

DAZ der Tiroler Landesregierung, Artikel 11, Umweltschutz, download.wir-lob.at

Das Makrozoobenthos als Indikator des Ökologischen Zustandes von Restwasserstrecken – Ergebnisse der Auswertungen von 249 Untersuchungsstellen (1983-2002) im Hinblick auf die Beeinträchtigung der Abflussverhältnisse

Ursula Grasser & Otto Moog***

* TB für Landschaftplanung, Wien

** Universität für Bodenkultur, Institut für Wasserversorgung, Gewässer-ökologie und Abfallwirtschaft, Wien

1 Der ökologische Zustand

Mit der im Jahr 2000 in Kraft getretenen "Richtlinie des Rates der Europäischen Union zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik" kurz "EU-Wasserrahmenrichtlinie" (WRRL) steht erstmals ein umfassendes Gesamtkonzept zum europäischen Gewässermanagement zur Verfügung (Rat der europäischen Kommission 2000).

Die WRRL verpflichtet die Mitgliedsstaaten zu einer Vermeidung einer weiteren Verschlechterung und zum Schutz und zur Verbesserung aquatischer Ökosysteme, sowie zur Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen. Als Eckpunkt dieses Ordnungsrahmens ist die Ausdehnung des Gewässerschutzes auf alle Gewässer und zwar Grundgewässer, Oberflächengewässer und Küstengewässer, mit dem Ziel der Erreichung eines im Wesentlichen über die Ökologie der Gewässer definierten guten Zustandes innerhalb vorgegebener Fristen, anzusehen (Stalzer 2000). Die WRRL enthält somit Vorgaben für eine Gewässerbewertung und die Verpflichtung zu einem ökologisch ausgerichteten, flusseinzugsgebietsbezogenen Gewässermanagement mit der Zielvorgabe, den guten ökologischen Zustand in den europäischen Gewässern zu erhalten bzw. wieder herzustellen.

Der methodische Ansatz zur neuen europäischen Gewässerbewertung baut auf einem Vergleich der aktuellen Gewässerbeschaffenheit mit einem auf Basis eines typologisch fundierten Gewässerleitbildes beschriebenen Zustand von Referenzbedingungen auf. Die Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes gründet somit auf der Abweichung der Gewässerbiozönose von der gewässertypspezifischen Ausprägung (Chovanec 2000, Koller-Kreimel 2000, Ofenböck & Koller-Kreimel 2001). Der ökologische Zustand wird über die Naturnähe der Biozönosen definiert und physikalisch-chemische und hydromorphologische Parameter werden nur ergänzend berücksichtigt, wenn die Biozönosen einen Umweltstress anzeigen. Jeder Mitgliedsstaat verwendet für sein Überwachungssystem für jede Kategorie von Oberflächengewässern eine fünfstufige Skala, die von einem sehr guten bis zu einem schlechten ökologischen Zustand reicht (Tabelle 1). Der Referenzzustand ist gleichzusetzen mit dem sehr guten ökologischen Zustand.

Tabelle 1: Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes gemäß Anhang V der WRRL

Bewertung des ökolog. Zustandes	Abweichung vom gewässer-typspezif. Referenzzustand	Farbcode	Zustandsklasse
Sehr gut	Minimal	Blau	1
Gut	Gering	Grün	2
mäßig	Mäßig	Gelb	3
unbefriedigend	Stark	Orange	4
schlecht	sehr stark	Rot	5

Die Qualitätskomponenten für Flüsse beinhalten "Biologische Komponenten" (Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora; Zusammensetzung und Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna; Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna), "Hydromorphologische Komponenten" (Wasserhaushalt, Abfluss und Abflussdynamik, Verbindung zu Grundwasserkörpern, Durchgängigkeit des Flusses, Morphologische Bedingungen, Tiefen- und Breitenvariation, Struktur und Substrat des Flussbetts, Struktur der Uferzone) und "Chemische und physikalisch-chemische Komponenten" (thermische Bedingungen, Sauerstoffhaushalt, Salzgehalt, Versauerungszustand, Nährstoffe, spezifische Schadstoffe).

2 Das Makrozoobenthos als Indikator

Im Annex V der WRRL sind die Begriffsbestimmungen für den "ökologischen Zustand" von Flüssen bezüglich der benthischen wirbellosen Fauna grob definiert:

Zustandsklasse I: "Sehr guter Zustand"

Die taxonomische Zusammensetzung und die Abundanz entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.

Der Anteil störungsempfindlicher Taxa im Verhältnis zu robusten Taxa zeigt keine Anzeichen für eine Abweichung von den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.

Der Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa zeigt keine Anzeichen für Abweichungen von den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind.

Zustandsklasse II: "Guter Zustand"

Die wirbellosen Taxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.

Der Anteil der störungsempfindlichen Taxa im Verhältnis zu den robusten Taxa zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von den typspezifischen Werten.

Der Grad der Vielfalt der wirbellosen Taxa zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von den typspezifischen Werten.

Zustandsklasse III: "Mäßiger Zustand"

Die wirbellosen Taxa weichen in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.

Wichtige taxonomische Gruppen der typspezifischen Gemeinschaft fehlen.

Der Anteil der störungsempfindlichen Taxa im Verhältnis zu den robusten Taxa und der Grad der Vielfalt liegen beträchtlich unter dem typspezifischen Wert und in signifikanter Weise unter den Werten, die für einen guten Zustand gelten.

Zustandsklasse IV: "Unbefriedigender Zustand"

Nicht näher definiert; Grundsätzlich gilt: Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps stärkere Veränderungen aufweisen und die Biozönosen erheblich von denen abweichen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, werden als unbefriedigend eingestuft.

Zustandsklasse V: "Schlechter Zustand"

Nicht näher definiert; Grundsätzlich gilt: Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps erhebliche Veränderungen aufweisen und große Teile der Biozönosen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, fehlen, werden als schlecht eingestuft.

Als Grundvoraussetzung für die Umsetzung dieses auf einen Referenzzustand bezogenen Bewertungsansatzes sind von den Partnerländern Gewässertypen auszuweisen und die Referenzzönosen zu beschreiben. Auf die typologische Charakterisierung der Fließgewässer wird im Anhang II der WRRL eingegangen: die Gewässertypen sind dabei anhand vorgegebener Deskriptoren zu charakterisieren. Grundsätzlich sind die Oberflächenwasserkörper innerhalb der Flussgebietseinheit zunächst nach Ökoregionen, im Sinne der zoogeografischen Regionen von Illies (1978), zu unterscheiden. Für eine weitergehende typologische Charakteristik der Gewässer wurden aquatische Bioregionen ausgewiesen. Bioregionen sind als in Bezug auf Milieufaktoren und Organismenstruktur relativ übereinstimmende Landschaftsräume definiert. Innerhalb einer Bioregion sind die Biozönosen möglichst homogen und weisen statistisch belegte Unterschiede zu anderen

Bioregionen auf (Moog et al. 2001; Schmidt-Kloiber et al. 2002). Für die praktische Anwendung der Gewässerbewertung ergibt sich der Vorteil, dass durch die Ausweisung von Gebietsteilen zu Bioregionen die natürliche Variabilität zahlreicher biologischer Messgrößen deutlich geringer wird und sich somit die Trennschärfe zur Unterscheidung von Zustandsklassen erhöht [Ofenböck et al. (2002), Moog et al. (in print)].

Vorliegender Artikel nimmt Bezug auf die Ermittlung des ökologischen Zustandes von Restwasserstrecken, da Wasserentnahmen zu den signifikanten anthropogenen Belastungen zählen (WRRL, Anhang II, Abschnitt 1.4). Eine Einschätzung und Ermittlung hinsichtlich der Auswirkungen signifikanter Abflussregulierungen ist für die Mitgliedsstaaten verbindlich vorgesehen. Darauf aufbauend haben die Mitgliedstaaten zu beurteilen, wie empfindlich der Zustand von Oberflächenwasserkörpern auf die in Abschnitt 1.4 genannten Belastungen reagiert.

3 Die Ermittlung signifikanter Abflussregulierungen

In der Makrozoobenthos Datenbank der BOKU sind zur Zeit 249 Untersuchungsstellen bzw. Untersuchungstermine aus Restwasserstrecken erfasst (Abb. 1) und im Hinblick auf den ökologischen Zustand nach oben stehenden Kriterien der WRRL bewertet. Die Datenbasis beruht auf Untersuchungen der Arbeitsgruppe benthische Fließgewässerökologie an der Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur unter Einbeziehung von Daten, die von den Ämtern der Landesregierungen, dem Umweltbundesamt (WGEV), der ARGE Limnologie und dem Büro OIKOS zur Verfügung gestellt wurden. Zusätzlich werden ausgewählte Publikationen in die Auswertungen mit einbezogen (Jäger et al, 1985, Pehofer, 1988, Ritter & Saxl, 1990, Holler 1992, Schmedtje, 1995, Buhmann & Hutter, 1996). Die Untersuchungen entstammen einem etwa 20-jährigen Beobachtungszeitraum.

Bereits ein erster Blick auf die geografische Verteilung zeigt, dass uns vor allem aus dem westlichen Bundesgebiet Daten zur Verfügung stehen, mit Schwerpunkten aus Vorarlberg sowie den Tiroler und Salzburger Zentralalpen. Weiters liegen noch einzelne Untersuchungen aus dem Alpenvorland vor. Das übrige Bundesgebiet ist mit Ausnahme einiger in Restwasserstrecken gelegener WGEV-Stellen nicht abgedeckt.

Restwasserstrecken zeigen unterschiedliche quantitative und qualitative Beeinträchtigungen der Biozönose. Je nach dem, welche hydromorphologischen und/oder chemisch-physikalischen Bedingungen erheblich durch die Betriebsweise der Ausleitungskraftwerke und den Wasserentzug direkt oder indirekt verändert sind, treten vor allem signifikante Abnahmen der Abundanz (Biomassen) und Verschiebungen der Artenzusammensetzung (Artenspektrum und Dominanzstruktur) auf (u. a. Pehofer, 1988, Ritter & Saxl, 1990, Moog et al., 1992, Moog & Jungwirth, 1992, Schmedtje, 1995, Moog & Grasser, 1996). Hinzu kommt, dass der ökologische Zustand nicht ausschließlich von der Abfluss-Situation bestimmt wird.

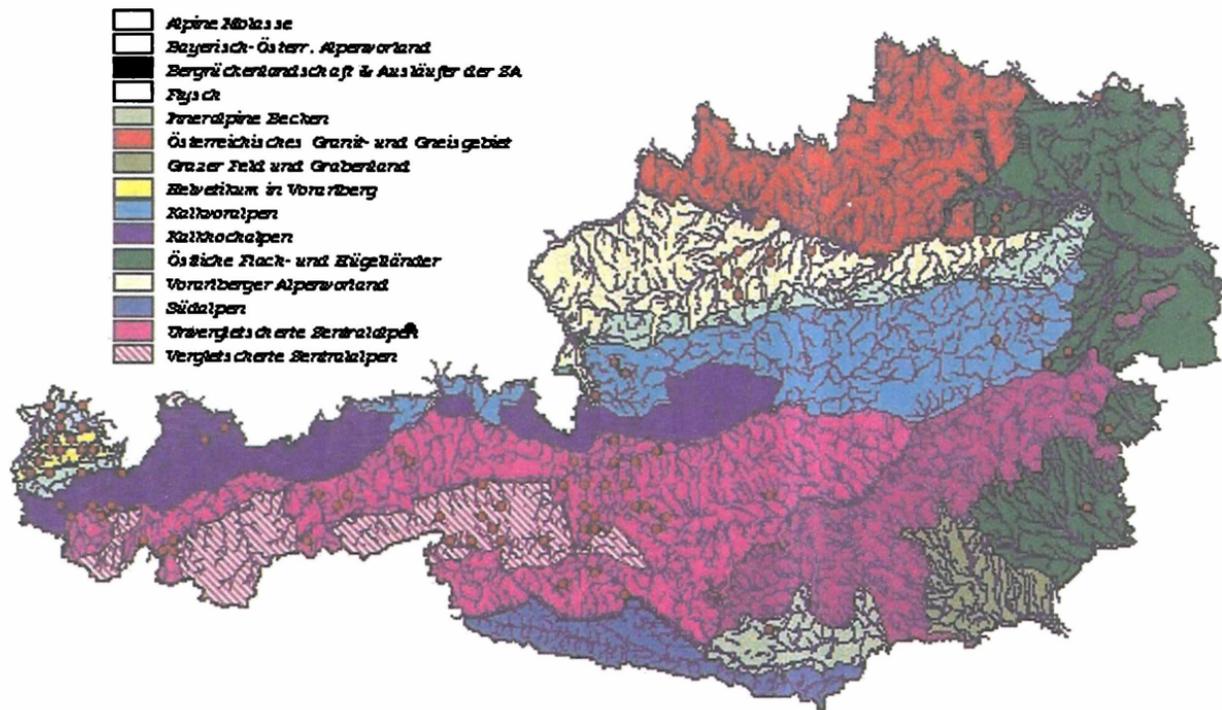


Abb.1: Makrozoobenthosuntersuchungen in Restwasserstrecken, geographische Lage innerhalb der Bioregionen

Die Fallbeispiele zeigen auch die Auswirkungen morphologischer Veränderungen sowie saprobieller Beeinträchtigungen, die jene des Wasserentzuges überlagern können. Stark anthropogen überformte Gewässerabschnitte müssen daher von vorliegender Analyse der Auswirkungen des Wasserentzuges ausgenommen werden. Die Vielfalt der festgestellten Auswirkungen weist auf die Bedeutung der Einzelfallbetrachtung hin.

Für eine österreich-weite flusstypbezogene Auswertung ist die Datenlage zurzeit nicht ausreichend. Die folgenden Ausführungen beziehen sich daher auf die vergleichsweise gut untersuchten alpinen Gewässer der 3. bis 5. Flussordnung mit nival geprägten Abflussregimen.

Im Hinblick auf künftige Untersuchungsstrategien für Beweissicherungsuntersuchungen erfolgt eine Analyse biozönotischer Kenngrößen, die signifikant auf den Wasserentzug reagieren. Als solche stellt sich der Anteil der gemäß Flusstyp vorherrschenden Weidegänger an der Verteilung der funktionellen Ernährungstypen, basierend auf den Einstufungen der Fauna Aquatica Austriaca (Moog 1995), heraus. Dieser korreliert, unabhängig von entwicklungsbedingten saisonalen Unterschieden der taxonomischen Zusammensetzung, signifikant mit dem Ausmaß des Wasserentzuges, gemessen am natürlichen monatlichen Mittelwasser der Untersuchungsstellen (Abb. 2). Als höchst signifikant wurde auch der Anteil gemeinsamer Arten mit der Referenzstelle identifiziert (Abb. 3). Diesem Merkmal kommt im Hinblick auf die Beurteilung des flusstypischen Grades der Vielfalt der Fauna besondere Bedeutung zu. Eine taxonomische Bestimmung auf bestem Niveau (Modul 3 der Richtlinie zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern) ist jedoch unabdingbare Voraussetzung.

Als Kernfrage für die Praxis interessiert die Entwicklung des ökologischen Zustandes in Abhängigkeit von hydrographischen Kennwerten. Eine Zusammenschau der biologischen Daten der Restwasserstrecken mit den Abflussbedingungen setzt selbstverständlich die Kenntnis der jeweiligen Abflusssituation voraus. In vielen Fällen war es nachträglich nicht mehr möglich die Abfluss-Situation zum Termin der Beprobung zu bestimmen. Die Stichprobenanzahl beträgt daher je nach Parameter zwischen 37 und 56 bezogen auf die Ökoregion 4 (Alpen, Abb. 4).

Die Ergebnisse unterstreichen die Österreich weit erhobene Mindestforderung, dass die natürliche Niederwassersituation im Gewässer erhalten bleiben muss (u. a. Jäger et al. 1985, Heger & Moog 1986, Honsig-Erlenburg 2000, Hutter 2000, Jäger 2000, Grasser et al. 2002). Für den Erhalt bzw. die Wiederherstellung des guten Zustandes ist auf Basis der benthischen Wirbellosen eine Mindestdotation ($Q_{\text{Dot min}} \geq NQ_T$) erforderlich. Ausnahmen bestätigen die Regel: unter besonderen morphologischen und hydraulischen Bedingungen, kann auch dieser Wert unterschritten werden: Dies bekräftigt die Forderung nach der individuellen Betrachtung einzelner Gewässerabschnitte. Umgekehrt garantiert eine höhere Restwasserabgabe alleine nicht das Erreichen des guten ökologischen Zustandes. 75 % der Restwasserstrecken mit gutem ökologischem Zustand weisen einen Mindestabfluss über 50 % des MJNQ_t auf (Abb. 5).

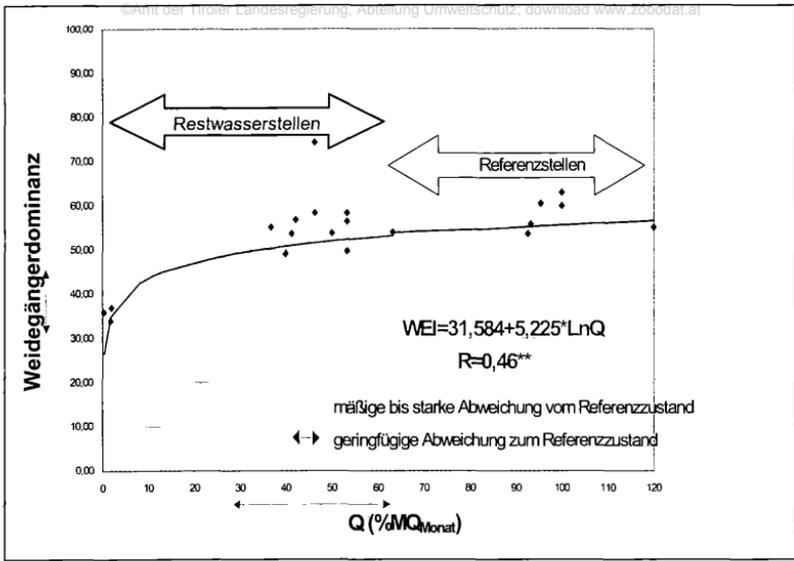


Abb. 2: Zusammenhang Weidegängerdominanz und Wasserentzug (Wasserführung in % des natürlichen monatlichen Mittelwassers der Untersuchungsstellen), Fallbeispiel Gasteiner Ache System, vor und nach Neuordnung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse anlässlich der Errichtung des KW Remsach

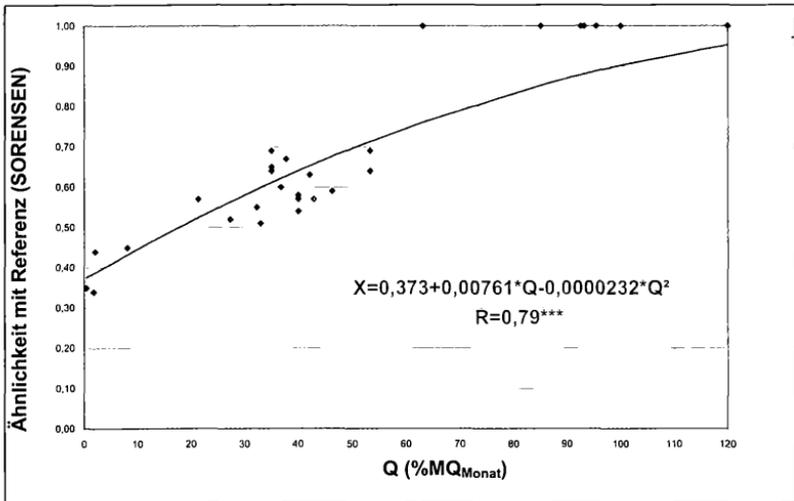


Abb. 3: Zusammenhang Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung mit der Referenzstelle und Wasserentzug (Wasserführung in % des natürlichen monatlichen Mittelwassers der Untersuchungsstellen), Fallbeispiel Gasteiner Ache System, vor und nach Neuordnung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse anlässlich der Errichtung des KW Remsach

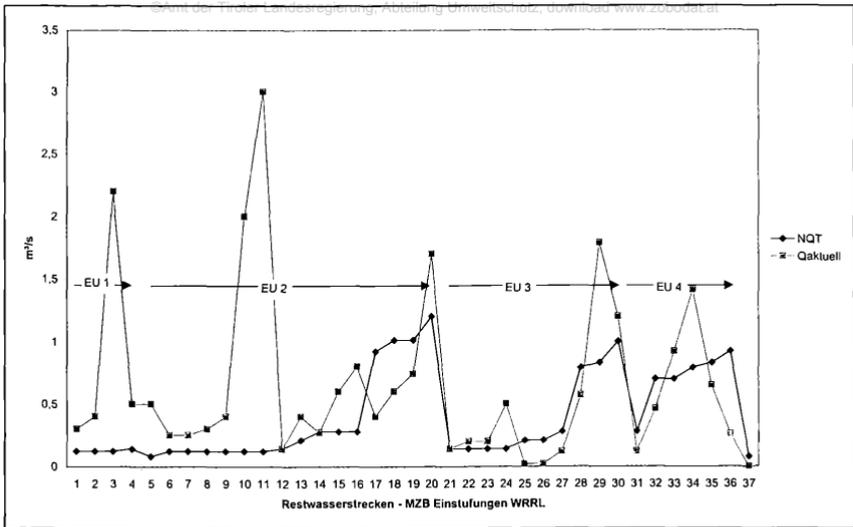


Abb. 4: Restwasserabfluss, hydrographische Kennzahlen: NQT [m^3s^{-1}] und Bewertung des ökologischen Zustandes auf Basis der benthischen Wirbellosen an 37 Untersuchungsstellen der Ökoregion 4 (Alpen)

Die Bedeutung des dynamischen Aspektes einer Dotation zeigt der Zusammenhang zwischen der Entwicklung des ökologischen Zustandes und der Restwassermenge bezogen auf die natürliche monatliche Mittelwasserführung (Abb. 6). Die Auswertung ergibt eine noch schärfere Trennung der Zustandsklassen. Für den guten Zustand sind zwischen 15 % und 50 % der monatlichen Mittelwasserführung erforderlich. Der Median der ausgewerteten Untersuchungsstellen mit gutem ökologischen Zustand liegt bei 35 % des monatlichen Mittelwassers. Der sehr gute Zustand wird im Mittel erst ab ca. 50 % der monatlichen Mittelwasserführung erreicht.

Diese Angaben sind als grobe Richtwerte für die alpinen Flüsse der 3. bis 5. Ordnung anzusehen. Für eine Überprüfung der Ökoregionen 9 und 11 ist die Datenbasis zur Zeit nicht ausreichend. Nicht erfasst wird auch der Bereich der Quellfassungen im Hochgebirge. Anzumerken ist weiters, dass die hier zugrunde gelegten Bewertungen nur auf einem Teilaspekt der biologischen Qualitätskomponenten beruhen. Insbesondere die Ansprüche der Fischfauna an den Fließgewässerlebensraum können in gewissen Gewässertypen strengere Vorschriften erfordern.

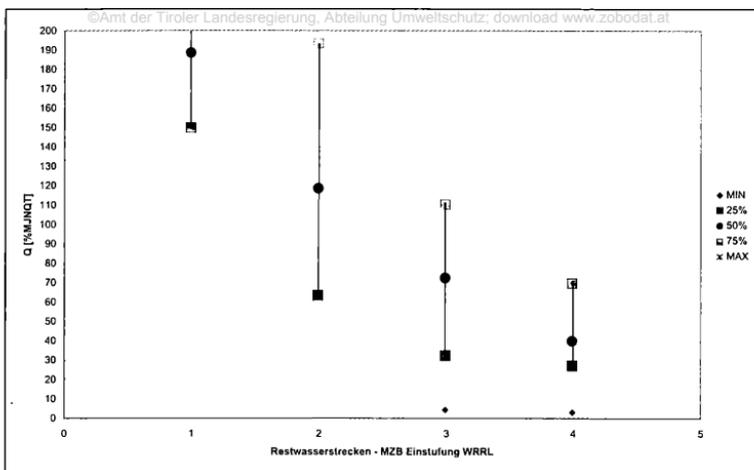


Abb. 5: Minimum (MIN), Maximum (MAX), 25-, 50-, 75-Perzentile des (Restwasser-)Abflusses [% MJNQI] innerhalb der ökologischen Zustandsklassen auf Basis der benthischen Wirbellosen an 53 Untersuchungsstellen der Ökoregion 4 (Alpen, Bioregionen: Helveticum, Flysch, Kalkhochalpen, Zentralalpen)

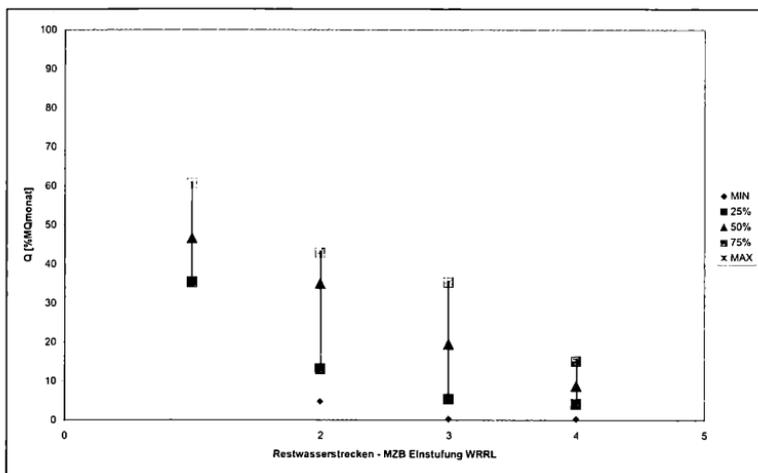


Abb. 6: Minimum (MIN), Maximum (MAX), 25-, 50-, 75-Perzentile des (Restwasser-)Abflusses [% MQ_{Monat}] innerhalb der ökologischen Zustandsklassen auf Basis der benthischen Wirbellosen an 56 Untersuchungsstellen der Ökoregion 4 (Alpen, Bioregionen: Helveticum, Flysch, Kalkhochalpen, Zentralalpen)

Ziele der im Dezember 2000 in Kraft getretenen Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC) sind die Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie der Schutz und die Verbesserung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme. Wasserentnahmen zählen zu den signifikanten anthropogenen Belastungen (Anhang II 1.4). Eine Einschätzung und Ermittlung hinsichtlich der Auswirkungen signifikanter Abflussregulierungen ist für die Mitgliedsstaaten verbindlich vorgesehen. Vorliegende Arbeit bietet eine orientierende Grundlage für die Abschätzung, ob von einer Wasserentnahme betroffene Fließgewässerabschnitte die gemäß Artikel 4 aufgestellten Umweltqualitätsziele erreichen.

Die auf Basis der benthischen Wirbellosen abgeleiteten Ergebnisse unterstreichen die Forderung, dass die natürliche Niederwassersituation im Gewässer erhalten bleiben muss. Auf die Bedeutung des dynamischen Aspektes einer Dotation weist der Zusammenhang zwischen der Entwicklung des ökologischen Zustandes auf Basis der benthischen Wirbellosen und der Dotation der Restwasserstrecke bezogen auf die natürliche monatliche Mittelwasserführung.

Für die vergleichsweise gut untersuchten alpinen Ausleitungsstrecken zeichnet sich eine für den Erhalt des guten ökologischen Zustandes erforderliche Restwassermenge von etwa 35 % des monatlichen Mittelwassers ab, für den Erhalt eines sehr guten Zustandes wären 50 % notwendig.

5 Literatur

- BMLF (1999): Richtlinie zur Bestimmung der saprobiologischen Gewässergüte von Fließgewässern. –Wasserwirtschaftskataster, Wien, 142 Seiten.
- Buhmann, D. & G. Hutter (1996): Wasserwirtschaftliches Gesamtkonzept III-Frutz-Schwemmfächer, Flusssystem Frutz/Ehbach – Bestandsdokumentation, Teilbereich Gewässergüte und Limnologie. –Umwelthinstitut des Landes Vorarlberg, 58 Seiten.
- Chovanec, A. (2000): Die Berücksichtigung der ökologischen Funktionsfähigkeit im Zuge von Pflichtwasserfestlegungen in Österreich und im Licht der künftigen EU Wasser-Rahmenrichtlinie.- In: natur+wissenschaft. Schriftenreihe der Stiftung Europäisches Naturerbe (EURONATUR) Nr. 1/2000: 139-142.
- EURONATUR (2000): Problemkreis Pflichtwasserabgabe – Ökologisch begründete Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftwerken. –natur+wissenschaft. Schriftenreihe der Stiftung Europäisches Naturerbe (EURONATUR) Nr. 1/2000.
- Grasser, U., P. Jäger, O. Moog, A. Oswald (2002): Praxis der Restwasserermittlung in Österreich. In: JÄGER, P. (Hsg.): Salzburger Fischpass-Fibel. –Reihe Gewässerschutz 1, 2. Auflage 2002; 3-13.
- Heger, H. and Moog, O. 1986. 'Der Einfluß von Wasserableitungen auf das Benthos des Landeckbaches in Osttirol (Österreich)', Ber. nat.med. Verein Innsbruck, Band 73: 199-214.
- Holler, Ch. 1992. Die Auswirkungen von Wasserausleitungen auf das Makrozoobenthos der Dornbirnerach - Vorschläge für eine ökologisch ausreichende Wasserdotation, Diplomarbeit an der Univ. f. Bodenkultur, Inst. f. Wasservorsorge, Gewässergüte und Fischereiwirtschaft, Abt. Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Wien, 305 pp.
- Honsig-Erlenburg, W. (2000): Fallbeispiele aus der aktuellen Praxis der Pflichtwasserfestlegung in Kärnten.- In: natur+wissenschaft. Schriftenreihe der Stiftung Europäisches Naturerbe (EURONATUR) Nr. 1/2000: 121-126.
- Hutter, G. (2000): Stand der §21a – Verfahren in Vorarlberg, Praxis der Pflichtwasserfestlegung in Vorarlberg.- In: natur+wissenschaft. Schriftenreihe der Stiftung Europäisches Naturerbe (EURONATUR) Nr. 1/2000: 127-131.

- Illies, J. (Ed.) (1978): *Limnofauna Europea*. 2., überarbeitete und ergänzte Auflage.- G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York; Swets & Zeitlinger B.V., Amsterdam.
- Jäger, P. (2000): Die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit der Gewässer am Beispiel der Restwasserdotations.- In: *natur+wissenschaft. Schriftenreihe der Stiftung Europäisches Naturerbe (EURONATUR)* Nr. 1/2000: 143-164.
- Jäger, P., Kawecka, B. and Margreiter-Kownacka, M. 1985. 'Zur Methodik der Auswirkungen des Wasserentzuges in Restwasserstrecken auf Benthosbiozöten (Fallbeispiel: Radruschlbach)', *Österreichische Wasserwirtschaft*, Jg. 37, Heft 7/8: 190-202.
- Koller-Kreimel, V. (2000): Guter Zustand – Oberflächengewässer: Fließgewässertypisierung.- Die EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Schriftenreihe des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes, Heft 139: 39-52.
- Moog, O (Ed.): *Fauna aquatica austriaca – Katalog zur Einstufung aquatischer Organismen Österreichs (BMLF, 1995)*
- Moog, O. and Jungwirth, M. 1992. 'Wasserkraft-Nutzung und Restwassermengen mit besonderer Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte', Tagungsbericht der 17. Flußbautagung in Bregenz, BMLF Wien: 1-18.
- Moog, O., A. Schmidt-Kloiber, T. Ofenböck & J. Gerritsen (2001): *Aquatische Ökoregionen und Bioregionen Österreichs – eine Gliederung nach geoökologischen Milieufaktoren und Makrozoobenthos-Zönosen.- Wasserwirtschaftskataster; Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.*
- Moog, O., A. Schmidt-Kloiber, T. Ofenböck & J. Gerritsen (in print): Does the ecoregion approach support the typological demands of the EU "water framework directive"?.- *Hydrobiologia*
- Moog, O., Grasser, U. (1996): Wirkung wasserbaulicher Maßnahmen auf biotische Faktoren. DVWK Materialien 1/1996
- Moog, O., Jungwirth, M., Muhar, S. and Schonbauer, B. 1992. 'Berücksichtigung ökologischer Gesichtspunkte bei der Wasserkraft-Nutzung durch Ausleitungskraftwerke', *Österreichische Wasserwirtschaft*, Jg. 45, 7/8: 197-210.
- Moog, O., R. Wimmer & U. Grasser (1993): Teilgebiet Limnologie in: GRABHERR, G.: *Fließgewässerinventur Voralberg und ökologische Leitbilder – Pilotprojekt Dornbirner Ach.- Fließgewässerinventur Voralberg* 5: 416pp.
- Ofenböck, G. & V. Koller-Kreimel (2001): Der ökologische Ansatz der EU-Wasserrahmenrichtlinie.- *aqua press International*, Wien, 6A/2001: 12-14.
- Ofenböck, T., O. Moog & M. Car (2002): Do the Austrian blackfly fauna (Diptera: Simuliidae) support the typological approach of the EU water framework directive?.- *Limnologica* 32: 255-272.
- Pehofer, H. E. 1988. *Restwassererfordernisse aus limnologischer Sicht - Fallstudie Gebirgsbach (Alpbacher Ache, Tirol)*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien - Wasserwirtschaft, Wasservorsorge: 200 pp.
- Rat der Europäischen Union (2000): *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. Brüssel, ABLL 327 vom 22. Dezember 2000.
- Ritter, H. and Saxl, R. 1990. *Restwassererfordernisse aus limnologischer Sicht: Fallstudie Voralpenfluß (Krems, Oberösterreich)*, Forschungsarbeiten Wasserwirtschaft Wasservorsorge, BMLF: 203 pp.
- Schmedtje, U. (1995): *Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesämter für Wasserwirtschaft, Heft 25.*
- Schmidt-Kloiber A., T. Ofenböck & O. Moog (2002): *Aquatische Bioregionen – Beispiele zur räumlichen Gliederung der österreichischen Fließgewässerlandschaften auf Basis makrozoobenthischer Zönosen.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2001 (Kiel): 145-150.*
- Stalzer W. (2000): *Die EU-Wasserrahmenrichtlinie.- Schriftenreihe des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes, Heft 139: 7-15.*

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Natur in Tirol - Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz](#)

Jahr/Year: 2005

Band/Volume: [12](#)

Autor(en)/Author(s): Grasser Ursula, Moog Otto

Artikel/Article: [Das Makrozoobenthos als Indikator des Ökologischen Zustandes von Restwasserstrecken - Ergebnisse der Auswertungen von 249 Untersuchungsstellen \(1983-2002\) im Hinblick auf die Beeinträchtigung der Abflussverhältnisse 111-121](#)