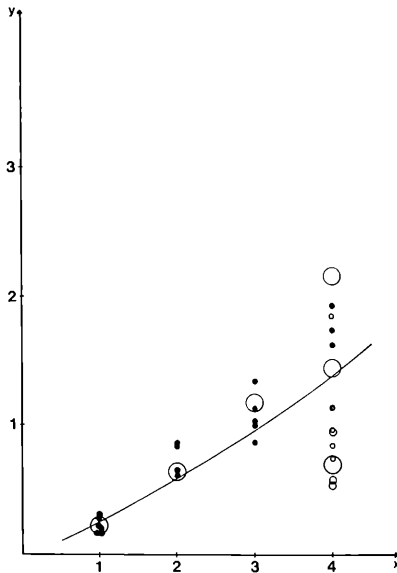


Abb. 4:

Korrelation zwischen Gewässergüte (x) und Wasservogelbiomasse pro ha (y). Zeichen wie in Abb. 3. *Correlation between water pollution (x) and waterfowl biomass per hectare (y). Signature see fig. 3.*

Regressionsfunktion / function of regression:

$$y = 0.246 \cdot x^{1.243}; r = 0.87; p < 0.025$$

ODUM (1971) hat eine Beziehung zwischen Produktion und organischen bzw. toxischen Verunreinigungen postuliert, die in Abb. 5 dargestellt ist. Während Gifte bereits in geringen Mengen die Produktion hemmen, steigt die Produktivität zunächst bei organischer Belastung bis zu einem Kulminationsbereich, in dem starke Schwankungen der Produktion charakteristisch sind. Bei weiterer Verschmutzung fällt die Kurve stark ab.

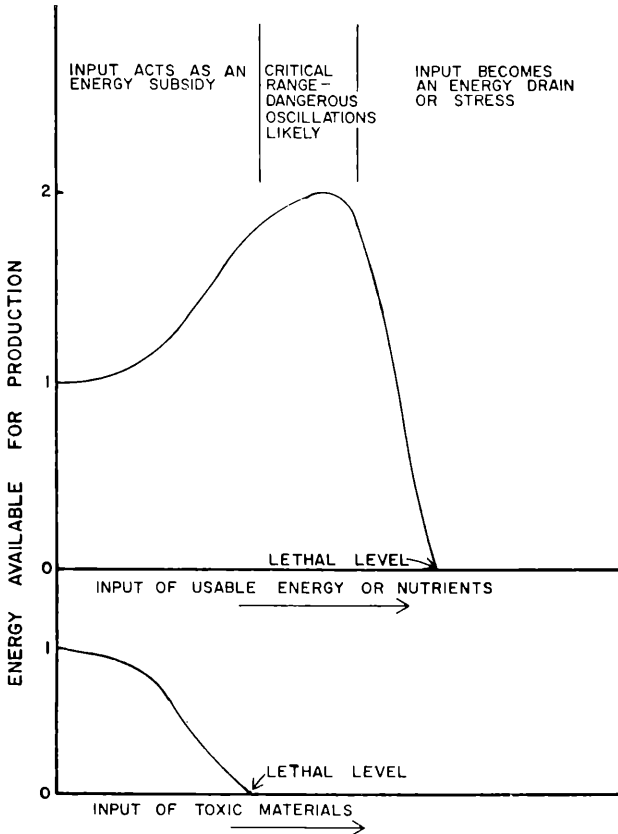


Abb. 5:

Erwartete Beziehung zwischen Wasserverunreinigung und der Produktion organischen Materials, einer für die Verteilung der Wasservögel wichtigen Größe (aus ODUM 1971, p. 435). Unterscheidung zwischen eutrophierenden und toxischen Verschmutzungen. *Expected connection between pollution and productivity, which is an essential factor for waterfowl distribution and abundance (from ODUM 1971, p. 435).*

Da in dieser Analyse keine „überpolytrophen“, „toten“ Seen enthalten sind, wäre auch eine sigmoide Kurve noch denkbar. So muß aber interpretiert werden, daß der zu erwartende Rückgang der flächenbezogenen Wasservogelbiomasse erst bei in Bayern unüblichen Verschmutzungsgraden auftritt. Eventuell spielt hier die Zusammensetzung des Abwassers (industriell — häuslich, toxisch — eutrophierend) die entscheidende Rolle.

### 5.3 Die Diversität von Wasservogelgemeinschaften als Entscheidungshilfe zur Beurteilung der Gewässergüte.

Als Kriterium zur Bewertung von Wasservogellebensräumen wurde die Diversität zur Diskussion gestellt (BEZZEL & REICHHOLF 1974). Ihre Abhängigkeit von der Wassergüte ist bislang der ausgewerteten Literatur zufolge für Vogelbiozöosen noch nicht untersucht worden. RECHER (1971) ist jedoch der Meinung, daß die Diversität in Wasservogelhabitaten hauptsächlich durch die Produktivität des Gewässers und die Art der Nahrungsansprüche der Vögel bestimmt wird. Für Benthosorganismen in Fließwassersystemen hat WILHM (1967) starke Beeinträchtigung der Diversität durch Abwässer festgestellt. Vom Washington See (USA) liegt eine Diversitätsentwicklung von Diatomeen-Gemeinschaften vor. Dort sinkt die Diversität mit zunehmender Eutrophierung, um nach dem Fernhalten der Abwässer wieder zu steigen (STOCKNER & BENSON 1967). Auf die grundsätzliche Verwertbarkeit der Indikatoreignung der Diversität in bezug auf menschliche Eingriffe in den Naturhaushalt weisen u. a. BEZZEL (1974) und REICHHOLF (1974a) hin, auf ihre Verwendbarkeit zur Beurteilung von Vogelbiozöosen auch bei deren unvollständiger Erfassung JÄRVINEN & SAMMALISTO (1973).

Die Einführung der Diversität in die praxisbezogene Ornithologie haben für das deutschsprachige Schrifttum BEZZEL (1974), BEZZEL & REICHHOLF (1974), HÖSER (1973) und REICHHOLF (1974a) geliefert (mit Hinweisen zur umfangreichen, hauptsächlich amerikanischen Literatur). In der vorliegenden Analyse wird, wie dort meist vorgeschlagen, mit der Shannon-Formel unter Verwendung der relativen Häufigkeit und des Logarithmus naturalis gearbeitet.

#### 5.3.1 Berechnung der Diversität

Anstatt der zu aufwendigen Berücksichtigung aller Wasservogelspezies zur Diversitätsberechnung wurde die Untersuchung auf die 18 häufigsten Arten beschränkt, der Rest zu einer Einheit (siehe Tab. 3) zusammengefaßt und so in die Analyse mit einbezogen. Dazu ist zu bemerken, daß bereits die Beschränkung bei der „Wasservogelauswahl“ nur auf Entenvögel (Anseriformes), Taucher (Gavii- und Podicipediformes) und Bleßralle *Fulica atra* unter Ausklammerung der Laro-Limikolen (Charadriiformes) und Reiher (Ardeidae) bzw. rest-



lichen Rallen (Rallidae) eine Vorauswahl darstellt, die aufgrund des vorliegenden Wasservogelmaterials getroffen werden mußte. Letztere Artengruppen nehmen aber wegen ihrer Seltenheit kaum Einfluß auf die Ökosysteme (Ausnahme: sie gehören einer sehr hohen Trophieebene an), so daß sie zur Berechnung der Diversität als Strukturterm für das Ökosystem vernachlässigbar sind.

Der durch diese Standardisierung auf 19 „Arten“ entstandene Fehler ist bezüglich der Diversität gering (durchschnittlich  $\pm 0.7$ , maximal  $+2.5\%$ ; Ausnahme Kochelsee:  $+7.6\%$ ). Durch ihre geringe relative Häufigkeit tragen sehr seltene Arten eben kaum zur Diversität bei. Dies muß allerdings keine Verringerung der Aussagekraft im Sinn der Fragestellung bedeuten, denn die Verwendung aller Arten oder einer Auswahl davon ist ein Problem prinzipieller Natur (REICHOLF 1975). Unabhängig davon ist es jedenfalls gerechtfertigt, wegen des viel geringeren Arbeitsaufwands einen relativ kleinen methodischen Fehler in Kauf zu nehmen.

Mit aus den Wasservogeldurchschnittswerten des gesamten sechsjährigen Untersuchungszeitraums ermittelten Diversitäten ist zwar die obige Überprüfung des durch die Artenauswahl entstandenen methodischen Fehlers zulässig, nicht aber ihre Verwendung als Ausdruck der Wasservogelbiozönose. Der Grund hierfür liegt in der Diskontinuität der Wasservogelgemeinschaft zwischen den Zählperioden. Während die verschiedenen Zustände eines Gewässers fließende Übergänge aufweisen, besteht zwischen den Wintervogelbeständen der einzelnen Jahre kein direkter Zusammenhang. Deshalb wird als die Diversität der Wasservogelbiozönose jedes Sees jeweils das Mittel aus den Durchschnittswerten der verschiedenen Zählperioden genommen.

Der Berechnung der Diversität mit Hilfe relativer Häufigkeiten der Einzelarten anstatt ihrer relativen Biomasse wird hier der Vorzug gegeben (vgl. BEZZEL 1974 und WILHM 1968), da die einzelnen Konsumentenklassen unter den Wasservögeln Endglieder verschiedener Nahrungsketten sind. Sie zeigen daher in ihrer Größe keinerlei Abhängigkeit voneinander.

### 5.3.2 Zusammenhang mit der Wassergüte

Bei Korrelation der Wasservogeldiversität mit der Wassergüte ergibt sich bei den 6 verwendeten Seen ein für eine ellipsoide Regressionsfunktion recht hoher Korrelationskoeffizient von  $r = -0.86$  ( $p < 0.025$ ). Das Optimum der Diversität liegt beim mesotrophen See (Abb. 6).

Eine weitere Regressionsellipse läßt sich mit einem Optimum beim oligotrophen See konstruieren. Auch hier ergibt sich eine starke Korrelation ( $r = -0.81$ ;  $p < 0.025$ ; Abb. 6). Da sich die beiden  $r$ -Werte nicht gegeneinander absichern lassen, ist nicht zu klären, ob das Optimum der Diversität im mesotrophen Bereich tatsächlich existiert.

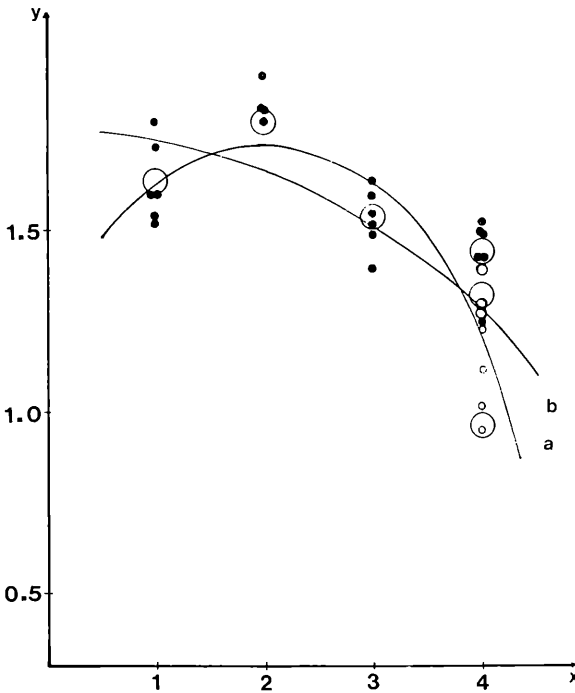


Abb. 6:

Korrelation zwischen der Gewässergüte (x) und der Diversität von Wasservogelgemeinschaften (y). Zeichen wie in Abb. 3. *Correlation between the degree of water pollution (x) and species-diversity in waterfowl communities. Signature see Fig. 3. Diversität / species-diversity  $H' = -\text{Summe} / \text{sum } p_i \ln p_i$ ;  $p_i$  = relative Häufigkeit pro Art / frequency per species. Regressionsfunktionen / functions of regression:*

$$a: \left( \frac{x-2}{2.884} \right)^2 + \left( \frac{y}{1.733} \right)^2 = 1; r = -0.86; p < 0.025$$

$$b: \left( \frac{x}{5.751} \right)^2 + \left( \frac{y}{1.773} \right)^2 = 1; r = -0.81; p < 0.025$$

Die unklaren Beziehungen zwischen Wassergüte und Diversität bei relativ unbelasteten Seen könnten auch ein Hinweis dafür sein, daß die Diversität erst ab einem bestimmten Eutrophie- oder Verschmutzungsgrad als Indikator für die Wassergüte in Betracht kommt.

#### 5.4 Entwicklung der Wasservogelbiomasse an einigen Seen zwischen 1968 und 1974 und Zusammenhänge mit der Gewässergüte

Die Wasservogelzahlen eines Sees können pro Jahr ziemlich stark schwanken, wie das für Ammer- und Starnberger See nachgewiesen wurde (BEZZEL & REICHHOLF 1974). In diesem Abschnitt soll geprüft werden, ob trotzdem Beziehungen zwischen der Wasservogel-Bestandsentwicklung und der Seeneutrophierung bestehen könnten. Auf diese Möglichkeit weisen unter anderem auch BEZZEL & RANFTL (1974) am Beispiel des Kochelsees hin.

##### 5.4.1 Entwicklung der Wasservogelbiomassen im Untersuchungszeitraum.

In Abb. 7 ist jeweils die durchschnittliche Wasservogelbiomasse jeder Zählseason für mehrere Seen gegen die Zeit aufgetragen, um ihre Entwicklung abschätzen zu können. Dabei fallen zwei Komponenten auf:

- a) Das Niveau der Wasservogelbiomasse auf den den verschiedenen Gewässergüteklassen zuzuordnenden Seen ist unterschiedlich. Die Kurven überschneiden sich kaum (vgl. 5.2.2).
- b) Mit höherer Wasservogelbiomasse steigt auch deren jährliche Zuwachsrate.

Bei den Kurven von Wörth- und Pilsensee ist zu berücksichtigen, daß 1971 die Kläranlage der Ammersee-Ringkanalisation an der Amper in Betrieb genommen wurde, die auch die in diese beiden Seen ablaufenden Abwässer klärt (Pfeile in Abb. 7). Ab 1968/69 wurden bereits erste Abwässer der Anliegergemeinden von Pilsen- und Wörthsee über den Ringkanal ungeklärt in die Amper als Vorfluter abgeleitet. In der Folgezeit kam es zum sukzessiven Anschluß weiterer Abwasserkanäle an die Ringkanalisation, bis die Hauptabwasserlast vom Wörthsee 1972 und vom Pilsensee 1973 ferngehalten werden konnte. 1976 sollen die Seesanieierungsmaßnahmen abgeschlossen sein. Etwaige Auswirkungen dieser Maßnahmen auf die Wasservögel werden in 5.4.2 näher diskutiert.

##### 5.4.2 Entwicklung der Wasservogelbestände nach Maßnahmen der Seenreinhaltung.

Die Entwicklung der Wasservogelbiomasse an Wörth- und Pilsensee zeigt hohe Parallelität (Abb. 7). An beiden Seen fielen die Wasservogelbestände schlagartig nach dem Fernhalten von Abwässern, und zwar jeweils ein halbes Jahr, bevor die Hauptabwassermenge, die bislang eingeleitet worden war, über den Ringkanal abgeführt wurde. Diese deutliche Reaktion der Wasservögel, eventuell durch Zusammenwirken mehrerer, zum Teil noch ungenügend bekannter Faktoren zustande gekommen, dürfte außerhalb des natürlichen

Schwankungsbereichs liegen. Wären großräumige Wasservogelverschiebungen dafür verantwortlich, so hätten die Zahlen wie am benachbarten Ammersee 1972/73 wieder steigen müssen, der wohl primär aufgrund seiner Größe noch keine eindeutige Reaktion auf die Reinhaltungsmaßnahmen zeigt, soweit sie die Vögel betreffen (Tab. 6). Auch die unterschiedliche Vereisung scheint kaum eine Rolle zu spielen; jedenfalls lassen sich keine Schwankungen der Biomasse darauf zurückführen.

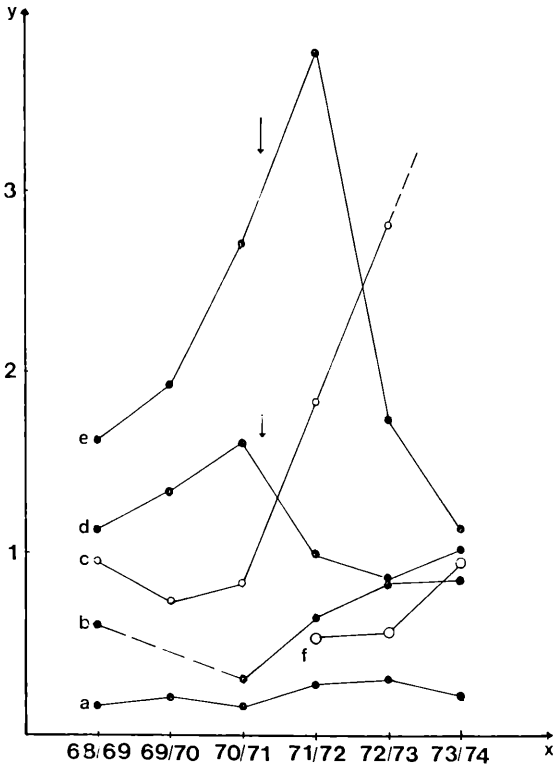


Abb. 7

Entwicklung der Wasservogelbiomasse auf sechs mittelgroßen bayerischen Seen zwischen 1968 und 1974. *Development of waterfowl biomass on six medium sized lakes for the period between 1968 and 1974 in Bavaria.* Abszisse / abscissa (x): Zählperiode / season. Ordinate / ordinate (y): Wasservogelbiomasse (kg/ha) / waterfowl biomass (kilogramm per hectare). a = Walchensee, b = Forggensee, c = Waginger See, d = Wörthsee, e = Pilsensee, f = Simssee. Die Pfeile geben den Zeitpunkt an, an dem die Kläranlage der Ammerseeringkanalisation in Betrieb genommen wurde. *Arrows indicate the start of effective sewage treatment plants for the surroundings of Pilsen-, Wörth- and Ammersee (ring canalization).*

Sollte der Rückgang der Wasservögel auf Pilsen- und Wörthsee einen Rückgang der Seenproduktivität infolge der Seenreinhaltungsmaßnahmen anzeigen, so käme diese Reaktion eigentlich überraschend schnell. Die Selbstreinigungskraft eines Sees ist im Vergleich zu der von Fließgewässern gering und aufgrund des hohen Eutrophierungsgrades beider Seen dürfte selbst die für ein stehendes Gewässer relativ hohe Wassererneuerungsrate von 1.1 Jahren (Pilsensee) nicht ausreichen, um einen wesentlichen Teil der bereits im See gespeicherten Nährstoffe ( $\text{PO}_4^{3-}$ ;  $\text{NO}_3^-$  u. a.) abzuführen. Außerdem ist nach kurzzeitiger Verbesserung der Wassergüte eine intensive Remobilisierung der im Sediment gebundenen Nährstoffe zu erwarten (vgl. LIEBMAN & HAMM 1972). Dadurch könnte der See trotz Ausbleibens neuer Abwässer den Eutrophiegrad zumindest weiter beibehalten.

Eventuell könnte die prompte Reaktion der Wasservögel auf das Fernhalten der Abwässer darauf zurückzuführen sein, daß sich die Vögel an Abwassereinleitungen konzentrierten und beim Ausbleiben dieser „Quellen“ verschwanden. An diesen Stellen finden sich Massenansammlungen von Tubificiden und anderen Organismen der Schlammfauna (ZAHNER 1964), deren Bestände bei intensiver Nutzung rasch unter eine Dichte fallen, die für Schlammfaunafresser aus energetischen Gründen uninteressant wird (REICHHOLF 1974b). Bezeichnend ist der rapide Abfall der Reiherente als dem wichtigsten Konsumenten dieser Kategorie (Tab. 6). Gestützt wird diese Vermutung durch die Befunde von WILLI (1970) am Bodensee. Dort deckten sich die Tafelentenkonzentrationen mit den Stellen im Seesediment, an denen hohe Tubificidendichten auftraten, bis sich die Enten nach dem massenhaften Einwandern der Wander- oder Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* auf diese neue Nahrungsquelle umstellten. LIEBMAN & HAMM (1972) berichten außerdem vom Verschwinden stärkerer Uferveralgung an Stellen mit Abwassereinleitungen nach Entfernung der Verschmutzungsquellen. Wie aus Tab. 6 ersichtlich, geht der Rückgang der Wasservögel an Pilsen- und Wörthsee vor allem auf die Abwanderung der Reiherenten zurück. Außerdem sinken die Bleßrallemengen deutlich. Die im Vergleich dazu geringe Abnahme des Höckerschwans könnte eventuell auf intensiver Winterfütterung beruhen, da diese Art noch stärker als Bleßralle und Stockente von dieser künstlichen Nahrungsquelle profitiert.

Überraschend sind die Verhältnisse beim Haubentaucher. Während er am Pilsensee die erwartete Abnahme zeigt, nimmt er am Wörthsee stark zu. Dies ist möglicherweise durch ein Ausweichen der Art auf den Wörthsee zu erklären. Für beide Seen zusammen sinkt die Taucherzahl von durchschnittlich 186 pro Zählung (1970/71) auf 102 (1973/74), so daß rund 45% der Winterpopulation von 1970/71 bis 73/74 abgewandert sind. Eventuell war auch vorher die Nahrungskapazität des Wörthsees in bezug auf Fischfresser nicht voll ausgeschöpft; der

Tab. 6: Abnahme der Wasservogelbiomasse in g/ha und % zwischen 1970/71 und 1973/74 am Wörthsee und zwischen 1971/72 und 1973/74 am Pilsensee mit Aufschlüsselung auf die häufigsten Arten. Im Vergleich dazu die Entwicklung der Wasservogelbiomassen am Ammersee zwischen 1970/71 und 1973/74. / Decline of waterfowl biomass (gramm/hectar and percentage) on Wörth- and Pilsensee from 1970/71 (1971/72) to 1973/74, compared with the development on the Ammersee.

	Pilsensee		Wörthsee	
	△ g/ha	△ %	△ g/ha	△ %
Haubentaucher / <i>Great Crested Grebe</i>	— 111	— 42	+ 34	+ 42
Höckerschwan / <i>Mute Swan</i>	— 293	— 63	— 18	— 5
Stockente / <i>Mallard</i>	— 377	— 51	— 101	— 36
Reiherente / <i>Tufted Duck</i>	— 748	— 97	— 341	— 76
Bleßralle / <i>Coot</i>	— 929	— 71	— 126	— 33
Gesamtbiomasse / <i>Total biomass</i>	—2620	— 70	— 580	— 36

	Ammersee (g/ha)			
	1970/71	71/72	72/73	73/74
Haubentaucher / <i>Great Crested Grebe</i>	33	23	19	24
Höckerschwan / <i>Mute Swan</i>	210	176	237	213
Stockente / <i>Mallard</i>	475	701	569	495
Reiherente / <i>Tufted Duck</i>	1171	477	1057	824
Bleßralle / <i>Coot</i>	1298	831	1016	884
Gesamtbiomasse / <i>Total biomass</i>	3414	2401	3278	2646

steigende Konkurrenzdruck aufgrund des verringerten Nahrungsangebots am Pilsensee führte dann zu einer Erhöhung der Taucherzahlen am aus irgendwelchen Gründen weniger „gern“ aufgesuchten Wörthsee.

Der Abnahme der Wasservogel nach Verbesserung der Wasserverhältnisse steht die Theorie von KOLBE (1965) und ZIEGLER (1965) entgegen, nach der die Wasservogelbestände infolge des höheren Fangerfolges bei größeren Sichttiefen zunehmen, also bei Reinigung von Gewässern. Um diese Frage zu klären, wären Daten über Trübungsmessungen erforderlich. Die Einschränkung dürfte jedoch nur die echten Sichtjäger mit größeren Tauchtiefen betreffen.

Mit den üblichen Untersuchungsmethoden zu Gewässergütebestimmung scheint noch keine deutliche Besserung der Wassersituation an Pilsen- und Wörthsee erkennbar zu sein. Amtlichen Erhebungen zufolge ist der erste immer noch poly-, der zweite eutroph (Gewässergütekarte 1973). Sollten ähnliche Beziehungen zwischen Wasservögeln und Wassergüte auch bei anderen Gewässern gefunden werden können, so käme den Vögeln eine wichtige Indikatorfunktion bezüglich der Abschätzung der ersten Erfolge von Seenreinigungsmaßnahmen zu.

Eine dem Pilsensee sehr ähnliche Entwicklung zeigt der Waginger See (Abb. 7), für den im Herbst 1974 eine Ringkanalisation in Betrieb genommen wurde. Hier lassen sich obige Aspekte erst mit dem Material der nächsten Zählperioden überprüfen.

### 5.5 Sonderfall Kochelsee

Die flächenbezogene Wasservogelbiomasse des Kochelsees kommt der der großen Naturseen sehr nahe und ist für diesen eutrophen See doppelt so hoch wie beim polytrophen Pilsensee (Abb. 2). Ein Grund dafür liegt vermutlich in der täglichen Durchmischung durch das Kochelseekraftwerk, die die Nährstoffzirkulation stark fördern und damit den Energiefluß in den Nahrungsketten durch Beschleunigung des Pflanzenwachstums und der Schlammfaunaproduktion deutlich erhöhen dürfte. Diese Wirkung wäre allerdings nur kurzzeitig wegen der Bindung der Nährstoffe in der Standing Crop und deren Entfernung durch Vogel- und Fischfraß, brächte nicht die stark verschmutzte Loisach fortwährend beträchtliche Nährstofffrachten mit, die vor allem in den Seichtwasserzonen entlang des Kochelsee-Nordufers zu Eutrophierungsprozessen führen. Aufgrund der zunehmenden Eutrophierung des Sees müssen die Fischereiverbände bereits Renken einsetzen, da natürlich abgelaichte Eier nicht mehr zur Entwicklung kommen (VSW, briefl.). Auch die Wasservogelzahlen steigen in den letzten Jahren stark an (BEZZEL & RANFTL 1974).

Mit einer Wassererneuerung innerhalb von 1,5 Monaten weist der Kochelsee heute „den schnellsten Wasseraustausch aller natürlichen Seen Südbayerns“ auf (Seenreinhaltung in Bayern, 1971).

Aufgrund dieser besonderen Verhältnisse wird der Kochelsee aus der Untersuchung der Beziehungen zwischen Wasservögeln und Wasergüte ausgeschieden.

### 5.6 Leitarten

Obwohl als Indikator für einen Ökosystem-Zustand eigentlich nur die gesamte zugehörige Biozönose gelten kann, ist es aus praktischen Gründen oft nicht möglich, auf einzelne Indikatorarten als Leitorganismen zu verzichten. Für den Bereich der Wasservogel sollten diese Leitarten mehrere Kriterien erfüllen:

- a) empfindlichere Reaktion auf die Variable, über die Aussagen gewonnen werden sollen, verglichen mit anderen Arten der Biozönose
- b) gute Beobachtbarkeit
- c) zeitlich und örtlich regelmäßiges Auftreten
- d) relative Stenökie bezüglich Nahrungs- und Biotopwahl, d. h., geringe Plastizität (Valenz) zum eventuellen Ausweichen auf andere Nahrungsquellen oder Biotope
- e) Kontinuität; auch bei extremer Wirksamkeit des zu beurteilenden Faktors muß ausreichende Toleranz gegeben sein.

In 5.6.1 und 5.6.2 sind die Werte des Waginger Sees nicht berücksichtigt, da an diesem Gewässer aus noch nicht näher untersuchten, höchstwahrscheinlich nicht mit der Wassergüte zusammenhängenden Gründen (eventuell Tradition) die omnivore Stockente alle anderen Vogelarten stark zurückgedrängt hat und bis zu 90 % der Wasservogelbiozönose stellt.

#### 5.6.1 Analyse der Leitarten anhand ihrer relativen Häufigkeit

Die Korrelation zwischen relativer Häufigkeit der Arten und der Wassergüte ist für die meisten Arten nicht sehr eng. Nur für Haubentaucher ( $r = -0.965$ ;  $p < 0.01$ ;  $x = 0.0222 \cdot e^{0.6457x}$ ) und Höckerschwan ( $r = -0.94$ ;  $p < 0.01$ ;  $y = 0.0241 - 1.1415 |x - 3|$ ) werden  $r$ -Werte von über  $r = 0.9$  erzielt. Korrelationskoeffizienten von  $r = -0.83$  ergeben sich für Bleßralle ( $p < 0.05$ ;  $y = 0.4444 - 0.425x$ ) und Schellente ( $p < 0.05$ ;  $y = 0.0287 \cdot x^{-1.1219}$ ). Letztere ist jedoch schon so selten, daß die errechnete Beziehung nur vorsichtig interpretiert werden darf. An der Donau vermuten FETTER & LEISLER (1971) einen Einfluß der Gewässergüte auf die Verteilung der Schellenten.

Arten, für die sich a priori keine Beziehungen zur Wassergüte abschätzen ließen bzw. die für statistische Bearbeitung zu selten waren, wurden nicht näher mathematisch untersucht.

#### 5.6.2 Analyse der Leitarten aufgrund ihrer flächenbezogenen Biomasse (kg/ha).

Im Gegensatz zu 5.6.1 erscheinen hier die Einzelarten als voneinander unabhängig. Dadurch werden natürlich die Daten von Arten verzerrt interpretiert, die sich in ihrer Bestandsgröße gegenseitig beeinflussen. So kann zum Beispiel der Bestand des Höckerschwans von der Bleßralle mit reguliert werden (REICHHOLF 1973b). Aber auch wenn keine direkte gegenseitige Beeinflussung nachweisbar ist, bestehen starke Korrelationen zwischen einzelnen Arten der Wasservogelbiozönose, wie WINKLER (1975) durch Korrelationsanalysen nachweisen konnte.

Wie in 5.6.1 sind für alle „aussichtsreichen“ Arten die Korrelationen zwischen Wassergüte und kg Wasservogel pro Hektar errechnet worden. Dabei ergeben sich für den Haubentaucher ( $r = 0.988$ ;  $p < 0.001$ ; Abb. 8) und den Höckerschwan ( $r = 0.89$ ;  $p < 0.025$ ;  $y = 4.39 \cdot 10^{-9} \cdot x^{14.44}$ ) sehr hohe  $r$ -Werte.

Der Haubentaucher scheint am ehesten als Indikatorart geeignet zu sein. Als weit verbreiteter, auffälliger und regelmäßig auftretender Wasservogel mit sehr engem Nahrungsspektrum (zumindest im Winter nahezu reiner Fischfresser) entspricht er auch am ehesten den in 5.6. gestellten Forderungen. In Abb. 8 ist die Beziehung zwischen Haubentaucher und Gewässergüte dargestellt. Die auf der Ordinate aufgetragene Biomasse pro Hektar ist identisch mit der Taucherzahl pro ha. Die Erklärung für die Zunahme der Taucher bei sich verschlechternder Wasserqualität ist vermutlich in einer Verschiebung



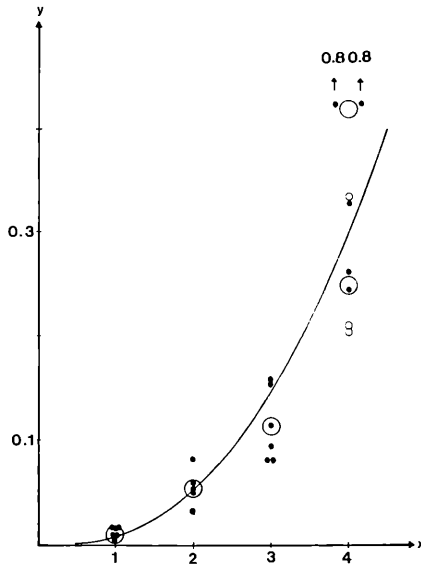


Abb. 8:

Korrelation zwischen der Gewässergüte (x) und dem Haubentaucher (y) als Leitart. Zeichen wie in Abb. 3 (ohne Waginger See). *Correlation between water pollution (x) and Great Crested Grebe stocks (y). The Grebe may serve as an indicator species. Signature see fig. 3.* Ordinate / ordinate: Haubentaucher pro ha = kg Haubentaucher pro ha / Grebes per hectar = kilogramm per hectar.

Regressionsfunktion / function of regression:

$$y = 0.0096 x^{2.4783}; r = 0.988; p < 0.001$$

des Fischartenspektrums von den Edelfischen zu den minderwertigen Kleinfischen (Weißfische und Barsche) zu suchen (vgl. NÜMANN 1961 u. 1964; REICHENBACH-KLINKE 1964), die die hauptsächliche Nahrung der Taucher bilden.

Eine Verwendung des Haubentauchers als Leitart gilt allerdings nur mit gewissen Einschränkungen. Unsere Lappentaucher dürften einige Gewässer traditionell besonders bevorzugen. So stellen sie zum Beispiel am meso-eutrophen Bannwaldsee bis zu 85 % aller Wasservögel. Nimmt man allerdings die durchschnittliche Dichte (oder Biomasse) pro ha im ganzen Untersuchungszeitraum, so sind die Bannwaldseewerte nur geringfügig höher als die Werte am etwas stärker eutrophen Wörthsee.

Beim Höckerschwan ergibt sich unter Verwendung der relativen Häufigkeit eine Kurve mit Optimum im eutrophen Bereich (vgl.

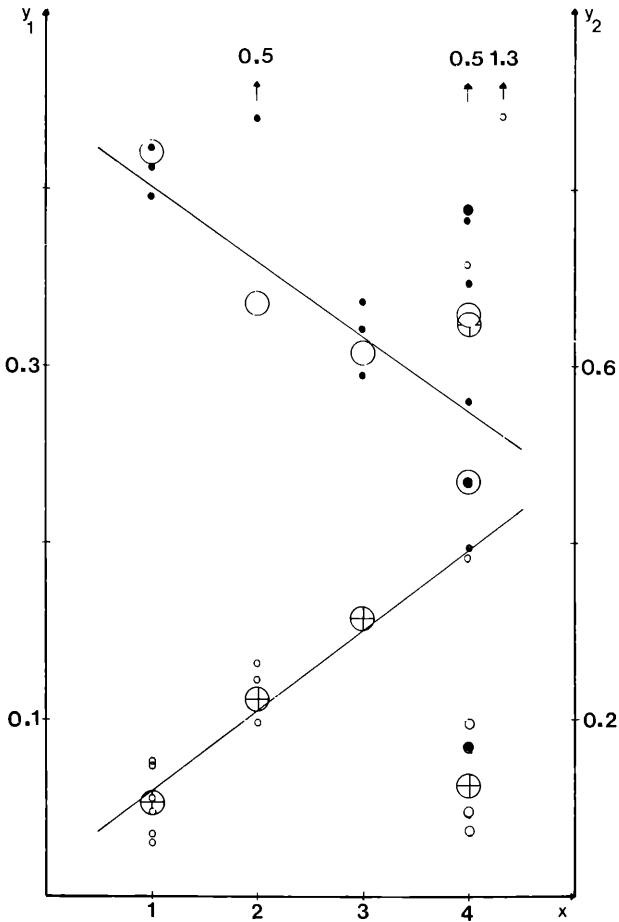


Abb. 9:

Korrelation zwischen Gewässergüte (x) und der Bleißralle für deren relative Häufigkeit ( $y_1$ ) und Biomasse in kg/ha ( $y_2$ ). Correlation of water pollution (x) with Coot stocks. Ordinates:  $y_1$  = frequency,  $y_2$  = biomass (kilogramm per hectar).

Relative Häufigkeit / frequency: Punkte / points; Biomasse / biomass: kleine und mittlere Kreise / small and medium sized circles; mittlere Kreise und Punkte / medium sized circles and points = Simssee; restliche Seen wie in Abb. 3 / further lakes see fig. 3. Die Regressionsfunktionen sind aus den Mittelwerten (große Kreise) errechnet worden. Mittelwerte für die Biomasse mit Kreuz. Large circles: average frequency and bio-

mass (with a cross) from 1968 to 1974. These data are used to calculate functions of regression.

Regressionsfunktionen / functions of regression:

Relative Häufigkeit / frequency:  $y = 0.4444 - 0.0425x$ ;  $r = -0.82$ ;  $p < 0.05$

Biomasse / biomass:  $y = 0.0284 + 0.0909x$ ;  $r = 0.54$ ;  $p < 0.2$

5.6.1), während bei Verwertung der Biomasse eine stetig steigende Potenzfunktion die Beziehung zur Wassergüte besser widerspiegelt. Dies bedeutet, daß der Schwan zwar vom eu- zum polytrophen See noch weiter zunimmt, aber langsamer als andere, stärker „saprophile“ Arten wie die Taucher.

Der Schwan ist praktisch reiner Pflanzenfresser. Eine ähnliche Beziehung zur Wassergüte erhält man bei der ebenfalls überwiegend herbivoren Bleßralle (Abb. 9), die bei steigender Wasserverschmutzung trotz absoluter Zunahme der Biomasse fortwährend in ihrem Anteil an der Gesamtwasservogelpopulation zurückgeht. Es scheint also der Zuwachs an nutzbarem pflanzlichem Nahrungsangebot bei stärkerer Wasserverunreinigung nicht mit der relativen Zunahme der Fisch- und Schlammfaunaproduktion schritthalten zu können.

Die erst ziemlich spät einsetzende relative Abnahme des Höckerchwans im Vergleich zur Bleßralle geht eventuell auf die für diese Art besonders intensiv durchgeführte Winterfütterung zurück, die dafür sorgt, daß der Schwan auch auf Gewässern minderer Wassergüte konkurrenzfähig bleibt. Dieser künstliche Einfluß vermindert die Indikatorfunktion dieser Art in den eigentlichen Wintermonaten.

Bei der Stockente bleibt die relative Häufigkeit ziemlich konstant, während ihre Biomasse mit abnehmender Wasserqualität steigt ( $r=0.88$ ;  $p<0.025$ ;  $y=0.06 \cdot x^{1.1544}$ ). Da diese Art sehr gesellig ist, in großen Mengen auftritt und oft durch kurzfristige Verschiebungen umfangreicherer Trupps stärkere Schwankungen aufweist, ist sie als Leitart trotz des relativ hohen  $r$ -Werts problematisch. Außerdem kann sie auch in größerem Umfang Nahrungsquellen außerhalb des Gewässers nutzen.

5.6.3 Wertung der Wasservogelarten in bezug auf ihre Eignung als Indikatoren für die Gewässergüte

Aufgrund ihrer geringeren Variabilität in der ökologischen Einpassung ins Ökosystem dürften die Taucher vor den Schwänen und Bleßralle die geeigneteren Indikatoren für die Wassergüte abgeben. Die Enten sollten, von Ausnahmen abgesehen, für diesen Zweck weniger brauchbar sein, da sie in der Wahl ihrer Nahrung flexibler sind. So verändert die in unsere Gewässer eingeschleppte und sich dort massenhaft entwickelnde Wandermuschel *Dreissena polymorpha* zur Zeit (noch) das Verteilungsmuster der Tauchenten (z. B. GEROUDET 1974; WILLI 1970), allerdings zum Teil auch der Bleßralle (JACOBY & LEUZINGER 1972).

Eine Ausnahme bei den Enten könnte die Schnatterente darstellen. WINKLER (1975) hat auf Grund von Korrelationen zwischen häufigen Wasservogelarten ein „Biozönose-Gitter“ erstellt (Abb. 10). Dabei zeigt sich, daß Arten, die häufig gemeinsam auftreten und daher eng gekoppelt erscheinen, ähnliche Nahrungsansprüche aufweisen. Zwischen zwei solchen Koppelungsgruppen steht die Schnatterente. Diese Art dürfte daher auf Umweltschwankungen, die eine Verschiebung des angebotenen Nahrungsspektrums zur Folge haben, am empfindlichsten reagieren, soweit es ihr Verhältnis zu den übrigen Wasservogelarten betrifft. Je nach Art des Nahrungsangebots dürfte sie entweder stärker mit den niedrigen Carnivoren oder mit den Herbivoren gekoppelt auftreten und so eventuell gerade wegen ihrer Flexibilität ein Maß für die Entwicklung des ganzen Ökosystems abgeben. Solange jedoch nicht bekannt ist, wie sich Veränderungen der Wassergüte auf die quantitative Zusammensetzung des Nahrungsspektrums der Wasservogel auswirken, ist die Verwendung der Schnatterente zur Bewertung der Wasserqualität wenig ratsam. Außerdem ist sie bisher noch so selten, daß sie in dieser Hinsicht noch nicht überprüft werden kann.

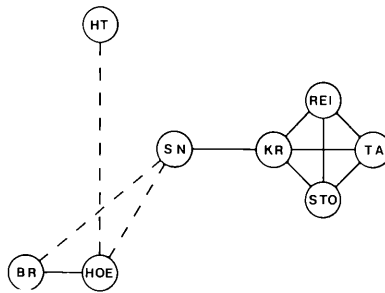


Abb. 10:

Korrelationsbeziehungen zwischen Wasservogelarten (Dichten) im Biozönose-Gitter des Ökosystems „Unterer Inn“, einer relativ abgeschlossenen Stauseekette in Ostbayern. Die Korrelationen basieren auf der Menge der Wasservogelarten der Internationalen Entenvogelzählung 1968/69 bis 1973/74. Aus WINKLER (1975), verändert. *Relations between some waterfowl species in terms of statistical correlation in the ecosystem of a chain of four reservoirs on the lower Inn river in eastern Bavaria. Correlations are calculated from international waterfowl census data from 1968/69 to 1973/74. After WINKLER (1975).* HT = Haubentaucher / Great Crested Grebe, HOE = Höckerschwan / Mute Swan, BR = Bleßralle / Coot, SN = Schnatterente / Gadwall, KR = Krickente / Teal, STO = Stockente / Mallard, TA = Tafelente / Pocharde, REI = Reiherente / Tufted Duck. Durchgezogene Linien / lines:  $r \geq 0.5$ ; unterbrochene Linien / interrupted lines:  $r \geq 0.4$ .

## 6. Beziehungen zwischen Gewässerzustand und Wasservögeln an großen Seen

### 6.1 Wasservogelraten und Gewässerzustand im Untersuchungszeitraum von 1968 bis 1974

In Tab. 7 sind nach dem für mittelgroße Seen vorgezeichneten Schema die Wasservogeldichten und -biomassen pro km und pro ha für Starnberger-, Ammer- und Chiemsee (hier nur Südufer) vergleichend dargestellt. Dabei ergeben sich erhebliche Diskrepanzen zwischen auf die Abschnittlänge und auf die Zählfläche bezogenen Wasservogelwerten. Pro km weist der Chiemsee die niedrigsten, der Ammersee die höchsten Dichten und Biomassen auf, während bei Zugrundelegung der Fläche der Starnberger See der am geringsten belastete, der Chiemsee der am stärksten eutrophierte See zu sein scheint.

Dies geht auf die unterschiedliche durchschnittliche Breite der Zählabschnitte zurück. Während am Starnberger See 85% der Seefläche erfaßt werden, wird am Ammersee ein Uferstreifen von durchschnittlich 1 km, am Chiemsee von 300—400 m Breite gezählt. Da sich die Hauptmasse der Wasservögel im näheren Uferbereich konzentriert, sind die Wasservogelzahlen pro ha sehr hoch, wenn nur diese Zone in die Berechnung eingeht und sinken bei Einbeziehung zentralerer Seeflächen. Andererseits steigen Wasservogeldichte und -biomasse natürlich mit zunehmender Breite des Zählabschnitts, wenn man sie auf Uferkilometer bezieht.

Daher sind wegen dieser Variation in der Breite der Zählabschnitte für eine Aussage über den Gewässerzustand anhand der Wasservogelraten beide Methoden zu berücksichtigen. Dies ist möglich, indem man die Wasservogelwerte zu den Seen ihrer Größe nach ordnet, sie mit Rangzahlen versieht und die mit Hilfe der verschiedenen Methoden gewonnenen Rangzahlen aufaddiert (Tab. 7). Dabei ergibt sich, daß der Eutrophierungsgrad vom Starnberger See über den Chiemsee (Südufer) zum Ammersee zunimmt. Diese Aussage gilt allerdings streng genommen nur für ufernahe Bereiche. Amtlichen Angaben zufolge sind alle drei Seen mesotroph.

Der Haubentaucher (Tab. 7) versagt als Leitart auf diesen Seen völlig, wenn man sich nicht auf die Uferzonen beschränkt (vgl. 6.2). Vermutlich sind Traditionen (BEZZEL 1972) dafür verantwortlich. Eventuell nimmt die relative Häufigkeit der Haubentaucher vom eutrophen zum oligotrophen See zu (vgl. 6.2). Dies stünde im Widerspruch zu den in 5.6.1 gefundenen Ergebnissen.

Dagegen scheint der Höckerschwan trotz der intensiven Fütterung an den großen Seen als Leitart brauchbar zu sein (Tab. 7: HOE pro Kilometer).

Die Diversität auf den drei Seen (Tab. 7) könnte die in Abb. 6 gefundene Beziehung bestätigen, wobei auch hier wieder zu berücksich-

Tab. 7: Beziehung zwischen Gewässerzustand und Wasservögeln an großen Seen. Zunehmende Rangzahlen mit steigender Wasservogeldichte bzw. -biomasse. / *Correlation between degree of water pollution and waterfowl density on large lakes. Rank order (R) increases with waterfowl-density and -biomass.* WV = Wasservogel / *waterfowl*, B = Biomasse / *biomass*, HT = Haubentaucher / *Great Crested Grebe*, HOE = Höckerschwan / *Mute Swan*,  $p_i$  = relative Häufigkeit / *frequency*, R = Rang / *rank order*.

See / lake	WV/km	R	WV/ha	R	B/km	R	B/ha	R	Rangsumme / sum of rank order
Starnberger See	157	2	1.355	1	157	2	1.358	1	6
Chiemsee (Südufer)	126	1	3.604	3	130	1	3.728	3	8
Ammersee	361	3	3.601	2	328	3	3.277	2	10

	HT/km	HT/ha	$p_i$ (HT)	HOE/km	HOE/ha	Diversität species diversity
Starnberger See	10.6	0.093	0.068	1.28	0.011	1.247
Chiemsee (Südufer)	3.0	0.088	0.028	1.52	0.044	1.597
Ammersee	3.3	0.034	0.010	1.71	0.017	1.375

tigen ist, daß eine deutliche Korrelation zwischen Diversität und Wassergüte eventuell nur bei relativ schlechter Wasserqualität auftritt. Die Werte dieser mesotrophen Seen sollten alle im Gipfelbereich der Diversitätskurve liegen, wobei der Starnberger See auf dem zum oligotrophen, der Ammersee zum eutrophen Zustand überleitenden Ast zu liegen kommt. Das Niveau des Gipfels ist aufgrund der hohen Dominanz von Reiherente und Bleßralle im Vergleich zu mittelgroßen Seen etwas erniedrigt.

## 6.2 Die Uferzonen großer Seen und die Wasservogel Versuch einer Anwendung der in Abschnitt 5 erzielten Ergebnisse

Für eine Reihe von Uferabschnitten an Walchen-, Chiem-, Ammer- und Starnberger See (Tab. 8) wurden von September 74 bis Januar 75 einmal monatlich Wasservogelraten gewonnen. Diese Daten sollen nun verglichen und damit Rückschlüsse auf den Eutrophie- und Verschmutzungsgrad dieser für die Erholung wichtigen Uferbereiche erarbeitet werden.

Die hier verwendeten Daten sind mit den vorigen nicht vergleichbar, da sie nur aus 5 Monaten und aus einer Zählseason stammen (vgl. Diskussion). Wegen der geringen Stichprobenzahl können Wasservogeldichte-, -biomasse- und vor allem -diversitätswerte beträchtlich

Tab. 8: Sonderzählabschnitte an den Ufern großer Seen. / *Partially counted regions along the shoreline of large lakes, which were additionally censused for this evaluation from Sept. 74 to Jan. 75.* L = Länge / length (km), F = Fläche / area (ha), B = durchschnittliche Breite / average breadth of the counted region (meter).

Abschnitt- Nr. / number of region	See / lake	Zählstrecke / counted region	L	F	B
1	Walchensee	Südufer	4	174	450
2	Walchensee	Einsiedler Bucht	1.75	136	800
3	Walchensee	Niedernacher Bucht	1.15	102	900
4	Chiemsee	Stadt - Mitterndorf	2.5	125	500
5	Chiemsee	Sebruck - Straßham	4.5	225	500
6	Chiemsee	Arlaching - Hirschauer Bucht	9	315	350
7	Chiemsee	Hirschauer B. - Schöllkopf	17	595	350
8	Ammersee	Lachen - Erlaich	2	142	1000
9.	Ammersee	Fischener Bucht	3	140	500
10	Ammersee	Buch - Ried	8.6	1100	1250
11	Starnberger S.	Possenhofen - Roseninsel	7.3	1200	1730
12	Starnberger S.	Kempfenhausen und Berg	4.7	700	1600
13	Starnberger S.	Ambach und Schwaiblach	6.65	1380	2000

Tab.9: Wasservogelraten der Uferzonen großer Seen. Durchschnittswerte von September 1974 bis Januar 1975 in den in Tab. 8 dargelegten Zählabschnitten. Zunehmende Rangzahl mit steigender Wasservogeldichte bzw. -biomasse, zunehmender Haubentaucherdichte und zunehmender relativer Häufigkeit der Haubentaucher. / *Waterfowl data from the regions in tab. 8 (averages). Increasing rank order with increasing waterfowl density and -biomass respectively in connection with increasing density of Great Crested Grebe, despite of a decrease in its frequency.* WV = Wasservogel / waterfowl, B = Biomasse / biomass (kg), HT = Haubentaucher / Great Crested Grebe,  $p_i$  = relative Häufigkeit / frequency, R = Rang / rank order.

Abschnitt- Nr. / number of region	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
	WV/km R	R	WV/ha	R	B/km	R	B/ha	R	HT/ha	R	$p_i$ (HT)	R	Rang- summe 2, 4, 6, 8	R	postulierte <i>postulated</i> Gewässergüte <i>water quality</i>
1	7	1	0.159	2	5	1	0.132	2	0.014	3	0.087	12	6	1	oligotroph
13	28	3	0.135	1	27	3	0.130	1	0.008	2	0.062	11	8	2	oligotroph
3	20	2	0.222	3	14	2	0.157	3	0.020	5	0.088	13	10	3	oligotroph
2	49	4	0.629	5	41	4	0.534	4	0.025	6	0.040	10	17	4	oligo-mesotroph
11	102	5	0.618	4	96	5	0.581	5	0.016	4	0.025	7	19	5	oligo-mesotroph
12	133	6	0.895	6	122	6	0.822	6	0.029	7	0.032	9	24	6	oligo-mesotroph
4	174	7	3.475	8	180	7	3.600	7	0.035	8	0.010	4	29	7	mesotroph
8	202	9	2.836	7	326	10	4.579	8	0.061	10	0.018	5	34	8	mesotroph
7	181	8	5.161	9	205	8	5.857	10	0.111	12	0.021	6	35	9	mesotroph
6	329	10	9.389	12	316	9	9.033	12	0.075	11	0.008	3	43	10	meso-eutroph und eutroph
9	381	11	8.156	11	401	11	8.598	11	0.234	13	0.029	8	44	11	meso-eutroph und eutroph
10	742	13	5.805	10	627	13	4.903	9	0.006	1	0.001	1	45	12	meso-eutroph und eutroph
5	481	12	9.624	13	489	12	9.790	13	0.048	9	0.005	2	50	13	meso-eutroph und eutroph



schwanken, wie sich durch Vergleich der Ergebnisse 1973/74 mit 1974/75 für den Walchensee zeigt (z. B. Walchensee-Südufer: Diversität 1973/74: 1.232, 1974/75: 1.749).

In Tab. 9 ist mit der in 6.1 eingeführten Methode der Rangzahlen für Wasservogeldichte- und -biomassewerte eine Einteilung der Uferabschnitte in verschiedene Wassergüteklassen versucht worden. Mit der Diversität läßt sich hier keine ähnliche Aussage erzielen, wohl vor allem deshalb, weil die Abschnitte mehr oder weniger um den Gipfel im mesotrophen Bereich verstreut liegen und deshalb nur schwer eine Rangfolge aufgestellt werden kann. Dazu kommt der oben erwähnte Einfluß der geringen Stichprobenzahl.

Der Haubentaucher ist im Prinzip als Leitart zu gebrauchen (Tab. 9). Der überraschend niedrige Bestand am Ammersee-Ost- und Chiemsee-Nordufer bedarf allerdings einer Erklärung, die wahrscheinlich nur aus der Kenntnis der lokalen Verhältnisse heraus möglich ist. Seine relative Häufigkeit scheint, wie schon in 6.1 erwähnt, mit steigendem Eutrophiegrad zu fallen. Aufgabe der für Wassergüteuntersuchungen zuständigen staatlichen Stellen ist es nun, die in Tab. 9 aufgezeigte Einteilung von Uferabschnitten großer Seen in Gewässergüteklassen zu überprüfen. Dies sollte in Zusammenarbeit mit dem für den jeweiligen Abschnitt zuständigen Wasservogelzähler geschehen, der mit parallel laufender, kleinräumiger Erfassung der Vögel neue Grundlagen für differenziertere Analysen der Beziehung zwischen Wasservögeln und Gewässergüte schaffen könnte.

## 7. Diskussion

### 7.1 Schwächen der Wasservogeldata

(1) Die Vertrauenswürdigkeit der Ergebnisse dieser Arbeit leidet unter dem geringen Umfang an brauchbarem Material für die Seen. Eine Miteinbeziehung des sehr viel umfangreicheren Datenmaterials zu den Stauseen war nicht möglich, da in diesen „Fließgewässern“ Wasservogeldichte- und -biomassewerte bedeutend höher liegen als an den stehenden Gewässern. So überlappen sich die flächenbezogenen Vogelbiomassen auf polytrophen Seen nur gering mit denen oligotropher Stauseen.

Dies geht einmal auf die unterschiedliche Beurteilung der Wassergüte in beiden Gewässertypen zurück. Fließgewässer können aufgrund ihrer besseren Selbstreinigung höhere Fremdstoffkonzentrationen bewältigen als stehende Gewässer und werden deshalb bei gleicher Wasserverschmutzung günstiger bewertet (ZIMMERMANN 1961).

Außerdem dürfte die fortwährende Nähr- und Schadstoffzufuhr bzw. -abschwemmung durch strömendes Wasser (RUTTNER 1952, p. 263: „eutrophierende Wirkung der Strömung“) zum Teil für die höhe-

ren Vogelzahlen auf Fließgewässern verantwortlich sein. Besonders bei Stauseen führt das Zusammenwirken von relativ sauerstoffreichem Flußwasser und herabgesetzter Fließgeschwindigkeit über mikrobielle Abbauprozesse zur intensiven Freisetzung von Nährstoffen, die in Nahrungsketten eingeschleust werden können.

Da nur 5—7 Seen (je nach Fragestellung) in der eigentlichen Analyse zu verwenden waren, kann nicht ausgeschlossen werden, daß die Beziehung zwischen Wassergüte und Wasservögeln durch unbekannte Auswirkungen des Eigencharakters von Seen verfälscht worden ist. Dazu kommt, daß der Forggensee bereits eine Stellung zwischen See und Stausee einnimmt. Dieser Stausee wird im Sommer aufgestaut und dann im Winter je nach Wasserverhältnissen teilweise wieder abgelassen. Aufgrund seiner Größe liegt seine Wassererneuerungsrate jedoch deutlich unter der „normaler“ Stauseen. Der Forggensee ist daher zwischen Fließ- und stehenden Gewässern einzuordnen. Die Produktivität des Sees als die Grundlage der winterlichen Wasservogelzahlen dürfte aber durch den sommerlichen Höchststau bestimmt werden. Durch fortschreitendes Trockenfallen der Randbereiche im Spätherbst und Winter wird den Vögeln der Zugang zur Nahrung erleichtert und deren Nutzung eventuell beschleunigt, so daß hier das Nahrungsreservoir vermutlich schneller ausgebeutet wird als in anderen Seen. Das vorhandene Nahrungsangebot dürfte jedoch dem eines Sees mit den Ausmaßen des Forggensees im Höchststau durchaus vergleichbar sein. Deshalb wurden auch diese Daten den Wasservogeldichte- und biomasseberechnungen zugrunde gelegt.

Aufgrund des geringen Wasservogelmaterials für die Gruppe der Seen war es angebracht, den Forggensee trotz seines Sondercharakters in der Analyse zu belassen. Wären für den Bannwaldsee rechtzeitig Daten zur Gewässergüte zur Verfügung gestanden, hätte dieser anstelle des Forggensees verwendet werden können. Die Ergebnisse der wichtigsten Fragestellungen wären dadurch wohl kaum entscheidend verändert worden.

(2) In der Arbeit wurden nicht die einzelnen Stichproben, sondern gleich die Mittelwerte entweder der Zählperioden oder des ganzen Untersuchungszeitraums zur Beurteilung der Wassergüte herangezogen. Da die Wasservogelzahlen einzelner Stichproben großen Schwankungen unterliegen, die durch kurzfristige Störeffekte etc. zustande kommen, schien dies im Sinn der Zielsetzung angebracht. Außerdem ist die von den winterlichen Wasservogelmassen genutzte Nahrung im Laufe des Sommers und Herbstes entstanden und wegen dieser Verzögerungsphase eine Korrelation der monatlichen Wasservogelzahlen mit der monatlichen Produktivität oder Wassergüte eines Gewässers nicht erfolgversprechend.

(3) Dabei ergibt sich allerdings die Schwierigkeit, daß weder von allen Seen Daten aus jeder Zählperiode im Untersuchungszeitraum noch die einzelnen Zählreihen wegen der unterschiedlichen Verei-

sung vollständig vorlagen. Letzteres ist besonders gravierend, da die Vögel aufgrund des Einflugs im Herbst aus ihren und des Abzugs im Frühjahr in ihre Brutgebiete eine ausgeprägte Jahresrhythmik aufweisen (BEZZEL 1970 und 1972). Diese Schwierigkeit kann umgangen werden, wenn man nur die Wasservogelraten der Gewässer aus bestimmten Monaten miteinander vergleicht. Dazu wären allerdings mehrere Zählungen in diesen Monaten nötig.

(4) Ziel der internationalen Entenvogelzählung ist es primär, den Bestand der europäischen Wasservogel möglichst lückenlos zu erfassen. Die Daten werden daher vor allem an Stellen gewonnen, an denen sich größere Ansammlungen von Wasservögeln gebildet haben.

Trotzdem ist dieses Material im Sinne der Fragestellung verwertbar, wenn man aus Wasservogelbiomasse- und -dichtewerten nur Rückschlüsse auf die lokale Gewässergüte der Zählfläche zieht. Da bei großen Seen nur die Uferzonen gezählt werden, sind hier auch nur Angaben zur Gewässergüte im Litoral möglich (aber vgl. Rastplatzeffekt, Abschn. 4.). Bei kleineren Seen, bei denen Seefläche und Zählfläche identisch sind, dürfen dagegen Aussagen zum Zustand des gesamten Gewässers gemacht werden.

(5) Die Genauigkeit der einzelnen Zählwerte hängt von der Struktur des Zählabschnitts (vegetationsfreie Uferzonen, Inselgebiete etc.), dem Wetter (Nebel, Schneeschauer, Sonnenstand, Wind und Wellenbewegung) und der Qualität der Zähler (optische Ausrüstung, Erfahrung) ab. Es sollten aber jedesmal wenigstens 50—80 % der insgesamt vorhandenen Wasservogel erfaßt worden sein, was für eine Bearbeitung der Daten im Sinn der Zielsetzung ausreichen dürfte.

## 7.2 Beeinflussung der Wasservogelverteilung durch nicht kausal mit der Gewässergüte gekoppelte Faktoren

### (1) Tiefenstruktur der Seen

Ein Großteil der Wasservogel eines Sees konzentriert sich in dessen flachen Zonen, da dort die Nahrung leichter verfügbar ist (vgl. 4.). So ist die Hauptmenge der Vögel am Walchensee im südwestlichen Teil zu finden (VSW, briefl.), da die Seeufer im Norden und Osten steil abfallen. Besonders bevorzugt werden wasserpflanzenreiche Buchten und Schilfzonen (SZIJ 1965). Dieser Faktor kann aber erst quantifiziert werden, wenn bereits während der Zählung in verschiedene Tiefenbereiche aufgegliedert wird.

### (2) Störeffekte

Während die Jagd auf Enten bei Stauseen größere Vertreibungseffekte hervorrufen kann (REICHHOLF 1973c), fällt dies auf Seen infolge deren Ausdehnung kaum ins Gewicht. Es kommt höchstens zu einer kurzzeitigen Verlagerung von den Rand- in die zentraleren Zonen, aber zu keiner Aufgabe des Gewässers durch die Vögel.

Stärkere Auswirkungen dürften jedoch, zumindest in den Herbst- und Frühlingsmonaten, Erholungsrummel, Bootsverkehr (besonders Segelboote) und der Fischereibetrieb auf die Wasservögel zeigen.

### (3) Aktivitätsmuster der Enten

Nur bei wenigen Arten ist ein Rhythmus der Tagesaktivität so ausgeprägt, daß durch Zählungen zu verschiedenen Tageszeiten unterschiedliche Ergebnisse zu erwarten sind (SCHUSTER 1975). Dies dürfte von den Zählern aufgrund ihrer Erfahrung jedoch größtenteils berücksichtigt worden sein. Allerdings sind gewisse Auswirkungen des Wetters (stürmisch, windstill) auf das Verteilungs- und Aktivitätsmuster der Wasservögel zu erkennen (STREHLOW, briefl.; SCHUSTER 1975). In extremen Fällen mußte daher der Zähltermin um wenige Stunden oder Tage verlegt werden.

### (4) Winterfütterung

Dieser Faktor könnte vor allem an kleineren Gewässern in Erholungsgebieten oder Stadtnähe eine Rolle spielen. Ich glaube jedoch nicht, daß ihm entscheidende Bedeutung zukommt. So kann zum Beispiel die sehr intensive Fütterung am Kochelsee eine Abwanderung größerer Wasservogelmengen ab Dezember nicht verhindern (BEZZEL & RANFTL 1974).

### (5) Nutzung von Nahrungsquellen außerhalb der Gewässer

Bleßralle und vor allem Stockente können einen ganz erheblichen Teil ihrer Nahrung aus terrestrischen Systemen beziehen. Sie sind daher für Rückschlüsse auf die Produktivität eines Gewässers nur bedingt geeignet. Diese Tatsache ist vor allem bei der Bearbeitung von Flüssen zu berücksichtigen, während ihr bei Seen geringere Bedeutung zukommt.

### (6) Wasservogeltraditionen

Traditionen können sich nur ausbilden, wenn ein Gewässer für bestimmte Arten eine hohe spezifische Umweltkapazität aufweist (aufgrund eines hohen Nahrungsangebots) oder bei gegenüber anderen Gewässern vergleichbarer Kapazität bevorzugt aufgesucht wird (störfreie Gebiete etc.). Typisches Beispiel mit all seinen positiven und negativen Seiten ist der Ismaninger Speichersee. Eine Zusammenstellung der wichtigsten dieser Gebiete gibt BEZZEL (1969 und 1972).

Da jedoch Wasservögel in erstaunlich kurzer Zeit auf neue Nahrungsquellen ansprechen, werden Traditionen, die nicht durch eine sehr hohe Umweltkapazität bedingt sind, rasch auf- und abgebaut. Sie sind also entweder im Eutrophierungsgrad des Gewässers impliziert oder vernachlässigbar.

### (7) Verhältnisse in den Brutgebieten

Die Wasservögel, die im Winter die sommerliche Produktion unserer Gewässer abweiden, sind größtenteils Durchzügler und Wintergäste aus nordischen und östlichen Gebieten. Starke Bestandsverluste

im Brutgebiet (z. B. durch eine verregnete Brutsaison) wirken sich naturgemäß auf die winterlichen Wasservogelpopulationen der Seen aus. In drastischen Fällen ist dies jedoch leicht zu erkennen und kann bei der Beurteilung des Gewässerzustands berücksichtigt werden. Bei kleineren Schwankungen kann damit gerechnet werden, daß die entstehende Lücke in der Biozönose durch konkurrierende Arten wenigstens zum Teil aufgefüllt wird.

### 7.3 Unzulänglichkeiten der Gewässergüteklassifizierung

In dieser Arbeit wurde davon ausgegangen, daß die Wasservögel eventuell Indikatoren für den Zustand eines Gewässers darstellen könnten, der wiederum stark über die Produktivität von der Wassergüte geprägt sein dürfte. Selbst wenn keine Korrelationsbeziehungen zwischen der Gewässergüte und den Wasservögeln gefunden worden wären, hätte man die Indikatorfunktion der Vögel nicht unbedingt verneinen müssen. Denn die Einteilung der hier zugrunde gelegten Wassergüteklassen wurde zumindest zum Teil nach menschlichen Gesichtspunkten vorgenommen (z. B. Anzahl der coliformen Keime), die sich nicht mit den Kausalfaktoren natürlicher Eutrophierung decken. Da jedoch hohe Korrelationen zwischen Wasservögeln und Wassergüteklassen erzielt werden konnten, ist anzunehmen, daß dieser Klasseneinteilung tatsächlich natürliche Ursachen zugrunde liegen, die von den Vögeln angezeigt werden. Deshalb kann auch auf den Rangkorrelationstest von SPEARMAN verzichtet werden (vgl. 3.2).

Die gute Übereinstimmung überrascht etwas, da sich die bisherigen Wassergüteuntersuchungen an Seen mehr auf die physikalisch-chemische Seite der Wasseranalyse als auf biologische Indikatoren aus Wasser und Sediment gestützt haben dürften.

### 7.4 Bedeutung der Wasservögel als Bioindikatoren für den Gewässerzustand

Im Gegensatz zu den bisher zur Wassergütekartierung verwendeten qualitativen Indikatoren stellen die Wasservögel aufgrund ihres größeren Toleranzbereichs gegenüber unmittelbarer Wasserreinigung einen quantitativen Bioindikator dar. Durch sie kann also eine quantitative Beziehung zum Eutrophiegrad eines Gewässers hergestellt werden. Außerdem wird dies bereits durch wenige, leicht durchführbare Stichproben ermöglicht, während man mit den üblichen Methoden für gleich gut gesicherte Aussagen erheblich mehr Material benötigt.

Diese Beziehung wird allerdings dadurch beeinträchtigt, daß die Wasservögel mangels Masse (und wegen starker Störungen) des öf-

teren nicht in der Lage sein werden, die gesamte Jahresproduktion eines Gewässers abzuweiden.

Als Term für den Eutrophierungsgrad kann bei Seen die flächenbezogene Biomasse oder Dichte der ganzen Wasservogelbiozönose und die einzelner Leitarten (z. B. Haubentaucher) dienen. Auch der Shannon-Index  $H'$  kann gut verwendet werden, da der Umfang der einzelnen Stichproben mit meist um die 80 % der Grundgesamtheit der tatsächlich vorhandenen Wasservögel recht nahe kommt (Maximum-Likelihood-Schätzung der Diversität aus einer Stichprobe; HÖSER 1973). Bei trophisch niedriger stehenden Organismen ist dies wegen der dann meist weit höheren Grundgesamtheit kaum möglich.

Ungeeignet sollten die Vögel dagegen als biologische „Voranzeiger“ für explosionsartige Produktionssteigerungen eines Gewässers sein, z. B. für Algenblüten. Eventuell könnten sie jedoch in den Wintermonaten solche Entwicklungen des folgenden Sommers andeuten. Dafür spricht auch, jetzt in der Umkehrung, ihre Reaktion vermutlich aufgrund von Seesäuberungsmaßnahmen an Pilsen- und Wörthsee.

#### 7.5 Differenzierungsmöglichkeiten beim Sammeln von Wasservogeldata

(1) Um auch die Indikatorfunktion der Wasservögel auf Gradienten des Eutrophiegrads innerhalb von Seen überprüfen zu können, wäre es notwendig, möglichst kleinfächig zu zählen. Besonders wichtig wären die Wasservogelzahlen in der Nähe von Abwassereinleitungen. Aus in Karten (1:5000) eingetragenen Lagen der Zählflächen, die der VSW zur Verfügung gestellt werden sollten, wäre es dann möglich, Ausdehnung der Zählflächen und Tiefenstruktur (aus Seekarten) planimetrisch zu ermitteln.

(2) Außerdem wäre es wünschenswert, wenn neben den Anatiden zusätzlich auch Reiher und Limikolen gezählt würden. WOLFF (1969) konnte nachweisen, daß sich an der niederländischen Küste die Limikolenverteilung mit der der Schlammfauna deckt. Deshalb wäre hier eventuell eine Indikatorfunktion für das Seensediment gerade der wichtigen Uferzonen denkbar. Das Reiherspektrum hängt von der Fischgrößenverteilung eines Gewässers ab (RECHER 1971; REICHHOLF 1975). Vor allem unser Graureiher *Ardea cinerea* könnte in den Wintermonaten einen ausgezeichneten Indikator für die Häufigkeit größerer Fische (10—25 cm) und damit auch für den Gewässerzustand abgeben. Über den Einfluß der Wassergüte auf die Fischgrößenverteilung siehe REICHENBACH-KLINKE (1964)

(3) Auf die quantitativen Unterschiede auch des Brutvogelbestands zwischen oligotrophen und eutrophen Seen weist HAAPANEN (1973) hin. Durch Zählen der Familien mit Jungen ließe sich dies an Seen ohne größere Schilfgürtel verhältnismäßig leicht überprüfen.

## 7.6 Weitere Arbeiten

(1) Die in dieser Arbeit gefundenen Beziehungen zwischen dem Eutrophierungsgrad von Seen und den Wasservögeln sollten mit Hilfe des umfangreicheren Stauseematerials verfeinert dargestellt werden können. Von reinen Flußabschnitten liegt im südbayerischen Raum im Gegensatz zum nordbayerischen noch zu wenig Material vor, um eine Bearbeitung mit obiger Zielsetzung zu rechtfertigen.

(2) Bei genügend differenzierten Wasservogelraten wäre auch eine Mehrfaktorenanalyse möglich. In Zusammenwirken mit parallel dazu laufenden Untersuchungen der Produktivität der Gewässer (Primärproduktion, submerse Pflanzen, Schlammfauna, Fische), der Wasserchemie und der Störeffekte (bejagtes Gebiet, Anzahl der Boote etc.) könnte man die Beziehungen zwischen den verschiedenen, die Wasservogelverteilung beeinflussenden Faktoren quantitativ fassen und werten. Solche Faktoren sind: Wassergüte (eventuell Aufschlüsselung in einzelne Faktoren wie Phosphor- und Stickstoffgehalt etc.), Art und Ausmaß der Produktivität, Seengröße, Tiefenstruktur, Anteil der Buchten und Schilfzonen, Wassererneuerungsrate, Störeffekte, lokale Traditionen. Messungen zur Produktivität und Wassergüte der Gewässer wären allerdings nur in Teamarbeit zu bewältigen. Besonders interessant wären solche Untersuchungen an Seen, für die in näherer Zukunft Maßnahmen zur Sanierung geplant sind.

(3) Ein Aspekt, der in dieser Arbeit völlig vernachlässigt wurde, ist die Beziehung zwischen der Stabilität eines Gewässers und seinem trophischen Zustand. Über Diversität und trophische Schichtung der Wasservogelbiozönose könnten eventuell Aussagen dazu gewonnen werden.

### Zusammenfassung

1. Anhand von Wasservogelraten der Internationalen Entenvogelzählung wurden für die Seen im südbayerischen Raum die Beziehungen zwischen deren Gewässerzustand und dem Auftreten von Wasservögeln in den Wintermonaten untersucht. Dazu wurden die Wasservogelraten mit der Wassergüte (4 Klassen: oligo-, meso-, eu-, polytroph) korreliert.

2. Wasservogeldichte und -biomasse mittelgroßer Seen steigen mit zunehmender Seeneutrophierung. Dies dürfte auf der Vergrößerung der Produktivität der Gewässer beruhen, wodurch die Nahrungsbasis für die Wasservogel erweitert wird.

3. Die Diversität (species-diversity) der Wasservogelbiozönosen fällt mit zunehmender Eutrophierung. Eventuell existiert ein schwach ausgebildetes Optimum im mesotrophen Bereich.

4. Die Geschwindigkeit der Bestandszunahme überwinternder Wasservogelpopulationen dürfte an eutrophierenden Gewässern mit dem Eutrophierungsgrad wachsen. Bei Fernhalten von Abwässern (Sanierungsmaßnahmen) scheinen die Vögel mit einem Rückgang der Bestände zu reagieren. Dies wurde an zwei Seen festgestellt.

5. Der eutrophe Kochelsee weist vermutlich aufgrund seiner täglichen Durchmischung durch das Walchenseekraftwerk und den Eintrag größerer Nährstoffmengen durch die Loisach eine höhere Wasservogelbiomasse auf als polytrophe Seen.
6. Als Leitart für die Beurteilung des Gewässerzustands eignet sich neben dem Haubentaucher der Höckerschwan, sofern dessen Zahlen nicht stark durch Winterfütterung verfälscht werden.
7. Die Uferzonen einiger großer Seen werden anhand ihrer Wasservogelzahlen in eine Rangfolge gebracht und Rückschlüsse auf ihre Wassergüte gezogen.
8. Mit Hilfe des Wasservogelmaterials von Stauseen könnte die Indikatorwirkung der Wasservögel für den Eutrophiegrad eines Gewässers überprüft und verfeinert dargestellt werden. Zur Bestätigung der erzielten Ergebnisse bzw. zur Weiterarbeit wären Produktivitätsanalysen der Gewässer notwendig.

### Summary

#### Waterfowl as indicator for the ecological quality of lakes

1. The data of the international waterfowl census in Southern Bavaria were used to test for correlations between wintering waterfowl and the degree of eutrophication of some lakes. The lakes were categorized in oligo-, meso-, eu- and polytrophic ones.
2. Biomass and density of waterfowl are positively correlated with increasing eutrophication. This is supposed to be based on the increasing productivity due to pollution of the lakes, by which the food biomass, which can be utilized by waterfowl, becomes greater.
3. Species-diversity declines when eutrophication increases. Possibly a weak optimum exists in the case of mesotrophic lakes.
4. The rate of increase in wintering waterfowl-populations from year to year is growing with the degree of eutrophication. If further pollution is stopped, the numbers of waterfowl will decline. This has happened at two Bavarian lakes due to ring canalisation.
5. On „Kochelsee“, an eutrophic lake, more waterfowl are feeding than on polytrophic ones. This may be caused by the daily mixing of the lake by water discharge of a power plant and the input of nutrients by the heavily polluted river Loisach.
6. Species usable as indicators for the degree of eutrophication are the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* and the Mute Swan *Cygnus olor*, if numbers of the swan are not influenced too much by additional feeding by people.
7. The shore regions of four large Bavarian lakes are ranked in the order of their waterfowl count results and conclusions regarding their water pollution are drawn.
8. With the data of waterfowl census from river reservoirs, the function of waterfowl as an indicator for the degree of eutrophication could be reconsidered and differentiated. For future work it will be advantageous to have a proper measure of the productivity of lakes and reservoirs.



### Danksagung

Vorliegende Arbeit wurde im Fach Zoologie an der LM Universität München angefertigt. Ich danke Herrn Prof. Dr. W. ENGELHARDT, Generaldirektor der Staatlichen Naturwissenschaftlichen Sammlungen Bayerns, für die Themenstellung, Förderung und Prüfung der Arbeit. Herrn Prof. Dr. J. JACOBS danke ich für seine Unterstützung und das Mitvertreten der Arbeit vor dem Fachbereich als Gutachter.

Dieser Arbeit sind die Daten der Internationalen Entenvogelzählung zugrunde gelegt. Allen Zählern und dem Institut für Vogelkunde, Garmisch-Partenkirchen sei für die Bereitstellung der Daten gedankt. Den Herren R. ARNOLD, Dr. E. BEZZEL, W. DASSOW, E. HERZNER, G. NIETSCHKE, H.-P. SCHULZ, Dr. A. STRÄUSSL und Dr. J. STREHLOW danke ich außerdem für ihre Bereitschaft, die Wasservogel in Uferregionen großer Seen gesondert auszuzählen.

Herrn Dr. J. REICHHOLF, Zoologische Staatssammlung München, bin ich für die Betreuung der Arbeit sowie viele Anregungen und Hinweise zu Dank verpflichtet.

Für die Erstellung der Computerprogramme bedanke ich mich bei Herrn A. SEITZ.

Schließlich ist noch dem Abwasserzweckverband Ammersee-Ost, der Bayerischen Biologischen Versuchsanstalt, dem Landesamt für Wasserwirtschaft, der Landesstelle für Gewässerschutz und der Obersten Baubehörde für Hinweise und Material zu danken. Die Direktion der Zoologischen Staatssammlung München hat dankenswerterweise die Arbeit in vielfältiger Hinsicht gefördert.

### Literatur

- BAUER, K. M. & U. N. GLUTZ VON BLOTZHEIM (1968—69): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 1—3. Akademie-Verlag, Frankfurt/Main.
- BERTHOLD, P. E., E. BEZZEL & G. THIELCKE (1974): Praktische Vogelkunde. Kilda-Verlag, Greven/Westfalen.
- BEZZEL, E. (1969): Die Bedeutung der Gewässer Bayerns als Durchzugs- und Rastbiotope für Schwimmvögel. Anz. orn. Ges. Bayern 8: 556 bis 571.
- — (1970): Durchzug und Überwinterung des Bleßhuhns in Bayern. Anz. orn. Ges. Bayern: 9: 202—207.
- — (1972): Ergebnisse der Schwimmvogelzählungen in Bayern von 1966/67 bis 1971/72. Anz. orn. Ges. Bayern 11: 221—247.
- — (1974): Untersuchungen zur Siedlungsdichte von Sommervögeln in Talböden der Bayerischen Alpen und Versuch ihrer Interpretation. Anz. orn. Ges. Bayern 13: 259—279.
- — & H. RANFTL (1974): Vogelwelt und Landschaftsplanung. Eine Studie aus dem Werdenfelser Land (Bayern). Verlag Detlev Kurth, Barmstedt.
- — & J. REICHHOLF (1974): Die Diversität als Kriterium zur Bewertung von Wasservogel-Lebensräumen. Journ. Orn. 115: 50—61.
- ENGELHARDT, W. (1974): Umweltschutz. 2. Aufl. Bayerischer Schulbuch-Verlag, München.

- FESTETICS A. & B. LEISLER (1971): Ökologie der Schwimmvögel der Donau, besonders in Niederösterreich. Arch. Hydrobiol./Suppl. XXXVI: 306—351.
- FJERDINGSTAD, E. (1964): Pollution of streams estimated by benthonic phytomicroorganismus. I. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 49: 63—131.
- — (1965): II. Taxonomy and saprobic valency of benthic phytoorganisms. Int. Rev. ges. Hydrobiol. 50: 475—604.
- GEROUDET, P. (1974): Les 18e, 19e et 20e recensements hivernaux des oiseaux d'eau en Suisse romande uni-janvier 1971, 1972 et 1973. Nos oiseaux 32: 188—201.
- HAAPANEN, A. (1973): Inland and coastal waterfowl census in finland. A review. Finnish Game Research 33: 4—11.
- HÖSER, N. (1973): Bestimmung und Interpretation der Artendichte (species-diversity) von Vogelbeständen aus Zählergebnissen unterschiedlichen mathematischen und biologischen Charakters. Beitr. z. Vogelkunde 19: 313—328.
- JACOBY H. & H. LEUZINGER (1972): Die Wandermuschel als Nahrung der Wasservögel am Bodensee. Anz. orn. Ges. Bayern 11: 25—35.
- JÄRVINEN, O. & L. SAMMALISTO (1973): Indices of bird communities in incomplete bird census when all species are equally detectable. Orn. Scand. 4: 127—143.
- KOLBE, J. (1965): Gewässertypen und ihre Besiedlung mit Enten. Falke 12: 11—16; 43—44.
- KOLKOWITZ, R. & M. MARSSON (1902): Grundsätzliches für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. Mitt. k. Prüfungsanstalt Wasservers. Abwasserbes. Berlin-Dahlem 1: 33—72.
- LIEBMANN, H. (1947): Die Notwendigkeit einer Revision des Saprobien-systems und deren Bedeutung für die Wasserbeurteilung. Ge. Ing. 68: 33—37.
- — (1951): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Verlag R. Oldenburg, München.
- — (1969): Der Wassergüteatlas. Methodik und Anwendung. Verlag R. Oldenburg, München.
- — & A. HAMM (1972): Eutrophierung und Eutrophierungsverminderung an bayerischen Seen. gwf — wasser/abwasser 113: 404—409.
- NÜMANN, W. (1961): Gewässerzustand und Bodenseefischerei. Österr. Wasserwirtschaft Jg. 13, H8/9: 230—231.
- — (1964): Die Eutrophierung des Bodensees, die Zunahme der Barsche und die intensive Befischung als Ursache für den rapiden Rückgang der Blaufelchenfänge. Allg. Fischerei-Zeitung Jg. 89, H10: 308—311.
- ODUM, E. P. (1971): Fundamentals of ecology. 3. ed.. W. B. Saunders Comp., Philadelphia, London, Toronto.
- RECHER, H. F. (1971): Bird species diversity: A review of the relation between species number and environment. Proc. Ecol. Soc. Australia, Vol. 6: 135—152.

- REICHENBACH-KLINKE, H. (1964): Ichtyofauna der Donau in Beziehung zur Abwasserlast. *Hydrobiologia* 5: 219—221.
- REICHHOLF, J. (1973a): Wasservogelschutz auf ökologischer Grundlage. *Natur und Landschaft* 48 (10): 274—279.
- — (1973b): Die Bestandentwicklung des Höckerschwans (*Cygnus olor*) und seine Einordnung in das Ökosystem der Innstauseen. *Anz. orn. Ges. Bayern* 12: 15—46.
- — (1973c): Begründung einer ökologischen Strategie der Jagd auf Enten (Anatidae). *Anz. orn. Ges. Bayern* 12: 237—247.
- — (1974a): Artenreichtum, Häufigkeit und Diversität der Greifvögel in einigen Gebieten von Südamerika. *Journ. Orn.* 115: 381—397.
- — (1974b): Der Einfluß des Nahrungsangebotes auf das Zugmuster der Krickente (*Anas crecca L.*) *Egretta* 17: 4—14.
- — (1975): Biogeographie und Ökologie der Wasservogel im subtropischen Südamerika. *Anz. orn. Ges. Bayern* 14: 1—69.
- RUTTNER, F. (1952): Grundriß der Limnologie. Verlag W. de Gruyter, Berlin.
- SCHUSTER, S. (1975): Fehlerquellen bei Wasservogelzählungen am Beispiel baden-württembergischer Gewässer. *Anz. orn. Ges. Bayern* 14: 79—86.
- SIMPSON, G. G., A. ROE & R. C. LEWONTIN (1960): *Quantitative Zoology*. Rev. Ed., Harcourt, Brace & World Inc., New York, Chicago, San-Franisco, Atlanta.
- SPAMEK-HUSEK, R. (1956): Zur Charakteristik der höheren Saprobietätsstufen. *Arch. Hydrobiol.* 51: 376—390.
- STOCKNER, J. G. & W. W. BENSON (1967): The succession of diatom assemblages in the recent sediments of Lake Washington. *Limnol. Oceanograph* 12: 513—532.
- SZIJJ, J. (1965): Ökologische Untersuchungen an Entenvögeln des Ermatinger Beckens (Bodensee). *Vogelwarte* 23: 24—71.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1968): Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen- und Fließgewässereutrophierung unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffs als Eutrophierungsfaktor. OECD-Bericht. DAS/CS/68.27.
- WILHM, J. L. (1967): Comparison of some diversity indices applied to population of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. *Journ. Water Poll. Cont. Fed.* 39: 1673—1683.
- — (1968): Biomass units versus numbers of individuals in species diversity indices. *Ecology* 49: 153—156.
- WILLI, P. (1970): Zugverhalten, Aktivität, Nahrung und Nahrungserwerb auf dem Klingnauer Stausee häufig auftretender Anatiden, insbesondere von Krickente, Tafelente und Reiherente. *Orn. Beob.* 67: 141 bis 217.
- WINKLER, M. (1975): Untersuchungen zur Statistik und Dynamik von Ökosystemen. *Mitt. Zool. Ges. Braunau* 2: 51—150.
- WOLFF, W. J. (1969): Distribution of non-breeding waders in an estuarine area in relation to the distribution of their food organisms. *Ardea* 57: 1—28.

- ZAHNER, R. (1965): Organismen als Indikatoren für den Gewässerzustand. Arch. Hygiene u. Bakteriol. 149: 243—256.
- ZIEGLER, G. (1972): Das Auftreten von Tauchenten an der Staustufe Schlüsselburg in Abhängigkeit von der Durchflußgeschwindigkeit der Weser. Abh. Landesmus. Natkde. Münster, Westf. 34: 71—78.
- ZIMMERMANN, P. (1961): Experimentelle Untersuchungen über die ökologische Wirkung der Strömungsgeschwindigkeit auf die Lebensgemeinschaften des fließenden Wassers. Schweiz. Z. Hydrobiol 23: 1—81.

Anschrift des Verfassers:  
Hans U t s c h i c k , 8261 Erlbach 73

(Eingegangen am 25. 7. 1975)

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Verhandlungen der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern](#)

Jahr/Year: 1976

Band/Volume: [22\\_3-4\\_1976](#)

Autor(en)/Author(s): Utschick Hans

Artikel/Article: [Die Wasservögel als Indikatoren für den ökologischen Zustand von Seen 395-438](#)