Ber. nat.-med. Verein Innsbruck	Band 71	S. 119 — 135	Innsbruck, Okt. 1984

Die Bodenfauna als Indikator für den Saprobitätsgrad von Fließgewässern in Tirol *)

von

Marta MARGREITER-KOWNACKA, Roland PECHLANER, Helmut RITTER und Reinhard SAXL **)

(Abteilung für Limnologie, Institut für Zoologie der Universität Innsbruck)

The bottom fauna as indicator for the saprobity level of running waters in Tyrol

S y n o p s i s : Limnological investigations carried out on mountain streams and rivers in Tyrol show that insect larvae and other invertebrates of the macrozoobenthos serve as particularly reliable indicators of the water quality (saprobity level) when using methods of evaluation standardized for the particular type of running water.

Based on a good knowledge of macrozoobenthos-coenoses typical to the running waters in Tyrol the conditions for an objective ascertainment of the saprobity level have markedly improved. Quantitative sampling from gravelly substrates is a particularly suitable starting-point for the described method of evaluation. After a careful taxonomic differentiation and counting of the sampled macrozoobenthos the saprobity level of the investigated stretch of river is calculated by using the method of ZELINKA and MARVAN (1961). On the basis of the first author's method for the evaluation of coenoses, lists of the saprobien valencies for a large number of species (and higher taxonomic units) typical of running waters in Tyrol were established. These lists make it possible to increase the reliability and accuracy of the resulting saprobity levels.

The authors emphasize the necessity to improve the conditions for a quick and reliable determination of the macrozoobenthos and to continue to examine and adjust the saprobien valencies of the various species in order to achieve even more accurate results when ascertaining the saprobity levels of running waters.

1. Einleitung:

Vor rund 80 Jahren publizierten KOLKWITZ & MARSSON (1902, 1908, 1909) ein 'Saprobien-system' zur biologischen Charakterisierung des Verunreinigungsgrades von Wasser bzw. von Gewässern anhand pflanzlicher und tierischer Indikatoren. Seither ist an und mit diesem System als Grundlage der 'Biologischen Gewässeranalyse' sehr viel gear-

*) Wesentliche Teile der dieser Publikation zugrunde liegenden Untersuchungen wurden vom 'Fonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung' unter Projekt Nr. 2951 und 3788 ('Fließwasser-Insekten als Indikatoren für Gewässergüte') finanziert.

***) Anschrift der Verfasser: Dr. M. Margreiter-Kownacka, Univ.-Prof. Dr. R. Pechlaner, H. Ritter und R. Saxl, Abteilung für Limnologie, Institut für Zoologie, Universitätsstr. 4, A - 6020 Innsbruck, Österreich.

beitet worden. Die etwa 800 'Saprobien' umfassende Liste von KOLKWITZ & MARSSON wurde von LIEBMANN (1951, 1962) auf 260 Taxa reduziert. Eine gründliche Sichtung der Literatur von 1871 bis 1974 durch MAUCH (1976) erbrachte eine umfangreiche Zusammenstellung von Angaben über die saprobiologische Klassifizierung von 4.181 Pflanzen- und Tierarten, wobei für 971 Arten ein Vorschlag für eine einheitliche Einstufung in das Saprobien-system gemacht wurde.

Aber nicht nur hinsichtlich der Länge und der Zusammensetzung der Organismenlisten hat sich seit Einführung des Saprobien-systems viel geändert, auch die Art der Verwendung derartiger Indikatoren für die biologische Gewässerbeurteilung ist viel kritisiert und modifiziert worden. Aus der großen Zahl von Publikationen, in denen die Pro und Contra der verschiedenen Verfahren zur biologischen Gewässeranalyse diskutiert werden, seien – neben der oben genannten Literatur – die Beiträge von BICK (1963), CASPERS (1977), ELSTER (1966, 1982), SCHWOERBEL (1980), SLADECEK (1973, 1977, in Druck), WEGL (1983) und eines Autorenkollektivs unter der wissenschaftlichen Redaktion von BREITIG und v. TÜMPLING (1982) erwähnt.

Mit der vorliegenden Publikation soll über Erfahrungen berichtet werden, die an der Abteilung für Limnologie der Universität Innsbruck bei der Fließgewässerbeurteilung anhand der Bodenfauna (Makrozoobenthos) gewonnen wurden. Indem die Autoren dabei nicht nur die geübte Vorgangsweise beschreiben, sondern auch auf die Gründe eingehen, die für die Wahl gewisser Arbeitsschritte bei der Probenentnahme und -auswertung maßgebend waren, wollen sie aufzeigen, wie sich durch die Ausrichtung der Untersuchungen auf eine bestimmte Art von Fließgewässern (die für Tirol typischen Gebirgsbäche und -flüsse) und auf die jeweilige Fragestellung mit dem Saprobien-system wertvolle (und den Aufwand durchaus rechtfertigende) Aussagen erzielen lassen.

2. Erläuterung einiger Begriffe:

"Saprobien sind Tiere und Pflanzen, die aktiv an der natürlichen Selbstreinigung des Wassers beteiligt sind, unter den Wechselwirkungen von Organismus und Umwelt in jener Stufe des Abbaues organischer Stoffe zur optimalen Entfaltung kommen, die ihnen die günstigsten Lebensbedingungen bietet und somit bei biologischen Gewässeruntersuchungen den Grad der Selbstreinigung durch eine für die jeweiligen ökologischen Verhältnisse charakteristische Lebensgemeinschaft anzeigen." Diese Definition im Abschnitt über "Indikatoren für die Verunreinigung der Gewässer mit abbaubaren organischen Stoffen – Saprobien-system" bei BREITIG und v. TÜMPLING (1982, p. 30) unterscheidet sich zwar in mehreren Punkten von dem, was KOLKWITZ & MARSSON (l.c.) dem Begriff des 'Saprobier' unterlegt hatten, sie berücksichtigt aber die diesbezüglich laut gewordene Kritik sehr gut und erscheint uns eine geeignete Basis für die Anwendung und den weiteren Ausbau des Saprobien-systems.

Wir verwenden die Begriffe 'Saprobität' und 'Saprobitätsgrad' im Sinn der 'Prager Konvention':

"Saprobität ist im Rahmen der Bioaktivität des Gewässers die Summe aller der Primärproduktion gegenüberstehenden Umsatzprozesse, also der mit einem Verlust an potentieller Energie verknüpften Vorgänge."

"Aus ihr (der Saprobität) ergibt sich in Kombination mit dem biogenen und dem physikalischen Sauerstoffeintrag der Saprobitätsgrad des Gewässers. Dieser kann so-

wohl durch stoffwechselfeldynamische Messungen wie durch die Analyse der Lebensgemeinschaften ermittelt werden." (CASPER & KARBE, 1967, p. 147/148).

Dies bedeutet, daß zum Saprobitätsgrad eines Gewässers einerseits organische Substanz, die innerhalb dieses Gewässers (durch autochthone pflanzliche Mikro- und Makroorganismen) gebildet wurde, beiträgt (Autosaprobität), andererseits von außen eingetragene organische Substanz. Dabei umfaßt der allochthone Anteil der Saprobität (Allosaprobität) sowohl den natürlichen Eintrag organischer Substanz (Laub und andere pflanzliche Substanz, landlebende Tiere bzw. Teile davon und Exkremente), als auch fäulnisfähige Substanz in Abwässern und andere Art organischer Substanz, mit der die Gewässer durch den Menschen belastet werden. Analog den auf KOLKWITZ & MARSSON (1902, 1908) zurückgehenden vier Stufen steigender Saprobität (oligosaprob, beta-mesosaprob, alpha-mesosaprob und polysaprob) wurden von LIEBMANN (1951) vier Klassen der Wasser- bzw. Gewässergüte eingeführt (I = kaum verunreinigt, bei farblicher Darstellung: blau; II = mäßig verunreinigt, grün; III = stark verunreinigt, gelb; IV = außerordentlich stark verunreinigt, rot). Diese Gewässergüteklassen werden heute allgemein synonym zu den Saprobitätsstufen im Sinne von KOLKWITZ & MARSSON verwendet.

Wenn in der oben zitierten Definition der Saprobien ausgesagt ist, daß sie "den Grad der Selbstreinigung durch eine für die jeweiligen ökologischen Verhältnisse charakteristische Lebensgemeinschaft anzeigen" (BREITIG & v. TÜMPLING, 1982, p. 30), gilt dies auch für einen Teil der benthalen Lebensgemeinschaft, das Makrozoobenthos, auf das wir unsere Untersuchungen beschränkt haben.

Eine saubere und zugleich sinnvolle Abgrenzung der unter den Begriff 'Makrozoobenthos' fallenden Bodenfauna ist schwierig. Dem Vorschlag von ZHADIN (1956), der die Benthostiere nach ihrer Größe in Makrozoobenthos über 8 mm, Mesozoobenthos zwischen 8 und 2 mm und Mikrozoobenthos unter 2 mm einteilt, können wir uns nicht anschließen. Bei NAUMANN (1931) und SCHWOERBEL (1980) findet sich keine auf das Benthos bezogene Definition, doch wird bei diesen Autoren als Grenze zwischen Meso- und Makroplankton bzw. -seston 1 Millimeter angegeben. Analog verstehen wir unter Makrozoobenthos jene Bodenfauna-Arten, die als adulte Tiere Größen von etwa 1 Millimeter und mehr erreichen und dadurch mit freiem Auge sichtbar sind, wir beziehen aber auch die kleineren Entwicklungsstadien dieser Tiere mit ein. Für diese Mitberücksichtigung von Entwicklungsstadien ergibt sich insofern eine methodisch bedingte Grenze, als mit dem von uns verwendeten feinen Netz von 100 μ Maschenweite jüngste Entwicklungsstadien vieler Arten nicht oder zumindest nicht quantitativ erfaßt werden können. Auch können in vielen Fällen die jüngsten Stadien von Evertebraten nicht (bzw. noch nicht) bis zur Art determiniert werden.

3. Probenentnahme und -auswertung:

Bei den von uns angewendeten Methoden zur Beurteilung des Saprobitätsgrades von Fließgewässern Tirols haben wir uns zwar auf das Makrozoobenthos beschränkt, haben andererseits aber auf eine quantifizierbare Probenentnahme, auf eine möglichst genaue Determination der vertretenen Arten und auf die Auszählung der Individuenhäufigkeiten der einzelnen Taxa großen Wert gelegt.

Zur quantitativen Probenentnahme wurde und wird vor allem ein Gerät verwendet, das wir als "Handnetz nach STARMACH" bezeichnen wollen. Dieses Handnetz leitet sich von dem bei WUNDSCH (1924) beschriebenen "Pfahlkratzer" ab, wurde aber hinsichtlich Bauart und Einsatzweise von STAR-

MACH und seinen Mitarbeitern abgeändert. Das Gerät hat große Ähnlichkeit mit dem Shovel-Sampler nach ALLEN und MACAN (MACAN, 1958; SCHWÖRBEL, 1980), wird aber nicht gegen die Strömung bewegt, um das Substrat innerhalb der betreffenden Fläche einzuschaukeln, sondern wird zur Besammlung einer bestimmten Fläche an deren Hinterrand entsprechend tief in das Sediment gepreßt, und dann werden mit der Hand vorsichtig die Sedimente bis in eine Tiefe von 5 bis 10 Zentimeter in dieses Netz hineingeräumt. Der quadratische Rahmen des Netzes (mit einer Maschenweite von 47μ) betrug zunächst 22.5 cm und die besammelte Fläche 5 dm^2 (KOWNACKA, 1971; KOWNACKA & MARGREITER, 1978; SOWA, 1975), in den letzten Jahren wurde jedoch bei angewandt-limnologischen Untersuchungen mit 20 cm Kantenlänge, einer Maschenweite von 100μ und einer Sammelfläche von 4 dm^2 gearbeitet. Das so gewonnene Material wird dann in einen Eimer mit Wasser gegeben, wo die größeren Steine sorgfältig abgebürstet und abgeschwemmt werden. Das Feinmaterial wird durch wiederholtes Auswaschen von Kies und Grobsand getrennt, über ein Handnetz von 100μ Maschenweite eingengt, mit Formol fixiert und dann im Labor unter dem Stereomikroskop ausgelesen.

Die genannte Probenentnahmemethode kann an Gebirgsbächen besonders günstig an Stellen eingesetzt werden, wo das Sediment vor allem aus Mittel- und Feinkies sowie Grobsand (Korngrößen zwischen 0.2 und 63 mm , MÜLLER, 1964) besteht, doch können auch Steine von bis z.B. 25 cm Länge miterfaßt werden. Die Auswahl derartiger Substrate bietet Vorteile sowohl hinsichtlich des Aussagewertes der entnommenen Proben für den Saprobitätsgrad des betreffenden Gewässers, als auch hinsichtlich der Quantifizierbarkeit von Probenentnahme und -auswertung.

Bezüglich des Aussagewertes solcher Proben für den Gewässerzustand ist zu bedenken:

- Das Vorhandensein von Sedimenten der genannten Größenklassen ist Ausdruck für ein bestimmtes Mosaik von Strömungsgeschwindigkeiten. Durch die Besammlung von Flächen mit ähnlicher Strömungsverteilung lassen sich Unterschiede im Makrobenthos verschiedener Gewässer bzw. Gewässerstrecken besser auf Unterschiede im Belastungsgrad zurückführen, als wenn sich die verschiedenen Sammelstellen hinsichtlich der Strömung sehr unterscheiden (JÄGER, 1984).
- Die Gerölle im Bett von Fließgewässern erfahren in Perioden mit hoher Wasserführung eine gewisse Umlagerung. Diese Umlagerung zur Hochwasserzeit verhindert die langfristige Akkumulation von Feinmaterial in den Lückenräumen der obersten Schicht der Bettsedimente (PECHLANER, 1982). Zur Zeit weitgehender Substrataruhe – diese reicht entsprechend dem Abflußregime der Fließgewässer Tirols (Gletscherbäche sowie Gebirgsbäche mit oder ohne Einfluß vergletscherter Regionen) etwa von September bis April oder Mai (KRESSER, 1961) – stellen daher die obersten Zentimeter der Bettsedimente einen lückenreichen Bereich mit relativ hoher Wasseraustauschrate dar. Das Makrozoobenthos, das sich in dieser Schicht aufhält, ist durch die fließende Welle des betreffenden Gewässers besonders stark beeinflusst.
- Dieses Makrobenthos reagiert aber nicht nur auf die fließende Welle und die direkten Rückwirkungen ihrer Fracht an gelösten und suspendierten Stoffen, sondern zum Beispiel auch auf den damit zusammenhängenden Algenaufwuchs an Gesteinsoberflächen, auf das Nahrungsangebot in den Totwasserräumen und auf die dort aus Sauerstoffverbrauch und Sauerstoffnachlieferung resultierende Sauerstoffkonzentration des Wassers.
- Das Makrozoobenthos ist bei geeigneter Wahl des Probenentnahmetermines ein guter 'Langfristindikator'. Viele der zum Makrozoobenthos zusammengefaßten Tierarten weisen in den Fließgewässern Tirols einen einjährigen Entwicklungszyklus auf. Artenspektrum und Individuenzahl des zu einem bestimmten Zeitpunkt gesammelten Makrozoobenthos lassen daher Rückschlüsse bezüglich der in den Wochen und Mona-

ten vor der Probenentnahme gegebenen Entwicklungsvoraussetzungen für die betreffende Zoozoenose zu.

- Schottriges Material der oben angegebenen Korngrößen (wobei häufig Kies von 5 - 15 cm Durchmesser vorherrscht) dominiert in sehr vielen Fließgewässern Tirols. Artenspektrum und Abundanz der dort auftretenden Bodenfauna sind daher für die Beurteilung des Saprobitätsgrades solcher Gewässer besonders wichtig. Die genaue Erfassung des Makrozoobenthos derartiger Sedimentbereiche gibt zweifellos ein – auch im Verhältnis zum Aufwand – repräsentativeres Bild als die Untersuchung der verschiedensten sonstigen Teilbiotope (z.B. ein Prallhang aus anstehendem Fels, die in der Ablösungszone eines überströmten Großsteines festgewachsenen Fadenalgen oder ufernahe Stillwasserbezirke).

Eine *quantitative* Probenentnahme und -auswertung ist bei Bach- oder Flußsedimenten, die vor allem aus Kies bestehen, durchaus möglich und sinnvoll. Trotz der häufig geklumpten Verteilung der Bodenfauna – die auch bei Probenentnahmen aus Feinsedimenten stehender Gewässer die Quantifizierung erschwert und die zu relativ breiten Vertrauensgrenzen für die Häufigkeitsangaben führt – ergaben Vergleichsuntersuchungen an vorwiegend kiesigen Substraten, daß z.B. die Forderung, die Makrobenthostiere mit einer relativen Genauigkeit von 40 % (bei 95 % Wahrscheinlichkeit) zu erfassen, gar nicht selten schon mit 3, vereinzelt sogar mit 2 Parallelproben erzielbar ist (KOWNACKA, 1977; KOWNACKA & MARGREITER, 1978; MARGREITER - KOWNACKA & MARGREITER, 1978). Dies allerdings nur bei Probenstellen ohne besonders großen Klumpungseffekt. Bei höheren Klumpungsgraden (K-Wert von 3 bis 2) sind bereits 12 Proben erforderlich. Da sich vor allem ein unterschiedliches Substratum stark auf den Klumpungsgrad auswirkt, ist ein möglichst gleichartiges Substratum bei der Probenentnahme anzustreben, um bei kleiner Probenzahl eine gute Aussagekraft zu erzielen.

Das Problem, daß auch bei einer hinsichtlich der Fläche ausreichend genauen Probenentnahme die Untergrenze des besammelten Sedimentbereiches unsicher bleibt, und daß bei Berücksichtigung lediglich der obersten Sedimentschicht ein mehr (wenn Karbonatgestein) oder minder (im Kristallin) großer Teil des Makrozoobenthos nicht erfaßt wird (BRETSCHKO, 1983; JOP, 1981; WEICHSELBAUMER, 1979) bildet kein gravierendes Problem, wenn – wie im Falle der Beurteilung des Saprobitätsgrades – gezielt ein für den Belastungsgrad des Gewässers (also für die Wechselwirkung zwischen fließender Welle und Substrat) besonders aussagekräftiger Teilbiotop zu untersuchen ist. Und was die Reproduzierbarkeit der Probenentnahme anlangt, so wurde zum Beispiel im Unterlauf des Piburger Baches mit 6 Parallelproben an 14 von 16 über das ganze Jahr verteilten Entnahmetermen die oben genannte Genauigkeit für die Häufigkeit des gesamten Makrozoobenthos erzielt, für die dort dominante Eintagsfliegenart *Baetis alpinus* an 8 von 16 Entnahmedaten (KOWNACKA, 1977; KOWNACKA & MARGREITER, 1978).

Entscheidend für den Aussagewert von Fließgewässeruntersuchungen ist jedenfalls die Genauigkeit in der Bestimmung der Taxa (MARGREITER-KOWNACKA & MARGREITER, in Vorbereitung).

4. Zwei Wege der Beurteilung des Saprobitätsgrades:

Von MARGREITER-KOWNACKA wird seit rund 10 Jahren eine Beurteilung des Saprobitätsgrades von Fließgewässern Tirols auf der Basis einer biozoenotischen Methode durchgeführt. Dieses Verfahren geht auf eingehende Untersuchungen der Zoozoenosen

von Gebirgsbächen zurück, die 1962 an Fließgewässern der Hohen Tatra unter der Leitung von Prof. K. STARMACH (Krakau) begonnen hatten (KOWNACKA & KOWNACKI, 1965), die später durch vergleichende Berücksichtigung von Gebirgsbächen anderer Regionen in Ost- und Nordeuropa fortgesetzt wurden und sich seit 1972 auf Tiroler Gebirgsbäche konzentrierten. Bei vielen dieser Studien ging es nicht so sehr um eine Abschätzung des Saprobitätsgrades der betreffenden Gewässer, sondern um das Erfassen und Vergleichen der für bestimmte Gewässertypen und -zonen charakteristischen Zoozoenosen. Die intensive Auseinandersetzung mit dem Artenspektrum (einschließlich der Determinierbarkeit der Arten anhand von Larven- und Puppenstadien) sowie den absoluten und relativen Häufigkeiten der einzelnen Makrobenthostiere, ihren Entwicklungszyklen sowie ihrer Nahrungswahl und anderen Milieuansprüchen erwies sich jedoch bald als gute Basis für die Beurteilung des Saprobitätsgrades von Fließgewässern anhand ihrer Zoozoenosen. Viele Grundlagen dieser einem angewandt-limnologischen Aufgabenbereich zuzuzählenden Tätigkeit gehen auf Arbeiten von K. STARMACH (z.B. STARMACH, 1960, 1969, 1978) zurück und wurden parallel zur Grundlagenforschung von MARGREITER-KOWNACKA an mehr oder weniger belasteten Gebirgsbächen ausgebaut.

4.1. Beurteilung des Saprobitätsgrades durch Zoozoenosen-Vergleich:

Diese Methode setzt eine quantitative Probenentnahme und -auswertung, wie sie oben (p. 121f) beschrieben wurde, voraus, weiters eine möglichst genaue Determination der vertretenen Taxa sowie für jedes Taxon die Bestimmung der Individuenzahl pro Flächeneinheit und die Berücksichtigung des relativen Anteiles der einzelnen Tierarten, Artengruppen, Gattungen und höheren taxonomischen Kategorien an der Gesamtzahl des Makrobenthos.

Es gelingt mit dieser Methode, relativ geringfügige – nur etwa einem Viertel einer Saprobitätsstufe entsprechende – Unterschiede im Belastungsgrad eindeutig nachzuweisen. Dies setzt aber voraus, daß die spezifischen Charakteristika der Lebewelt des betreffenden Fließgewässers, die durch Abflußregime, Substratzusammensetzung, Chemismus und viele andere Milieufaktoren mitbeeinflusst wird, aus einer größeren Zahl von Probenentnahmen, die sowohl Verschiedenheiten im Längsprofil als auch im Gang der Jahreszeiten überdecken, erfaßt und in die vergleichende Beurteilung einbezogen werden können. Eine ausführliche Darstellung dieser Untersuchungsmethodik am Beispiel der Gurgler und Ötztaler Ache sowie weitere Publikationen, in denen die Gegebenheiten und Beurteilungsvoraussetzungen mehrerer Gebirgsbäche vergleichend behandelt werden, sind teils in Druck, teils in Vorbereitung (MARGREITER-KOWNACKA, in Druck; JÄGER, KAWECKA und MARGREITER-KOWNACKA, in Druck; MARGREITER-KOWNACKA, in Vorbereitung a u. b). Als ein Teilergebnis der genannten Gebirgsbachuntersuchungen ließen sich die Voraussetzungen für ein rechnerisches Verfahren zur Bestimmung des Saprobitätsgrades von Fließgewässern unter Berücksichtigung der saprobiellen Valenzen ihres Makrozoobenthos erarbeiten. Dieses Verfahren wird im folgenden Abschnitt beschrieben.

4.2. Beurteilung des Saprobitätsgrades durch rechnerische Berücksichtigung der saprobiellen Valenzen des Makrozoobenthos:

Das zunehmende Interesse an einer möglichst genauen Erfassung des Saprobitätsgrades von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos (z.B. für die Beurteilung der Auswirkungen von Kläranlagenabläufen oder Wasserkraftwerken) veranlaßte die Autoren, eine rechnerische Methode in Anwendung zu bringen, welche unter Zuhilfenahme der Datenverarbeitung eine prompte Entscheidungshilfe für die Beurteilung der Tiroler Fließ-

gewässer bildet. Von den zahlreichen in der Literatur beschriebenen Verfahren (u. a. BEER, 1958; KNÖPP, 1954; LIEBMANN, 1951, 1962; PANTLE & BUCK, 1955; WOODIWISS, 1964 und ZELINKA & MARVAN, 1961) erscheint den Autoren die Berechnung der Gewässergüte anhand der saprobiellen Valenzen nach ZELINKA & MARVAN (1961) – und die Unterscheidung von 5 Stufen der Limnosaprobität – aus folgenden Gründen am geeignetsten:

- Durch die Erweiterung des klassischen KOLKWITZ - MARSSON - LIEBMANN-Systems um die xenosaprobe Stufe wird eine exaktere Einstufung der Indikatororganismen ermöglicht. Die damit verbundene erhöhte Empfindlichkeit des Verfahrens im unteren Bereich der Saprobitätsskala ist für die Beurteilung der häufig nur gering belasteten Tiroler Gebirgsbäche von großem Vorteil. Wir schließen uns also nicht der Vorgangsweise von WEGL (1983) an, der die Saprobiepunktwerte der xeno- und oligosaprobe Stufe zusammenfaßt. Diese bedeutet nicht nur einen Informationsverlust (bzw. eine verringerte Differenzierungsmöglichkeit) hinsichtlich der saprobiellen Valenz der angesprochenen Arten, sie ergibt auch eine andere Basis für die rechnerische Auswertung.
- Die Darstellung der saprobiellen Valenz durch die Verteilung von 10 Punkten auf die 5 Saprobitätsstufen erfaßt nicht nur den saprobiellen Schwerpunkt (wie z.B. der Saprobienindex nach PANTLE & BUCK, 1955), sondern auch die Toleranzbreite der einzelnen Arten.
- Der Indikationswert einer Art geht als Indikationsgewicht – das höchste Indikationsgewicht 5 besitzen jene Arten, welche nur oder hauptsächlich in einer Saprobitätsstufe gefunden werden, die anderen Arten erhalten mit steigender saprobieller Toleranz die Werte 4 bis 1 – in die rechnerische Auswertung mit ein. Stenöke Arten werden dadurch in der Beurteilung stärker berücksichtigt als euryöke. Die Berechnung des Indikationsgewichtes erfolgt aus der jeweiligen Verteilung der Saprobiepunktwerte einer Art (SLADECEK, 1964, 1973). Arten, deren Einstufung nicht sicher scheint, können mit einem niedrigeren Indikationsgewicht versehen werden.
- Die Verteilung der errechneten Saprobiepunktwerte auf die einzelnen Saprobitätsstufen läßt eine Abschätzung der Sicherheit der erhaltenen Aussage zu.

Voraussetzung für das Verfahren von ZELINKA & MARVAN (l. c.) ist eine möglichst genaue Kenntnis der saprobiellen Valenz der einzelnen Arten bzw. die daraus resultierende Einstufung in die fünf Saprobitätsstufen mittels eines 10-Punkte-Systems.

4.2.1. Die saprobiellen Valenzen:

In der Literatur findet man sowohl die Bezeichnung saprobielle (bzw. ökologische) 'Valenz' als auch 'Potenz'. Der Begriff 'ökologische Valenz' ist von HESSE (1924) geprägt, aber nicht eindeutig definiert worden. Infolgedessen wurde er zum Teil auf das Tier, zum Teil auf den Umweltfaktor bezogen. PEUS (1954) hat daher vorgeschlagen, zwischen der Wertigkeit oder 'Valenz' der Umweltfaktoren und der Fähigkeit oder 'Potenz' des Tieres, sich mit ihnen auseinanderzusetzen, zu unterscheiden. Valenz und Potenz bedeuten somit dasselbe (SCHWERDTFEGGER, 1963), beziehen sich jedoch einerseits auf die Umweltfaktoren und andererseits auf die Organismen. Im 'Grundriß der Ökologie' von KÜHNELT (1970) wird für den Toleranzbereich eines Organismus ausdrücklich der Begriff 'ökologische Valenz' angeführt. Während BREITIG und v. TÜMP-LING (1982) von der 'ökologischen Potenz' der Saprobien sprechen, ziehen wir es in Hinblick auf das oben Gesagte vor, in Anlehnung an SLADECEK (1973) den Begriff 'saprobielle Valenz' zu verwenden bzw. beizubehalten.

Die Angaben über die saprobiellen Valenzen der einzelnen Arten resultieren zum größten Teil aus empirisch ermittelten Werten und aus einigen experimentellen Untersuchungen. Bei einem Vergleich verschiedener Autoren finden sich zum Teil erhebliche Unterschiede in der Einstufung ein und derselben Art (vgl. MAUCH, 1976). Ein wesentlicher Grund dafür ist die unterschiedliche Auswirkung einer vergleichbaren organischen Belastung auf die Lebewelt in verschiedenen Fließgewässertypen. So zeigten Untersuchungen von AMBÜHL (1959) und ZIMMERMANN (1961), daß sich der Saprobitätsgrad bereits bei der Veränderung eines einzigen Faktors (Strömung) verschieben kann. In der Schlußfolgerung seiner kritischen Betrachtung schreibt ELSTER (1966): "Um quantifizierbare Maßstäbe liefern zu können, müssen die Saprobien-systeme nicht zerschlagen, sondern soweit differenziert werden, daß sie aus einzelnen Serien von Leitorganismen oder Gesellschaften für genau definierte Umweltbedingungen bestehen". Noch schärfer formulieren BREITIG und v. TÜMPLING (1982) die daraus abzuleitende Konsequenz: "Strenggenommen ist das System für jedes Gewässer zu eichen".

Auf dem Weg zu einer 'Eichung' des Systems für die Tiroler Gebirgsbäche und -flüsse wurde eine Liste der saprobiellen Valenzen für Arten und Artengruppen des Makrozoobenthos ausgearbeitet (Tab. 1). Die Tabelle 1 zeigt die Verteilung der 10 Valenzpunkte auf die xeno-, oligo-, betameso-, alphameso- und polysaprobe Stufe und das Indikationsgewicht der taxonomischen Einheiten nach MARGREITER-KOWNACKA, und im Vergleich dazu – soweit vorhanden – die entsprechenden Werte von SLADCEK (1973) und WEGL (1983).

Tab. 1: Verteilung der saprobiellen Valenzen für Arten und -gruppen auf die xeno- (x), oligo- (o), betameso- (b), alphameso- (a) und polysaprobe (p) Stufe, das nach MARGREITER-KOWNACKA jeweilige Indikationsgewicht (G) und – soweit für die angeführten Taxa vorhanden – die entsprechenden Werte von SLADCEK (1973) und WEGL (1983). Bei Synonymien nur gültiger Name eingetragen:

Arten und Artengruppen	MARGREITER-KOWNACKA					SLADCEK					WEGL					
	x	o	b	a	p	G	x	o	b	a	p	G	o	b	a	p
<i>Ephemeroptera</i> :																
<i>Baetis alpinus</i>	1	5	4			2	8	2				4	6	4		
<i>B. melanonyx</i>	2	5	3			2										
<i>B. muticus</i>	1	4	4	1		1	1	4	4	1		1	6	4		
<i>B. rhodani</i>	1	3	4	2		1	3	3	3	1		1	5	4	1	
<i>B. vernus</i>		2	5	3		2	2	5	3			2	2	6	2	
<i>Centroptilum luteolum</i>		2	7	1		3	2	7	1			3	2	7	1	
<i>Epeorus alpicola</i>	4	4	2			2										
<i>E. sylvicola</i>	3	4	3			2	5	4	1			2	9	1		
<i>Ephemerella ignita</i>	1	2	4	3		1	1	3	3	3		1	2	5	3	
<i>Ephemerella major</i>	1	4	4	1		1	1	4	4	1		1	6	3	1	
<i>Habroleptoides modesta</i>	3	4	2	1		1	3	4	2	1		1	7	2	1	
<i>Heptagenia coerulans</i>		1	8	1		4	1	8	1			4		8	2	
<i>Paraleptophl. submarginata</i>		5	4	1		2	5	5				3	5	4	1	
<i>Rhithrogena Gr. loyolaea</i>	5	4	1			2										
<i>R. Gr. semicolorata</i>	2	5	3			2										

Tab. 1, Fortsetzung

Arten und Artengruppen	MARGREITER-KOWNACKA					SLADECEK					WEGL			
	x	o	b	a	p G	x	o	b	a	p G	o	b	a p	
Plecoptera :														
<i>Amphinemura standfussi</i>	8	2			4						8	2		
<i>A. sulcicollis</i>	3	5	2		2	3	5	2		2	8	2		
<i>A. triangularis</i>	1	6	3		3	1	6	3		3	7	3		
<i>Brachyptera risi</i>	4	4	2		2	5	5			3	8	2		
<i>B. seticornis</i>	4	4	2		2	4	6			3	10			
<i>Capnia vidua</i>	1	5	4		2									
<i>Chloroperla tripunctata</i>	2	4	4		2						8	2		
<i>Dictyogenus alpinus</i>	5	4	1		2									
<i>D. fontium</i>	5	4	1		2									
<i>Dinocras cephalotes</i>	2	6	2		3	8	2			4	8	2		
<i>Isoperla grammatica</i>	2	4	4		2		3	6	1	3	5	4	1	
<i>I. rivulorum</i>	4	5	1		2	7	3			4	10			
<i>Nemoura mortoni</i>	1	3	4	2	1						5	5		
<i>Nemourella picteti</i>	6	4			3	8	2			4	10			
<i>Perla bipunctata</i>	4	5	1		2						10			
<i>P. grandis</i>	4	5	1		2						10			
<i>P. marginata</i>	3	5	2		2	4	5	1		2	8	2		
<i>Perlodes intricata</i>	4	4	2		2						10			
<i>P. microcephala</i>	1	7	2		3	3	7			4	8	2		
<i>Rhabdiopteryx alpina</i>	2	4	3	1	1									
<i>R. neglecta</i>		5	5		3									
Trichoptera :														
<i>Agapetus fuscipes</i>	7	3			4	7	3			4	10			
<i>Brachycentrus montanus</i>	4	4	2		2	8	2			4	10			
<i>B. subnubilus</i>	1	2	6	1	1						3	6	1	
<i>Drusus Gr. discolor</i>	5	4	1		2									
<i>Goera pilosa</i>		4	5	1	2		5	5	+	3	6	3	1	
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	1	5	4		2						1	3	6	
<i>H. contubernalis</i>	1	5	4		2						1	4	5	
<i>H. instabilis</i>	4	5	1		2						3	6	1	
<i>H. pellucidula</i>	2	5	3		2						2	5	3	
<i>Lepidostoma hirtum</i>	3	7			4	3	7			4	4	6		
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	1	3	4	2	1	1	3	4	2	1	4	5	1	
<i>Psychomia pusilla</i>	3	6	1		3						3	6	1	
Chironomidae :														
<i>Brillia longifurca</i>		1	6	3	3						1	3	3	3
<i>B. modesta</i>	1	4	4	1	1						3	4	3	
<i>Cardiocladius capucinus</i>		2	6	2	3									
<i>Diamesa dampfi</i>	2	6	2		3									

Tab. 1, Schluß

Arten und Artengruppen	MARGREITER-KOWNACKA					SLADECEK					WEGL						
	x	o	b	a	p	G	x	o	b	a	p	G	o	b	a	p	
<i>D. Gr. cinerella + zernyi</i>	2	3	3	2	1												
<i>D. Gr. latitarsis</i>	4	4	2		2												
<i>D. Gr. steinböcki</i>	7	2	1		3												
<i>Diplocladius cultriger</i>		2	5	3	2								2	5	3		
<i>Eukiefferiella brevicar</i>	2	5	3		2												
<i>E. claripennis</i>		2	6	2	3												
<i>E. lobifera</i>	1	7	2		3												
<i>E. minor</i>	4	4	2		2												
<i>E. tirolensis</i>	2	5	3		2												
<i>Macropelopia nebulosa</i>		2	4	3	1	1							3	4	2	1	
<i>Orthocladus frigidus</i>		2	7	1	3												
<i>O. rivicola + thienemanni</i>	1	3	5	1	1												
<i>O. rivulorum</i>	1	4	4	1	1								10				
<i>Paraclitopus niger</i>		5	5		3								5	5			
<i>Parorthocladus nudipennis</i>	2	5	3		2												
<i>Potthastia gaedii</i>	4	4	2		2								10				
<i>P. longimana</i>		3	5	2	2								6	4			
<i>Prodiamesa olivacea</i>		1	3	4	2	1							1	3	4	2	
<i>Pseudodiamesa branickii</i>	1	4	4	1	1												
<i>Pseudokiefferiella parva</i>	2	5	3		2												
<i>Synorthocladus semivirens</i>	2	5	3		2								8	2			
<i>Tvetenia bavarica</i>	2	5	3		2								2	7	1		
<i>T. calvescens</i>	2	4	3	1	1												
Diverse Gruppen:																	
<i>Ancyclus fluviatilis</i>	3	4	3		2		1	4	3	2	1		4	5	1		
<i>Asellus aquaticus</i>		2	3	4	1	1			2	8	+	4		3	6	1	
<i>Atherix ibis</i>	2	3	4	1	1		2	5	3	+	2		5	4	1		
<i>Elmis maugetii</i>	2	5	3		2				+				5	5			
<i>Erpobdella octoculata</i>			5	4	1	2			2	6	2	2		3	5	2	
<i>Gammarus fossarum</i>	4	3	3		2		4	3	3		2		4	4	2		
<i>G. pulex</i>	4	3	3		2								4	4	2		
<i>G. roeseli</i>	1	3	5	1	1		1	6	3	3			1	6	3		

Dem Bemühen, das Makrozoobenthos von Fließgewässern möglichst bis auf Artniveau zu determinieren, sind in verschiedener Hinsicht Grenzen gesetzt. So ist eine verlässliche Determination gar nicht weniger Zoobenthosarten beim gegenwärtigen Wissensstand überhaupt nicht möglich, weil die Larvaltaxonomie noch nicht erarbeitet wurde oder revisionsbedürftig ist. Neuere einschlägige Erkenntnisse sind oft schwer zugänglich, weil sie nicht oder in schwierig auffindbarer Form publiziert wurden. Auch sind innerhalb der Larvenstadien einer Art die Determinationsprobleme umso größer, je jünger die Entwicklungsstadien sind.

Zu den durch den aktuellen Stand des taxonomischen Wissens gesetzten Grenzen tritt häufig eine vom möglichen Aufwand her gegebene Beschränkung, das vorhandene Wissen zu nutzen. Der mit der Determination verbundene Zeitaufwand kann erheblich sein, vor allem dann, wenn zur Bestimmung Spezialliteratur herangezogen werden muß und/oder die Tiere (bzw. Teile davon) zu präparieren sind, um sie im Mikroskop bei stärkerer Vergrößerung untersuchen zu können. Durch ausreichende Erfahrung mit den Artengarnituren bestimmter Gewässertypen, durch die Auswahl von Probenentnahmetermen, an denen das Makrozoobenthos eine für die Determination günstige Entwicklungsstufe erreicht hat, durch Miterfassung der Exuviendrift sowie durch Berücksichtigung von Imagines aus Freilandfängen oder Laborzuchten lassen sich die Voraussetzungen für ein sicheres Bestimmen der Arten und ihrer Individuenzahlen erheblich verbessern. Aber es hängt sehr vom Auftraggeber bzw. vom Zweck der Untersuchung ab, wie viel Arbeit für die Auswertung der Zoobenthos-Proben aufgewendet werden kann.

Die Resultate, die von uns durch die Einbeziehung höherer taxonomischer Kategorien in die rechnerische Ermittlung des Saprobitätsgrades erzielt wurden, haben sich beim Vergleich einer Vielzahl von Proben mit dem Ergebnis der zoozoenotischen Methode nach MARGREITER-KOWNACKA für Routineuntersuchungen als durchaus zufriedenstellend erwiesen. Die hierbei verwendeten saprobiologischen Einstufungen höherer taxonomischer Einheiten sind in Tab. 2 zusammengestellt. Wir sind uns bewußt, daß die Angabe saprobieller Valenzen für Taxa oberhalb des Artniveaus nur für das Artenspektrum jener Fließgewässertypen gültig sein kann, aus deren guter Kenntnis sie abgeleitet wurden. Für die durchwegs rhithralen Fließgewässer Tirols konnte die Verteilung der Valenzpunkte für viele Taxa auf einer verhältnismäßig guten Kenntnis des Artenspektrums und des Häufigkeitsanteiles der einzelnen Arten aufbauen.

Der Vergleich der von uns verwendeten Einstufungen höherer taxonomischer Einheiten mit jenen bei SLADECEK (1973) und WEGL (1983) ist in Tabelle 2 analog der Zusammenstellung in Tabelle 1 durchgeführt worden, hat aber wegen der Ungewißheit über das Artenspektrum, auf das sich die einzelnen Einstufungen beziehen, wenig Wert. Bei einer Verwendung unserer Einstufungen höherer taxonomischer Einheiten für Fließgewässer anderer Gegenden ist aus den genannten Gründen große Vorsicht geboten.

Tab. 2: Verteilung der saprobiellen Valenzen für höhere taxonomische Einheiten auf die xeno- (x), oligo- (o), betameso- (b), alphameso- (a) und polysaprobe (p) Stufe, das nach MARGREITER-KOWNACKA jeweilige Indikationsgewicht (G) und – soweit für die angeführten Taxa vorhanden – die entsprechenden Werte von SLADECEK (1973) und WEGL (1983):

Taxonomische Einheit	MARGREITER-KOWNACKA						SLADECEK						WEGL			
	x	o	b	a	p	G	x	o	b	a	p	G	o	b	a	p
Ephemeroptera:																
Baetis sp.	1	4	4	1		1							4	5	1	
Ecdyonurus sp.		5	4	1		2							5	4	1	
Ephemerella sp.	1	3	4	2		1							4	4	2	
Paraleptophlebia sp.		5	4	1		2							5	4	1	
Rhithrogena sp.		3	4	3		2							8	2		
Plecoptera:																
Amphinemura sp.		3	4	3		2							8	2		

Tab. 2, Fortsetzung

Taxonomische Einheit	MARGREITER-KOWNACKA					SLADECEK					WEGL					
	x	o	b	a	p	G	x	o	b	a	p	G	o	b	a	p
Brachyptera sp.	4	4	2			2							8	2		
Capnia sp.	1	5	4			2							7	3		
Chloroperla sp.	3	5	2			2							7	3		
Dinocras sp.	2	6	2			3										
Isoperla sp.	1	5	3	1		1							6	3	1	
Leuctra sp.	3	4	3			2							7	3		
Nemoura sp.	1	3	4	2		1							7	2	1	
Perla sp.	3	5	2			2			+				8	2		
Perlodes sp.	1	6	3			3							8	2		
Protonemura sp.	2	4	4			2							8	2		
Siphonoperla sp.	3	5	2			2							8	2		
Taeniopteryx sp.	3	4	2	1		1							7	2	1	
Trichoptera:																
Agapetus sp.	7	3				4							10			
Allogamus sp.	2	5	3			2							10			
Brachycentrus sp.	2	5	3			2							7	3		
Glossosoma sp.	3	4	3			2							10			
Goeridae		6	4			3										
Hydropsyche sp.		2	4	4		2	1	2	4	3	1		1	3	6	
Hydroptila sp.		3	6	1		3	3	6	1		3		3	6	1	
Limnephilidae	1	4	4	1		1							2	6	2	
Micrasema sp.	3	4	3			2							8	2		
Philopotamus sp.	4	4	2			2							10			
Philopotamidae	3	4	3			2										
Phryganeidae		5	5			3										
Plectrocnemia sp.	2	4	4			2	4	4	2		2					
Polycentropidae		3	4	3		2							3	4	3	
Potamophylax sp.		5	4	1		2							5	4	1	
Rhyacophila sp.	1	4	5			2							4	5	1	
Sericostomatidae		5	5			3										
Silo sp.	2	6	2			3							8	2		
Stenophylax sp.	2	4	4			2	2	4	4		2		5	4	1	
Wormaldia sp.	2	6	2			3										
Chironomidae:																
Boreoheptagya sp.	4	4	2			2										
Chaetocladius sp.		2	6	2		3										
Chironomini			1	5	4	2										
Corynoneura sp.	2	4	4			2										
Cricotopus sp.	1	2	5	2		1							3	4	3	
Diamesa sp.	2	4	3	1		1							5	4	1	

Tab. 2, Schluß

Taxonomische Einheit	MARGREITER-KOWNACKA					SLADECEK					WEGL			
	x	o	b	a	p G	x	o	b	a	p G	o	b	a	p
Diamesinae	2	3	3	2	1									
Eukiefferiella sp.	2	3	3	2	1						2	6	2	
Heleniella sp.	2	5	3		2									
Heterotanytarsus sp.	2	5	3		2									
Heterotrissocladius sp.		2	6	2	3									
Krenosmittia sp.	2	6	2		3									
Limnophyes sp.	1	5	4		2									
Nanocladius sp.	1	2	5	2	1									
Orthoclaadiinae	1	3	4	2	1									
Orthocladius sp.		2	6	2	3						3	3	3	1
Parakiefferiella sp.	1	5	4		2									
Paratrichocladius sp.		2	6	2	3									
Prodiamesa sp.		1	6	3	3									
Rheocricotopus sp.		3	5	2	2									
Tanypodinae	1	2	4	3	1									
Tanytarsini		2	5	3	2									
Thienemanniella sp.	2	4	4		2									
Tvetenia sp.	2	4	3	1	1									
Diverse Gruppen:														
Blephariceridae	6	3	1		3									
Dicranota sp.	1	2	5	2	1						3	5	2	
Elmidae	2	4	4		2									
Empididae	1	2	5	2	1									
Gammarus sp.	2	4	3	1	1									
Hirudinea		1	5	4	2									
Hydracarina	3	4	2	1	1									
Ilybius sp.		1	4	5	2									
Limoniidae		2	5	3	2									
Liponeura sp.	7	3			4	9	1			5	10			
Naididae		1	3	5	1	1								
Oligochaeta			1	4	5	2								
Ostracoda	2	3	4	1	1									
Pericoma sp.	2	5	3		2									
Psychoda sp.			1	4	5	2						1	3	6
Psychodidae		2	3	4	1	1								
Simuliidae	2	3	3	2	1	3	3	2	2	1				
Tipulidae	2	4	3	1	1									
Tubificidae			1	4	5	2								
Turbellaria	2	3	3	2	1									

4.2.2. Das rechnerische Verfahren:

Nach der von ZELINKA & MARVAN (1961) beschriebenen Formel

$$z(j) = \frac{\sum_{i=1}^n h(i) g(i) a(ij)}{\sum_{i=1}^n h(i) g(i)}$$

wobei $z(j)$ = Anteil der Punktwerte der Saprobitätsstufe j in der Stichprobe
 $h(i)$ = absolute Häufigkeit der Art i
 $g(i)$ = Indikationsgewicht der Art i
 $a(ij)$ = Saprobiepunktwert der Art i in der Stufe j und
 n = Anzahl der taxonomischen Einheiten

wird für jede Saprobitätsstufe der Anteil der Punktwerte in der Stichprobe errechnet. Diese Werte entsprechen dem gewogenen Mittel der auf die einzelnen Saprobitätsstufen entfallenden Anteile $a(ij)$ der saprobiellen Valenz. Man erhält so eine Verteilung der Wahrscheinlichkeit, mit der dem erfaßten Makrozoobenthos ein bestimmter Saprobitätsgrad zuzuordnen ist. Die endgültige Einstufung erfolgt dabei in jene Saprobitätsstufe, welche das höchste $z(j)$ aufweist. Um eine detailliertere Einstufung in die Saprobitätsskala zu erreichen, wird zusätzlich ein Punktwert S in folgender Weise berechnet

$$S = \frac{z(o) + 2z(b) + 3z(a) + 4z(p)}{10}$$

Dieser Saprobienindex S entspricht im wesentlichen dem erweiterten Index nach PANTLE & BUCK (1955), Unterschiede können sich jedoch in den Grenzbereichen zwischen den einzelnen Saprobitätsstufen ergeben (MARVAN, ROTHSCHNEIN & ZELINKA, 1980). Die Begrenzung der Saprobitätsstufen auf der Basis des Saprobienindex ist in Abbildung 1 dargestellt.

— x —	o	— b —	— a —	— p —
0	1	2	3	4
.	.	.	.	.

Abb. 1: Skala des Saprobienindex S und die entsprechenden Bereiche der Saprobitätsstufen

MARVAN (1969) und MARVAN, ROTHSCHNEIN & ZELINKA (1980) schlagen darüberhinaus die Berechnung des Medians $\tilde{S}$ vor, der nach Meinung der letztgenannten Autoren dem tatsächlichen Saprobitätsgrad — besonders bei stark asymmetrischer Verteilung der Saprobiepunktwerte für die Stichprobe — besser als das arithmetische Mittel S entspricht. Diesbezügliche Auswertungen anhand einer größeren Anzahl von Proben aus Tiroler Fließgewässern sind für die Zukunft geplant.

Da sich der saprobiologische Zustand eines Gewässers mit zunehmender Abwasserbelastung oder zufolge der Selbstreinigung kontinuierlich verändert, ist die Abgrenzung der einzelnen Stufen problematisch. Statistische Prüfungen (v. TÜMPLING 1962; MARVAN, ROTHSCHNEIN & ZELINKA, 1980) und die Forderung nach einer differenzierten

Aussage rechtfertigen die Verwendung von Zwischenstufen. Unter Verwendung der in Mitteleuropa gebräuchlichen Gewässergüteklassen ergibt sich folgende Einstufung nach dem Saprobienindex:

Güteklasse	Index
I	0 - 1.2
I - II	1.3 - 1.7
II	1.8 - 2.2
II - III	2.3 - 2.7
III	2.8 - 3.2
III - IV	3.3 - 3.7
IV	3.8 - 4

4.2.3. Fehlerquellen und Optimierungsmöglichkeiten:

Die biologische Beurteilung der Gewässergüte wird durch die Beeinflussung der benthischen Biozöosen durch toxische Substanzen, starke Trübung des Wassers oder Einschlammung der Bett sedimente, durch vorübergehendes Trockenfallen des Gewässers und andere abiotische Faktoren erschwert oder vollkommen unmöglich. Das Auftreten nur sehr geringer Individuen- und Artenzahlen, oder die Massenentwicklung einer einzelnen Art machen besonders auf rechnerischem Wege gewonnene Aussagen unsicher.

Die scheinbare Exaktheit minutiös berechneter Saprobienindices darf nicht darüber hinwegtäuschen, daß die Ergebnisse nicht genauer sein können als die der Berechnung zugrunde liegenden Daten. Im Interesse einer genaueren Beurteilung des Saprobitätsgrades von Fließgewässern erscheint es uns wichtig, sowohl die Voraussetzungen für die verläßliche Determination des Makrozoobenthos zu verbessern, als auch laufend an der Überprüfung und eventuellen Korrektur der den Tierarten zugeschriebenen saprobiellen Valenzen zu arbeiten. Eine entsprechende Optimierung der Beurteilungsgrundlagen sollte allerdings auch in der Wertung des Ergebnisses zum Ausdruck kommen. Es bedeutet einen Informationsverlust bzw. eine Verzerrung der Aussage, wenn ein Saprobienindex, der im Übergangsbereich zwischen Güteklasse I - II und II liegt (z.B. 1.7), kommentarlos der Güteklasse I - II zugeordnet wird. In so einem Falle sollte in der Tat festgehalten werden, daß die Ergebnisse für einen Saprobitätsgrad an der Obergrenze von I - II sprechen, oder daß I - II mit Tendenz zu II gefunden wurde.

5. Literatur:

- AMBÜHL, H. (1959): Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. — Schweiz. Ztsch. Hydrobiol., 21: 133 - 264.
- BEER, W.-D. (1958): Zur Problematik des biologischen Gütelängsschnittes von Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der Weißen Elster. — Wasserwirtschaft-Wassertechnik, 8: 195 - 199.
- BICK, H. (1963): A review of central European methods for the biological estimation of water pollution levels. — Bull. Wld. Hlth. Org., 29: 401 - 413.
- BREITIG, G. & W. v. TÜMPLING (1982): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. Bd. II: Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden. — G. Fischer Verlag, Jena, 579 pp.
- BRETSCHKO, G. (1983): Die Biozöosen der Bett sedimente von Fließgewässern — ein Beitrag der Limnologie zur naturnahen Gewässerregulierung. — Forschungsarbeiten Wasserwirtschaft-Wasserversorgung, BMLF, Sekt. IV, 1 - 161.

- CASPERS, H. (1977): Qualität des Wassers – Qualität der Gewässer. Die Problematik der Saprobien-systeme. – Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol., 9: 3 - 14.
- CASPERS, H. & L. KARBE (1967): Vorschläge für eine saprobiologische Typisierung der Gewässer. – Int. Rev. Ges. Hydrobiol., 52: 145 - 162.
- ELSTER, H.-J. (1966): Über die limnologischen Grundlagen der biologischen Gewässer-Beurteilung in Mitteleuropa. – Verh. Int. Verein. Limnol., 16: 759 - 785.
- (1982): Zur Definition der "Gewässer"- bzw. "Wassergüte" und über die limnologischen Grundlagen ihrer Beurteilung in Vergangenheit und Zukunft. – Schr.Reihe Ver. Wasserhyg., 54: 21 - 37.
- HESSE, R. (1924): Tiergeographie auf ökologischer Grundlage. – G. Fischer Verlag, Jena, 613 pp.
- JÄGER, P. (1984): Erfahrungen bei der Beurteilung der Restwasserführung von Ausleitungsstrecken im Land Salzburg. – Arch. Hydrobiol., Suppl.-Bd. Festschrift f. F. BERGER (in Druck).
- JÄGER, P., B. KAWECKA & M. MARGREITER-KOWNACKA (in Druck): Zur Methodik der Untersuchung der Auswirkungen des Wasserentzuges in Restwasserstrecken auf die Benthos-biozönosen. – Österr. Wasserwirtschaft.
- JOP, K. (1981): Report on the distribution of benthic fauna deep in the substratum of a glacial brook Gurgler Ache (Ötztal, Tirol). – Jber. Abt. Limnol. Innsbruck, 7: 276 - 286.
- KNÖPP, H. (1954): Ein neuer Weg zur Darstellung biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelängsschnitt des Mains. – Wasserwirtsch., 45: 9 - 15.
- KOLKOWITZ, R. & M. MARSSON (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. – Mitt. kgl. Prüfungsanst. f. Wasservers. und Abwässerbes. Berlin, 1: 33 - 72.
- (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. – Ber. dtsh. bot. Ges., 26a: 505 - 519.
- (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. – Int. Rev. Ges. Hydrobiol. u. Hydrogr., 2: 126 - 152.
- KOWNACKA, M. (1971): The bottom fauna of the stream Sucha Woda (High Tatra Mts) in the annual cycle. – Acta Hydrobiol., 13: 415 - 438.
- (1977): Quantitative Studien über das Makrozoobenthos des Piburger Baches. – Jber. Abt. Limnol. Innsbruck, 3: 154 - 168.
- KOWNACKA, M. & A. KOWNACKI (1965): The bottom fauna of the river Bialka and of its Tatra tributaries the Rybi Potok and Potok Rostoka. – Proc. Comm. Dev. Pol. Upl., Krakow, 11: 130 - 152.
- KOWNACKA, M. & G. MARGREITER (1978): Die Zoobenthos-Gesellschaften des Piburger Baches (Ötztal, Tirol). – Int. Rev. Ges. Hydrobiol., 63: 213 - 232.
- KRESSER, W. (1961): Hydrographische Betrachtung der österreichischen Gewässer. – Verh. int. Verein. Limnol., 14: 417 - 421.
- KÜHNELT, W. (1970): Grundriß der Ökologie. – G. Fischer Verlag Jena, 443 pp.
- LIEBMANN, H. (1951): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie I. – Verlag Oldenbourg, München, 539 pp.
- (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie I. – 2. Auflage, Verlag Oldenbourg, München, 588 pp.
- MACAN, T.T. (1958): Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. – Mitt. int. Verein. Limnol., 8: 1 - 21.
- MARGREITER-KOWNACKA, M. (in Druck): The influence of organic pollution on the macroinvertebrate communities of mountain streams. – Verh. int. Ver. Limnol., 21.
- (in Vorbereitung): Macrozoobenthos communities in glacier streams of the Alps, and its changes due to domestic sewage influence.
- (in Vorbereitung): Macrozoobenthos communities as indicators of organic pollution in streams and rivers of the Eastern Alps.
- MARGREITER-KOWNACKA, M. & G. MARGREITER (1978): Überlegungen über die Ausgangsverteilung quantitativ entnommener Zoobenthos-Stichproben aus Fließgewässern. – Jber. Abt. Limnol. Innsbruck, 4: 190 - 196.
- (in Vorbereitung): Genauigkeit und Aussagewert von Fließgewässeruntersuchungen am Beispiel des Makrozoobenthos.
- MARVAN, P. (1969): Notes to the application of statistical methods in evaluation of saprobiology. – Symposium CMEA on Questions of Saprobity, p. 19 - 43.
- MARVAN, P., J. ROTHSCHEIN & M. ZELINKA (1980): Der diagnostische Wert saprobiologischer Methoden. – Limnologica, Berlin, 12: 299 - 312.

- MAUCH, E. (1976): Leitformen der Saprobität für die biologische Gewässeranalyse. – Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg, 21(1-5): 1-797.
- MÜLLER, G. (1964): Methoden der Sediment-Untersuchung. – Verlag Schweizerbart, Stuttgart, 385 pp.
- NAUMANN, E. (1931): Limnologische Terminologie. – Verlag Urban & Schwarzenberg, Berlin und Wien, 776 pp.
- PANTLE, R. & H. BUCK (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. – Bes. Mitt. dtsh. Gewässerkundl. Jb., 12: 135-143.
- PECHLANER, R. (1982): Limnologie und naturnaher Schutzwasserbau. – Vjschr. naturforsch. Ges. Zürich, 127: 319-336.
- PEUS, F. (1954): Auflösung der Begriffe "Biotop" und "Biozönose". – Dtsch. ent. Ztsch., n.F., 1: 271-308.
- SCHWERDTFEGER, F. (1963): Ökologie der Tiere. Bd. I: Autökologie. – Verlag P. Parey, Hamburg und Berlin, 461 pp.
- SCHWOERBEL, J. (1980): Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie. – G. Fischer, Stuttgart, New York, 261 pp.
- SLADECEK, V. (1964): Zur Ermittlung des Indikationsgewichtes in der biologischen Gewässeruntersuchung. – Arch. Hydrobiol., 60: 241-243.
- (1973): System of water quality from the biological point of view. – Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol., 7: 1-218.
- (1977): Einführung in die quantitative Saprobologie. – Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol., 9: 65-78.
- (1984): Scale of saprobity. – Verh. int. Ver. Limnol., 21 (in Druck).
- SOWA, R. (1975): Ecology and biogeography of mayflies (Ephemeroptera) of running waters in the Polish part of the Carpathian S. 1. Distribution and quantitative analysis. – Acta Hydrobiol., Krakow, 17: 223-297.
- STARMACH, K. (1960): Biologia Sanitarna. – Verlag P.W.N., Krakow, 178 pp.
- (1969): Wody srodladowe. – Verlag Uniwersytet Jagiellonski, Krakow, 188 pp.
- STARMACH, K., S. WROBEL & K. PASTERNAK (1978): Hydrobiologia. – Verlag P.W.N., Warszawa, 620 pp.
- TÜMPLING, W. v. (1962): Statistische Probleme der biologischen Gewässerüberwachung. – Wasserwirtschaft - Wassertechnik, 12: 353-357.
- WEGL, R. (1983): Index für die Limnosaprobität. – Wasser und Abwasser, Wien, 26: 1-175.
- WEICHSELBAUMER, P. (1979): Untersuchungen zur Vertikalverteilung von *Baetis alpinus* PICTET (Baetidae, Ephemeroptera) in Sedimenten des Piburger Baches (Ötztal, Tirol). – Jber. Abt. Limnol. Innsbruck, 5: 89-95.
- WUNDSCH, H.H. (1924): Die quantitative Untersuchung der Bodenfauna und -flora in ihrer Bedeutung für die theoretische und angewandte Limnologie. – Verh. int. Ver. Limnol., 3: 13-59.
- WOODIWISS, F.S. (1964): The biological system of stream classification used by the Trend River Board. – Chem. Ind., p. 443-447.
- ZELINKA, M. & P. MARVAN (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. – Arch. Hydrobiol., 57: 389-407.
- ZHADIN, V.I. (1956): Methods of investigation of water reservoir's fauna and the ecology of bottom invertebrates. – In: PAVLOSKI, E.N. and V.J. ZHADIN "Life of the SSSR fresh waters." Akademia Nauk SSSR, Moskwa - Leningrad.
- ZIMMERMANN, P. (1961): Experimentelle Untersuchungen über den Einfluß der Strömungsgeschwindigkeit auf die Fließwasserbiozönose. – Verh. int. Ver. Limnol., 14: 396-399.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte des naturwissenschaftlichen-medizinischen Verein Innsbruck](#)

Jahr/Year: 1984

Band/Volume: [71](#)

Autor(en)/Author(s): Pechlaner Roland, Saxl Reinhard, Margreiter-Kownacka Marta, Ritter Helmut

Artikel/Article: [Die Bodenfauna als Indikator für den Saprobitätsgrad von Fließgewässern in Tirol. 119-135](#)