

Utilidade dos indicadores de qualidade das águas

Sérgio Roberto¹
Rubens M. de Abreu²

RESUMO A qualidade das águas pode ser medida através de variáveis físicas, químicas e biológicas, com o objetivo de detectar condições que possam prejudicar o aproveitamento deste recurso natural para os seus múltiplos usos. Os índices numéricos buscam facilitar a interpretação de listas mais ou menos extensas de variáveis ou indicadores.

O artigo enfatiza a conveniência de integrar as informações biológicas, de modo a ampliar o ângulo de visão sobre os ambientes aquáticos. Cada índice tem um significado próprio e, por isso, sua interpretação não pode prescindir dos dados que lhe servem de base, na mesma medida que a constatação de um efeito não descarta a necessidade de se investigar a sua origem.

Palavras-chave — Indicadores biológicos, índices numéricos, qualidade da água, monitoramento.

ABSTRACT The water quality can be measured through physical, chemical and biological variables whose aim is to detect conditions that may impair the utilization of this natural resource. The numerical indices try to make easy the interpretation of lists more or less extensive of variables or indicators. This paper emphasizes the convenience of integrating the biological informations to spread the angle of vision about the aquatic environment. Each index has its own meaning and, because of this, the data that serve as its base must not be forgotten, as also as the verification of an effect do not take out the necessity of investigating its origin.

Key words — Biological indices, numerical indices, water quality, monitoring.

1 — Introdução

A qualidade das águas pode ser medida através de variáveis (ou parâmetros) físicos, químicos e biológicos que buscam, de modo geral, detectar condições mais ou menos restritivas ao uso desse recurso essencial da natureza, seja pelo homem ou pelos outros seres presentes na biosfera.

Não se cogita, portanto, de verificar que virtudes a água deve ter para ser bom alimento, bom insumo industrial, bom suporte para a aqüicultura, assim por diante. Ninguém, por causa da sua pureza, se propõe a beber água destilada, enquanto a presença de flúor na água pode ser benéfica ou prejudicial, dependendo da concentração desse elemento.



Para o analista ambiental, talvez, a única substância cuja presença na água é sempre positiva é o oxigênio dissolvido necessário à respiração de seres vivos aquáticos. Os resultados medidos para as diversas variáveis de qualidade são necessariamente comparados com valores limites recomendados para os múltiplos usos, em geral estabelecidos na forma de padrões nacionais ou internacionais. No Brasil, a Resolução CONAMA 20/86 fixa ao redor de 70 padrões para águas doces, salobras e salinas. Os padrões para água de abastecimento (potável) foram reestudados pelo Ministério da Saúde e estão fixados na Portaria 36/GM/90.

Mas, tirante a aplicação rotineira de alguns padrões bacteriológicos, muitas informações hidrobiológicas deixam de ser coletadas e utilizadas de forma sistemática pelos técnicos multidisciplinares envolvidos no controle ambiental, apesar da sua utilidade.

As considerações deste artigo pretendem motivar me-

1. Biólogo da Cetesb

2. Engenheiro Civil e Mestre em Engenharia Ambiental da Cetesb

Tabela-1 Características Gerais de Saprobidade e Comparações dos Índices de Qualidade das Águas

Condições (Zonas)	Estrutura	Características do Ambiente	Faixas do Índice de Saprobidade	Faixas do Índice Biótico	Faixas do Índice de Diversidade	Faixas do Índice de Comparação Sequencial	Faixas do Índice de Qualidade das Águas IQ A (Cetesb)
Xenosapróbica (x)		Nascentes e riachos com águas limpas	0,00—0,50	8			100 — 80
Oligo-Sapróbica (o)		Riachos, córregos e lagos limpos, baixa produtividade para piscicultura	0,51—1,50		3	12	(ótima)
Beta-Mesosapróbica (B)		Rios, lagos e lagoas com qualidade razoável, boa produtividade para piscicultura	1,51—250	8 — 6			80 — 52 (Boa)
Alfa-Mesosapróbica (x)		Águas visivelmente poluídas, inadequadas para recreação	2,51—350		3 — 1	12 — 8	52 — 39 (Aceitável)
Polisapróbica (P)		Águas bem poluídas com condições microaeróbicas	3,51—4,50	6 — 4			37 — 20 (Imprópria)
Isosapróbica (i)		Águas em condições anóxicas	4,51—5,50	4 — 2			
Metasapróbica (m)		Águas com condições sépticas com formação H ₂ S	5,51—6,50		1	8	
Hipersapróbica (h)		Águas em condição de fermentação com produção de metano	6,51—7,50	2			20—0 (Péssima)
Ultrasapróbica (u)		Despejos industriais, sem vida vegetativa, mas com sobrevivência de esporos, cistos e organismos em estágio de dormência	7,51—8,50				

Observações B = Bactéria, Z = Zooplâncton e outros consumidores, P = Fitoplâncton e outros produtores, C = Ciliados, F = Flagelados sem cor, M = Algas e Flagelados (Mixotróficos), A = Abiótico

FONTES: (8, 12, 13, 15, 17)



Decompositores



Consumidores



Produtores

ces de qualidade das águas.

2 — Os Indicadores Biológicos

Usualmente, na avaliação da qualidade das águas através de análises biológicas, são empregados métodos baseados em princípios fisiológicos ou ecológicos, que foram desenvolvidos, adaptados e aperfeiçoados nas últimas décadas. (1)

Os métodos ecológicos partem do levantamento das comunidades presentes numa determinada estação do corpo d'água e, levando em conta a sua composição, inferem as condições ambientais prevaletentes, através da conveniente interpretação.

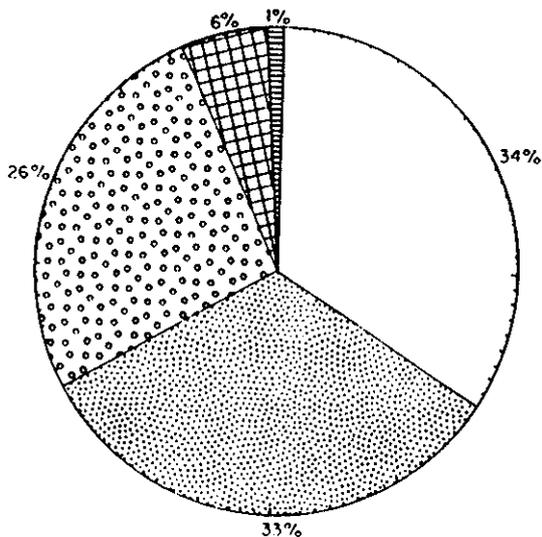
O primeiro estudo, visando relacionar o meio aquático com organismos que nele habitam, foi realizado no século XIX por Kolkwitz e Marsson, que desenvolveram uma metodologia fundamentada em um levantamento taxonômico, contendo um grande número de organismos aquáticos,

são denominadas alfa e beta mesosapróbica e oligosapróbica.

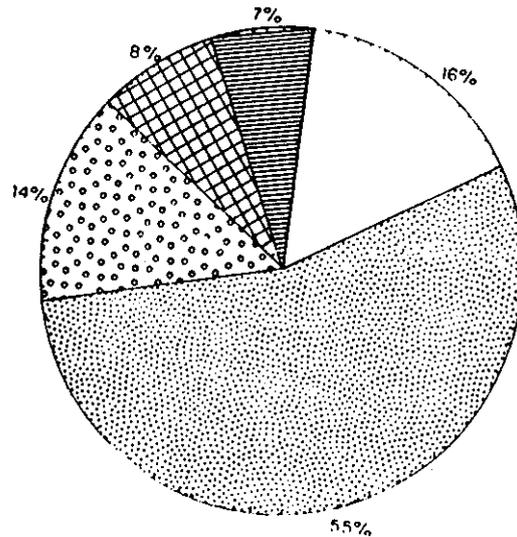
Amplamente utilizado pelos especialistas de países europeus, mas com restrita aceitação pelos limnologistas ingleses, americanos, japoneses e russos, este sistema vem sendo modernizado a partir da incorporação de pontos de vista da ecologia moderna (2).

Muitos autores como Liebmann Sládecek e Fjerdingsstad, entre outros, têm revisado e completado o sistema sapróbico, modificando a nomenclatura, a delimitação das zonas e mesmo a forma de interpretação, mantendo, porém, a idéia inicial de se empregar os organismos como indicadores de qualidade ambiental. (1,2,3,4)

Uma das alterações foi introduzida por Fjerdingsstad (1964, 1965, in Margalef, 1969), que reúne os organismos em três grupos, de acordo com a tolerância das espécies: os saprobiontes, exclusivos de águas muito poluídas; os saprófilos, geralmente presentes em águas poluídas, porém, mais ou menos indiferentes e encontrados também em outros ambientes; e os saproxenos, ausentes em meios poluídos. (2)



FRANÇA - 1976
(509 ESTAÇÕES)
BASE: ÍNDICE BIÓTICO



SÃO PAULO 1978
(74 ESTAÇÕES)
BASE: IQA - CETESB



Assim, pode-se dizer que as variáveis biológicas correspondem aos organismos indicadores da qualidade das águas, sejam eles componentes do plâncton (fito e zoo), do necton, do bentos e, mesmo, das bactérias.

A tabela 1 mostra as características gerais de saprobidade dos sistemas aquáticos, segundo a forma apresentada por Sládecek (12):

A aplicação de métodos fisiológicos, em geral, consiste na exposição de uma população de organismos a uma amostra de água ou a várias diluições desta. Como resultado, a qualidade da água pode ser caracterizada em função da intensidade do efeito adverso produzido na sobrevivência, crescimento e reprodução dos organismos. Exemplos desses métodos são os testes de toxicidade com microcrustáceos, peixes e algas. Como respostas desses testes podem-se considerar tanto a biodisponibilidade dos poluentes como também o efeito tóxico resultante de interações de vários agentes químicos presentes em um determinado ambiente.

Deve ser salientada, também, a importância dos métodos de avaliação indireta, que tomam por base o fato de que alguns organismos possuem a capacidade de armazenar (bioacumular) diversos poluentes, muitas vezes presentes na água ou sedimentos em baixas concentrações. Através de análises químicas de tecidos desses organismos pode-se, então, detectar a presença e a concentração dessas substâncias eventualmente nocivas a diversos organismos do ecossistema. (5,6)

Aliás, pode-se lançar mão de análises químicas, também, na avaliação indireta da biomassa vegetal e da pro-

ductividade primária de um sistema aquático, através da determinação de clorofila-a, feofitina-a, fosfatos, nitratos e outros. (7)

Ainda na Tabela 1, são apresentadas, numa comparação aproximada, as faixas de variação dos quatro índices biológicos e o respectivo grau de poluição com base no nível de saprobidade. Acrescentou-se o Índice de Qualidade das Águas (IQA), adaptado pela CETESB a partir de trabalhos de Deininger & Landwer, que é uma nota de 0 a 100, obtida por média ponderada de nove parâmetros de qualidade de água, ou seja: temperatura, pH, OD, DBO₅, coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais e turbidez. (15)

Neste ponto, é preciso enfatizar que os diversos índices não refletem exatamente as mesmas condições do ambiente e, portanto, cada qual possui um significado próprio em função das variáveis que lhe dão suporte e do ambiente específico (rio, lago, corpo d'água, sedimento).

Por outro lado, não se deve querer mais do que o índice pode fornecer. Na Tabela 1, a comparação prende-se ao traço comum entre eles, relativo ao grau de poluição que cada faixa representa.

Certamente as análises biológicas obtidas nas águas costeiras dos países andinos, com o objetivo de prever a ocorrência do fenômeno "El Niño", levam a um tratamento específico, com indicadores e, eventualmente, índices capazes de denunciar as alterações ambientais envolvidas. (9)

Cumprir observar que a Bélgica, a França e outros países da Europa utilizam na sua rede de monitoramento, além

das variáveis físico-químicas, os indicadores biológicos que lhes permitem apresentar, também, os índices biológicos da maioria de suas estações de amostragem. (10,12,13,16)

Como ilustração e um bom exercício de interpretação, a *Figura 1* mostra a distribuição global em %, dos níveis de qualidade das águas da França, em 1976, e de São Paulo, em 1978, tomando por base o Índice Biótico e o IQA (CETESB), respectivamente. (11)

3 — Os Índices de Qualidade das Águas

Claro está que a interpretação de um laudo de análise de comunidade planctônica, onde normalmente são listadas as espécies encontradas na amostra e a densidade dos organismos presentes no ambiente, exige conhecimento e experiência no trato com essas populações em suas interações com o seu biótopo.

Isso acontece, em certa medida, também com as variáveis físico-químicas, apesar da ajuda dos padrões de qualidade de água.

Na verdade, a dificuldade de interpretação de listagens taxonômicas, discriminando os nomes científicos de grupos, gêneros e espécies, pode ser contornada pela aplicação e devida explicação de índices numéricos. Destacam-se os Índices de Saprobidade com base em comunidades fito e zooplanctônica, o Índice de Diversidade, o Índice Biótico mais adequado às comunidades de caráter sedentário (bentos e perifiton). (6,8)

Cabe ressaltar que os diversos índices biológicos mencionados são, na verdade, variações do Índice de Diversidade. Este exige mais trabalho uma vez que requer identificação a nível de espécie, geralmente mais complexa, impossibilitando respostas de curto prazo, o que levou à criação de métodos alternativos mais expeditos.

As definições numéricas desses índices são:

Índice de Diversidade (d):

$$d = \frac{5}{1} (ni/n) \log_2 (ni/n)$$

onde: ni = número de organismos por categoria taxonômica

n = número total de organismos

Índice de Saprobidade (S)

$$S = \frac{s.h}{h}$$

onde s: grau de saprobidade da espécie obtida em tabela do método

h: frequência com que cada espécie ocorre (nº de organismos)

Índice de Comparação Sequencial (ICS)

Este método é baseado na seqüência em que se identificam, numa amostra, organismos semelhantes, com retiradas aleatórias (contagem) de até 50 indivíduos, calculando-se:

— para cada contagem

$$DI_1 = \frac{n^\circ \text{ de séries de organismos semelhantes retirados}}{\text{total de organismos}}$$

— para pelo menos duas contagens

$$DI_1 = \frac{\text{soma das } DI_1}{n^\circ \text{ de contagens}}$$

— O ICS será

$$ICS = DI_1 \times n^\circ \text{ de tipos de organismos (17)}$$

Índice Biótico (IB)

Este método leva em conta a identificação de até sete grupos faunísticos e o total de unidades sistemáticas (US) presente; numa tabela padronizada, reconhecido o grupo faunístico mais sensível, chega-se ao IB em função do número de US's presentes. (8)

4 — A Questão da Toxicidade

A avaliação da qualidade das águas deve ser planejada com objetivos bem determinados, que exigirão o emprego de metodologias e modos de operação os mais adequados. A OMS — Organização Mundial de Saúde — propõe três modos de operação: o *Monitoramento* (Monitoring) destinado basicamente à avaliação de resultados do controle da poluição e tendências, a *Vigilância* (Surveillance) que visa detectar variações de qualidade instantâneas e, finalmente, a *Investigação* (Survey) para estudos e pesquisas.

Assim, a vigilância exige obviamente grande rapidez de respostas, razão pela qual são normalmente utilizados biomonitoradores. Por este motivo, também, foram desenvolvidos instrumentos para medição automática e praticamente contínua de alguns parâmetros físico-químicos. Há quinze anos media-se apenas cinco parâmetros, hoje, algo mais.

Mas, quando existe incerteza quanto à causa da contaminação eventual, nada melhor do que utilizar o indicador biológico. A tecnologia neste campo tem avançado e já existem equipamentos capazes de detectar eventual anomalia em peixes e acionar um sistema de alarme.

A detecção de toxicidade em corpos d'água e despejos industriais ou urbanos tem merecido a atenção dos analistas ambientais e alguns métodos já foram adaptados e padronizados pela CETESB, especialmente os que usam bactérias e microcrustáceos em testes de toxicidade (aguda ou crônica) e, mesmo, de efeitos genotóxicos.

Normalmente, o parâmetro medido é a concentração efetiva, isto é, o nível de diluição, seja de uma substância (mg/l), seja de uma amostra d'água (% da amostra diluída com água pura), que produz um efeito adverso em determinada população, identificável em 50% dos organismos em certo tempo de exposição (24,48 ou 96 horas), segundo o método designado, por exemplo, por CE(I) 50,24 horas para *Daphnia similis*, onde (I) significa efeito adverso de imobilização e o resultado reflete toxicidade aguda. Tem-se ainda o CL 50 (concentração letal) e o NOEL (concentração que não afeta os organismos frente a uma exposição contínua) (14). Para bactérias, há diferenças quanto ao tempo de exposição-padrão (15, 30 ou mais minutos) e à verificação dos efeitos que podem ser perda de 50% da luz emitida (sistema Microtox-EC₅₀) ou perda de motilidade em 90% das bactérias (*S. volutans*-MEC₉₀), havendo uma compatibilidade de resultados.

Para uso em cálculos relativos a lançamentos poluidores, será melhor utilizar a unidade tóxica UT definida como o inverso da CE 50, CL 50, NOEL, EC₅₀ ou MEC₉₀.

$$\text{Assim: } UT = \frac{100}{CE\ 50} = \frac{V_a + V_p}{V_a} = \left(1 + \frac{V_p}{V_a}\right)$$

Onde: V = volume de água pura de diluição
V^p = volume da amostra em teste

Caso não seja necessária diluição (CE 50 = 100%), $V_p = 0$ e a toxicidade do efluente será $t = 1$ UT. Por sua vez, se CE 50 = 50%, então $V_p = V_a$ e a toxicidade será $t = 2$ UT. Portanto, não há que se falar em $t = 1$ UT para toxicidade medida em teste.

Entretanto, em razão da diferença entre os testes de toxicidade aguda e crônica e diferentes sensibilidades de organismos, um dos critérios (EPA — USA) preconizados para cálculo de lançamentos poluidores consiste em efetuar testes com três organismos diferentes e adotar o CE 50 menor (organismo mais sensível). Além disso, a toxicidade calculada resultante da diluição do efluente no corpo receptor deve ser $t_c = 1$ UT (crônica) ou $t_c = 0,3$ UT (aguda). (14)

Assim, por exemplo, para uma diluição de efluente em rio dada por:

$$d = \frac{Q_c}{Q_{7,10} + Q_c} = \frac{0,3}{5 + 0,3} = 0,057$$

onde: Q_c = vazão do efluente = $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$

$Q_{7,10}$ = vazão crítica do rio = $5 \text{ m}^3/\text{m}$

a toxicidade permissível do efluente para toxicidade crônica seria:

$$t_c = \frac{1 \text{ UT}}{0,057} = 18 \text{ UT's}$$

Isto é, seria permitida no efluente uma toxicidade crônica de 18 UT's ou um CE 50 = 5,5%. Para toxicidade aguda, a CE 50 do efluente deveria ser = 18,9%.

5 — Considerações finais

O diagnóstico da qualidade de um corpo d'água pode ser realizado com vários níveis de precisão, os quais devem adequar-se aos objetivos do trabalho, observando-se que o conhecimento mais completo requer a avaliação de variáveis físico-químicas, biológicas e toxicológicas, de uma forma integrada.

Além disso, as análises biológicas, quando aplicadas no diagnóstico da qualidade ambiental, têm nos índices numéricos de qualidade das águas uma função importante na interpretação. No entanto, o fato de cada índice ter seu significado próprio torna conveniente não descartar as variáveis ou indicadores que lhe servem de base.

No tocante aos testes de toxicidade, dispõe-se de um bom instrumental, que poderá ser utilizado em conjunto com outras informações, fornecendo subsídios ao sistema de controle ambiental. Cumpre lembrar que os dados disponíveis neste campo ainda são escassos, razão pela qual a integração e a troca de experiências serão de enorme valia.

Assim, os programas de controle de qualidade ambiental e de controle de efluentes devem contemplar, também, a avaliação de indicadores biológicos, particularmente os testes de toxicidade. O volume de dados levantados e divulgados permitirá aumentar o nível de conhecimento da tecnologia disponível e ampliar o ângulo de visão sobre os ambientes aquáticos.

Referências bibliográficas

- 1 — BRANCO, S.M. *Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária* 3ª ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB, 1986, 640 p.

- 2 — MARGALEF, R. *El concepto de polución en limnología y sus indicadores biológicos*. In: *Síposium sobre la polución de las águas*, Alicante, novembro, 1986, Ponencia nº 7. *Separata de Documentos de Investigación Hidrológica*, Suplemento científico de la revista "Água", Barcelona, 1969, nº 7, p. 105-133.
- 3 — PALMER, C.M. *Algal as biological indicators of pollution Trans. Seminar Water Pollut. Problems*, 1957, p. 60-69.
- 4 — ODUM, E.P. *Ecología*, México, Nueva Editorial Interamericana, 1972, 3ª ed. 639 p.
- 5 — STORER, T.I. et alii. *Zoologia Geral*, São Paulo, Companhia Editora Nacional, 1984, 816 p.
- 6 — WARREN, C. E. *Biological Indices*. In: *Biology and Water Pollution Control*, 1971, 434 p. (cap. 20, p. 322-348)
- 7 — CETESB, São Paulo, *Normalização Técnica — Saneamento Ambiental: determinações biológicas*. São Paulo, 1978 (Norma Técnica 06).
- 8 — JOHNSCHER-FORNASARO, G.; PALOMBO, S.R.K.; NAVAS-PEREIRA, D; & MARTINS, M.T. *Aplicação de índices biológicos numéricos para avaliação da qualidade ambiental* — p. 407-435. In: *Seminário Regional de Ecologia (Anais)*, UFSCAR, 1981, 436 p.
- 9 — URIBE, E. *Indicadores Biológicos en el fitoplácton marino*. *Rev. Biol. Mar.*, Valparaíso, 21 (1): 151, abr. 1985.
- 10 — BELGIE, Institut D'Hygiene et D'Epidemiologie. *Carte de la qualité biologique des cours d'eau en Belgique*. Bruxelles, 1979. 61 p.
- 11 — ABREU, R. M.; GUAZZELLI, M.R. *A Comparative Study of Inland Water Quality* — São Paulo (Brazil), France and England. IAWPRC — WAT. SCI. Tech. vol. 19, nº 09, 1987. p. 125-132.
- 12 — SLÁDECEK, V. *Stanovent Saprobního*. Indexu MLVH — Praha. 1976, 132 p.
- 13 — SLÁDECEK, V. *Continental systems for the assessment of river water quality*. In: *International Symposium of Biological Indicators of Water Quality*. New Castle Upon Tyne, Sept. 1978 — 1979. 31 pp.
- 14 — CEPIS, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria Y Ciencias Del Ambiente, Argentina. *Manual de Evaluación Y Manejo de Substancias Tóxicas en Águas Superficiales*, OMS, Sección 3, 1988, 3.1 — 3.A.I.4.
- 15 — CETESB, São Paulo, *Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo*. Relatório anual, São Paulo, 1986, 134 p.
- 16 — PALMER, C.M. *Algae and Water Pollution — An illustrated Manual on the Identification, Significance, and Control of Algae in: Water Supplies and in Polluted Water* — EPA Cincinnati, Ohio, 1977 — 81 p.
- 17 — ROBERTO, S. *Sistemas Ecológicos de Classificação das Águas*. Curso de Engenharia de Controle de Poluição, Universidade de Santa Cecília, Santos, 1986, 32 p.

