Apêndice D
Índices de Qualidade das Águas 2011

1. Índices de Qualidade das Águas

Os índices e indicadores ambientais nasceram como resultado da crescente preocupação social com os aspectos ambientais do desenvolvimento, processo que requer um número elevado de informações em graus de complexidade cada vez maiores. Por outro lado, os indicadores tornaram-se fundamentais no processo decisório das políticas públicas e no acompanhamento de seus efeitos. Esta dupla vertente apresenta-se como um desafio permanente de gerar indicadores e índices que tratem um número cada vez maior de informações, de forma sistemática e acessível, para os tomadores de decisão.

Nessa linha, a CETESB utiliza desde 1975, o Índice de Qualidade das Águas – IQA, com vistas a servir de informação básica de qualidade de água para o público em geral, bem como para o gerenciamento ambiental das 22 Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo.

As principais vantagens dos índices são as facilidades de comunicação com o público leigo, o status maior do que as variáveis isoladas e o fato de representar uma média de diversas variáveis em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade. No entanto, sua principal desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais e da sua interação. O índice, apesar de fornecer uma avaliação integrada, jamais substituirá uma avaliação detalhada da qualidade das águas de uma determinada bacia hidrográfica.

As variáveis de qualidade, que fazem parte do cálculo do IQA, refletem, principalmente, a contaminação dos corpos hídricos ocasionada pelo lançamento de esgotos domésticos. É importante também salientar que este índice foi desenvolvido para avaliar a qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para o abastecimento público, considerando aspectos relativos ao tratamento dessas águas.

A crescente urbanização e industrialização de algumas regiões do Estado de São Paulo têm como conseqüência um maior comprometimento da qualidade das águas dos rios e reservatórios, devido, principalmente, à maior complexidade de poluentes que estão sendo lançados no meio ambiente e à deficiência do sistema de coleta e tratamento dos esgotos gerados pela população. Sendo assim, a qualidade da água obtida através do IQA apresenta algumas limitações, entre elas a de considerar apenas a sua utilização para o abastecimento público. Além disso, mesmo considerando-se esse fim específico, o índice não contempla outras variáveis, tais como: metais pesados, compostos orgânicos com potencial mutagênico, substâncias que afetam as propriedades organolépticas da água, número de células de cianobactérias e o potencial de formação de trihalometanos das águas de um manancial.

Tanto na Legislação Estadual (Decreto Estadual 8468/76) quanto na Federal (Resolução Conama 357/05), está estabelecido que os usos preponderantes do recurso hídrico são, dentre outros:

- Abastecimento público;
- Preservação do equilíbrio das comunidades aquáticas.

Desde 2002, a CETESB utiliza índices específicos para cada uso do recurso hídrico: IAP – Índice de Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público e o IVA – Índice de Preservação da Vida Aquática.

O IAP, comparado com o IQA, é um índice mais fidedigno da qualidade da água bruta a ser captada, que após tratamento, será distribuída para a população. Do mesmo modo, o IVA foi considerado um indicador mais adequado da qualidade da água visando a proteção da vida aquática, por incorporar, com ponderação mais significativa, variáveis mais representativas, especialmente a toxicidade e a eutrofização. Observou-se, ainda, que ambos os índices poderão ser aprimorados com o tempo, com a supressão ou inclusão de variáveis de interesse.

Para refletir a qualidade das águas para seus múltiplos usos, tem-se, ainda o índice de Balneabilidade, que avalia as condições da água para fins de recreação de contato primário.

Assim, a avaliação da qualidade das águas é composta pelos Índices:

- Qualidade de Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP);
- Preservação da Vida Aquática (IVA);
- Balneabilidade (IB).

2. IQA – Índice de Qualidade das Águas

A partir de um estudo realizado em 1970 pela "National Sanitation Foundation" dos Estados Unidos, a CETESB adaptou e desenvolveu o IQA – Índice de Qualidade das Águas que incorpora nove variáveis consideradas relevantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para abastecimento público.

A criação do IQA baseou-se numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram as variáveis a serem avaliadas, o peso relativo e a condição com que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores "rating". Das 35 variáveis indicadoras de qualidade de água inicialmente propostos, somente nove foram selecionados. Para estes, a critério de cada profissional, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro. Estas curvas de variação, sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente, são apresentados na figura 1.

O IQA é calculado pelo produtório ponderado das qualidades de água correspondentes às variáveis que integram o índice.

A seguinte fórmula é utilizada:

$$IQA = \prod_{i=1}^{n} q_i^{w_i}$$

onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva "curva média de variação de qualidade", em função de sua concentração ou medida e,

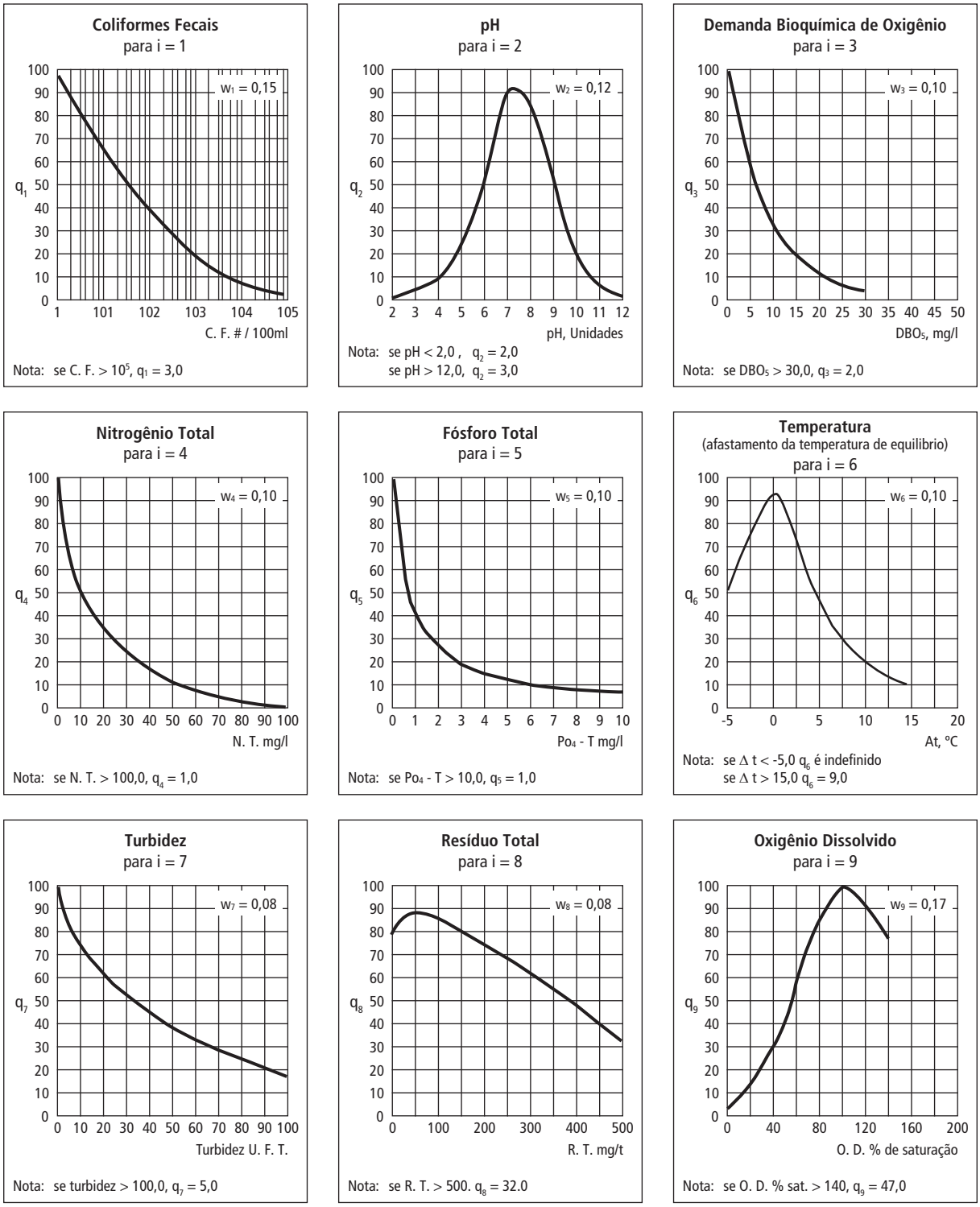
wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^{n} W_i = 1$$

em que:

n: número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Figura 1 – Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas.



No caso de não se dispor do valor de alguma das nove variáveis, o cálculo do IQA é inviabilizado.

A partir do cálculo efetuado, pode-se determinar a qualidade das águas brutas, que é indicada pelo IQA, variando numa escala de 0 a 100, representatado na tabela 1.

Tabela 1 – Classificação do IQA

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	79 < IQA ≤ 100
BOA	51 < IQA ≤ 79
REGULAR	36 < IQA ≤ 51
RUIM	19 < IQA ≤ 36
PÉSSIMA	IQA ≤ 19

3. IAP - Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público

Este índice é calculado nos pontos de amostragem dos rios e reservatórios que são utilizados para o abastecimento público.

O IAP é o produto da ponderação dos resultados atuais do IQA (Índice de Qualidade de Águas) e do ISTO (Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas), que é composto pelo grupo de substâncias que afetam a qualidade organoléptica da água, bem como de substâncias tóxicas. Assim, o índice será composto por três grupos principais de variáveis:

IQA - grupo de variáveis básicas (Temperatura da Água, pH, Oxigênio Dissolvido, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Coliformes Termotolerantes, Nitrogênio Total, Fósforo Total, Resíduo Total e Turbidez);

ISTO - a) Variáveis que indicam a presença de substâncias tóxicas (Potencial de Formação de Trihalometanos - PFTHM, Número de Células de Cianobactérias, Cádmio, Chumbo, Cromo Total, Mercúrio e Níquel);

b) Grupo de variáveis que afetam a qualidade organoléptica (Ferro, Manganês, Alumínio, Cobre e Zinco).

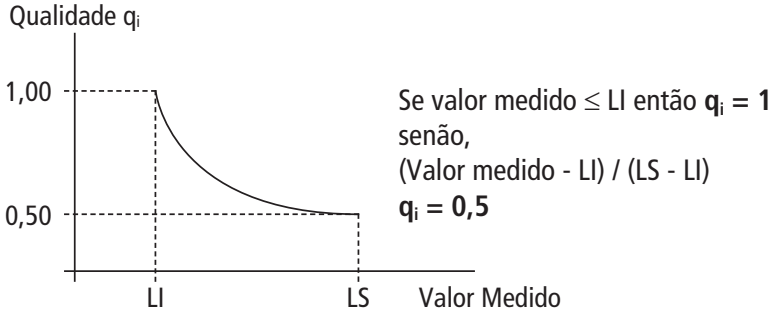
ISTO – Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas

As variáveis que indicam a presença de substâncias tóxicas e que afetam a qualidade organoléptica são agrupadas de maneira a fornecer o Índice de Substâncias Tóxicas e Organoléptica (ISTO), utilizado para determinar o IAP, a partir do IQA original.

Para cada parâmetro incluído no ISTO são estabelecidas curvas de qualidade que atribuem ponderações variando de 0 a 1.

As curvas de qualidade, representadas através das variáveis potencial de formação de trihalometanos e metais, foram construídas utilizando-se dois níveis de qualidade (qi), que associam os valores numéricos 1.0 e 0.5, respectivamente, ao limite inferior (LI) e ao limite superior (LS). A figura 2 mostra a curva de qualidade padrão para as variáveis incluídas no ISTO, com exceção feita às variáveis teste de Ames e número de célula de cianobactérias.

Figura 2 – Curva de qualidade padrão para as variáveis incluídas no ISTO.



As faixas de variação de qualidade (q_i), que são atribuídas aos valores medidos para o potencial de formação de trihalometanos, para os metais que compõem o ISTO, refletem as seguintes condições de qualidade da água bruta destinada ao abastecimento público:

Valor medido ≤ LI: águas adequadas para o consumo humano. Atendem aos padrões de potabilidade da Portaria 518/04 do Ministério da Saúde em relação às variáveis avaliadas.

LI < Valor medido ≤ LS: águas adequadas para tratamento convencional ou avançado. Atendem aos padrões de qualidade da classe 3 da Resolução Conama 357/05 em relação às variáveis determinadas.

Valor medido > LS: águas que não devem ser submetidas apenas a tratamento convencional. Não atendem aos padrões de qualidade da classe 3 da Resolução Conama 357/05 em relação às variáveis avaliadas.

Desta forma, o limite inferior para cada uma dessas variáveis foi considerado como sendo os padrões de potabilidade estabelecidos na Portaria 518/04 do Ministério da Saúde e para o limite superior foram considerados os padrões de qualidade de água doce Classe 3 da CONAMA 357/05.

Note que para o **Cromo** a CONAMA 357/05 estabelece um padrão de qualidade igual ao padrão de potabilidade da Portaria 518/04 (0,05 mg/L), portanto optou-se por adotar um nível de concentração para o limite superior que fosse passível de ser removido por meio de tratamento convencional. De acordo com o Drinking Water and Health, 1977, o Cromo possui uma taxa de remoção no tratamento convencional variando de 0 a 30%. Aplicando-se uma taxa de remoção média de 15% ao limite inferior, obtém-se um limite superior de 0,059 mg/L.

O **Zinco** também possui um padrão de potabilidade igual ao padrão de qualidade CONAMA 357/05 (5,0 mg/L), também optou-se por adotar um nível de concentração para o limite superior que fosse passível de ser removido por meio de tratamento convencional. Da mesma forma que o Cromo, o Drinking Water and Health, 1977, estabelece uma taxa de remoção no tratamento convencional variando de 0 a 30%. Aplicando-se a taxa média de remoção de 15% ao limite inferior, obtém-se um limite superior de 5,9 mg/L.

Para estabelecer o limite superior do Cobre, utilizou-se uma taxa de remoção de 75% e para o alumínio, uma taxa de 90%.

Com relação ao **Níquel** não existe padrão de potabilidade na Portaria 518/04, sendo utilizado como referência a Organização Mundial da Saúde, que estabelece um valor de 0,02 mg/L.

No caso do **potencial de formação de THM**, foi estabelecida uma equação de regressão linear entre as variáveis potencial de formação de THM na água bruta e, trihalometanos na água tratada, para isso foram utilizados valores médios de 1997 a 2002, de ambas as variáveis, considerando os mananciais do Guarapiranga, Rio Grande, Cantareira, Baixo Cotia, Alto Cotia e Alto Tietê.

Tanto o limite superior quanto o inferior, foram obtidos por meio desta equação. O limite superior do potencial foi estimado para a concentração de THM da Portaria 1469, de 100 µg/L, enquanto que o inferior, foi estimado a partir do nível de THM estabelecido na legislação norte americana, de 80 µg/L. O limite superior do potencial de formação de THMs forneceu um valor de 461 µg/L e o inferior de 373 µg/L.

Na Tabela 2 são relacionados os limites inferiores e superiores adotados para os metais e o potencial de formação de trihalometanos.

Tabela 2 – Limites Superiores e Inferiores dos metais e PFTHM

Grupo	Variáveis	Unidade	Limite Inferior	Limite Superior
Tóxicos	Cádmio	mg/L	0,005	0,01
	Chumbo	Mg/L	0,01	0,033
	Cromo Total	mg/L	0,05	0,059
	Níquel	mg/L	0,02	0,025
	Mercúrio	mg/L	0,001	0,002
	PFTHM	µg/L	373	461
Organolépticos	Alumínio	mg/L	0,2	2
	Cobre	mg/L	2	8
	Ferro	mg/L	0,3	5
	Manganês	mg/L	0,1	0,5
	Zinco	mg/L	5	5,9

Em ambientes lênticos, uma característica importante da qualidade da água para fins de abastecimento público, é a participação da componente biológica (algas). Até 2005, o IAP apresentava essa deficiência de não contemplar, diretamente, essa variável específica na sua avaliação.

Com o suporte das novas legislações – Portaria 518/04 do Ministério da Saúde e Resolução Conama 357/05, que estabeleceram padrões de qualidade para o Número de Células de Cianobactérias, decidiu-se pela inclusão dessa variável no grupo do ISTO.

Vários gêneros e espécies de cianobactérias, que formam florações, produzem toxinas. As toxinas de cianobactérias, conhecidas como cianotoxinas, constituem uma grande fonte de produtos naturais tóxicos, podendo ter ação aguda e eventualmente até causar a morte por parada respiratória após poucos minutos de exposição (alcalóides ou organofosforados neurotóxicos) ou atuar de forma crônica, acumulando-se em órgãos como o fígado (peptídeos ou alcalóides hepatotóxicos) (Azevedo, 1998).

A tabela 3 estipula a taxação adotada para o número de células de cianobactérias, que foi baseada nessas legislações e nos dados existentes da rede de monitoramento da CETESB, desde 2002.

Tabela 3 – Faixas de número de células de cianobactérias e a respectiva taxação para o cálculo do ISTO.

Níveis	Taxação (q_{NCC})
Nº. de células ≤ 20.000	1,00
20.000 < Nº. de células ≤ 50.000	0,80
50.000 < Nº. de células ≤ 100.000	0,70
100.000 < Nº. de células ≤ 200.000	0,60
200.000 < Nº. de células ≤ 500.000	0,50
Nº. de células > 500.000	0,35

Nos pontos de amostragem, situados em ambientes lênticos e utilizados para abastecimento público, o número de células de cianobactérias é uma variável obrigatória para o cálculo do IAP. O número de células de cianobactérias também é obrigatório para o cálculo do IAP em outros corpos lênticos, ou mesmo em rios, nos quais a freqüência de análise seja bimestral.

Portanto, através das curvas de qualidade, determinam-se os valores de qualidade normalizados, qi (número variando entre 0 e 1), para cada uma das variáveis do ISTO, que estão incluídas ou no grupo de substâncias tóxicas, ou no grupo de organolépticas.

A ponderação do grupo de substâncias tóxicas (ST) é obtida através da multiplicação dos dois valores mínimos mais críticos do grupo de variáveis que indicam a presença dessas substâncias na água:

$$\mathbf{ST = Mín\text{-}1}\ (q_{TA};\ q_{THMFP};\ q_{Cd};\ q_{Cr};\ q_{Pb};\ q_{Ni};\ q_{Hg};\ q_{NCC})\ \mathbf{x\ Mín\text{-}2}\ (q_{TA};\ q_{THMFP};\ q_{Cd};\ q_{Cr};\ q_{Pb};\ q_{Ni};\ q_{Hg};\ q_{NCC})$$

A ponderação do grupo de substâncias organolépticas (SO) é obtida através da média aritmética das qualidades padronizadas das variáveis pertencentes a este grupo:

$$\mathbf{SO = Média\ Aritmética}\ (q_{Al};\ q_{Cu};\ q_{Zn};\ q_{Fe};\ q_{Mn})$$

Cálculo do ISTO

O ISTO é resultado do produto dos grupos de substâncias tóxicas e as que alteram a qualidade organoléptica da água, como descrito a seguir:

$$\mathbf{ISTO = ST\ x\ SO}$$

Cálculo do IAP

O IAP é calculado a partir do produto entre o antigo IQA e o ISTO, segundo a seguinte expressão:

$$\mathbf{IAP = IQA\ x\ ISTO}$$

As classificações do IAP estão ilustradas na tabela 4.

Tabela 4 – Classificação do IAP

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	79 < IAP ≤ 100
BOA	51 < IAP ≤ 79
REGULAR	36 < IAP ≤ 51
RUIM	19 < IAP ≤ 36
PÉSSIMA	IAP ≤ 19

4. IET – Índice do Estado Trófico

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas e cianobactérias.

Das três variáveis citadas para o cálculo do Índice do Estado Trófico, foram aplicadas apenas duas: clorofila *a* e fósforo total, uma vez que os valores de transparência muitas vezes não são representativos do estado de trofia, pois esta pode ser afetada pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos, além de muitas vezes não se dispor desses dados. Dessa forma, não será considerado o cálculo do índice de transparência em reservatórios e rios do Estado de São Paulo.

Nesse índice, os resultados correspondentes ao fósforo, IET(P), devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. A avaliação correspondente à clorofila *a*, IET(CL), por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas que tem lugar em suas águas. Assim, o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo. Deve-se ter em conta que num corpo hídrico, em que o processo de eutrofização encontra-se plenamente estabelecido, o estado trófico determinado pelo índice da clorofila *a* certamente coincidirá com o estado trófico determinado pelo índice do fósforo. Já nos corpos hídricos em que o processo esteja limitado por fatores ambientais, como a temperatura da água ou a baixa transparência, o índice relativo à clorofila *a* irá refletir esse fato, classificando o estado trófico em um nível inferior àquele determinado pelo índice do fósforo. Além disso, caso sejam aplicados algicidas, a conseqüente diminuição das concentrações de clorofila *a* resultará em uma redução na classificação obtida a partir do seu índice.

O Índice do Estado Trófico apresentado e utilizado no cálculo do IVA, será composto pelo Índice do Estado Trófico para o fósforo – IET(PT) e o Índice do Estado Trófico para a clorofila *a* – IET(CL), modificados por Lamparelli (2004), sendo estabelecidos para ambientes lóticos, segundo as equações:

- Rios

$$IET\ (CL) = 10x(6-((-0,7-0,6x(\ln CL))/\ln 2))-20$$
$$IET\ (PT) = 10x(6-((0,42-0,36x(\ln PT))/\ln 2))-20$$

- Reservatórios

$$IET\ (CL) = 10x(6-((0,92-0,34x(\ln CL))/\ln 2))$$
$$IET\ (PT) = 10x(6-(1,77-0,42x(\ln PT)/\ln 2))$$

onde:

PT: concentração de fósforo total medida à superfície da água, em µg.L-1;

CL: concentração de clorofila a medida à superfície da água, em µg.L-1;

ln: logaritmo natural.

O resultado dos valores mensais apresentados nas tabelas do IET será a média aritmética simples, com arredondamento da primeira casa decimal, dos índices relativos ao fósforo total e a clorofila *a*, segundo a equação:

$$IET = [IET(PT) + IET(CL)] / 2$$

Na interpretação dos resultados, os pontos serão classificados conforme os resultados obtidos para o IET anual. Assim, para cada ponto, serão utilizadas as médias geométricas das concentrações de fósforo total e clorofila *a* para cálculo do IET(PT) e IET(CL) anual, sendo o IET final resultante da média aritmética simples dos índices anuais relativos ao fósforo total e a clorofila *a*.

Em virtude da variabilidade sazonal dos processos ambientais que têm influência sobre o grau de eutrofização de um corpo hídrico, esse processo pode apresentar variações no decorrer do ano, havendo épocas em que se desenvolve de forma mais intensa e outras em que pode ser mais limitado. Em geral, no início da primavera, com o aumento da temperatura da água, maior disponibilidade de nutrientes e condições propícias de penetração de luz na água, é comum observar-se um incremento do processo, após o período de inverno, em que se mostra menos intenso. Nesse sentido, a determinação do grau de eutrofização médio anual de um corpo hídrico pode não identificar, de forma explícita, as variações que ocorreram ao longo do período anual, assim também serão apresentados os resultados mensais para cada ponto amostral.

No caso de não haver resultados para o fósforo total ou para a clorofila *a*, o índice será calculado com a variável disponível e considerado equivalente ao IET, devendo, apenas, constar uma observação junto ao resultado, informando que apenas uma das variáveis foi utilizada.

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia para rios e reservatórios estão descritos nas tabelas 5 e 6 a seguir:

Tabela 5 – Classificação do Estado Trófico para rios segundo Índice de Carlson Modificado.

Classificação do Estado Trófico - Rios				
Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	Secchi - S (m)	P-total - P ($mg.m^{-3}$)	Clorofila *a* ($mg.m^{-3}$)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47		P ≤ 13	CL ≤ 0,74
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52		13< P ≤ 35	0,74 < CL ≤ 1,31
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59		35 < P ≤137	1,31 < CL ≤ 2,96
Eutrófico	59 < IET ≤ 63		137< P ≤296	2,96 < CL ≤ 4,70
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67		296 < P ≤640	4,70 < CL ≤ 7,46
Hipereutrófico	IET> 67		640 < P	7,46 < CL

Tabela 6 – Classificação do Estado Trófico para reservatórios segundo Índice de Carlson Modificado

Classificação do Estado Trófico - Reservatórios				
Categoria (Estado Trófico)	Ponderação	Secchi - S (m)	P-total - P ($mg.m^{-3}$)	Clorofila *a* ($mg.m^{-3}$)
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47	S ≥ 2,4	P ≤ 8	CL ≤ 1,17
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52	2,4 > S ≥ 1,7	8 < P ≤ 19	1,17 < CL ≤ 3,24
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59	1,7 > S ≥ 1,1	19 < P ≤ 52	3,24 < CL ≤ 11,03
Eutrófico	59 < IET ≤ 63	1,1 > S ≥ 0,8	52 < P ≤ 120	11,03 < CL ≤ 30,55
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67	0,8 > S ≥ 0,6	120 < P ≤ 233	30,55 < CL ≤ 69,05
Hipereutrófico	IET> 67	0,6 > S	233 < P	69,05 < CL

A classificação do IET é apresentada na Tabela 7.

Tabela 7 – Classificação do IET

Categoria (Estado Trófico)	Ponderação
Ultraoligotrófico	0,5
Oligotrófico	1
Mesotrófico	2
Eutrófico	3
Supereutrófico	4
Hipereutrófico	5

5. IVA - Índices de Qualidade das Águas para Proteção da Vida Aquática e de Comunidades Aquáticas

O IVA (ZAGATTO *et al.*, 1999) tem o objetivo de avaliar a qualidade das águas para fins de proteção da fauna e flora em geral, diferenciado, portanto, de um índice para avaliação da água para o consumo humano e recreação de contato primário. O IVA leva em consideração a presença e concentração de contaminantes químicos tóxicos, seu efeito sobre os organismos aquáticos (toxicidade) e duas das variáveis consideradas essenciais para a biota (pH e oxigênio dissolvido), variáveis essas agrupadas no IPMCA – Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática, bem como o IET – Índice do Estado Trófico de Carlson modificado por Toledo (1990). Desta forma, o IVA fornece informações não só sobre a qualidade da água em termos ecotoxicológicos, como também sobre o seu grau de trofia.

IPMCA – Índice de Variáveis Mínimas para a Preservação da Vida Aquática.

O IPMCA é composto por dois grupos de variáveis:

- **Grupo de variáveis essenciais** (oxigênio dissolvido, pH e toxicidade).
  Para cada variável incluída no IPMCA, são estabelecidos três diferentes níveis de qualidade, com ponderações numéricas de 1 a 3 e que correspondem a padrões de qualidade de água estabelecidos pela Resolução Conama 357/05, e padrões preconizados pelas legislações americana (USEPA, 1991) e francesa (Code Permanent: Environnement et Nuisances, 1986), que estabelecem limites máximos permissíveis de substâncias químicas na água, com o propósito de evitar efeitos de toxicidade crônica e aguda à biota aquática.
- **Grupo de substâncias tóxicas** (cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes).
  Neste grupo foram incluídas as variáveis que são atualmente avaliadas pela Rede de Monitoramento de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo e que identificam o nível de contaminação por substâncias potencialmente danosas às comunidades aquáticas. Poderão ser incluídas novas variáveis que venham a ser consideradas importantes para a avaliação da qualidade das águas, mesmo em nível regional.

Esses níveis refletem as seguintes condições de qualidade de água:

Nível A: Águas com características desejáveis para manter a sobrevivência e a reprodução dos organismos aquáticos. Atende aos padrões de qualidade da Resolução Conama 357/2005 para águas classes 1 e 2 (BRASIL, 2005). (ponderação 1).

A exceção são o Oxigênio Dissolvido (OD) para classe 1 cujo valor é ≥ 6,0 mg/L O_2.

Nível B: Águas com características desejáveis para a sobrevivência dos organismos aquáticos, porém a reprodução pode ser afetada a longo prazo (ponderação 2).

Nível C: Águas com características que podem comprometer a sobrevivência dos organismos aquáticos (ponderação 3).

A tabela 8 ilustra as variáveis componentes do IPMCA e suas ponderações, de acordo com os três níveis de qualidade.

Tabela 8 – Variáveis componentes do IPMCA e suas ponderações.

Grupos	Variáveis	Níveis	Faixa de variação	Ponderação
Variáveis Essenciais (VE)	OD (mg/L)	A B C	≤ 5,0 3,0 a 5,0 < 3,0	1 2 3
	pH (Sörensen)	A B C	6,0 a 9,0 5,0 a < 6,0 e > 9,0 a 9,5 < 5,0 e > 9,5	1 2 3
	Toxicidade	A B C	Não Tóxico Efeito Crônico Efeito Agudo	1 2 3
Substâncias Tóxicas (ST)	Cádmio (mg/L)	A B C	≤ 0,001 > 0,001 a 0,005 > 0,005	1 2 3
	Cromo (mg/L)	A B C	≤ 0,05 > 0,05 a 1,00 > 1,00	1 2 3
	Cobre dissolvido (mg/L)	A B C	≤ 0,009 >0,009 a 0,05 >0,05	1 2 3
	Chumbo Total (mg/L)	A B C	≤ 0,01 > 0,01 a 0,08 > 0,08	1 2 3
	Mercúrio (mg/L)	A B C	≤ 0,0002 > 0,0002 a 0,001 > 0,001	1 2 3
	Níquel (mg/L)	A B C	≤ 0,025 > 0,025 a 0,160 > 0,160	1 2 3
	Surfactantes* (mg/L)	A B C	≤ 0,5 > 0,5 a 1,0 > 1,0	1 2 3
	Zinco (mg/L)	A B C	≤ 0,18 >0,18 a 1,00 > 1,00	1 2 3

*Substâncias tensoativas que reagem com azul de metileno

Nível A: Padrões de qualidade de água da legislação brasileira (CONAMA 357/2005) para classes 1 e 2 (BRASIL, 2005), exceto o OD para classe 1 cujo valor é ≥ 6,0 mg/L O_2.

Níveis B e C: Limites obtidos das legislações francesa e americana (CODE PERMANENT: ENVIRONNEMENT ET NUISANCES, 1986), (USEPA, 1991).

Cálculo do IPMCA

Dadas as ponderações para as variáveis determinadas em uma amostra de água, o IPMCA é calculado da seguinte forma:

$$IPMCA = VE \times ST$$

onde:

VE: Valor da maior ponderação do grupo de variáveis essenciais;

ST: Valor médio das três maiores ponderações do grupo de substâncias tóxicas. Este valor é um número inteiro e o critério de arredondamento deverá ser o seguinte: valores menores que 0,5 serão arredondados para baixo e valores maiores ou iguais a 0,5 para cima.

O valor do IPMCA pode variar de 1 a 9, sendo subdividido em quatro faixas de qualidade, classificando as águas para proteção da vida aquática, conforme a tabela 9.

Tabela 9 – Classificação do IPMCA

Categoria	Ponderação
BOA	1
REGULAR	2
RUIM	3 e 4
PÉSSIMA	≥ 6

Na tabela 10 são apresentados os valores possíveis de IVA, a partir dos valores do IET integrados com os do IPMCA.

Tabela 10 – Cálculo do IVA integrando os valores do IET com os valores do IPMCA

	IPMCA					
	Ponderação	1	2	3	4	5 a 9
IIET	0,5	1,7	2,9	4,1	5,3	7,7 – 11,3
	1	2,2	3,4	4,6	5,8	8,2 – 11,8
	2	3,2	4,4	5,6	6,8	9,2 – 12,8
	3	4,2	5,4	6,6	7,8	10,2 – 13,8
	4	5,2	6,4	7,6	8,8	11,2 – 14,8
	5	6,2	7,4	8,6	9,8	12,2 – 15,8

Legenda: Ótima Boa Regular Ruim Péssima

O valor resultante do índice descreve cinco classificações de qualidade, ilustradas na tabela 11.

Tabela 11 – Classificação do IVA

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	IVA ≤ 2,5
BOA	2,6 ≤ IVA ≤ 3,3
REGULAR	3,4 ≤ IVA ≤ 4,5
RUIM	4,6 ≤ IVA ≤ 6,7
PÉSSIMA	6,8 ≤ IVA

De acordo com as legislações estadual (Regulamento da Lei 997/76, aprovado pelo Decreto Estadual 8468/76) e federal (Resolução Conama 357/05), a proteção das comunidades aquáticas está prevista para corpos d'água enquadrados nas classes 1, 2 e 3, sendo, portanto, pertinente a aplicação do IVA somente para esses ambientes. Assim sendo, para os corpos d'água enquadrados na classe 4 não será aplicado o IVA.

Se, em uma dada amostra, não houver o resultado do teste de toxicidade, mas existirem resultados de oxigênio dissolvido e pH, o IVA não será calculados nas seguintes condições:

Nesses casos, a ausência de resultados do grupo de Substâncias Tóxicas do IPMCA não implicará na inviabilidade do cálculo do IVA.

6. ICF - Índice da Comunidade Fitoplanctônica

Estes índices utilizam a dominância dos grandes grupos que compõem o fitoplâncton, a densidade dos organismos e o Índice de Estado Trófico (IET), visando separar em categorias a qualidade da água. Com a alteração do IET, em 2005, foi estabelecida uma nova ponderação dessa variável, válida tanto para o índice para rios (ICF_{RIO}) quanto para reservatórios (ICF_{RES}), conforme mostra a tabela 12.

Tabela 12 – Classificação do Índice da Comunidade Fitoplanctônica – ICF

Categoria	Ponderação	Níveis
ÓTIMA	1	Não há dominância entre os grupos Densidade total < 1.000 org/mL IET ≤ 52
BOA	2	Dominância de Clorofíceas (Desmidiáceas) ou Diatomáceas Densidade total > 1.000 e < 5.000 org/mL 52 < IET ≤ 59
REGULAR	3	Dominância de Clorofíceas (Chlorococcales) , Fitoflagelados ou Dinoflagelados Densidade total > 5.000 e < 10.000 org/mL 59 < IET ≤ 63
RUIM	4	Dominância de Cianobactérias ou Euglenofíceas Densidade total > 10.000 org/mL 63 < IET

O valor final, que gera o diagnóstico ou a classificação final da qualidade será simplesmente a média aritmética das três ponderações parciais relativos a dominância, densidade e valor de IET.

7. ICZ_{RES} - Índice da Comunidade Zooplanctônica para Reservatórios

O ICZ_{RES} relaciona a razão entre o número total de calanóides e o número total de ciclopóides (N_{CAL}/N_{CYC}), com o Índice de Estado Trófico (IET) para clorofila *a*. Estes dois resultados encontram-se associados com categorias Boa, Regular, Ruim e Péssima, obtidas a partir do seguinte quadro:

Índice da Comunidade Zooplanctônica (ICZ_{RES})

$IET_{Clorofila-a}$	0,5	1,0	2,0
67	PÉSSIMA	RUIM	RUIM	RUIM
59	RUIM	REGULAR	REGULAR	REGULAR
52	REGULAR	REGULAR	BOA	REGULAR
47	REGULAR	BOA	BOA	BOA
0	BOA	BOA	BOA	BOA

$N_{Cal/Cyc}$

IET - Lamparelli (2004)

Para a utilização da matriz diagnóstica ICZ_{RES} é necessária a presença de três grupos zooplanctônicos: Rotíferos, Cladóceros e Copépodes na amostra total. Na ausência de copépodes calanóides, emprega-se $N_{CAL}/N_{CYC} < 0,5$; na presença de calanóides e ausência de ciclopóides, emprega-se $N_{CAL}/N_{CYC} > 2,0$; na ausência de rotíferos ou cladóceros, atribuir Ruim e, na ausência de copépodes, atribuir a condição Péssima.

8. ICB - Índice da Comunidade Bentônica

Amostras de sedimento para análise das comunidades bentônicas foram coletadas em triplicata, com pegadores do tipo Van Veen (272 cm^2) ou Ponar (237 cm^2) na margem deposicional de rios e na região sublitoral de reservatórios e Ekman-Birge, modificado por Lenz (200 cm^2), na profundal de reservatórios.

A fixação e o preparo das amostras seguiram a Norma Técnica CETESB L5.309 (CETESB, 2003).

Para amostras dos rios os organismos bentônicos, foram identificados até família, para a maioria dos taxa, exceto para Chironomidae, em que se atingiu o nível de sub-famílias e tribos. Para reservatórios, Chironomidae e Oligochaeta foram identificados até gênero/espécie. Na identificação dos organismos foram utilizadas as chaves de Righi (1984), Lopretto & Tell (1995, tomos II e III), Brinkhurst & Marchese (1992) e Fernández & Domínguez (2001), Calor (2007), Pinho (2008), Mariano (2007), Trivinho-Strixino (2011), Segura *et al.* (2011).

Foram calculados os seguintes índices descritores da estrutura das comunidades bentônicas:

1. **Riqueza (S)**, sendo a soma das categorias taxonômicas encontradas na amostra.
2. **Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H')** (Washington, 1984).
3. **Índice de Comparação Sequencial (ICS)** (Cairns & Dickson, 1971), em cujo cálculo foi empregado software desenvolvido pelo prof. Dr. Aristotelino Monteiro Ferreira para a CETESB (Henrique-Marcelino *et al.*, 1992).

4. **Razão Tanytarsini/Chironomidae (Tt/Chi)** (EPA/OHIO, 1987).
5. **Riqueza de taxa sensíveis (Ssens)**, em que foram considerados sensíveis as famílias de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e o gênero *Stempellina* de Chironomidae-Tanytarsini em rios e as famílias de Ephemeroptera, Odonata, Trichoptera e o gênero *Stempellina* de Chironomidae-Tanytarsini em reservatórios.
6. **Dominância de grupos tolerantes (T/DT)**, tendo sido considerados tolerantes, Tubificinae sem queta capilar, Tubificinae com queta capilar (se *Tubifex*), Naidinae e *Chironomus*, em rios e *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Bothrioneurum*, *Tubifex*, *Dero*, *Pristina*, *Pristinella* e *Chironomus*, em reservatórios.

Além disso, sempre que possível, ou seja, quando ocorreram populações significativas (N ≥ 100) de *Chironomus* nas amostras, foi avaliada a freqüência de deformidade no mento dessas larvas, tendo sido considerado deformidade, "gap", falta e excesso de dentes (Kuhlmann *et al.*, 2000).

Para o diagnóstico, estes descritores foram fundidos em índices multimétricos, adequados a cada tipo de ambiente, ou seja, zona sublitoral de reservatórios (tabela 13), zona profundal de reservatórios (tabela 14) e rios (tabela 15).

Tabela 13 – Índice da Comunidade Bentônica para zona sublitoral de reservatórios (ICB_{RES-SL})

Categoria	Ponderação	Níveis				
		S	ICS	H'	T/DT	Ssens
ÓTIMA	1	≥ 25	≥ 25,00	> 3,50	< 0,10	≥ 3
BOA	2	17 - 24	15,00 - < 25,00	> 2,25 - ≤ 3,50	0,10 - < 0,40	2
REGULAR	3	9 - 16	5,00 - < 15,00	> 1,50 - ≤ 2,25	0,40 - < 0,70	1
RUIM	4	1 - 8	< 5,00	≤ 1,50	≥ 0,70	0
PÉSSIMA	5	AZÓICO				

Tabela 14 – Índice da Comunidade Bentônica para zona profundal de reservatórios (ICB_{RES-P})

Categoria	Ponderação	S	Níveis			
			ICS	H'	T/DT	Tt/Chi
ÓTIMA	1	≥ 10	> 7,00	> 2,00	< 0,20	≥ 0,10
BOA	2	7 – 9	> 3,50 - ≤ 7,00	> 1,50 - ≤ 2,00	≥ 0,20 - < 0,50	> 0,06 - < 0,10
REGULAR	3	4 – 6	> 1,00 - ≤ 3,50	> 0,50 - ≤ 1,50	≥ 0,50 - < 0,80	> 0,03 - ≤ 0,06
RUIM	4	1 – 3	≤ 1,00	≤ 0,50	≥ 0,80	≤ 0,03
PÉSSIMA	5	AZÓICO				

Tabela 15 – Índice da Comunidade Bentônica para rios (ICB_{RIO})

Categoria	Ponderação	Níveis				
		S	ICS	H'	T/DT	Ssens
ÓTIMA	1	≥ 21	> 20,00	> 2,50	≤ 0,25	≥ 3
BOA	2	14 – 20	> 9,50 - ≤ 20,00	> 1,50 - ≤ 2,50	> 0,25 - < 0,50	2
REGULAR	3	6 – 13	> 3,00 - ≤ 9,50	> 1,00 - ≤ 1,50	≥ 0,50 - 0,75	1
RUIM	4	≤ 5	≤ 3,00	≤ 1,00	> 0,75	0
PÉSSIMA	5	AZÓICO				

Para o cálculo do Índice da Comunidade Bentônica apenas um dos índices de diversidade (H' ou ICS) é considerado, dando-se preferência ao ICS. O valor final, que gera o diagnóstico ou a classificação final da qualidade do habitat, será simplesmente a média aritmética do ranking dos índices parciais.

Com relação à freqüência de deformidade em mento de larvas de *Chironomus*, foi considerada incidência natural da população valores de até 2%, como citado em literatura (Bonani, 2010), sendo o diagnóstico realizado segundo critérios descritos no quadro abaixo.

QUALIDADE	FREQUÊNCIA (%)	RELAÇÃO COM O AMBIENTE
ÓTIMA	≤ 2	Ambiente sem contaminante que promovem a má formação do mento de *Chironomus*
REGULAR	2,1 - 6	Frequência provavelmente provocada por contaminantes diluídos no esgoto doméstico
RUIM	> 6	Frequência provavelmente provocada por contaminantes químicos lançados no ambiente

BIBLIOGRAFIA

OHIO EPA. Biological criteria for the protection of aquatic life: vol. III. Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and macroinvertebrate communities. Collumbus, Ohio Environmental Protection Agency/Division of Water Quality Planning and Assessment Division, 19p., 1989.

SIMONE, L.R.L. Land and freshwater mollusks of Brazil. São Paulo, EGB-FAPESP. 390p. 2006.

9. IB - Índice de Balneabilidade

O Índice de Balneabilidade visa avaliar a qualidade da água para fins de recreação de contato primário, sendo aplicado em praias de águas interiores, localizadas em rios e reservatórios.

Com o objetivo de simplificar para a população, a análise dos dados da qualidade, a CETESB desenvolveu, a partir dos resultados obtidos nos monitoramentos semanal e mensal, uma Qualificação Anual, que baseada em critérios estatísticos simplificados, expressa uma síntese da qualidade das águas monitoradas ao longo do ano.

Nas praias onde são realizadas classificações semanais, o IB é obtido através de uma síntese das classificações ao longo das 52 semanas do ano. As praias onde são realizadas classificações mensais, o IB é calculado a partir das densidades de *E. coli* ou do coliforme termotolerante.

Apresentam-se na tabela 16, as especificações que determinam a Qualificação Anual para as praias com classificações semanais e mensais.

Tabela 16 – Índice de Balneabilidade – Qualificação Anual

Categoria	Praia Semanal	Praia Mensal
ÓTIMA	Praias classificadas como EXCELENTES em 100% do ano.	Número de resultados de Coliformes Termotolerantes menores do que 250 ou *E. coli* menores do que 200 em 100% do ano.
BOA	Praias próprias em 100% do ano, exceto as classificadas como EXCELENTES em 100% do ano.	Número de resultados de Coliformes Termotolerantes menores do que 1.000 ou *E. coli* menores do que 800 em 100% do ano, exceto a condição de menores do que 250 e 200 em 100% do ano.
REGULAR	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em porcentagem de tempo inferior a 50% do ano.	Número de resultados de Coliformes Termotolerantes maiores do que 1.000 ou *E. coli* maiores do que 800 em porcentagem inferior a 50% do ano.
RUIM	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS entre 25% e 50% do tempo	Número de resultados de Coliformes Termotolerantes maiores do que 1.000 ou *E. coli* maiores do que 800 em porcentagem entre 25 e 50% do ano.
PÈSSIMA	Praias classificadas como IMPRÓPRIAS em porcentagem de tempo igual ou superior a 50% do ano.	Número de resultados de coliformes Termotolerantes maiores do que 1.000 ou *E. coli* maiores do que 800 em porcentagem igual ou superior a 50% do ano.

10. Classificação do teste de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri* (Sistema Microtox®)

O teste de toxicidade aguda com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* foi utilizado na avaliação da qualidade das águas superficiais e sedimentos do Estado de São Paulo. Os resultados foram classificados em quatro classes, adaptadas de Coleman & Qureshi (1985), para melhor compreensão do nível de toxicidade das amostras. Os resultados são expressos como CE_{20}, sendo esta a concentração da amostra que causa 20% de efeito tóxico (inibição de emissão de luz da bactéria). A tabela 16 apresenta a classificação empregada neste relatório.

Tabela 16 – Classificação do teste de toxicidade aguda com *Vibrio fischeri*

Categoria	Ponderação
NÃO TÓXICA	$CE_{20} > 81,9\%$
MODERADAMENTE TÓXICA	$50\% < CE_{20} \leq 81,9\%$
TÓXICA	$25 < CE_{20} \leq 50\%$
MUITO TÓXICA	$CE_{20} \leq 25\%$

11. Critério de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos

Nos relatórios anteriores, a qualidade do sedimento representada em função das concentração de contaminantes, com vistas à proteção da vida aquática, foi baseada nos valores estabelecidos pelo "Canadian Council of Ministers of the Environment" (CCME, 2002) para arsênio, metais pesados e compostos orgânicos, utilizando três classes. Os mesmos valores guia foram adotados pela Resolução Conama 344/04 (Brasil, 2004) que estabelece diretrizes e procedimentos mínimos para a avaliação de material dragado. A geração de dados ao longo de cinco anos permitiu o refinamento do diagnóstico químico em cinco classes de qualidade (Tabela 17), no lugar de três, como também nos valores de TEL e PEL (Figura 3), que seriam usados para delimitar as faixas e, assim dimensionar as concentrações observadas. A qualidade ÓTIMA, para cada contaminante, corresponderia à concentração inferior a TEL. A qualidade BOA, a faixa entre TEL, inclusive, e a concentração correspondente a 50% da distância entre TEL e PEL, somado a TEL. A qualidade REGULAR, a faixa superior a 50% da distância entre TEL e PEL, somado a TEL e inferior a PEL. A qualidade RUIM, a faixa entre PEL, inclusive, e a concentração correspondente a 1,5 x de seu próprio valor. E a qualidade PÉSSIMA acima de 1,5 x PEL. Assim, considerou-se a pior situação dentro da série de contaminantes avaliados, quando as concentrações encontradas superam significativamente o valor de PEL (em mais de 50%) e, na ocorrência de bioacumuláveis (Organoclorados e mercúrio) acima de PEL (classificação ruim ou péssima) considera-se piora do diagnóstico em uma classe. Essa linha justifica-se pelo fato de que em termos biológicos, um único contaminante em concentração elevada seria suficiente para causar dano a uma população (KUHLMANN *et al.*, 2007).

Figura 3 – Classificação de contaminantes químicos em cinco faixas de qualidade e sua relação com os critérios TEL e PEL.

Tabela 17 – Classificação de contaminantes em sedimento de água doce estabelecidos a partir de TEL e PEL.

QUALIDADE	ÓTIMA	BOA	REGULAR	RUIM	PÉSSIMA
As (µg/g)	< 5,9	≥ 5,9 – 11,5	> 11,5 - < 17,0	17,0 – 25,5	> 25,5
Cd (µg/g)	< 0,6	≥ 0,6 – 2,1	> 2,1 - < 3,5	3,5 – 5,3	> 5,3
Pb (µg/g)	< 35,0	≥ 35,0 – 63,2	> 63,2 - < 91,3	91,3 – 137,0	> 137,0
Cu (µg/g)	< 35,7	≥ 35,7 – 116,4	> 116,4 - < 197,0	197,0 – 295,5	> 295,5
Cr (µg/g)	< 37,3	≥ 37,3 – 63,7	> 63,7 - < 90,0	90,0 – 135,0	> 135,0
Hg (µg/g)	< 0,170	≥ 0,170 – 0,328	> 0,328 - < 0,486	0,486 – 0,729	> 0,729
Ni (µg/g)	< 18	≥ 18 – 27	> 27 - < 36	36 - 54	> 54
Zn (µg/g)	< 123	≥ 123 – 219	> 219 - < 315	315 - 473	> 473
Aldrin (µg/kg)	< 2	≥ 2 – 211	> 211 - < 420	420 - 630	> 630
BHC (µg/kg)	< 3	≥ 3 – 6002	> 6002 - < 12000	12000 - 18000	> 18000
α BHC (µg/kg)	< 6	≥ 6 – 253	> 253 - < 500	500 - 750	> 750
β BHC (µg/kg)	< 5	≥ 5 – 10503	> 10503 - < 21000	21000 - 31500	> 31500
Lindano (= γ BHC) (µg/kg)	< 0,94	≥ 0,94 – 1,16	> 1,16 - < 1,38	1,38 – 2,07	> 2,07
Clordano (µg/kg)	< 4,50	≥ 4,50 – 6,69	> 6,69 - < 8,87	8,87 – 13,31	> 13,31
DDD (µg/kg)	< 3,54	≥ 3,54 – 6,03	> 6,03 - < 8,51	8,51 – 12,77	> 12,77
DDE (µg/kg)	< 1,42	≥ 1,42 – 4,09	> 4,09 - < 6,75	6,75 – 10,13	> 10,13
DDT (µg/kg)	< 1,19	≥ 1,19 – 2,98	>2,98 - < 4,77	4,77 – 7,15	> 7,16
Dieldrin (µg/kg)	< 2,85	≥ 2,85 – 4,76	> 4,76 - < 6,67	6,67 – 10,01	> 10,01
Endrin (µg/kg)	< 2,67	≥ 2,67 – 32,54	> 32,54 - < 62,40	62,40 – 93,60	> 93,60
Heptacloro (µg/kg)	< 0,30	≥ 0,30 – 5,15	> 5,15 - < 10,00	10,00 – 15,00	> 15,00
Heptacloro epóxido (µg/kg)	< 0,60	≥ 0,60 – 1,67	> 1,67 - < 2,74	2,74 – 4,11	> 4,11
HCB (µg/kg)	< 20	≥ 20 – 130	> 130 - < 240	240 - 360	> 360
Mirex (µg/kg)	< 7	≥ 7 – 654	> 654 - < 1300	1300 - 1950	> 1950
HAPs (µg/kg)	< 870	≥ 870 – 4455	> 4455 - < 8040	8040 - 12060	> 12060
Acenafteno (µg/kg)	< 6,71	≥ 6,71 – 47,81	> 47,81 - < 88,90	88,90 – 133,35	> 133,35
Acenaftileno (µg/kg)	< 5,87	≥ 5,87 – 66,94	> 66,94 - < 128,00	128,00 – 192,00	> 192,00
Antraceno (µg/kg)	< 46,9	≥ 46,9 – 146,0	> 146,0 - < 245,00	245,0 – 367,5	> 367,5
Benzo(a)antraceno (µg/kg)	< 31,7	≥ 31,7 – 208,4	> 208,4 - < 385,0	385,0 – 577,5	> 577,5
Benzo(a)pireno (µg/kg)	< 31,9	≥ 31,9 – 407,0	> 407,0 - < 782,0	782,0 – 1173,0	> 1173,0
Criseno (µg/kg)	< 57,1	≥ 57,1 – 459,6	> 459,6 - < 862	862,0 – 1293,0	> 1293,0
Dibenz(a,h)antraceno (µg/kg)	< 6,22	≥ 6,22 – 70,61	> 70,61 - < 135,00	135,00 – 202,50	> 202,50
Fluoranteno (µg/kg)	< 111	≥ 111 – 1233	> 1233 - < 2355	2355 - 3533	> 3533
Fluoreno (µg/kg)	< 21,2	≥ 21,2 – 82,6	> 82,6 - < 144,0	144,0 – 216,0	> 216,0
2-Metilnaftaleno (µg/kg)	< 20,2	≥ 20,2 – 110,6	> 110,6 - < 201,0	201,0 – 301,5	> 301,5
Naftaleno (µg/kg)	< 34,6	≥ 34,6 – 212,8	> 212,8 - < 391,0	391,0 – 586,5	> 586,5
Fenantreno (µg/kg)	< 41,9	≥ 41,9 – 278,5	> 278,5 - < 515,0	515,0 – 772,5	> 772,5
Pireno (µg/kg)	< 53	≥ 53 – 464	> 464 - < 875	875 - 1313	> 1313
Aroclor 1254 (µg/kg)	< 60	≥ 60 – 200	> 200 - < 340	340 - 510	> 510
PCBs (µg/kg)	< 34,1	≥ 34,1 – 155,6	> 155,6 - < 277,0	277,0 – 415,5	> 415,5
Dioxinas e furanos (ng TEQ/kg de peso seco)	< 0,85	≥ 0,85 – 11,18	> 11,18 - < 21,50	21,50 – 32,25	> 32,25

Com relação ao seu potencial de ecotoxicidade, os sedimentos são avaliados em quatro classes de qualidade de acordo com os tipos e intensidades de efeitos observados em ensaios realizados com *Hyalella azteca*. O diagnóstico ecotoxicológico da qualidade dos sedimentos está sendo ampliado com a introdução do ensaio de toxicidade com *Chironomus sancticaroli* (Diptera), denominado anteriormente de *Chironomus xanthus*. Este ensaio baseou-se no método USEPA (2000), mas seus resultados ainda não foram utilizados no critério de avaliação dos sedimentos.

A qualidade dos sedimentos também é avaliada por seu grau de mutagenicidade, pelo número de revertentes/g seco de amostra obtido no teste de AMES, em cinco classes.

Para o diagnóstico de qualidade de sedimentos pelo componente biótico é utilizada a estrutura da comunidade bentônica, em que se aplicam índices multimétricos desenvolvidos para rios e reservatórios. Neste caso, os sedimentos foram avaliados quanto a sua qualidade em até cinco classes.

Os critérios de classificação para as diferentes linhas de evidência estão representados na tabela 18.

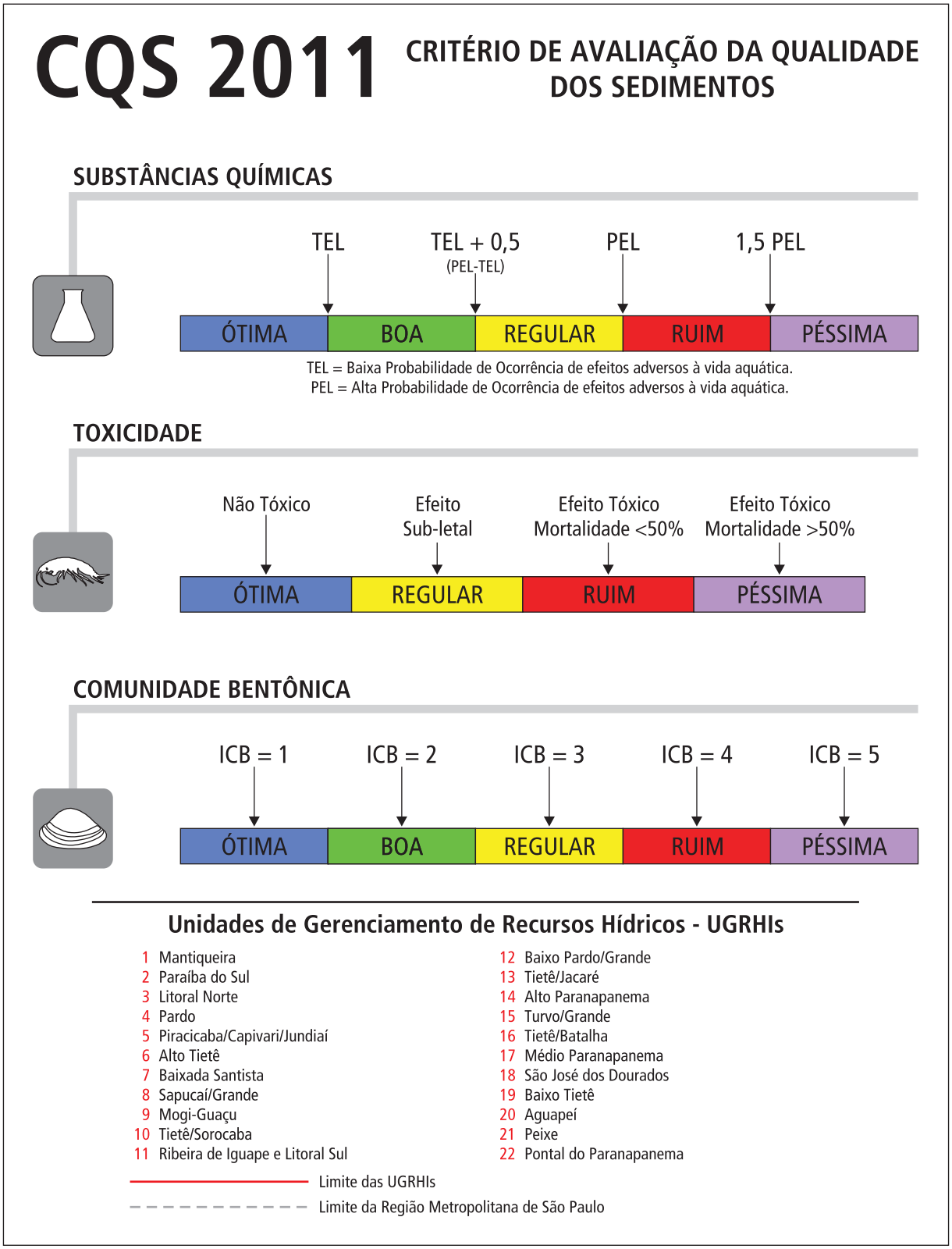
Tabela 18 – Critérios para o diagnóstico da qualidade dos sedimentos

Categorias	Níveis			
	Substâncias Químicas [(a)]	**Mutagenicidade Teste de AMES** (rever./g.base seca)	**Ecotoxicidade** *(Hyalella azteca)*	**Comunidade Bentônica** [(b)]
ÓTIMA	Todos contaminantes em concentração inferior a TEL	Não Detectado	Não Tóxico	ICB = 1
BOA	O pior contaminante com concentração acima de TEL mas inferior 50% da distância entre TEL e PEL	<50	-	ICB = 2
REGULAR	O pior contaminante com concentração acima de TEL superior a 50% da distância entre TEL e PEL , mas inferior a PEL	>50 - <500	Efeito subletal, redução no crescimento	ICB = 3
RUIM	O pior contaminante com valor entre PEL e até 1,5 PEL	>500 - <5000	Efeito agudo, mortalidade <50%	ICB = 4
PÉSSIMA	O pior contaminante com valor superando 1,5 PEL	>5000	Efeito agudo, mortalidade ≥50%	ICB = 5

a) segundo os valores guias estabelecidos pelo CCME (1999).
b) ICB = Índice da Comunidade Bentônica

Na figura 4, estão resumidos todos os elementos que compõem a caracterização do Critério de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos.

Figura 4 – Resumo dos elementos que compõem o CQS.



12. Indicador de Coleta e Tratabilidade de Esgoto da População Urbana de Município – ICTEM

O indicador foi formado por cinco elementos, representando condições a serem avaliadas no sistema público de tratamento de esgotos. Dentro do modelo proposto, é verificada a importância relativa desses elementos e atribuídas ponderações diferenciadas para os mesmos.

Os elementos de formação do indicador em relação a um sistema público de tratamento de esgotos são os seguintes:

a) Coleta;
b) Existência e eficiência do sistema de tratamento do esgoto coletado;
c) A efetiva remoção da carga orgânica em relação à carga potencial;
d) A destinação adequada de lodos e resíduos gerados no tratamento;
e) O não desenquadramento da classe do corpo receptor pelo efluente tratado e lançamento direto e indireto de esgotos não tratados.

Os valores dos três primeiros elementos são variáveis e relacionados, proporcionalmente, à:

a) Quantidade do esgoto coletado no município (população urbana atendida por redes de esgotos e população atendida por sistemas isolados de tratamento);
b) Quantidade de tratamento do esgoto coletado e respectiva eficiência da estação de tratamento;
c) Eficiência global de remoção em relação à carga orgânica potencial.

Os outros dois elementos recebem valores fixos:

d) Depende da existência de destino adequado para o lodo e outros resíduos gerados no tratamento e
e) Quando o efluente final do tratamento provoca o desenquadramento do corpo receptor desse efluente.

Dentro do projeto do Município Verde, foi inicialmente considerado o valor 12 para o tratamento de esgotos. Depois esse valor foi revisto, por mudanças conceituais do próprio índice, sendo atribuído o valor 10. Dessa maneira, a tabela 19 resume a composição proposta e a ponderação do indicador em relação ao valor fixado pelo projeto, que nessa revisão corresponde à própria composição do ICTEM.

Tabela 19 – Composição do Indicador de Coleta e Tratabilidade de Esgoto da População Urbana de Município – ICTEM

	Elemento do indicador	Composição (%)	Ponderação
1	Coleta	15	1,5
2	Tratamento e eficiência de remoção	15	1,5
3	Eficiência global de remoção	65	6,5
4	Destino adequado de lodos e resíduaos de tratamento	2	0,2
5	Efluente da estação não desenquadra a classe do corpo receptor	3	0,3
	Total	**100**	**10**

Notas:

i) coleta: % da população urbana atendida por rede de esgotos ou sistemas isolados.
ii) tratamento e eficiência de remoção: % da população urbana com esgoto tratado.
iii) a eficiência global de remoção depende da eficiência unitária das ETEs. Se a eficiência global for igual ou maior que 80%, o valor para esse elemento do indicador será de 6,5.

Fórmula:

$$ICTEM = 0{,}015C + 0{,}015T + 0{,}065E + D + Q$$

Sendo:

C = % da população urbana atendida por rede de coleta de esgotos;

T = % da população urbana com esgoto tratado;

E = Eficiência global de remoção de carga orgânica, que é: (0,01C * 0,01T * 0,01N)*100;

N = % de remoção da carga orgânica pelas ETEs;

D = zero se destinação de lodos e resíduos de tratamento for inadequada e 0,2 se for adequada;

Q = zero se efluente desenquadrar a classe do corpo receptor ou existir lançamento direto ou indireto de esgotos não tratados. Será atribuído o valor de 0,3 se o efluente não desenquadrar a classe do corpo receptor.