

Einschlägige in- u. ausländ. Vorschriften

ÖVE – EN 310/1981

ÖVE – E 36/1970

VDE – 0105 Teil 5, 0136 Teil 1, 0686 Teil 1

VDE – Schriftenreihe 9

DIN – 57686 und 57686 A1

DIN 57105

DIN – 57136

Anschrift des Verfassers:

Ing. Josef Adlmanneder, Waldburggasse 34, A-5026 Salzburg

Österreichs Fischerei

Jahrgang 39/1986

Seite 246–255

Paul Jäger

Kleinwasserkraftwerke und Fischerei*

Gliederung

1. Einleitung und Problemstellung
2. Wasserkraftausbau und Gewässerökologie
 - 2.1 Auswirkungen des Wasserentzuges; Untersuchung
 - 2.2 Auswirkungen der Gewässerzerstückelung
3. Maßnahmen zum Schutz der Fischerei
 - 3.1 Bemessung der Restwassermengen
 - 3.2 Bau von Umgehungsgerinnen
 - 3.3 Verbesserung der Biotopstrukturen
 - 3.4 Überwachung und Beweisführung
4. Erfahrungen und Richtsätze zum Bau von Kleinkraftwerken
 - 4.1 generelle
 - 4.2 für Ausleitungskraftwerke
 - 4.3 für Stauanlagen
5. Notwendige Vorschriften zur Erhaltung der natürlichen Gewässerbiozosen
6. Zitierte und weiterführende Literatur

1. Einleitung und Problemstellung

Energie wird immer kostbarer – Energie aus Wasserkraft ist sauber, billig und erneuert sich stets von selbst. . . Diese Schlagworte haben in den letzten Jahren in Österreich einen enormen Ansturm zum Ausbau der nutzbaren Wasserkraft entfacht. So gibt es in Salzburg derzeit über 800 Wasserkraftwerke. Rund 400 Flußkilometer sind dadurch zu Entnahmestrecken umfunktioniert worden.

Es gibt derzeit nur einen einzigen größeren Bach im Bundesland Salzburg, an welchem noch kein Wasserkraftwerk steht!

Von diesen 800 Kraftwerken erzeugen die 23 Großkraftwerke (mehr als 5 MW Leistung) über 90% des Stromes.

Nach dem Jahrhundert der Regulierung unserer Gewässer und der durch diese Umstrukturierungen verursachten starken Veränderung ihres ökologischen Charakters (Jäger, 1986) greift der Wasserkraftausbau nun massiv in das Abflußregime der Gewässer ein (Jäger, 1985 a, b).

Vortrag bei der Generalversammlung des Südtiroler Landesfischereiverbandes am 19. April 1986 in Bozen

Diese beiden Faktoren – Umgestaltung der ursprünglichen Biotopstrukturen und Veränderungen der Abflußfrachten – bewirken zusammen mit der darüber hinaus von beiden verursachten Zerstückelung des Gewässernetzes nicht nur eine eminente Bedrohung der Selbstreinigungskraft der Flüsse und Bäche. Auch die Zerstörung der ursprünglichen vielfältigen Strukturelemente der Fließgewässer wirkt selektierend auf den Artenbestand und die Individuendichten der Gewässerorganismen (Jäger, 1986).

Man kann Gewässer nur so lange nutzen, so lange man ihnen ihre ökologische Funktionsfähigkeit (Jäger, 1985 c) und damit ihre ökologische Stabilität (Jäger, 1985 a) bewahrt.

Nur dann, wenn man einer Region die ursprüngliche Artenvielfalt erhält, kann man mit einem Weiterbestand der Funktionen dieser Region rechnen, wenn sie, wie in heutiger Zeit, dauernden Eingriffen und Veränderungen ausgesetzt ist.

Nur dann ist es möglich, daß durch den Ersatz einer Art durch eine andere in der selben ökologischen Nische (Odum, 1972) die Gesamtwirkung einer Veränderung oder eines Eingriffes auf die Funktionsfähigkeit des Systems nicht allzu groß wird.

Damit müssen wir vor allem einen wirksamen Biotop- und Artenschutz betreiben, denn nur dadurch können die Nutzungsfunktionen, die wir von unserer Umwelt immer noch selbstverständlich fordern, möglich werden (Jäger, 1985 c).

Zur Frage der Beurteilung der ökologischen Auswirkungen des Baues von Kleinwasserkraftwerken auf die Gewässer bedeutet dies, daß er nur soweit betrieben werden darf, als die naturgegebene Eigenart der Gewässer und ihre Funktionen im Gewässernetz eindeutig erhalten bleiben können.

Das heißt praktisch, daß trotz aller Wirtschaftlichkeitsüberlegungen der Bauherren ein Gewässer nur in dem Maße genutzt werden darf, als alle Organismen, die an und im naturbelassenen Gewässer vorkommen, in allen ihren Lebensstadien weiter existieren können (Bericht Restwasser, Schweiz, 1982; Jäger, 1985 a).

Gerade bei den Kleinkraftwerken ist aus der Sicht des Gewässerschutzes und im Hinblick auf ihren energiepolitischen Nutzen zu bedenken, daß sie durch ihre Vielzahl zwar eine Unmenge von Eingriffen in die Gewässer bewirken, aber nur mit wenigen Prozent zum Gesamtenergieaufkommen einer Region oder eines Landes beitragen.

Zur Definition der Entnahmestrecke:

a) Als Entnahmestrecke gilt die Strecke vom Entnahmebauwerk bis zur Kraftwasserrückgabe bei Ausleitungskraftwerken ohne Schwellbetrieb, wenn beide am gleichen Gewässer liegen.

b) Bei Kraftwerken mit Speicherung und Schwellbetrieb sowie bei Bachüberleitungen gilt als Entnahmestrecke die Gewässerstrecke von der Ausleitungsstelle bis zur Mündung des Baches oder Flusses ins nächste *größere* Gewässer.

2. Wasserkraftausbau und Gewässerökologie

Ein Wasserkraftausbau mit Stauhaltungen und Entnahmestrecken bewirkt über die Veränderung der Fließgeschwindigkeit eine einschneidende Milieuveränderung im Gewässer sowie eine weitere Gefahr der Zerstückelung des Gewässernetzes.

2.1 Die ökologischen Auswirkungen eines Einstaues oder eines Wasserentzuges

Die Strömung ist in jedem Fließgewässer der *entscheidende milieubestimmende Faktor für die Gewässerbiozoenosen* (Engelhardt, 1951; Ambühl, 1959; Einsele, 1960; Zimmermann, 1961; Jäger, Kawecka und Margreiter-Kownacka, 1985).

Mit einer Reduzierung der Strömungsgeschwindigkeiten in einem Fließgewässer kommt es zur Verringerung der Schleppkräfte, das Gewässerbett sandet ein und verschlammt. Mit dieser Umgestaltung der Milieuverhältnisse werden vielen Tierarten die Lebensmög-

lichkeiten, Laichplätze und Futterplätze etc. genommen. Neue Lebensformen und neue Lebensgemeinschaften (Biozoenosen) siedeln sich in der Folge an. Die Selbstreinigungsleistung und -geschwindigkeit nimmt ab (Wuhrmann, 1975). Das Gewässer verliert mit zunehmendem Wasserentzug bzw. in einem Stau seinen ursprünglichen Charakter, eine Sukzession der Lebensgemeinschaften setzt ein (Jäger, 1985 a).

Zur Erläuterung dieser Aussagen sind die Zusammenhänge von Strömungsgeschwindigkeit, Substrat und Besiedlung in nachstehender Tabelle in vereinfachter Form dargestellt (Jäger, 1986).

Zusammenhang von Strömungsgeschwindigkeit – Substrat – Besiedlung

Strömungsgeschwindigkeit	Substrat Gewässersohle	Besiedlung	
3– 20 cm/s	Schllickzone, Sedimentation großer Mengen organ. Detritus, Grenze der Schlick- und Tonsedimentation (Ø unter 0,7 mm)	reiche Bodentierwelt Tubifex Pisidien Chironomiden	Pilze und hautbildende Algen auf Schlick, fädige Algen
20– 40 cm/s	Sandzone, Ablagerung von Feinsand ohne organ. Detritus (Ø 0,7–2,7 mm)	arm an Pflanzen und Tieren	
40– 60 cm/s	Übergangszone Grobsand bis Feinkies (Ø ~ 2–8 mm) Rundkorn 4/8	Insektenlarven, bes. Chironomiden, vorherrschend	Algenüberzüge auf Steinen
60–120 cm/s	Gebiet der kleineren, mittleren bis gut faustgroßen Kiese (Ø ~ 4–16 mm) Rundkorn 4/8–32/45	Eintags-, Köcher- und Steinfliegenlarven vorherrschend	Algenaufwuchs auf Steinen
120–200 cm/s	Sediment besteht aus Grobkies, größeren Steinen und Blöcken (Ø ab 16 mm) ab Rundkorn 16/32	strömungsliebende Insektenlarven	Algen bes. im Lee von Steinen, beginnende Abrasion
2– 3 m/s	Grobschotter und Blöcke werden mitgerissen, Hochwässer Steine schuppenartig flußaufwärts gelagert	Abdrift der Fauna bzw. Einwanderung in tiefere Sedimentbereiche	Abrasion des Algenaufwuchses

Tabelle nach Einsele und Starmach, ergänzt nach Jäger (1985 a); in () die Korngrößensortierung der Gewässersohle bezogen auf die mittlere Querschnittsgeschwindigkeit als Grenzgeschwindigkeit für beginnenden Geschiebetrieb, nach Vollmer (1973)

Untersuchung

Die Untersuchung dieser Vorgänge kann nicht nach der bekannten Methode der Güteklassifizierung der Fließgewässer erfolgen.

Jeder, der an einer naturbelassenen Gewässerstrecke von wenigen Metern Länge die verschiedensten Bereiche wie Totwasserzonen, überströmten Kies, Blockwerk in der Hauptströmung etc. beobachtet und untersucht, findet jeweils die an den jeweiligen Strömungstypus angepaßten Tiere und Pflanzen in charakteristischen Lebensgemeinschaften vergesellschaftet. Diese verschiedenen Biozoenosen können aber meist nicht der gleichen Gewässergüteklasse zugeordnet werden, trotzdem sie im gleichen Bach mit gleichem chemischem Milieu gefunden werden (Ambühl, 1958; Zimmermann, 1961).

Daraus geht eindeutig hervor, daß viele Gewässerorganismen, welche als Güteindikatoren für das Saprobien-system dienen, bei gleichen chemischen Milieubedingungen auf

unterschiedliche Strömungsgeschwindigkeiten sehr differenziert reagieren (Ambühl, 1958). Daß die überwiegende Anzahl der Gewässerorganismen auf chemische Faktoren weniger ausgeprägt reagiert als auf Änderungen der Strömungsgeschwindigkeit, wurde von Zimmermann bereits 1961 nachgewiesen.

Die Gewässergütebestimmung nach dem Saprobiensystem setzt aber voraus, daß die Wirkung der chemischen Faktoren gegenüber den physikalischen überwiegt (Liebmann, 1947).

Daraus ergibt sich, daß bei einer Untersuchung eines Flusses nach dem Saprobiensystem Veränderungen im chemischen Milieu des Flusses die einzigen variablen sein dürfen.

Damit kann aber diese Art der Gewässeruntersuchung für die Beurteilung der Auswirkungen einer Veränderung der Strömungsverhältnisse durch einen Wasserentzug nicht verwendet werden (Jäger, 1985 a, b; Zimmermann, 1961; Liebmann, 1947). Es ist vielmehr ein Untersuchungsmodell zu verwenden, welches Struktur und Funktionalität der Gewässerbiozosen in Abhängigkeit vom veränderten Faktor Wasserführung beschreibt (Jäger, 1985a; Jäger, Kawecka und Margreiter-Kownacka, 1985 b; Odum, 1972 und 1983).

2.2 Die Auswirkungen der Gewässerzerstückelung

Das ursprünglich über weite Strecken zusammenhängende Gewässernetz eines Flußsystems wurde durch Wasserbaumaßnahmen, wie Abstürze, Staumauern, Schußstrecken etc., zerstückelt. Damit wurden nicht nur die Fischwanderungen flußaufwärts (Laichzug, Kompensationswanderungen nach Hochwässern, Aufsuchen von Freßplätzen und neuen Standrevieren) beendet, was zu großen Veränderungen in den Fischbeständen führte, auch die weniger bekannte Flußaufwanderung der wirbellosen Bachfauna ist damit unterbrochen (Pechlaner, 1986).

Beim Kraftwerksbau besteht nun die Gefahr, daß mit den Entnahmebauwerken, Staumauern und über nicht oder nicht ausreichend dotierte Entnahmestrecken eine weitere Gewässerzerstückelung stattfindet, welche schon im Sinn des Biotop- und Artenschutzes unbedingt zu verhindern ist.

3. Maßnahmen zum Schutz der Fischerei

3.1 Bemessung der Restwassermengen

In jüngsten Untersuchungen (Jäger et alii, 1985 b) konnte nachgewiesen werden, daß sich der Artenbestand und die relativen Häufigkeiten der Benthosorganismen in einer Fließgewässerstrecke ändern, wenn die natürlichen Niederwasserverhältnisse (MNQ) eines unbelasteten Gewässers längere Zeit unterschritten werden (siehe auch Ambühl, 1958).

Zur notwendigen Erhaltung von Güte und Selbstreinigungskraft eines Baches bedeutet das, daß in Ausleitungsstrecken im Sommer das natürliche MNQ jedenfalls einige Monate überschritten werden muß und im Winter höchstens geringfügig unterschritten werden darf.

Jede größere Nährstoffbelastung benötigt aber höhere Restwassermengen.

Die Untersuchung und Beurteilung der für jeden Bach erforderlichen Restwassermenge ist dem Limnologen über den strömungsbezogenen Biozosenvergleich sehr exakt möglich. Wichtig zur Beurteilung ist natürlich dazu die Erfassung und genaue Beschreibung der hydrologischen Verhältnisse (Jäger et alii, 1985 b).

Die Restwassermengen sind weiters so zu staffeln, daß die Abflußcharakteristik des natürlichen Wasserdargebotes im Jahresgang in etwa erhalten bleibt. Fischerlich wichtig ist, daß die Zeiten höherer Restwasserabgabe an eventuelle Laichzeiten von Fischen angepaßt sind. Einzubeziehen ist in diese Überlegungen auch die Dauer der Ei- und

Jungfischentwicklung bis zu dem Zeitpunkt, ab welchem die Brut selbständig schwimmfähig ist.

Wenn mit dem vorgeschriebenen Dotationswasser der natürliche Charakter eines Fließgewässers (z. B. als schnellströmender Bach) erhalten bleibt, bleibt er auch als Fischwasser wertvoll und wird ästhetisch nicht so schwer beeinträchtigt (Fremdenverkehr!).

Ein »Abgelten« des Laichausfalles (für immer!) muß grundsätzlich abgelehnt werden, da dies ein Aussterben der betreffenden Fischart im Gewässer bewirken könnte.

Es sind übrigens nicht nur die Edelfische, sondern auch die diversen Begleitfische, wie Koppen, Pfrillen, Weißfische u. a., unbedingt zu schützen. Da gerade diese Nebenfischarten meist nur den jeweiligen Fischereiberechtigten bekannt sind, wäre es eine wichtige Aufgabe des Fischereiverbandes, die Zusammensetzung der Fischarten in den von ihm betreuten Gewässern landesweit zu erheben, um die notwendigen Beweisgrundlagen zu schaffen.

3.2 Bau von Umgehungsgerinnen

Grundsätzlich darf eine Wasserkraftanlage keine ökologische Unterbrechung im Gewässernetz bewirken. In Salzburg wird der Bau von fischpassierbaren Umgehungsgerinnen um Entnahmebauwerke nun verpflichtend vorgeschrieben, ebenso wie dies in der Bundesrepublik Deutschland (Tesch und Wehrmann, 1982) der Fall ist. Es kommen dabei die verschiedensten Systeme zur Ausführung, wie sie z. B. von Jens (1982) beschrieben werden.

Diese Umgehungsgerinne müssen für alle im Gewässer vorkommenden Fischarten passierbar sein und werden mit dem Pflichtwasser dotiert. (Kraftwerke ohne Pflichtwasser-



Abb. 1: Fischtrappe über den Begleitdamm des KW Urreiting, Salzach, Abstieg aus dem Oberwasser

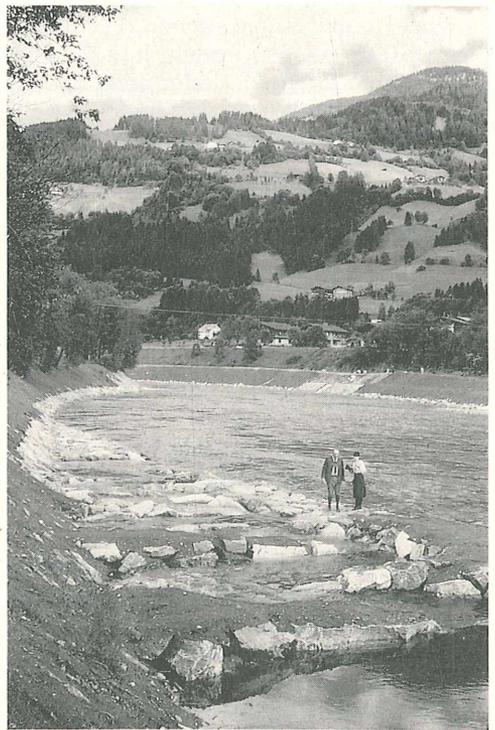


Abb. 2: Mündung der Tümpelpaßanlage ins Unterwasser des KW Urreiting im Außenbogen der Salzach. Man erkennt deutlich die gute Lockströmung

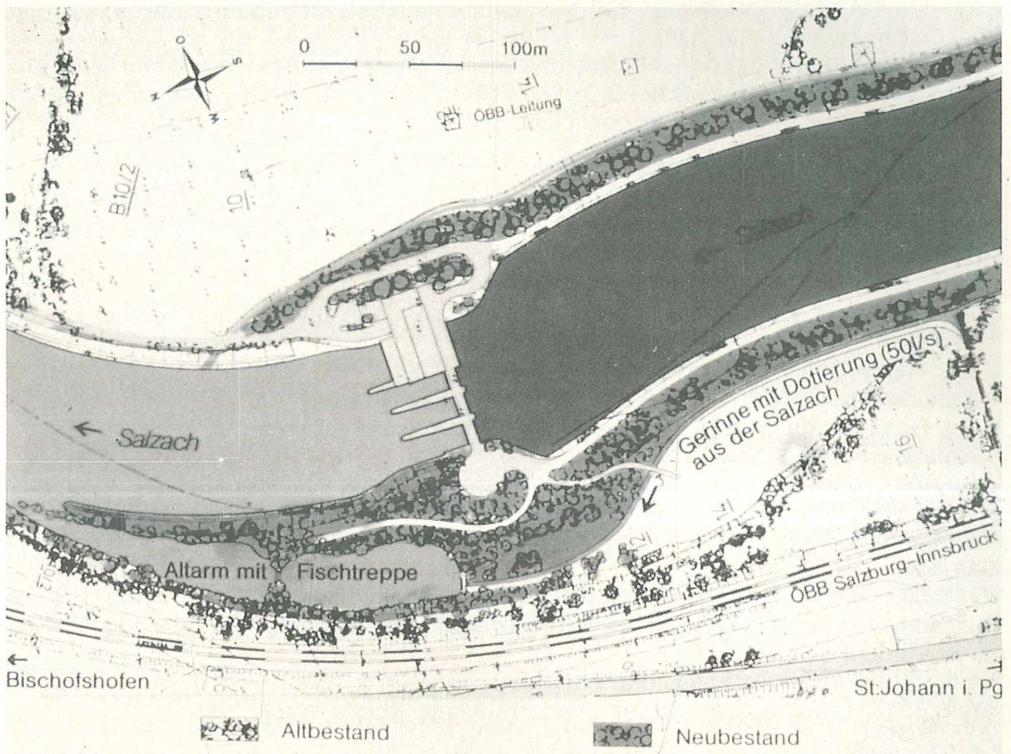


Abb. 3: Schema des Umgehungsgerinnes des KW Urreiting im Altarm der Salzach

vorschreibung werden in Salzburg nicht mehr genehmigt.) Am besten bewährt haben sich bisher Tümpelpaßanlagen im Sinne der Vorschläge von Jens (1982).

Für den Bau von solchen Fischpässen ergeben sich folgende Rahmenbedingungen:

Als bester Springer der heimischen Süßwasserfische kann die Forelle ca. 70 cm hohe Abstürze im Sprung überwinden, während für die Koppe als schlechtem Schwimmer ein 30 cm hoher Abfall bereits ein unüberwindliches Hindernis darstellt. Neben der Sprunghöhe stellt auch die Fließgeschwindigkeit des Wassers einen limitierenden Faktor für den Fischaufstieg dar. Nach einer Zusammenstellung von Webb (1975) besteht ein Zusammenhang zwischen der maximalen Sprintgeschwindigkeit von Fischen (Sprintdauer ca. 15 s) und ihrer Körperlänge. So beträgt die Sprintgeschwindigkeit von Forellen bei Körperlängen zwischen 5 und 45 cm jeweils das ca. 10fache ihrer Körperlänge. Weißfische und Barsche bringen es bei einer Körperlänge von 5 bis 25 cm zu Sprintgeschwindigkeiten vom 11fachen ihrer jeweiligen Körperlänge (v in cm/s).

Liebmann (1958) hat für Fischpässe folgende allgemeine Rahmenbedingungen aufgestellt:

Maximale Sprunghöhe	unter 40 cm
maximale Strömungsgeschwindigkeit in kurzen Rohrdurchlässen	unter 5 m/s
maximale Strömungsgeschwindigkeiten bei Fischwegen mit Längen unter 10 m und Neigungen von 1 : 10 und 1 : 6	unter 2,5 m/s

Die lichte Breite kann bei kurzen Pässen bis auf 1 m verringert werden, sonst sollte sie 2 m betragen, und die erforderliche Tiefe liegt bei 0,5 bis 1 m.

Hinweise zur Schwimtleistung von Fischen und zur Bestimmung ihrer Sprungleistung finden sich auch bei Jens (1982).

Als Faustregel kann man annehmen, daß Fischtreppe funktionieren, wenn jede einzelne Stufe über ausreichend tiefes, ruhiges (dunkles) Wasser verfügt, um einen Fisch-Einstand für Ruhepausen zu ermöglichen.

3.3 Verbesserung der Biotopstruktur

Zur Minderung der schädigenden Auswirkungen von Kraftwerksbauten ist es oft zweckmäßig, im beanspruchten Gewässersystem vom Einschreiter Verbesserungen der Gewässerstruktur für die Fischerei zu verlangen.

Zum Beispiel:

- Verschreibung einer Restwasserdotierung bei alten Anlagen ohne diesbezügliche Auflagen
 - alte Wehranlagen fischpassierbar gestalten
 - Seitenbäche wieder für den Fischzug erreichbar machen
 - das Gewässer durch Ein- und Umbauten reicher strukturieren
- Anlage eines Niederwassergerinnes etc.

Keinesfalls sollte man aber auf die Idee kommen, einen schnellfließenden Bergbach nach zu großer Wasserableitung mit Staubalken o. ä. in eine abgetreppte Tümpelstrecke umzuwandeln. Hier kann nur eine vermehrte Restwasserabgabe das Mittel der Sanierung sein.

Vorschläge zum Umbau von Wehranlagen finden sich bei Jens (1982) und Trinkl (1983).

Vorschläge zur Verbesserung der Gewässerstruktur sind beispielhaft in folgenden Arbeiten zu finden:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1975; Bless, 1981; Tesch und Wehrmann, 1982; ÖWWV, 1984; Moog, 1985; Pechlaner, 1985; Jäger, 1986.

3.4 Überwachung und Beweisführung

Da die Überwachung der Restwasserabgabe besonders bei hochgelegenen Wasserfassungen sehr zeitaufwendig ist und andererseits die vorgeschriebenen Mengen oft nicht eingehalten werden, wird in Salzburg der Einbau einer dauerregistrierenden Restwassermengenmeßeinrichtung vorgeschrieben, welche das Werk automatisch abschaltet, wenn weniger als 80% der vorgeschriebenen Mengen abgegeben werden.

Die nachträgliche Beweisführung zeitweiser Ausfälle der Restwasserabgabe läßt sich über den Ausfall des Fischbestandes, aber auch mit limnologischen Methoden der vergleichenden Untersuchung der Organismen der Gewässersohle durchführen. Wenn Gewässerstrecken zeitweise trockenfallen, so fehlen am Gewässerboden Organismen mit längeren Lebenszyklen (Kownacki, 1985; Eichenberger, 1984 und 1986).

Da nach dem Wiederbefluten die Neubesiedlung der Gewässersohle, im wesentlichen durch Eintritt von oben, innerhalb von einigen Wochen wieder abgeschlossen ist, steht für derartige Beweisuntersuchungen nur eine relativ kurze Zeitspanne zur Verfügung.

4. Erfahrungen und Richtsätze zum Bau von Kleinwasserkraftwerken

4.1 generelle:

- Da sich die Konsensdauer wasserrechtlicher Bewilligungen für Kraftwerke in der Regel über Jahrzehnte erstreckt, kommt der Durchsetzung begründeter Forderungen eminente Bedeutung zu.

Jedes Gewässer und jede Landschaft sind individuell zu beurteilen. Formeln für den einen Gewässertypus führen zu Fehlschlüssen bei jedem anderen.

- Eine Nutzung der Wasserkräfte darf nur in dem Ausmaß erfolgen, bei welchem gewährleistet ist, daß der naturgerechte Charakter des betreffenden Gewässers sowie seine Funktion im Gewässernetz und dessen Umland gewahrt bleiben.

Beim Abwägen von Ökologie und Ökonomie ist für die Ökologie zu berücksichtigen, daß sich die Tier- und Pflanzenwelt der verschiedenen Gewässertypen und ihres Umlandes in einem lang andauernden Evolutionsprozeß entwickelt hat und ihre Erhaltung im Sinne eines Artenschutzes nur über einen ausreichenden Biotopschutz möglich ist.

4.2 für Ausleitungskraftwerke

Bei Ausleitungen muß generell eine ausreichende Restwasserführung zur Erhaltung des naturgemäßen Charakters des Gewässers erhalten bleiben.

– Das Dotationswasser muß so ausreichend bemessen sein, daß die naturgegebene Eigenart des Gewässers und seine Funktion im Gewässersystem erhalten bleiben, was bedeutet, daß die Organismen, die an und im naturbelassenen Gewässer vorkommen, in allen ihren Lebensstadien weiter existieren können.

Als Forderung zur Erhaltung von Güte und Selbstreinigungskraft sowie der ökologischen Funktionsfähigkeit des Gewässers sind die ursprünglichen Artenspektren, ihre relativen Häufigkeiten und die zeitlichen Abfolgen der Entwicklungszyklen der Gewässerorganismen zu erhalten.

Wesentlich ist weiters die Erhaltung des natürlichen Jahresganges der Wasserfracht durch Staffelung der Dotationswassermengen.

Das Gewässernetz ist in seinem natürlichen Zusammenhang aus ökologischer Sicht zu erhalten, was bedeutet, daß z. B. Ausleitungsbauwerke fischpassierbar gestaltet werden müssen.

Das natürliche Wasserdargebot im Jahreszyklus, die naturgegebenen Niederwasser- verhältnisse sowie Art, Ausbaugrad und Betriebsweise des Wasserkraftwerkes bilden die Ausgangspunkte der Überlegungen für die Bemessung eines möglichen Wasserent- zuges.

– Die maximal einziehbare Wassermenge beeinflußt die Höhe der Restwassermengen. Speicher oder Kraftwerke mit hohem Ausbaugrad müssen höhere Restwassermengen abgeben, da sie kein Überwasser zulassen.

Generell muß das Restwasser an jeder Stelle der Ausleitungsstrecke oberflächlich meßbar sein.

Jeder Bach ist in seiner ökologischen Bedeutung auch vom Hauptgewässer aus zu betrachten.

Die Anlage weiterer Ausleitungsstrecken in bestehenden Entnahmestrecken ist ökolo- gisch nicht akzeptabel, wenn die Restwasserführung in der bestehenden Entnahme- strecke bereits für die Ökologie einen Grenzfaktor darstellt.

Die Abwassereinleitungen führen zur Erhöhung des notwendigen Restwassers.

Möglichst hoch gelegene Wasserfassungen sind günstiger für das Hauptgewässer.

Niederungsflüsse benötigen wegen langsamerer Strömung mehr Dotationswasser als solche im Gebirge, und kleine Bäche benötigen meist relativ mehr Restwasser als große Flüsse.

Bestehende Sickerstrecken müssen genügend Austauschwasser für das Schotter- lückensystem erhalten.

Laich-, Weide- und Fangplätze für die Fische müssen erhalten bleiben oder im glei- chen Ausmaß neu geschaffen werden.

Altanlagen sind im Zuge von Umbauten oder bei Konsensverlängerung nur mit Rest- wasserverschreibung neu zu bewilligen. Weiters sind gegebenenfalls Fischpässe vorzu- schreiben.

4.3 für Stauanlagen

Stauräume müssen eine besonders vielfältige ökologische Strukturierung aufwei- sen.

Natürliche Überflutungsflächen, wie z. B. ehemalige Auwaldsysteme, sind in den neuen Rückstaubereich einzubinden und wieder zu aktivieren.

Die Gestaltung von Rückstaubereichen soll sich an den ökologischen Gegebenheiten in natürlichen Flußaufweitungen oder stark durchflossenen Seen orientieren.

Stautufen sind mittels Fischtreppe ökologisch zu umgehen.

Bachmündungen sind getaucht in den Stauraum einzuführen und grundsätzlich für einen Fischaufstieg passierbar zu gestalten. Dies gilt auch für zeitweise trockenfallende Gerinne.

– Zubringer sind in ihrem Lauf auf Möglichkeiten bzw. Hindernisse für einen Fischaufstieg zu untersuchen.

– Hindernisse, die einen längeren Seitenarm unnötig absperren, sind fischpassierbar zu gestalten.

5. Notwendige Vorschriften zur Erhaltung der natürlichen Gewässerbiozoenosen

– Jede Ausleitungsstrecke ist so ausreichend mit Dotationswasser zu versorgen, daß die Erhaltung des ursprünglichen Artenspektrums, der relativen Häufigkeiten und der zeitlichen Abfolge der Entwicklungszyklen der Gewässerorganismen auch weiterhin gewährleistet sind.

Die Bestimmung der Höhe der Restwassermenge sollte möglichst nur aufgrund spezifischer biozoenotischer Untersuchungen erfolgen. Gewässergütebestimmungen bilden keine verwertbare Beurteilungsgrundlage!

– Die vorgeschriebenen Restwassermengen müssen an jeder Stelle des Gewässers oberflächlich meßbar sein.

Entnahmebauwerke sind für die im Gewässer vorkommenden Fischarten auch flußaufwärts passierbar zu gestalten, und Triebwassereinflüsse (z. B. bei Tiroler Wehren) sind dort, wo notwendig, mit Fischeicheanlagen zu sichern.

Die dauernde kontinuierliche Restwasserabgabe ist mittels dauerregistrierender Mengeneinrichtung nachzuweisen, die Wasserkraftanlage hat sich automatisch abzuschalten, wenn die Restwasserabgabe unter 80% des vorgeschriebenen Wertes sinkt.

LITERATUR:

- Ambühl, H., 1959: Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. Schweiz. Zeitschr. Hydrol. XXI, 2, 133-264
- Bericht Restwasser, 1982: Schlußbericht der Arbeitsgruppe zur Erhebung des Problems Restwasser. Eidgen. Department des Inneren, Verkehrs- und Energiewirtschaft, Bern
- Bless, R., 1981: Untersuchungen zum Einfluß von gewässerbaulichen Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. Natur und Landschaft, 56. Jahrgang, Heft 7 und 8, 243-252
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, 1975: Naturbezogene Wasserabwehr, Zielvorstellungen, Wesen und Leitlinien zum Erlaß des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft vom 30. Juni 1974 betreffend den naturnahen Wasserbau und die verstärkte Berücksichtigung des Natur- und Landschaftsschutzes sowie der Fischerei in der Schutzwasserwirtschaft.
- Eichenberger, E., Schlatter, S., Weilenmann, H. U., 1984: Die Auswirkung der Trockenlegung eines Fließgewässers auf die Entwicklung von Biozoenosen. EAWAG Jahresbericht, 15-16
- Eichenberger, E., 1986: Die Vorflutermodelle der Versuchsstation Tüffenwies der EAWAG. Mitteilungen der EAWAG Nr. 21, 1986
- Eisele, W., 1960: Die Strömungsgeschwindigkeit als beherrschender Faktor bei der limnologischen Gestaltung der Gewässer. Österr. Fischerei, Suppl. 1, Heft 2, 1-40
- Engelhardt, W., 1951: Faunistisch-ökologische Untersuchungen über Wasserinsekten an den südlichen Zuflüssen des Ammersees. Mit. München, Entomol. Ges., Jahrgang 41
- Jäger, P., 1985 (a): Erfahrungen bei der Beurteilung der Restwasserführung von Ausleitungsstrecken im Land Salzburg. Arch. Hydrobiol. Suppl. 68, 2, 219-248
- Jäger, P., Kawecka, B., und Margreiter-Kownacka, M., 1985 (b): Zur Methodik der Untersuchungen der Auswirkungen des Wasserentzuges in Restwasserstrecken auf die Benthosbiozoenosen. Österr. Wasserwirtschaft, Jahrgang 37, Heft 7/8, 190-202
- Jäger, P., 1985 (c): Beeinträchtigung der Funktion eines Gewässers. Novelle zum Wasserrechtsgesetz aus der Sicht des Natur- und Landschaftsschutzes, Teil 2, Österr. Gesellschaft für Natur- und Umweltschutz, Wien. In Druck
- Jäger, P., 1986: Eingriffe in die Gewässerökologie durch wasserbauliche Maßnahmen. Vortrag im Rahmen der 15. Flußbautagung im Oktober 1985 in Salzburg, Tagungsband p 65-75; Hrsg. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft

- Jens, G., 1982: Der Bau von Fischwegen. Verlag Paul Parey, 93 pp
- Kownacki, A., 1985: Die Auswirkungen von Austrocknung auf die benthischen Gesellschaften von Hochgebirgsflüssen. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22, 2069–2072
- Liebmann, H., 1947: Gesundheitsingenieur 68, 33
- Liebmann, H., 1958: Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie. Band 2, Seite 409 bis 417. Oldenbourg-Verlag München
- Moog, O., 1985: Auswirkungen von Ufersicherungen auf Benthosorganismen der Saalach. Unveröff. Manuskript, Amt der Salzburger Landesregierung, Unterabteilung Wasserbau, 178 pp
- Odum, E. P., 1972: Ökologie, BLV München, 2. Auflage
- Odum, E. P., 1983: Grundlagen der Ökologie. Band 1 und 2. Georg Thieme-Verlag, Stuttgart
- Pechlaner, R., 1985: Voraussetzungen für die fischereiliche Nutzung von Speicherseen im Hochgebirge. Österr. Fischerei, 38, 1985, p 268–272
- Pechlaner, R., 1986: Driftfallen und Hindernisse für die Aufwärtswanderung von wirbellosen Tieren in rithralen Fließgewässern. Wasser und Abwasser (Wien), Band 30, 1986; Festschrift Liepolt
- Österr. Wasserwirtschaftsverband, 1984: Leitfaden für den natur- und landschaftsbezogenen Schutzwasserbau an Fließgewässern. ÖWWV-Regelblatt 301, Bohmann-Verlag, Wien
- Tesch, S. W., und Wehrmann, L., 1982: Die Pflege der Fischbestände und -gewässer. 2. Auflage, 112 pp., Verlag Paul Parey, Berlin
- Trinkl, K., 1983: Wehre – Fischaufstieg – zusammenhängendes Gewässersystem? Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien. 141 pp
- Trinkl, K., 1986: Wehre – Fischaufstieg – Zusammenhängendes Gewässersystem? Österr. Fischerei 39/1986, p 209–214
- Webb, P. W., 1975: Hydrodynamics and Energetics of fishpulsion. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 190, Department of the Environment, Ottawa, Fisheries and Marine-Service
- Wuhrmann, K., Eichenberger, E., Leidner, H. A., und Wuest, D., 1975: Über den Einfluß der Strömungsgeschwindigkeit auf die Selbstreinigung in Fließgewässern. Schweiz. Z. Hydrol. 37 (1975): 253–272
- Zimmermann, P., 1961: Experimentelle Untersuchungen über die ökologische Wirkung der Strömungsgeschwindigkeit auf die Lebensgemeinschaften des fließenden Wassers. Schweiz. Z. Hydrol. 23 (1961): 1–81

Anschrift des Verfassers:

Oberrat Dr. Paul Jäger, Amt der Salzburger Landesregierung, Unterabteilung Wasserbau, Postfach 527, 5010 Salzburg

Norbert Schulz

Wiederfang eines markierten Huchens in der Drau in Kärnten

1. Fang

Am 2. Februar 1986 fing Herr Günther Unfer in der Drau bei Möllbrücke einen markierten Huchen mit einer Länge von etwa 90 cm. Nach Entnahme der Marke wurde der Fisch wieder in die Drau zurückgesetzt.

Bei der Marke handelt es sich um eine gelbe Polyvinylmarke der Firma Floy Tag mit der Nr. 52 (Abb. 1). Die Marke war mit Algen besetzt, sodaß weder die Farbe noch die Nummer der Marke erkannt werden konnte.

Der Huchen stammt aus einem Besatz, welcher am 15. Oktober 1980 200 m oberhalb des Oberradler Baches im Bereich der »Greiferreiben« erfolgte. Es handelt sich um 12 Murhuchen der Altersklasse 2+, welche in der Schwarzenberg'schen Fischzucht in Murau großgezogen wurden. Der Huchen mit der Markennummer 52 hatte bei einer Länge von 421 mm ein Gewicht von 522 g (Abb. 2 und 3).

2. Auswertung

Bei der Auswertung des Wiederfanges wurde von folgenden Voraussetzungen ausgegangen:

Die Beziehung zwischen der Länge und dem Gewicht der Drauhuchen hat die Funktion

$$G = 9,08619 \times 10^{-6} \times L_1^{3,03004} \text{ (Schulz 1985).}$$

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Österreichs Fischerei](#)

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: [39](#)

Autor(en)/Author(s): Jäger Paul

Artikel/Article: [Kleinwasserkraftwerke und Fischerei 246-255](#)