

Lauterbornia H. 20: 23-36, Dinkelscherben, Mai 1995

Verbessertes Verfahren zur Berechnung des Saprobienindex mittels Ciliaten (Ciliophora, Protozoa)

[Improved technique to evaluate the saprobic index by using ciliates (Ciliophora, Protozoa)]

Hubert Blatterer

Mit 2 Abbildungen und 4 Tabellen

Schlagwörter: Ciliophora, Saprobie, Saprobienindex, Gewässergüte, Methodik

Änderungen der organischen Belastung von Gewässern werden durch den klassischen Saprobienindex (PANTLE & BUCK; ZELINKA & MARVAN) schlecht wiedergegeben, wenn zur Analyse nur bestimmte Indikatorgruppen (z. B. Ciliaten, Makrozoobenthos) herangezogen werden. Es kommt zu gerichteten Fehlern die korrigiert werden müssen. Am Beispiel der Ciliaten wird ein entsprechendes Verfahren vorgestellt. Der korrigierte Index differenziert wesentlich besser als das herkömmliche Verfahren, besonders auch im kritischen Belastungsbereich, d. h. bei den Güteklassen II und II-III. Richtlinien für die Probenahme und Abundanzschätzung werden gegeben.

Changes in organic pollution are not well reflected by the saprobic index (PANTLE & BUCK; ZELINKA & MARVAN) if confined to certain indicatorgroups (e. g. ciliates, macrozoobenthos). Resulting systematic errors have to be corrected. An improved method for ciliates is introduced. The modified index leads to a better graduation, especially in the critical water quality classes II and II-III. Guidelines for collecting samples and estimating abundances are given.

1 Einleitung

Ciliaten sind weit verbreitet und stellen eine bedeutende Komponente im Gewässersystem dar. Sie repräsentieren ein niedriges trophisches Niveau und sind maßgebend am Stoffumsatz und Energiefluß im Gewässer beteiligt. Als einzellige Organismen reagieren sie wegen ihres engen Kontaktes mit der Umwelt und ihrer kurzen Generationszeit sehr rasch und direkt auf Änderungen der Wasserbeschaffenheit.

Schon bei klassischen Untersuchungen waren Protozoen, darunter viele Ciliaten, für Gewässerbeurteilungen von Bedeutung (z. B. COHN 1875; MEZ 1898; KOLKOWITZ & MARSSON 1909). Später wurde das System verfeinert (z. B. SRAMEK-HUSEK 1958; LIEBMANN 1951; BUCK 1971; SLADECEK 1973). Einige saprobiologisch wichtige Gesellschaften konnten aufgrund dominierender Ciliaten-Arten definiert werden (SRAMEK-HUSEK 1958; FOISSNER & al. 1992a). So gibt es bei Alpha-Mesosaprobie das *Trithigmotometum cucullulae*, bei Polysaprobie das *Colpidietum colpodae*. Die makroskopisch erkennbaren, vornehmlich von Glockentierchen gebildeten Rasen werden als *Peritrichetea* bezeichnet. Sie sind Indikatoren für stark verschmutzte, bakterienreiche Gewässer.

Auch zur Indikation in stehenden Gewässern und Kläranlagen eignen sich Ciliaten gut. Wie von vielen Bearbeitern auch für Fließgewässer schon lange

gefordert, werden hier neben der Artenzusammensetzung verstärkt Abundanz und/oder Biomasse berücksichtigt (z. B. LYNN & GILRON 1992; MADONI 1994). MAUCH & WITTLING (1994) setzen sich mit Möglichkeiten und Grenzen der Abundanzschätzung von Plankton bei der biologischen Gewässeranalyse auseinander und geben hierzu praktische Hinweise. STÖSSEL (1989) stellt die Belastung in schweizerischen Fließgewässern mittels relativer Häufigkeit von *Sphaerotilus natans* sowie peritrichen und hymenostomen Ciliaten dar. RUSTIGE & MANNESMANN (1993) fanden, daß die Anzahl und Abundanz der auf *Gammarus* epizoisch lebenden Ciliaten-Arten parallel zur organischen Gewässerbelastung und der damit verbundenen Zunahme der Bakteriendichte ansteigt. Nur eine geringe Anzahl der Epizoen weist ein engeres Milieuspektrum auf als ihre Träger und reagiert bei schlechteren Sauerstoffverhältnissen (Güteklasse II-III und III) mit einer Reduktion der Abundanz und Frequenz.

In der DIN-Norm 38410 für die biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung sind 30 % der aufgenommenen Organismen Protozoen, darunter 49 Ciliaten-Arten. Auch in der österreichischen Richtlinie des Bundesministeriums (BMLF 1990) ist der Aufwuchs, der vor allem dem Mikrobenthos entspricht, zur Gütebeurteilung vorgesehen. In Bayern werden bereits standardmäßig Ciliaten untersucht, da mit Hilfe der Revision der Ciliaten des Saprobiensystems (FOISSNER & al. 1991, 1992a, 1994), die auch detaillierte Angaben zur Ökologie enthält, die Einarbeitungszeit für einen Untersucher relativ kurz gehalten werden kann.

Die in Oberösterreich parallel durchgeführten chemischen, biologischen und bakteriologischen Untersuchungen ermöglichten eine übergreifende Auswertung im Sinne einer Qualitätssicherung. Dabei hat sich gezeigt, daß dieherkömmliche Auswertungsmethode bei den gegebenen Belastungssituationen der Fließgewässer oft keine ausreichende Trennschärfe besitzt. Der Grund dafür liegt einerseits darin, daß extrem belastete Flußabschnitte fehlen (ausgenommen kleinere Bäche), andererseits ergibt sich aufgrund der geringeren Zahl von oligo-, betameso- und polysaprob indizierenden Ciliaten-Arten zwangsläufig eine Verschiebung zu mittleren Güteklassen (Abb. 1; Tab. 1).

Für Beschränkungen auf einzelne Tiergruppen war das Saprobiensystem bzw. der Saprobienindex nicht konzipiert. Einseitigkeit bei der Parameterwahl (z. B. einzelne Organismengruppen) führt zu gerichteten Fehlern. So zeigt der "Makrozoobenthos-Index" bei stärkerer Belastung immer besser, der "Ciliaten-Index" bei gering bis mäßiger Belastung immer schlechter als der "wahre" Wert (Abb. 1; ZIEMANN 1985; HEUSS 1986; MAUCH 1990; MARTEN & REUSCH 1992). Die Berechnung des Saprobienindex und die Güteeinstufung bedarf daher bestimmter Korrekturen, wenn nur eine oder wenige Indikatorgruppen verwendet werden.

Weiters ist eine Vereinheitlichung des Schätzvorganges der Individuenzahlen im mikroskopischen Bild notwendig. Die "gefühlsmäßige" Zuordnung von Individuenzahlen (z. B. Abundanzstufen) ist bei verschiedenen Bearbeitern sicher etwas unterschiedlich, wodurch die Vergleichbarkeit der Resultate erschwert wird.

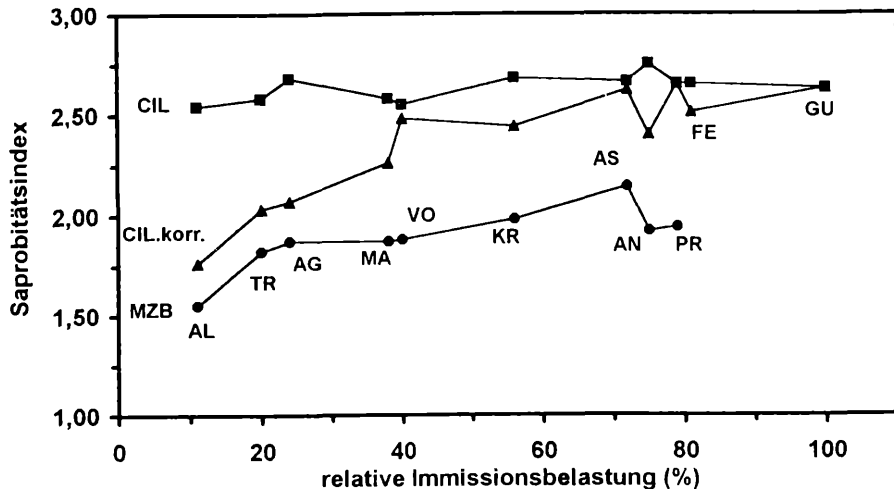


Abb. 1: Vergleich des nach ZELINKA & MARVAN (1961) berechneten Saprobienindex an 11 oberösterreichischen Fließgewässern (Mittelwerte). Die Flüsse sind nach steigender relativer Immissionsbelastung geordnet. CIL = Ciliaten bisher; CIL. korr. = neue Methode nach der Korrektur; MZB = Makrozoobenthos (ohne Gusen und Feldaist); AL = Alm; TR = Traun; AG = Ager; MA = Mattig; VO = Vöckla; KR = Krems; AS = Aschach; AN = Antiesen; PR = Pram; FE = Feldaist; GU = Gusen

Tab. 1: Korrelationskoeffizienten nach PEARSON zwischen den Bestimmungen der Gewässergüte mittels Kieselalgen (KA; n=11; nach KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1986), Makrozoobenthos (MZB; n=9), Ciliaten bisher (CILIATEN; n=11), der neuen Methode (CIL. korr.; n=11) und der relativen Immissionsbelastung (rel. Imm.; n=11; siehe Ziff. 3). Mittelwerte von 11 oberösterreichischen Fließgewässern

Korrelationsmatrix der Güteinstufungen

	rel. Imm.	KA	MZB	CILIATEN	CIL. korr.
rel. Imm.	1,00				
KA	0,58	1,00			
MZB	0,70	0,89	1,00		
CILIATEN	0,58	0,13	0,27	1,00	
CIL. korr.	0,92	0,62	0,82	0,58	1,00

2 Methodik

Probenahme und Untersuchungsmethoden für Ciliaten wurden von FOISSNER & al. (1991) dargestellt. Die Bestimmung und Einstufung der Taxa erfolgte nach FOISSNER & al. (1991, 1992a, 1994); die Einstufung der in diesen Revisionen noch nicht bearbeiteten Arten nach FOISSNER (1988). Details für die Abundanzschätzung werden hier genauer herausgearbeitet.

Es wird nur auf die "Direkte Sammelmethode" Bezug genommen. Methodische Probleme speziell bei Aufsammlung mit "Fremdsubstraten" wie Laubbeuteln, Schwämmen oder Objektträgern sind in FOISSNER & al. (1992b) diskutiert.

3 Untersuchungsgebiet und Begleituntersuchungen

Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen des Biologischen Untersuchungsprogrammes (BUP) der Unterabteilung Gewässerschutz des Amtes der oberösterreichischen Landesregierung. Die Untersuchung der Ciliaten erfolgte an 143 Probestellen in 22 Flüssen im Zeitraum zwischen 2.12.1991 und 19.5.1994. Für die meisten Probestellen standen Ergebnisse chemischer, bakteriologischer (11 Flüsse) und saprobiologischer Untersuchungen auf Basis des Makrozoobenthos ($n = 115$; 17 Flüsse) und der Kieselalgen ($n = 115$; 17 Flüsse) zu Vergleichszwecken zur Verfügung (AOÖLR 1992, 1993a,b,c, 1994; BLATTERER 1994; Tab. 1).

Die relative Immissionsbelastung stellt ein Maß für die Belastung der Flüsse dar. Die Berechnung erfolgt durch die Reihung der 11 Flüsse untereinander (Abb. 1). Für die Reihung wurden die Meßwerte einer Jahresreihe ($n = 17$; jeweils mündungsnächste Probestelle) folgender Parameter herangezogen: $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, DOC, ges. P, FC (Faekalcoliforme Bakterien/100ml) und KZ 22 (Kolonienzahl bei 22 °C/ml). Die höchste Wertekombination wird dem stärksten belasteten Fluß zugeordnet und entspricht einer relativen Immissionsbelastung von 100 %. Die relative Immissionsbelastung der anderen Flüsse errechnet sich aus der relativen Abnahme gegenüber diesem Maximalwert.

4 Ergebnisse

4.1 Vorgangsweise an der Probestelle

Bei der Aufsammlung von Phytal (submerse Wasserpflanzen, Moose, Algenpolster), Fallaub oder Feinwurzeln wird das Gefäß (etwa 500 ml) etwa zu 3/4 mit Material gefüllt und soviel Wasser zugegeben, daß man im Laboratorium bequem ein Deckglas auflegen kann. Das Material wird nicht ausgequetscht.

Das Feinsediment (Psammal, Pelal) wird mit einem Suppenöffel vorsichtig abgeschöpft (1-3 cm tief) und sollte das Probegefäß etwa zur Hälfte füllen. Wenn vorhanden, werden detritusreiche, von Kieselalgen oder Bakterien bedeckte Sedimente (Schlamm) bevorzugt. Faulschlamm wird separat mit dem Probengefäß geschöpft. Vorsicht bei Mischproben (siehe Ziff. 4.4 zur Probenahme)!

Der Bewuchs von der Ober- und Unterseite von 3-5 Steinen mit jeweils etwa 10-20 cm Länge wird abgebürstet (z. B. Zahnbürste) oder abgeschabt und mit etwas Wasser ins Probegefäß gespült (bis etwa 3/4 voll). Gelegentlich bieten sich auch andere Substrate (z. B. Glasflaschen, Ziegel, Holzstücke) an. Stehen nur kleinere Steine zur Verfügung, erhöht man die Anzahl entsprechend.

Ebenfalls vor Ort wird der relative Anteil der jeweils getrennt besammelten Habitate ("Mikrolebensräume") geschätzt. Das ist wichtig, weil später die Abundanzschätzungen der Ciliaten auf den gesamten Flußquerschnitt bezogen werden. Das heißt, die Individuen eines Habitats werden nach dem Anteil dieses Habitats an der Gesamtfläche des Gewässers berücksichtigt (BREITIG & TÜMPLING 1982). Falls die Probenahme nicht durch den Untersucher selbst erfolgt, muß der Probenehmer entsprechend instruiert werden.

Seltener Habitate können gemäß ihrem prozentualen Anteil am Gewässergrund als Mischprobe in einem eigenen Gefäß gesammelt werden. Zum Beispiel 10 % Periphyton und 5 % Laub an einer Probestelle entsprechen 2/3 Periphyton und 1/3 Laub in diesem Probengefäß, welches insgesamt mit 15 % für die Gesamtschätzung der Organismen-Abundanz berücksichtigt wird (siehe Ziff. 4.4).

4.2 Vorgangsweise im Laboratorium

Die Proben werden gekühlt ins Laboratorium gebracht und noch am gleichen Tag bearbeitet. Untersucht wird je Probegefäß jeweils ein Deckglas von etwa 800 mm² Größe (z. B. 20x40 mm). Es wird mindestens 30 Minuten vor der Untersuchung auf die Wasseroberfläche gelegt und kann stellenweise mit dem Material (Laub, Wasserpflanzen) in Berührung kommen. Das Deckglas wird mit einer Pinzette waagrecht abgehoben, ein sich eventuell bildender Tropfen nicht abgestreift. Die Abundanzschätzungen beruhen auf einer ausgezählten Fläche von 400 mm² (halbe Deckglasfläche). Je Gefäß (etwa 500 ml, etwa 3/4 voll) werden noch 2-4 Tropfen (etwa 1 ml) Sediment untersucht, um auch jene Arten zu erfassen, die nicht auf das Deckglas wandern. Diese Individuen werden bei der Gesamtzählung mitberücksichtigt. Bei der Entnahme mit der Pipette achte man auf unterschiedliche Eindringtiefen. Die Abundanzwerte der Ciliaten, die von ihrer Größe abhängig sind, werden nach einer 6-stufigen Skala geschätzt (Tab. 2). Die oft fälschlich verwendeten Bezeichnungen "selten" und "häufig" werden durch die Begriffe der Abundanz ersetzt (FOISSNER & al. 1994 unter Bezug auf TISCHLER 1949 und SCHWEDTFEGGER 1975)

Beispiele für die Bestimmung des Abundanzwertes unter Berücksichtigung des Anteils der Habitate

Beispiel 1: Im Habitat Bewuchs kommen die Ciliaten-Arten A und B vor. Die Arten zählen zur Größenklasse I, ihre Abundanz beträgt etwa 1000 bzw. 100 Individuen je 400 mm² Deckglasfläche und etwa 1 ml Sediment. Da der Bewuchs nur 40 % der Substratfläche der Probestelle bedeckt, muß eine Reduktion der im mikroskopischen Präparat ermittelten Abundanzwerte erfolgen.

Bei einem Deckungsgrad von 40 % beträgt die Abundanz

für die Art A $1000 \times 40/100 = 400$ Individuen

für die Art B $100 \times 40/100 = 40$ Individuen

Dementsprechend müssen den beiden Arten folgende Abundanzwerte zugeordnet werden:

Art A = mehrfach ($h = 3$)

Art B = sehr spärlich ($h = 1$)

Beispiel 2: Die Art C (Größenklasse II) kommt in mehreren Habitaten vor. Im Feinsediment mit 40 Individuen, im Algenpolster mit 20 Individuen und im Fallaub mit 10 Individuen pro Schätzeinheit. Da der Feinsediment-Anteil 15 %, der Algenpolster-Anteil 30 % und der Fallaub-Anteil 10 % der Substratfläche an dieser Probestelle ausmacht, beträgt die Abundanz

für die Art C $40 \times 15/100 + 20 \times 30/100 + 10 \times 10/100 = 13$ Individuen

Dementsprechend muß folgender Abundanzwert zugeordnet werden:

Art C = spärlich ($h = 2$)

Beispiel 3: Findet man eine Art, die um $50 \mu\text{m}$ (z. B. *Glaucoma scintillans*) oder um $200 \mu\text{m}$ (z. B. der stark kontraktile *Litonotus cygnus*) groß ist, also 2 Größenklassen zugeordnet werden kann, so wird im Zweifelsfall der Abundanzwert der höheren Klasse zugeteilt. Beträgt der Häufigkeitsunterschied der möglichen Größenklassen in solchen Fällen mehr als eine Stufe (z. B. $h = 1$ bei Größenklasse I; $h = 3$ bei Größenklasse II), wird der Mittelwert ($h = 2$) verwendet (z. B. bei 21-50 Individuen einer Art von 40-55 μm Größe).

Bei koloniebildenden Ciliaten, etwa *Carchesium* oder *Epistylis*, werden die einzelnen Zooide gezählt, wobei die Größe ohne Stiel gemessen wird.

Tab. 2: Bestimmung des Abundanzwertes h im mikroskopischen Präparat (Deckglasmethode). Die Größenklassen der Organismen werden nach ihrer Längenausdehnung bestimmt.

Größenklasse		I (< 50 μm)	II (50-200 μm)	III (> 200 μm)
Abundanz	h	Individuen/400 $\text{mm}^2 + 1 \text{ ml}$ Sediment		
sehr spärlich	1	1-50	1-5	1
spärlich	2	51-200	6-20	2
mehrfach	3	200-1000	21-100	3-10
zahlreich	5	1000-3000	100-300	11-25
sehr zahlreich	7	3000-6000	300-600	26-50
massenhaft	9	> 6000	> 600	> 50

4.3 Bestimmung der Gewässergüteklasse einer Probestelle

Der Saprobienindex, der ausschließlich mit Ciliaten oder anderen Indikator-Gruppen (z. B. Makrozoobenthos) errechnet wird, reagiert im Bereich der Güteklassen II und II-III nur schwach auf Änderungen der organischen Belastung (Abb. 1). Im Bereich II-III und III werden alpha-mesosaprobe Leitarten noch durch das spärliche Auftreten ($h = 1$) einiger eher euryöker Formen überdeckt, was den Index drückt. Artenzahl und Abundanz der Ciliaten nehmen aber mit steigender Belastung bis Güteklasse III kontinuierlich zu (Abb. 2). Erst bei sehr starker Belastung zeigen sich drastische Veränderungen im Artenspektrum und im Saprobienindex. Das zeigt sich nicht nur bei der Gesamtauswertung an einer Probestelle, sondern fällt auch schon bei der Untersuchung der Teilproben auf (unveröffentlichte Beobachtungen an ausgezählten Proben).

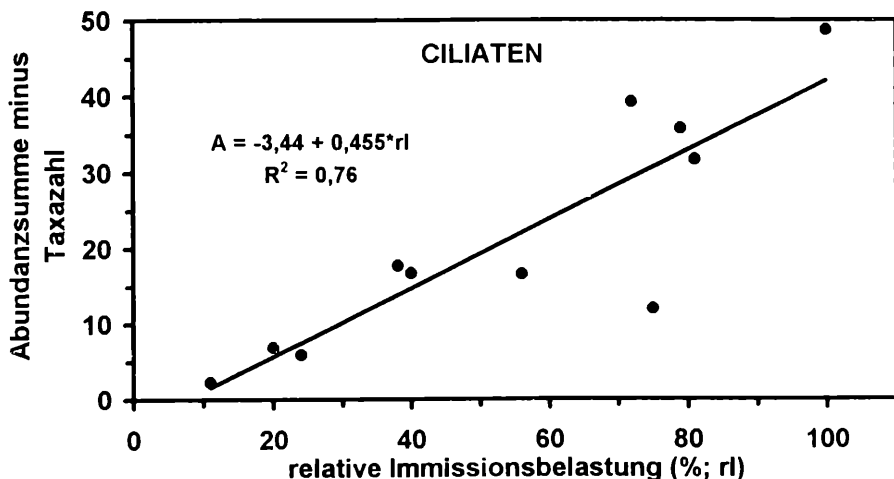


Abb. 2: Beziehung zwischen Abundanzsumme minus Taxazahl (A) und relativer Immissionsbelastung (ri) an 11 oberösterreichischen Fließgewässern (Mittelwerte; siehe Ziff. 3 und Abb. 1). R^2 = Bestimmtheitsmaß

Diese Erkenntnis ist zumindest für die Ciliaten nicht neu. SRAMEK-HUSEK (1956) schreibt beispielsweise: Die Oligosaprobität offenbarte sich nur quantitativ, d.h. durch eine ungewöhnlich kleine Anzahl von Individuen, wobei aber auch in oligosaprobischen Abschnitten vereinzelt betamesaprobe bis polysaprobe Ciliatenarten (besonders *Colpidium* und *Glaucoma*) gefunden worden sind. Er betont, daß für die oligosaprobe Zone zur Zeit keine hinreichend bewährten Indikatoren vorliegen und daß als hauptsächlichstes Merkmal dieser Zone einstweilen nur eine geringe Quantität bei gleichzeitig festgestellter physikalischer und chemischer Reinheit des Wassers anzunehmen ist.

Daher gilt für die hier vorgestellte Korrektur des Saprobienindex folgender Ansatz: Je geringer der Unterschied zwischen Abundanzsumme (= Summe

aller geschätzten Abundanzwerte inklusive der nicht eingestuften Taxa) und der Taxazahl ist, desto mehr wird der Index nach unten (zur besseren Güteklasse hin) korrigiert, bei sehr hohen Unterschieden nach oben (Tab. 3). Die Formel "Abundanzsumme minus Taxazahl" wurde gewählt, um die Korrektur auch für Untersucher mit weniger guter Artenkenntnis anwendbar zu machen. Die Minus-Korrektur dient zur Behebung des gerichteten Fehlers (Drift) bei der auf Ciliaten beschränkten Verrechnung. Die Plus-Korrektur entspricht etwa dem Auftreten bereits makroskopisch deutlich erkennbarer Protozoen-Rassen der Güteklasse III. Dadurch werden die mit dem Abundanzwert $h = 1$ vorkommenden Arten weniger stark gewichtet. Dies erscheint ökologisch sinnvoll, da solche "Irrläufer" sich oft in speziellen Habitaten befinden, die für die Gesamtsituation des Gewässers nicht repräsentativ sind, aber den Index gerade im Übergangsbereich zwischen Güteklasse II-III und III etwas drücken. Bedient man sich zusätzlich einer Skala wie der relativen Immissionsbelastung (Abb. 2), dann korreliert der neue Index noch dazu recht gut. Allerdings erfolgt die Korrektur nicht so sehr aufgrund der Belastungsskala. Vielmehr fließen jetzt die niedrigeren Abundanzwerte bei geringerer Belastung mit ein. Sie wurden bisher bei der Berechnung nur mit Ciliaten mehr oder weniger ignoriert und viel zu wenig berücksichtigt.

Aus der Gesamtartenliste wird der Saprobienindex nach ZELINKA & MARVAN (1961) errechnet und mit Hilfe von Tab. 3 korrigiert. Es ergibt sich Güteklasse I, I-II, II, II-II, III, III-IV oder IV, wobei die in Tab. 4 angegebenen Grenzen gelten. Der so korrigierte Wert stimmt meist gut mit der Definition der Güteklassen überein (LIEBMANN 1951, MAUCH 1976, BOG 1991; FOISSNER & al. 1994). Für die Güteklasse I (sehr gering belastete Gletscherabflüsse oder Quellbäche) liegen keine Beobachtungen vor. Sehr wahrscheinlich werden dort

Tab. 3: Korrekturfaktoren für den mit Ciliaten ermittelten Saprobienindex bezogen auf Abundanzsumme minus Taxazahl

Abundanzsumme minus Taxazahl	Korrekturfaktor	Abundanzsumme minus Taxazahl	Korrekturfaktor
0-1	-1,0	12-13	-0,4
2-3	-0,9	14-15	-0,3
4-5	-0,8	16-17	-0,2
6-7	-0,7	18-19	-0,1
8-9	-0,6	20-30	+/- 0
10-11	-0,5	>30	0,1

Tab. 4: Zuteilung des korrigierten Saprobienindex der Ciliaten zu den Güteklassen (LIEB-MANN 1951; MOOG 1991; ÖNORM-Entwurf [M6232])

Saprobitätsindex	Güteklasse	Saprobitätsindex	Güteklasse
<1,25	I	2,76-3,25	III
1,25-1,75	I-II	3,26-3,75	III-IV
1,76-2,25	II	>3,75	IV
2,26-2,75	II-III		

bei Ciliaten-Untersuchungen nur sehr wenige Individuen gefunden, bakterienreiche Mikrohabitate wie Laub- oder Nadelbänke ausgenommen. Für Güteklassen schlechter als III liegen nur wenige Daten vor. Es traten zwar weniger Arten auf, aber die Individuenzahlen der verschmutzungstoleranten Arten stieg soweit an, daß keine Korrekturen zu besseren Güteklassen (Tab. 3) notwendig waren. Von einer Berechnung des Index mit weniger als 10 eingestuft Taxa soll Abstand genommen werden.

Beispiel für die Korrektur des auf der Basis der Ciliaten-Zönose errechneten Saprobienindex und Zuordnung zur Güteklasse

An einer Probestelle treten 46 Ciliatenarten auf, die Abundanzsumme ist 56 und der Saprobienindex nach ZELINKA & MARVAN beträgt 2,6. Abundanzsumme minus Taxazahl (56-46) ergibt 10. Daher muß der Index um 0,5 (Tab. 3) auf 2,1 korrigiert werden. Nach Tab. 4 (Klassengrenzen 1,76-2,25) wird das Gewässer der Güteklasse II zugeordnet.

Aus folgenden Gründen kann es zu einer Verfälschung des Ergebnisses kommen: starkes Hochwasser, Schwallbetrieb von Kraftwerksanlagen, Grundeis, Eisstoß, toxische Einflüsse. Unter Berücksichtigung von z. B. hydrologischen Daten sollte es dem Beobachter jedoch möglich sein, abweichende Ergebnisse richtig zu interpretieren (Abb. 2). Die Einstellung einer "belastungsadäquaten" Ciliaten-Gemeinschaft nach einer Störung ist nicht unbedingt an Niedrigwasser gebunden; die Erholungsphase ist meist nach etwa 2 Wochen abgeschlossen.

4.4 Praktische Hinweise zur Probennahme

Ständig umgelagertes Sediment, wie Kies und Sand (Übergangs-Habitate zwischen Feinsediment und Bewuchs auf Steinen) sind kaum bewachsen und in der Regel wenig mit Ciliaten besiedelt (SCHÖNBORN 1992; eigene Beobachtungen).

Bei einer Gesamt-Mischprobe sollten alle Habitate nach dem prozentualen Deckungsgrad im Flußbett gesammelt werden (z. B. Bewuchs 50 %, Sediment

30 %, Makrophyten und Moose 15 %, Laub 5 %). Es ist jedoch schwierig, das richtige Mischungsverhältnis für das kleine Probengefäß zu finden. Durch Giftwirkung zerstörter Algen oder Schwefelwasserstoff aus dem Sediment verschmutzter Stellen kann es leichter zum Probenverlust oder zu Fehlinterpretationen kommen als bei getrennter Besammlung.

So hat sich gezeigt, daß man an *Hydrurus*-reichen Probestellen in abgeschabten Proben oft nur mehr die Leichen großer, vor allem peritricher Ciliaten findet. Aber auch von anderen zerstörten Aufwuchsorganismen dürften für Ciliaten giftige Substanzen freigesetzt werden. Daher ist bei Mischproben Vorsicht geboten. Mehr lebende Ciliaten bekommt man in diesen Fällen, wenn einige kleine, gut bewachsene Steine ins Gefäß gelegt werden. Dennoch erhält man meist nur wenige Arten in geringer Abundanz, da Ciliaten in unbelasteten Gewässern in der Regel sehr spärlich vorkommen.

4.5 Praktische Hinweise zur Probenaufarbeitung

Es soll hier erwähnt werden, daß selbst erfahrene Bearbeiter beim Schätzen der Abundanz sogar ohne Kenntnis der Größenklassen-abhängigen Schätzung mehr oder weniger größenbezogene Abundanzwerte zuteilen, da kleinere Arten weniger auffallen. BOCK & SCHEUBEL (1979) schätzen Individuen je 100 Sehfelder (200 mm²), machen allerdings keine Angaben zum Probenvolumen! Als brauchbare Schätzfläche bei 500 ml-Gefäßen erwies sich 400 mm². Die in etwa 1 ml des "Sedimentes" jedes Probengefäßes vorkommenden Individuen werden bei der Gesamtzählung mitberücksichtigt. Die ebenfalls größenbezogene (Deckungsgrad) Abundanzschätzung nach MAUCH & WITTLING (1994) erwies sich für Ciliaten (Benthosproben) als weniger gut geeignet.

Neben den aufgelegten Deckgläsern ist in den Gefäßen oft nur mehr die Schlamm-Wasser-Kontaktzone der Feinsediment-Probe ertragreich an Ciliaten. In der Regel erbeutet man in den tieferen Zonen der anderen Teilproben nur wenige Exemplare, die für die Gesamtschätzung kaum ins Gewicht fallen.

Eine Gesamtartenliste mit Angabe der saprobiellen Einstufung und der geschätzten Abundanz der einzelnen Arten reicht für die Bestimmung der Güteklasse aus. Eine vorbereitete (Computer)Liste mit den häufigsten Arten, in die nur noch seltene Arten und die Abundanzwerte nachgetragen werden müssen, ist zeitsparend. Dabei kann sehr leicht für jedes Probengefäß eine eigene Spalte erstellt werden, was bei einer späteren computergestützten Auswertung vermutlich interessante ökologische Daten liefert. So könnte man eventuell nach Verarbeitung umfangreicher Daten die Aussagekraft von Teilproben verbessern.

4.6 Zeitaufwand

Der Zeitaufwand für die Besammlung einer Probestelle mit 3-4 Teilproben (Gefäßen) liegt bei 20-40 Minuten vor Ort und etwa 2-3 Stunden im Labor. Die Untersuchung von artenreichen Proben und Datendokumentation mit Video, Fotos oder Fixierung dauern entsprechend länger.

Bei Wiederholungsuntersuchungen oder für die überblicksmäßige Gütebestimmung kann durchaus auch nur eine repräsentative Mischprobe pro Probestelle herangezogen werden. Diese Methode ist zwar weniger zeitaufwendig, verliert jedoch an Genauigkeit. Daher soll vor allem bei kritisch belasteten Gewässern (Übergang II und II-III) die Aufsammlung von mehreren Teilproben bevorzugt werden.

5 Diskussion

Die Kieselalgen sind nur bedingt Indikatoren für saprobiologische Vorgänge, weil sie Produzenten sind. Für sie ist hauptsächlich der Phosphor-Haushalt von Bedeutung. Der nur mit Kieselalgen errechnete Saprobienindex indiziert immer eine viel bessere Gewässergüte als der "wahre" (mit der gesamten Biozönose) Wert. Die Gewässergütebestimmung auf der Basis von Kieselalgen erfolgt daher nach der Differentialarten-Analyse von KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986; Tab. 1).

Bei vielen Makrozoobenthos-Arten ist nicht nur die Verschmutzung mit organisch leicht abbaubaren Substanzen ein Hauptfaktor für ihr Vorkommen, sondern auch die Verfügbarkeit von gelöstem Sauerstoff. Hohe Fließgeschwindigkeit und gute Belüftung z. B. über Gefällstufen und Schnellen begünstigen die Entwicklung von besser zeigenden Arten trotz hoher organischer Belastung. Dies zeigt sich einmal mehr sehr deutlich bei den meisten oberösterreichischen Flüssen, die überwiegend dem Rhithral zuzuordnen sind. Daher ist hier eine Zuordnung zu Güteklassen problematisch, die lediglich auf der Basis des Makroindex erfolgt (Abb. 1).

Zum Vergleich wurde an 143 Probestellen auch der Index nach PANTLE & BUCK (1955) für die Ciliaten berechnet. Der Index nach ZELINKA & MARVAN (1961) lag durchschnittlich nur um 0,01 höher als der nach PANTLE & BUCK (Maximum: +0,11; Minimum: -0,07). Demnach ist es für die Praxis in der Regel von geringer Bedeutung, bei welcher der beiden Formeln die Korrektur vorgenommen wird.

Mit der modifizierten Methode soll ein Instrument zur Verfügung gestellt werden, mit dem der mittels der Ciliaten ermittelte Saprobienindex kontinuierlich und nachvollziehbar korrigiert werden kann. Bisher behelft man sich mit einer verbalen Korrektur, die sich meist auf die persönliche Erfahrung des Bearbeiters (aufgrund des Ortsbefundes usw.) berief. Dies ist für Dritte jedoch nicht immer nachvollziehbar.

Ergebnis dieser Untersuchung ist eine fachlich begründete, gut abgesicherte und nachvollziehbare Aussage, ohne für die Einstufung die persönliche Erfahrung des Bearbeiters zu sehr ins Treffen führen zu müssen. Sie entspricht den Anforderungen, wie sie vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft für die Wassergüteehebungsverordnung (BMLF 1990) gestellt wird. Der korrigierte Index differenziert im Bereich der Güteklassen II und III wesentlich besser als der herkömmliche Index und das Makrozoobenthos (Abb. 1, Tab. 1). Damit ist es auch möglich, zeitliche und räumliche Güteunterschiede verlässlich zu erfassen.

Der Saprobienindex bedarf der Interpretation, d. h. kann nicht schematisch angewendet werden (MAUCH & al. 1985, FOISSNER & al. 1994). Keine errechnete Zahl nach dem Modus des Saprobienindex mit fließenden Übergängen zwischen den Güteklassen, kann einen komplexen biologischen Zustand hundertprozentig darstellen. In den oberösterreichischen Gewässerschutzberichten (AOÖLR 1992, 1993a,b,c, 1994) wird daher eine kombinierte Untersuchung und Verrechnung der Ciliaten, des Makrozoobenthos, der Kieselalgen und der Bakterien mit Offenlegung aller Daten (Artenlisten usw.) durchgeführt. Sie liefert unter Wahrung der Nachvollziehbarkeit eine fundierte Grundlage zur Feststellung der Gewässergüte.

Dank

Gedankt wird den Kollegen der Unterabteilung Gewässerschutz des Amtes der oberösterreichischen Landesregierung, Dr. Günter Müller, Dr. Peter Meisriemler, Dr. Peter Anderwald und Dr. Gustav Schay. Herrn Anderwald vor allem auch für die Hilfe bei der Datenverarbeitung. Zu besonderen Dank bin ich Prof. Wilhelm Foissner für Kritik und Verbesserungen des Manuskripts sowie für den Zugang zu seiner umfangreichen Literatursammlung verpflichtet. Für Diskussionen und Verbesserungen am Konzept danke ich Frau Mag. Aline Berthold, Dr. Bruno Ganner, Dr. Karl-Heinz Krainer, Dr. Wolfgang Petz und allen Biologen der Unterabteilung Gewässerschutz sowie Herrn Dr. Erik Mauch für sein Interesse und für Hinweise zur Terminologie.

Literatur

- AOÖLR, (1992) = AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (Hrsg.): Traun, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991. - GewässerschutzBer. 1/1992, 157 S., Linz.
- AOÖLR, (1993a) = AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (Hrsg.): Ager, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991/92. GewässerschutzBer. 2/1993, 147 S., Linz.
- AOÖLR, (1993b) = AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (Hrsg.): Vöckla, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991 - 93. - GewässerschutzBer. 3/1993, 56 S., Linz.
- AOÖLR, (1993c) = AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (Hrsg.): Alm, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991 - 93. Gewässerschutz-Ber. 4/1993, 54 S., Linz.
- AOÖLR, (1994) = AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (Hrsg.): Krems, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991 - 93. - Gewässerschutz-Ber. 5/1994, 69 S., Linz.
- BLATTERER, H. (1994): Die Ciliaten oberösterreichischer Fließgewässer mit besonderer Berücksichtigung der südlichen Inn-Zubringer.- Kataloge OÖ. Landesmus. N. F. 71: 149-163, Linz.
- BOCK, K. J. & J. B. SCHEUBEL (1979): Die biologische Messung der Wassergüte.- Naturwissenschaften 66: 505-512, Berlin.
- BREITIG, G. & W. v. TUMPLING (1982): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung. Band II: Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden.- 2. Aufl., 579 S., (G. Fischer) Jena.
- BUCK, H. (1971): Statistische Untersuchungen zur Saprobität und zum Leitwert verschiedener Organismen.- Münchener Beitr. Abwasser- Fisch- Flußbiol. 19: 14-44, München.
- BMLF (1990) = BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.), 1990: Richtlinie für die Feststellung der biologischen Gewässergüte von Fließgewässern, Bearbeitung: Bundesanstalt für Wassergüte, 32 S., Wien.
- COHN, F. (1875): Ueber den Brunnenfaden (*Crenothrix polyspora*) mit Bemerkungen über die mikroskopische Analyse des Brunnenwassers.- Beitr. Biol. Pflanzen 1: 108-131, Breslau.

- DIN 38410 Teil 2 (1990): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M); Bestimmung des Saprobienindex (M2), Berlin.
- FOISSNER, W. (1988): Taxonomic and nomenclatural revision of Sládeček's list of ciliates (Protozoa: Ciliophora) as indicators of water quality.- *Hydrobiologia* **166**: 1-64, Dordrecht.
- FOISSNER, W., H. BLATTERER, H. BERGER & F. KOHMANN (1991): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems - Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea.- Inform.-Ber. Bayer. Landesamt Wasserwirtschaft **1/91**, 478 S., München.
- FOISSNER, W., H. BERGER & F. KOHMANN (1992a): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems, Band II: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida.- Inform.-Ber. Bayer. Landesamt Wasserwirtschaft **5/92**, 502 S., München.
- FOISSNER, W., A. UNTERWEGER & T. HENSCHL (1992b): Comparison of direct stream bed and artificial substrate sampling of ciliates (Protozoa, Ciliophora) in a mesosaprobic river.- *Limnologia* **22**: 97-104, Jena.
- FOISSNER, W., H. BERGER & F. KOHMANN (1994): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems, Band III: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida.- Inform.-Ber. Bayer. Landesamt Wasserwirtschaft **1/94**, 548 S., München.
- HEUSS, K. (1986): Die Verfahren der biologischen Gewässerbeurteilung und ihre Auswertung.- Münchener Beitr. Abwasser- Fisch- Flußbiol. **40**: 86-116, München.
- KOLKOWITZ, R. & M. MARSSON (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung.- *Int. Rev. Hydrobiol.* **2**: 126-152, Berlin.
- KRAMMER, K. & H. LANGE-BERTALOT (1986): Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae.- In: Ettl, H., J. Gerloff, H. Heynig & D. Moltenhauer: Süßwasserflora von Mitteleuropa, **2**, 1: 1-876, Stuttgart.
- LIEBMANN, H. (1964): Handbuch der Frischwasser- und Abwasser-Biologie. Band I. Biologie des Trinkwassers, Badewassers, Fischwassers, Vorfluters und Abwassers.- 539 S., ~~588 S.~~ (Oldenbourg) München.
- LYNN, D. H. & G. L. GILRON (1992): A brief review of approaches using ciliated protists to assess aquatic ecosystem health.- *J. Aqu. Ecosyst. Health* **1**: 263-270, (Kluwer Academic Publishers) Dordrecht.
- MADONI, P. (1994): A sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis.- *Water Res.* **28**: 67-75, Oxford.
- MARTEN, M. & H. REUSCH (1992): Anmerkungen zur DIN "Saprobienindex" (38410 Teil 2) und Forderung alternativer Verfahren.- *Natur und Landschaft* **67**: 544-547, Köln.
- MAUCH, E. (1976): Leitformen der Saprobität.- *Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg* **21**, XLVII, 797 S., Frankfurt a. M.
- MAUCH, E., F. KOHMANN & W. SANZIN (1985): Biologische Gewässeranalyse in Bayern.- Inf.-Ber. Bayer. Landesamt Wasserwirtschaft **1/85**, 254 S., München.
- MAUCH, E. (1990): Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung der Gewässer.- *Wasser und Boden* **42**: 763-767, Hamburg.
- MAUCH, E. & T. WITTLING (1994): Abundanzschätzung bei der biologischen Gewässeranalyse - Möglichkeiten und Grenzen.- *Limnologia* **24**: 147-151, Jena.
- MEZ, C. (1898): Mikroskopische Wasseranalyse. Anleitung zur Untersuchung des Wassers mit besonderer Berücksichtigung von Trink- und Abwasser.- 624 S., (J. Springer) Berlin.
- MOOG, O. (1991): Biologische Parameter zum Bewerten der Gewässergüte von Fließgewässern.- *Landschaftswasserbau* **11**: 235-266, Wien.
- ÖNORM-Entwurf [M6232] (1994): Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern.- Wien.
- PANTLE, R. & H. BUCK (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse.- *Besondere Mitt. Deutsch. Gewässerkundl. Jb. (Gewässerkd. Tag Freiburg 1955)* **12**: 135-143, Koblenz.
- RUSTIGE, K. H. & R. MANNESMANN (1993): Die Verbreitung der Gammarus-Epizoen und ihre Bedeutung im Rahmen der Gewässeranalyse.- *Limnologia* **23**: 39-45, Jena.
- SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie.- 504 S. (G. Fischer) Jena, Stuttgart.

- SCHWERDTFEGGER, F. Ökologie Der Tiere. Ein Lehr- und Handbuch in drei Teilen. Band III. Synökologie.- 451 S. (Parey) Hamburg & Berlin.
- SLADECEK, V. (1973): System of water quality from the biological point of view.- Arch. Hydrobiol. Beih. 7: 1-218, Stuttgart.
- SRAMEK-HUSEK, R. (1956): Společenstva nálevníků z povodí Moravice a jejich vztahy k cistote vody (Die Ciliatengemeinschaften aus dem Flußgebiete von Moravice und ihre Beziehungen zur Wasserverunreinigung).- Vest. csl. zool. Spol. 20: 75-85 (Tschechisch mit deutscher Zusammenfassung).
- SRAMEK-HUSEK, R. (1958): Die Rolle der Ciliatanalyse bei der biologischen Kontrolle von Flußverunreinigungen.- Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol. 13: 636-645, Stuttgart.
- STÖSSEL, F. (1989): On the ecology of ciliates in riverwaters: The evaluation of water quality via ciliates and filamentous bacteria.- Aquatic Sci. 51: 235-248, Basel.
- TISCHLER, W. (1949): Grundzüge der terrestrischen Tierökologie.- 220 S., (Vieweg) Braunschweig.
- ZELINKA, M. & P. MARVAN (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer.- Arch. Hydrobiol. 57: 389-407, Stuttgart.
- ZIEMANN, H. (1985): Über die erforderliche Vielfalt von Indikatororganismen des Aufwuchses bei der Bestimmung des Saprobitätsgrades in Fließgewässern - ein Diskussionsbeitrag.- Acta hydrochim. hydrobiol. 13: 531-536, Berlin.

Anschrift des Verfassers : Mag. Hubert Blatterer, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Unterabteilung Gewässerschutz, Stockhofstraße 40, A-4021 Linz

Manuskripteingang: 20.01.1995