

# TOXICIDADE DE ÁGUAS SUPERFICIAIS NA REGIÃO DA GRANDE SÃO PAULO

BERTOLETTI, Eduardo<sup>1</sup>; GOLDSTEIN, Elenita G.<sup>1</sup>;

NIPPER, Marion G.<sup>1</sup>.

## RESUMO

Amostras de águas superficiais da região da Grande São Paulo foram submetidas a testes de toxicidade aguda com *Daphnia similis*. Verificou-se que 50% das amostras apresentaram efeito tóxico, incluindo amostras de corpos receptores pertencentes às classes 2 e 3.

Análises de regressão entre os resultados dos testes de toxicidade e os das análises físico-químicas indicaram a inexistência de correlação entre essas variáveis.

Através dos resultados obtidos, são discutidas as limitações do uso do monitoramento físico-químico e microbiológico para a avaliação da qualidade das águas superficiais do Estado de São Paulo. É, ainda, recomendada a utilização de testes de toxicidade com organismos aquáticos para complementar a caracterização das águas destinadas à proteção da vida aquática.

## ABSTRACT

Acute toxicity tests with *Daphnia similis* were carried out with water samples from rivers that cross the Great São Paulo area. The results showed that 50% of the samples were acutely toxic, including samples from sites that belong to classes 2 and 3.

<sup>1</sup>CETESB, Av. Prof. Frederico Hermann Jr. 345 - CEP 05459 - SP/SP  
Trabalho elaborado com apoio do PROCOP - Programa de Assistência Técnica, Projeto Capacitação Técnica de Recursos Humanos.

No correlation was found between toxicity tests and physico-chemical results as shown by regression analysis procedures.

A discussion on the limitations of physico-chemical and microbiological monitoring water quality evaluation of fresh waters from the State of São Paulo is provided in view of the results, as well as the recommendation that aquatic organisms toxicity tests be used in order to improve the routine water sample analysis from receiving waters which are, according to legislation, expected to protect aquatic life.

### INTRODUÇÃO

No decorrer dos anos 50 e 60, paralelamente à identificação dos agentes tóxicos e de suas fontes pontuais, foram estabelecidos, em vários países, critérios e padrões que permitissem a disposição compatível desses agentes com a manutenção dos recursos hídricos receptores (WHO, 1967). Tais critérios e padrões foram estabelecidos, visando, primordialmente, à proteção dos corpos hídricos quanto aos seus usos, com maior ênfase à potabilidade. No que se refere à proteção da vida aquática, apenas os critérios norte-americanos e soviéticos fizeram alusão a esse aspecto (WHO, op. cit.), sendo que os níveis aceitáveis das substâncias tóxicas foram estabelecidos, ainda que rudimentarmente, com base nos efeitos adversos dessas substâncias sobre os organismos aquáticos.

No Brasil, somente em 1976, através da Portaria GM0013 (Brasil, 1976), foram estabelecidos os primeiros padrões numéricos de substâncias, visando assegurar a qualidade das águas interiores. Cabe ressaltar, entretanto, que tais padrões, semelhantes aos critérios norte-americanos para potabilidade das águas (NAS/NAE, 1973) não contemplaram aqueles necessários para a preservação da vida aquática.

Na época em que nos outros países estavam sendo elaborados esses critérios e padrões, as atividades em Toxicologia Aquática, o delineamento de seus princípios e, principalmente, sua aplicação no controle da poluição hídrica, estavam apenas se iniciando (Macek, 1980; Bulkema et alii, 1982).

Hoje, com os conhecimentos advindos dessa ciência, sabe-se que os padrões e critérios estabelecidos podem não preservar, efetivamente, a qualidade de água necessária para a manutenção da vida aquática. Tal fato pode ocorrer, pois os estudos desenvolvidos para o estabelecimento desses critérios e padrões basearam-se na toxicidade das substâncias isoladas, uma vez que é impraticável considerar para esse fim as interações ou transformações dessas substâncias, que poderiam potencializar ou reduzir os efeitos adversos aos organismos aquáticos.

Assim, considerando que um recurso hídrico invariavelmente recebe uma grande diversidade de agentes químicos, torna-se difícil determinar nessa mistura, através de análises químicas, as frações das substâncias que estão disponíveis para exercer um efeito tóxico à biota. Entretanto, para suprir tal deficiência, métodos alternativos têm sido utilizados para complementar a caracterização das águas superficiais, sendo que os testes de toxicidade com organismos aquáticos ocupam lugar de destaque entre estes métodos.

Considerando esses aspectos, o presente estudo teve o objetivo de avaliar a ocorrência e os níveis de toxicidade das águas de alguns dos principais rios da cidade de São Paulo, que têm apresentado condições sépticas ao longo de vários anos, por terem um terço de sua composição proveniente de esgotos de origem sanitária e industrial (Borges, 1983; CETESB, 1986a). Assim, para essas águas, conhecidas por baixos teores de oxigênio dissolvido (OD), elevadas concentrações de nitrogênio, fósforo, coliformes e

elevada demanda bioquímica de oxigênio, pretendeu-se complementar sua caracterização através de estudo referente à toxicidade.

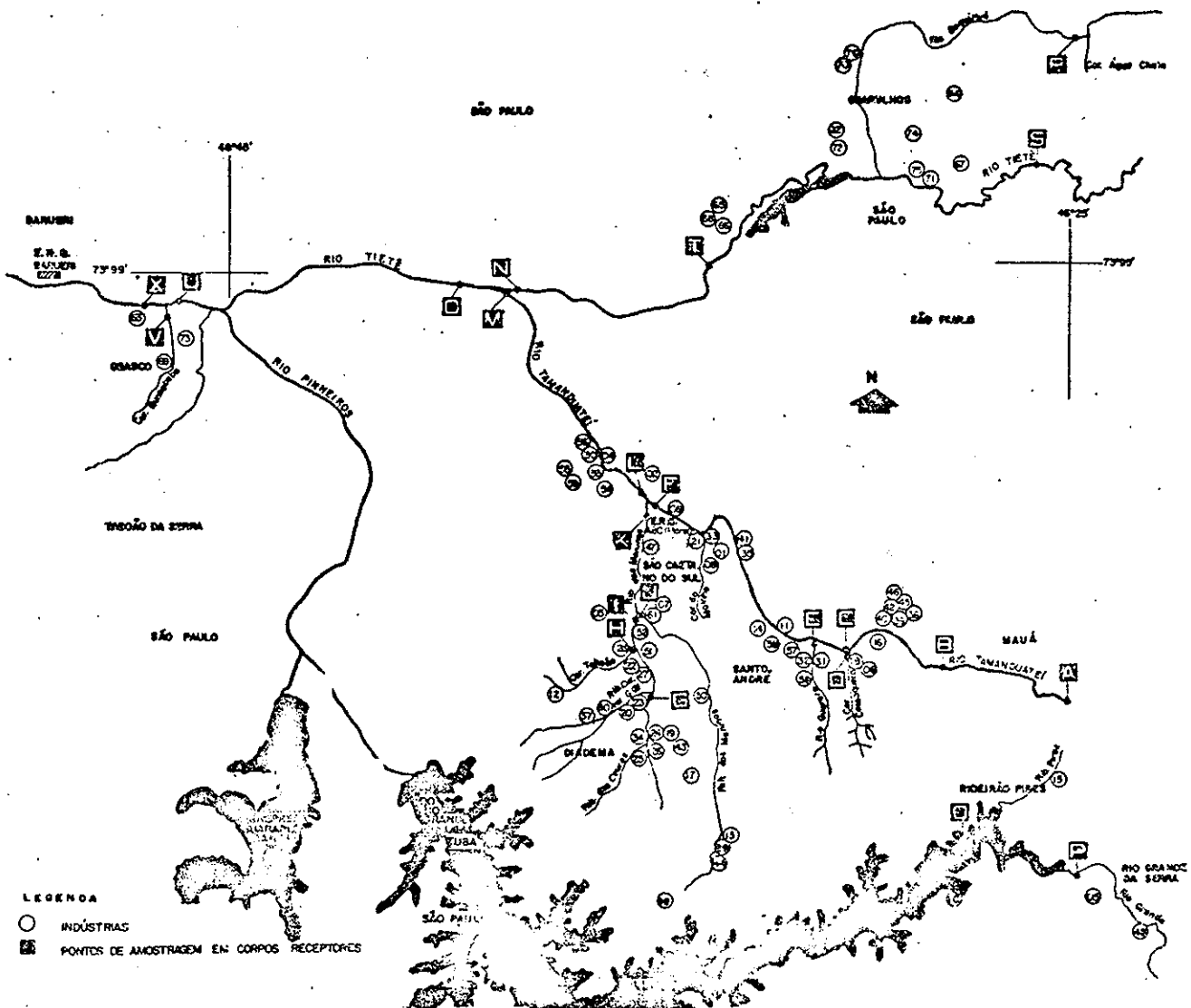
### MATERIAIS E MÉTODOS

Foram selecionados 24 pontos de amostragem nos corpos hídricos que recebem contribuições de despejos industriais (GETESB, 1987), na Zona Metropolitana de São Paulo (Fig. 1). As amostras de água, provenientes destes pontos, foram coletadas instantaneamente em diferentes datas, predominantemente nos meses de outubro e novembro. Essas amostras foram submetidas a testes de toxicidade aguda (GETESB, 1986b), que consistem na exposição de organismos da espécie *Daphnia similis* a várias diluições das amostras estudadas. Apesar da maioria das amostras apresentar baixos teores de oxigênio dissolvido ( $< 2,0 \text{ mg O}_2/\text{L}$ ), não houve evidência de que estes teores influenciaram nos resultados dos testes de toxicidade.

Os resultados dos testes de toxicidade foram expressos como  $\text{CE}(1)50 - 24\text{h}$ , ou seja, a porcentagem da amostra (v/v) que causa a imobilidade de 50% dos organismos-teste (*Daphnia similis*), num período de 24 horas de exposição. As análises físico-químicas foram efetuadas de acordo com APHA (1980 e 1985).

Para a verificação das correlações entre a toxicidade detectada e os teores de substâncias potencialmente tóxicas presentes nas amostras de água, foram utilizados os valores de  $\text{CE}(1)50$  e os teores das substâncias acima do limite de detecção analítica. Para as análises de regressão simples, foram calculados os coeficientes de determinação ( $r^2$ ), com nível de significância de  $P. < 0,05$ . De acordo com os diagramas de dispersão, foi escolhida, inicialmente, a equação linear ( $y = A+Bx$ ).

Figura 1 - Localização dos pontos de amostragem de água, na Região da Grande São Paulo.



Partindo-se do princípio de que a ausência de uma correlação linear pode significar a existência de uma correlação não-linear (Spiegel, 1977), foram também utilizadas equações de regressão não-lineares redutíveis à forma linear, como segue:

$$y = A 10^{Bx} \text{ (equação exponencial)}$$

$$y = A + B \text{ Log } x \text{ (equação logarítmica)}$$

$$y = Ax^B \text{ (equação geométrica)}$$

onde:

$$y = \text{CE(1)50 do efluente (\%)}$$

$$x = \text{concentração do agente tóxico no efluente industrial (mg/L)}$$

$$A = \text{intersecção do eixo } y$$

$$B = \text{inclinação da reta}$$

A significância dos coeficientes de determinação foi avaliada pela fórmula:

$$t = r \sqrt{\frac{n-2}{1-r^2}}$$

onde:

$$t = \text{estatística t-Student com } n-2 \text{ graus de liberdade}$$

$$n = \text{número de pares de dados}$$

$$r = \text{coeficiente de correlação}$$

## RESULTADOS

Na Tabela 1, constam os resultados dos testes de toxicidade aguda com *Daphnia similis* e das análises físico-químicas das águas, nos diferentes pontos de amostragem, na Zona Metropolitana de São Paulo. Pelos dados apresentados, verifica-se que cerca de 50% das amostras apresentaram toxicidade aguda, inclusive aquelas

provenientes dos pontos Q e R, que estão localizados em corpos hídricos pertencentes às classes 2 e 3 (Estado de São Paulo, 1976), respectivamente.

Nos pontos A e B, no rio Tamanduateí, localizados a montante de contribuições industriais (Fig.1), não foi detectada toxicidade aguda. A mesma situação foi observada no ponto U, no rio Tietê, onde existem algumas contribuições industriais provenientes de outra bacia da zona hidrográfica estudada. Apesar de não terem sido identificados efluentes industriais a montante do ponto R, no rio Baquirivu, a elevada toxicidade observada indica a presença de contribuições de natureza tóxica.

À jusante das contribuições industriais identificadas foram observadas, basicamente, duas situações: presença e ausência de toxicidade aguda. Com relação às amostras que apresentaram toxicidade, verificou-se a existência de dois níveis de toxicidade: um mais elevado, onde os valores de CE(1)50 foram menores que 10% (pontos Q, D e E), e outro nível com valores de CE(1)50 acima de 35% (pontos G, V, C, H, I, L, O).

Na Tabela 2 constam as equações e os respectivos coeficientes de determinação ( $r^2$ ), obtidos nas análises de regressão simples entre os resultados dos testes de toxicidade com *Daphnia similis* e os resultados das análises físico-químicas das águas analisadas. Através dessa tabela, observa-se que, das 17 variáveis estudadas, apenas os teores de cobre total e cromo VI correlacionaram-se significativamente ( $r^2$ ) = 0,86 e 0,96, respectivamente) com a toxicidade detectada através da equação exponencial. No entanto, quando alguns dados dessas regressões foram desprezados (Ponto D), não houve correlação significativa entre essas variáveis estudadas.

Nas Figuras 2 e 3 estão representadas as curvas de regressão obtidas com os dados de toxicidade e os teores de cobre total e cromo hexavalente das amostras de água, respectivamente.

TABELA 1 - TOXICIDADE E ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DAS ÁGUAS DOS CORPOS RECEPTORES, EM DIVERSOS PONTOS DE AMOSTRAGEM

PONTOS DE AMOSTRAGEM	VARIÁVEIS:																		
	CE(150) 24h (%)	pH	DBO (mg/L)	DBO (mg/L)	DRD (mg/L)	R.N.F. (mg/L)	CONDUTIVIDADE (µS/cm)	CLOROTO: NH (mg/L)	3 (mg/L)	FENOL (mg/L)	SULFETO (mg/L)	CIANETO (mg/L)	C.O.T. (mg/L)	ISURFAC- TANTES (mg/L)	COBRE TOTAL (µg/L)	CRÔMO HEXAVA-LENTE (µg/L)	MERCURIO IONIZADO TOTAL (mg/L)	ZINCO TOTAL (mg/L)	
A - Rio Tamanduaté	N.T. (a)	6,9	-	2,3	1,0	0,001	-	-	12,0 (d)	0,04	0,01	0,004	0,1	0,003	0,01	0,003	0,01	0,01	
B - Rio Tamanduaté	N.T.	7,0	173,0	366,0	245,0	267	75,0	15,0	0,017	-	-	57,6	1,10	0,004	0,2	0,005	0,10	0,10	
C - Rio Tamanduaté	74,1	8,4	184,0	440,0	341,0	760	86,0	22,0	3,32	0,21	-	89,5	3,46	0,004	5,2	0,03	0,60	0,60	
D - Rio Cassaquera	1,2	6,8	95,0	222,0	178,0	406	47,0	17,0	0,044	-	-	39,4	5,02	2,100	0,2	0,07	1,25	1,25	
E - Rio Guarará	(10,0)	7,1	147,0	340,0	152,0	415	63,0	19,0	0,028	-	-	70,5	8,50	0,004	0,2	0,13	0,29	0,29	
F - Rio Tamanduaté	I.Tox. (b)	6,3	250,0	547,0	170,0	640	110,0	34,0	2,6	0,24	N.D. (c)	18,3	5,23	N.D.	1,7	0,11	0,95	0,95	
G - Rib. dos Couros	33,0	6,9	353,0	388,0	297,0	695	114,0	27,0	3,48	0,12	-	157,0	6,45	0,004	0,8	0,27	3,90	3,90	
H - Córrego Taboão	57,0	7,6	112,0	488,0	224,0	500	120,0	13,0	0,107	0,21	-	89,5	6,64	0,004	0,6	1,93	0,47	0,47	
I - Rib. dos Couros	60,0	7,6	163,0	647,0	572,0	560	130,0	22,0	0,34	0,15	0,22	103,0	7,43	N.D.	4,1	0,97	3,25	3,25	
J - Rib. dos Meninos	N.T.	6,9	145,0	473,0	537,0	445	90,0	23,0	N.D.	1,60	0,027	108,0	5,48	N.D.	1,1	0,23	1,50	1,50	
K - Rib. dos Meninos	51,5	6,8	470,0	1020,0	412,0	615	138,0	27,0	0,8	1,10	0,059	41,3	6,45	N.D.	2,2	0,32	1,50	1,50	
L - Rio Tamanduaté	69,0	6,7	298,0	693,0	288,0	600	75,0	30,0	1,1	0,75	0,069	26,6	6,45	N.D.	2,3	0,22	1,20	1,20	
M - Rio Tamanduaté	N.T.	7,0	163,0	439,0	187,0	525	92,0	24,0	0,687	1,20	0,258	83,5	6,90	N.D.	1,4	0,27	1,05	1,05	
N - Rio Tietê	N.T.	6,9	45,0	171,0	119,0	390	72,0	12,0	0,055	N.D.	0,037	32,5	2,08	N.D.	0,2	0,06	0,35	0,35	
O - Rio Tietê	98,0	6,9	57,0	171,0	84,0	425	75,0	11,0	0,081	N.D.	0,061	34,5	2,37	N.D.	0,3	0,10	0,44	0,44	
P - Rio Grande	N.T.	6,5	-	-	-	114	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Q - Represa Billings	6,4	8,2	-	-	-	145	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
R - Rio Baquirivú	8,6	6,6	-	-	-	210	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S - Rio Tietê	N.T.	6,9	-	-	-	153	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T - Rio Tietê	N.T.	6,6	-	-	-	244	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
U - Rio Tietê	N.T.	6,7	29,0	92,0	92,0	380	60,0	11,0	-	0,10	0,007	-	2,65	0,04	0,2	N.D.	0,11	0,11	
V - Córrego Bussocaba	35,0	9,2	691,0	1610,0	453,0	1300	137,0	21,0	-	0,48	0,007	-	6,37	0,12	2,5	0,09	0,55	0,55	
X - Rio Tietê	N.T.	6,6	22,0	84,0	101,0	365	73,0	12,0	-	0,10	0,007	-	1,99	0,02	0,2	0,01	0,08	0,08	

(a) N.T. = Não apresentou toxicidade aguda na concentração máxima testada (90%).  
 (b) I.Tox. = Índices de toxicidade, ou seja, baixa porcentagem de imobilidade dos organismos na máxima concentração testada (90%).  
 (c) N.D. = Não detectado.  
 (d) Resultados de análises químicas com (, indicam valores abaixo do limite de detecção analítica.

TABELA 2 - Correlação entre os resultados dos testes de toxicidade (CE(I)50,24h) e as variáveis físico-químicas analisadas nas águas dos corpos hídricos receptores.

Variáveis	Modelos	n	Coeficientes de determinação ( $r^2$ )			
			$Y=A+Bx$	$Y=A \cdot 10^{Bx}$	$Y=A+B \log x$	$Y=Ax^B$
Carbono Orgânico Total		9	0,02	0,02	0,03	0,01
Cianeto		4	0,10	0,08	0,10	0,07
Cloreto		9	0,04	0,27	0,10	0,40
Cobre Total		9	0,50*	0,86*	0,66*	0,77*
Condutividade		9	0,10	0,27	0,12	0,30
Cromo VI		4	0,71	0,96*	0,72	0,96*
DBO		9	<0,01	0,06	0,01	0,04
DQO		9	0,03	0,15	0,01	0,17
Fenol		9	0,04	0,08	0,14	0,27
Mercurio		9	0,18	0,22	0,25	0,38
Níquel Total		9	0,01	0,07	<0,01	0,08
Nitrogênio Amoniacal		9	0,01	0,02	0,03	<0,01
pH		9	0,07	0,07	0,07	0,07
Resíduo não filtrável		9	0,01	0,10	<0,10	0,05
Sulfeto		6	0,01	0,02	0,07	0,10
Surfactantes		9	0,31	0,03	0,35	0,05
Zinco		9	0,02	<0,01	0,01	<0,01

\* Correlação significativa ( $P < 0,05$ )  
n = pares de dados

Figura 2 - Representação gráfica e equação obtida na análise de regressão entre os resultados dos testes de toxicidade e os das análises de cobre total.

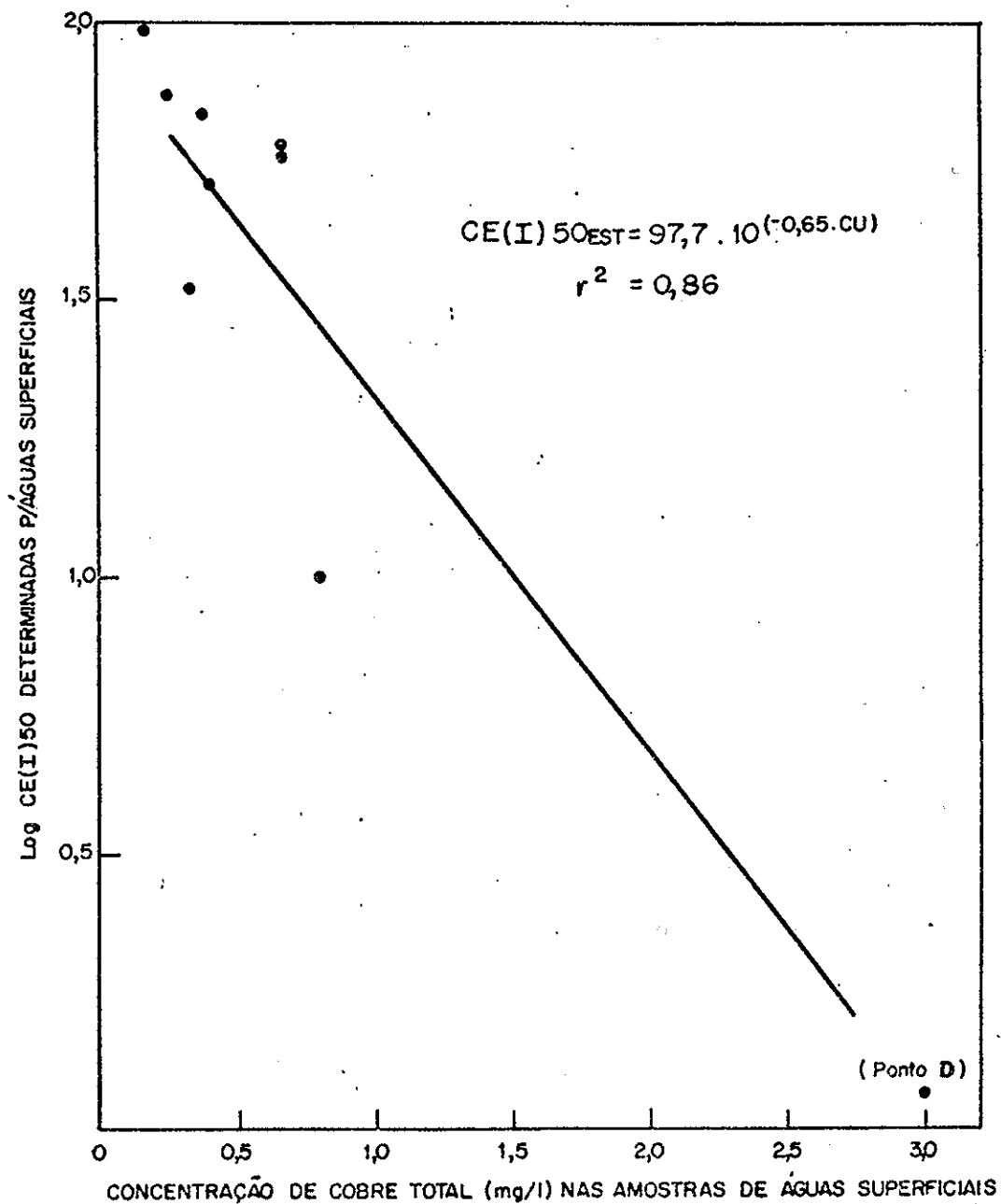
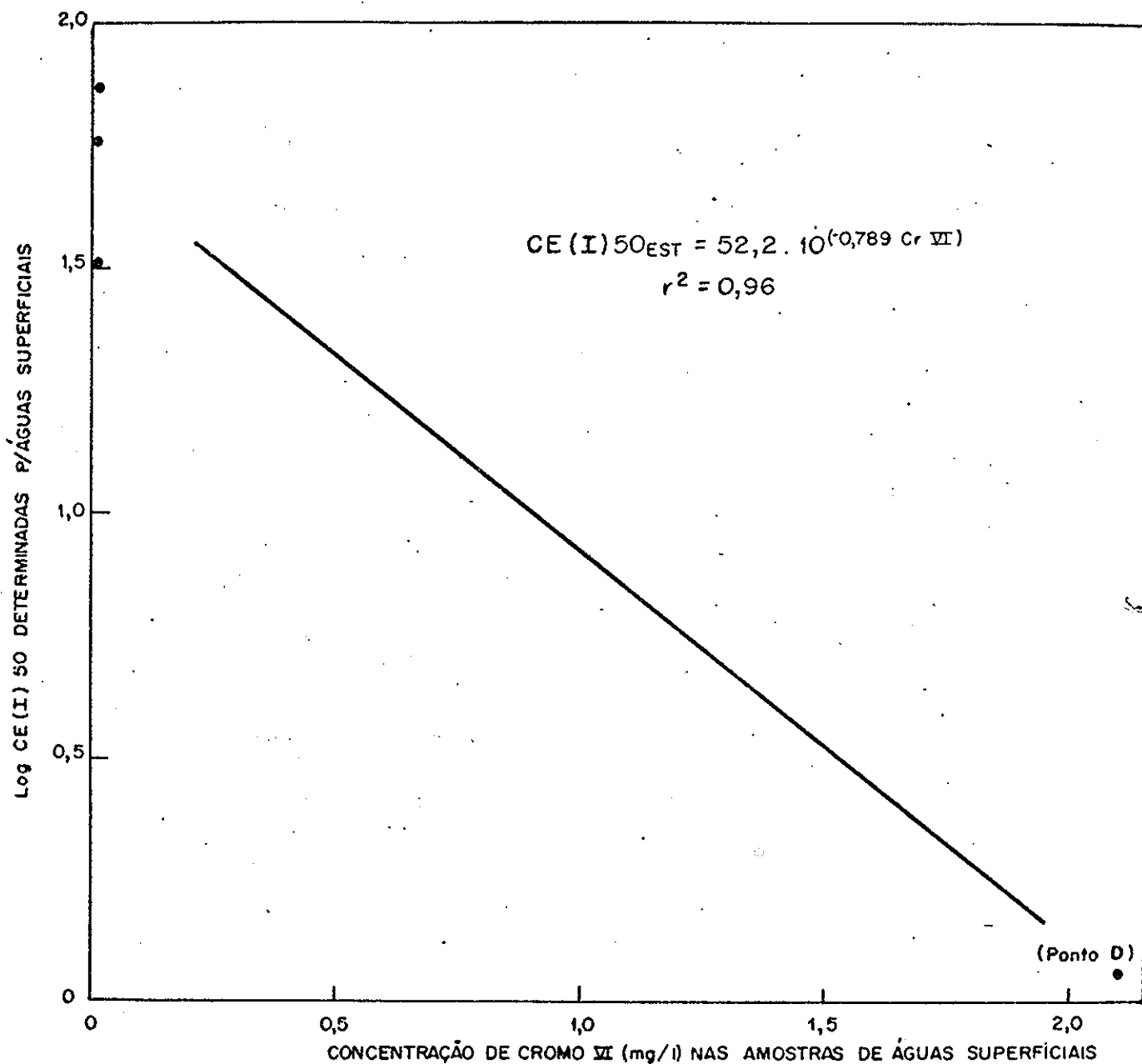


Figura 3 - Representação gráfica e equação obtida na análise de regressão entre os resultados dos testes de toxicidade e os das análises de cromo VI.



## DISCUSSÃO

Embora a detecção de qualquer nível de efeito tóxico agudo em águas superficiais indique uma situação crítica, verificou-se que este efeito foi mais acentuado, em geral, nos rios e córregos de menor vazão relativa. Por exemplo, verificou-se que o rio Tamanduateí, no Ponto F, apresentou indícios de toxicidade aguda, que se elevou no ponto L, após receber as águas do Ribeirão dos Meninos, mas decresceu até não apresentar toxicidade aguda antes de desembocar no rio Tietê, em cujos pontos foi verificada ausência de toxicidade aguda (M, N, U, X), à exceção do ponto O, onde foi detectado um nível muito baixo desse efeito.

Assim, a análise global dos dados revela que há uma tendência de diminuição e até ausência de toxicidade aguda, à medida que a amostragem de água nos rios se afasta das fontes industriais identificadas e à medida que a vazão relativa desses rios vai aumentando.

Além da diluição, o decréscimo dos níveis de toxicidade das águas pode ser explicado por processos de degradação dos agentes químicos no corpo receptor ou, ainda, pela não biodisponibilidade das substâncias tóxicas. Dentre os processos que afetam a biodisponibilidade das substâncias, pode-se citar: a afinidade preferencial de determinados poluentes pelo sedimento, adsorção a sólidos em suspensão, adsorção a ácidos húmicos e outras macromoléculas, formação de suspensões coloidais, quelação, complexação e ionização (Chapman et alii, 1982; Spacie & Hamelink, 1985). Dessa maneira, o agente tóxico pode estar presente no corpo d'água, porém, ou não é amostrado por se depositar no fundo, ou se encontra na amostra mas em forma não disponível para causar um efeito tóxico aos organismos vivos, como é o caso dos complexos organometálicos (Sprague, 1985).

Rand & Petrocelli (1985) destacaram, ainda, que alguns agentes tóxicos adsorvidos a sedimentos ou a partículas coloidais podem permanecer irreversivelmente nesta forma e não mais se tornar disponíveis. No entanto, alguns desses complexos podem ser ingeridos por organismos bentônicos ou incorporados a estes através da água intersticial, serem acumulados, metabolizados e devolvidos sob a forma ativa para o corpo d'água.

Um fator que pode alterar o nível da toxicidade é a remoção parcial ou total do material de fundo do corpo d'água. Esse aspecto mostra-se relevante, uma vez que trabalhos de desassoreamento do rio Tietê vinham sendo executados nas várias épocas de coleta.

Considerando os resultados obtidos nesta pesquisa, é importante ressaltar que a não detecção de toxicidade aguda, em diversas amostras de água estudadas, não exclui a possibilidade de que possam causar efeito tóxico crônico a organismos aquáticos. Cabridenc & Lundahl (1974) e CETESB (1986c) também observaram que águas com sinais evidentes de poluição podem não apresentar toxicidade aguda. Galvão et alii (1988) e Stubblefield & Maki (1986), trabalhando com efluentes de indústrias de papel e celulose e de refinaria de petróleo, respectivamente, demonstraram que amostras que não causam toxicidade aguda podem apresentar toxicidade crônica. Em função dessas evidências, é recomendável também a utilização de testes crônicos para avaliar efeitos tóxicos menos perceptíveis em águas superficiais.

Outro aspecto que merece discussão refere-se à toxicidade aguda observada na amostra de água do ponto Q (CE(1)50 = 8,4%). Este ponto está localizado num reservatório pertencente à classe 2, onde está prevista a preservação da flora e fauna aquáticas (Estado de São Paulo, 1976). De acordo com o Índice de Qualidade das Águas (IQA), este reservatório é classificado, na maior parte

do tempo, como bom para abastecimento público (CETESB, 1986a). Entretanto, a toxicidade detectada neste recurso hídrico foi uma das mais elevadas, sendo comparável àquela de efluentes industriais. A mesma situação foi verificada na água do rio Baquirivu (Ponto R), pertencente à classe 3 e classificada como aceitável/imprópria pelo IQA, sendo que a amostra deste rio apresentou  $CE(1)50 = 8,6\%$ .

Diante desses resultados, algumas considerações se fazem necessárias quanto à utilização do IQA, principalmente no que se refere ao índice de Toxicidade (IT), pois, como se sabe, seu cálculo não se embasa nos resultados de testes de toxicidade com organismos aquáticos e seu significado não engloba qualquer identificação de efeito tóxico a esses organismos.

Em princípio, o IQA visa caracterizar a qualidade de água a ser utilizada para consumo humano. No cálculo do IQA, são consideradas nove variáveis: OD, DBO, coliformes fecais, temperatura, pH, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais e turbidez. Além dessas variáveis, o conjunto de substâncias tóxicas que contribuem para o índice de Toxicidade (IT) são: bário, cádmio, chumbo, cobre, cromo total, estanho, mercúrio, zinco e fenol.

No cálculo do IQA essas substâncias tóxicas são consideradas indiretamente, através de uma variável binária que assume valor 0 (zero) caso um ou mais dos elementos tóxicos do conjunto considerado ultrapasse o limite permitido, ou valor 1 (um), caso esses elementos estejam dentro dos limites (CETESB, 1986a). Desta forma, a nota final de uma amostra extraída num determinado ponto de amostragem será o resultado do produto do IQA pelo IT (índice de Toxicidade), representado pela variável binária (0 ou 1).

Deve-se ressaltar, ainda, que os teores máximos permissíveis de substâncias tóxicas, utilizados no índice de Toxicidade (IT), e que influenciam na nota final de uma amostra, são os mesmos

fixados nos padrões de qualidade das águas dos respectivos corpos receptores (Estado de São Paulo, 1976). Portanto, para rios enquadrados nas classes 1 e 2, onde está prevista a preservação da flora e fauna, é admissível supor que quando as notas finais de IQA apresentarem valores iguais a zero, a qualidade da água estará imprópria não apenas para abastecimento público, mas também para a manutenção da vida aquática. Neste sentido, o IQA, através do índice de Toxicidade, poderia ser utilizado indiretamente como um indicador da qualidade de água para a biota aquática, levando em consideração apenas os teores de substâncias tóxicas nas amostras de águas superficiais.

Assim, com base nessa interpretação, procurou-se correlacionar os níveis de toxicidade detectados com os teores de substâncias potencialmente tóxicas, presentes nas amostras. Foram consideradas, além das substâncias tóxicas já mencionadas, outras que podem causar efeitos deletérios a organismos aquáticos, e variáveis que contribuem significativamente quando baixos valores de IQA são observados (Tab. 2).

Pela análise da Tabela 2, verificou-se, através das quatro equações utilizadas, que a maioria das variáveis estudadas não se correlacionou com a toxicidade a *Daphnia similis*, inclusive substâncias tais como sulfeto, surfactantes e zinco, que em muitas amostras apresentaram teores suficientes para, isoladamente, causarem efeito tóxico agudo. Ainda, no que se refere às correlações entre os teores de cobre total e cromo VI e a toxicidade das amostras analisadas, pode-se considerar que as equações estabelecidas nas Figuras 2 e 3 tornam-se de uso restrito para estimar a toxicidade aguda de águas superficiais, pois, como o número de observações é reduzido, pode-se considerar que os dados disponíveis induziram a uma correlação que talvez não seja verdadeira.

A ausência de uma evidente correlação entre a toxicidade e

os resultados de análises físico-químicas foi também notada, através dos dados obtidos em alguns pontos de amostragem, neste estudo. Assim, comparando os resultados das análises químicas dos pontos E e H (Tab. 1), verificou-se que, embora a amostra desse último ponto apresentasse teores mais elevados de vários agentes tóxicos, esta mostrou-se menos tóxica que a do Ponto E. O mesmo fato foi observado comparando-se os dados dos Pontos G e M, onde a amostra do ponto M não apresentou toxicidade, apesar dos teores mais elevados de alguns metais.

Portanto, através das evidências apresentadas, verifica-se a dificuldade de se prever ou explicar a toxicidade para organismos aquáticos em função dos teores de agentes tóxicos isolados, determinados através de análises químicas. Deve-se acrescentar, ainda, que, do mesmo modo que os resultados dos testes de toxicidade aguda não se correlacionaram com os elevados teores das substâncias, é de se esperar que baixos teores de agentes químicos também não se correlacionem com a toxicidade crônica aos organismos aquáticos.

Considerando estes aspectos, conclui-se que a utilização do Índice de Toxicidade (IT), que se baseia em resultados de análises químicas, pode não expressar as reais condições de águas superficiais, visando a proteção da vida aquática. Convém ressaltar que a limitação desse índice reside em não considerar que, numa amostra de água superficial, a toxicidade pode ser consequência de vários fatores, destacando-se dentre eles a ação conjunta de baixas concentrações de agentes tóxicos, incluindo os não determinados quimicamente, e a biodisponibilidade desses agentes. A impossibilidade de aplicar os dados de IQA e seu respectivo IT para indicar condições desfavoráveis a organismos aquáticos foi anteriormente apontada por Gherardi-Goldstein et alii (1981), que demonstraram ocorrer toxicidade aguda a *Daphnia similis* em rios pertencentes às classes 2 e 3, sendo que os

teores de substâncias tóxicas estavam dentro dos limites estabelecidos pelos padrões de qualidade das águas. Esses autores observaram também que, nas amostras onde evidenciou-se toxicidade, os valores de colimetria foram baixos, indicando que este fato poderia estar associado à presença de substâncias tóxicas não analisadas; assim, os valores de colimetria podem ter contribuído para um IQA pouco representativo. Zagatto et alii (1987) também demonstraram que as águas de alguns rios da bacia do rio Cubatão, enquadrados nas classes 2 e 3, apresentaram toxicidade a *Daphnia similis*, apesar de atenderem aos padrões de qualidade das águas e serem classificadas como aceitáveis para tratamento convencional, pelo IQA (CETESB, 1984).

Assim, através dos dados discutidos neste trabalho, torna-se importante ressaltar que a limitação acusada para o IT, e conseqüentemente para o IQA, são válidas também para os padrões numéricos de qualidade das águas, estabelecidos com a finalidade de proteção da vida aquática. Desse modo, os diversos padrões contemplados na Resolução CONAMA no 20 (Brasil, 1986), podem eventualmente não ser suficientes para caracterizar efeitos adversos à flora e fauna aquáticas, principalmente quanto à toxicidade crônica. Por essa razão, o Artigo no 12 dessa Resolução especifica que as eventuais ações entre as substâncias citadas, ou mesmo outras não discriminadas nessa Resolução, não deverão "conferir às águas características capazes de causarem efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida".

Portanto, os testes de toxicidade com organismos aquáticos devem ser considerados como uma análise essencial, tanto para complementar a caracterização da qualidade das águas superficiais, como para avaliar a extensão do impacto que efluentes líquidos causam aos corpos hídricos receptores. Nesse

sentido, a utilização dos testes de toxicidade não deve ser encarada como uma sofisticação mas, até o momento, como a melhor metodologia disponível, capaz de detectar efeitos tóxicos agudos ou crônicos de misturas de substâncias à biota aquática que se pretende preservar.

#### AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Angela M. de O. Moraes e Tania L. de Souza o apoio administrativo prestado, e a Marisa Cury pelas ilustrações apresentadas.

#### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater.  
15th Ed. New York. AWWA/WPCF. 1134 p. 1980.  
Standard Methods for Examination of Water and  
Wastewater. 16th Ed. New York. AWWA/WPCF. 1268 p. 1985.
- BORGES, P.R. Pré-condicionamento e lançamento de resíduos  
Industriais em sistemas de esgotos como alternativa de  
controle de poluição hídrica. São Paulo. SABESP, 22 p. 1983  
(Trabalho apresentado no Congresso Brasileiro de Engenharia  
Sanitária e Ambiental. 12. Camboriú, 1983).
- BRASIL. Decretos, Leis, etc.. Portaria GM/0013, de 15/01/1976.  
In: CETESB. Legislação Básica - Poluição Ambiental Estadual e  
Federal. p. 10-14. 1982.

Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente.

CONAMA. Resolução no 20, de 18/06/86. Diário Oficial da União, de 30/07/86.

BUIKEMA, A.L. Jr.; NIEDERLEHNER, B.R.; CAIRNS, J. Jr. Biological Monitoring - Part IV - Toxicity Testing. Water Research, 16 (3): 239-262. 1982.

CABRIDENC, R. & LUNDAHL, P. Intéret et limites d'un "test daphnie" pour l'étude des misances des polluants vis-a-vis de l'environnement. T.S.M., L'Eau, 69 (6): 340-345. 1974.

CETESB. São Paulo. Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. 134 p. São Paulo. 1984.

Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo.

134 p. São Paulo. 1986a.

CETESB. São Paulo. Água - Teste de Toxicidade aguda com Daphnia similis Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea). Norma Técnica no L5.018. 27 p. 1986b.

Avaliação da toxicidade das águas, sedimentos dos rios e efluentes industriais da região de Cubatão. 226 p., 11. São Paulo. 1986c.

Avaliação da toxicidade de despejos industriais na região da Grande São Paulo 92 p. (São Paulo). 1987.

CHAPMAN, P.M.; ROMBERG, G.P. and VIGERS, C.A. Design of monitoring studies for priority pollutants. Journal Wat. Poll. Contr. Fed. 54 (3): 292-297. 1982.

ESTADO DE SÃO PAULO. Decretos, Leis, etc.. Decreto 8468, de 08/07/76. In: CETESB. Legislação Básica. Poluição Ambiental. Estadual e Federal. São Paulo. p. 7-53. 1982.

GALVÃO Fo, J.B.; GRIECO, V.M.; ARAÚJO, R.P.A.; ORTOLANO, M.R. BERTOLETTI, E.; RAMOS, M.L.L.C. Treatability studies and toxicity reduction in pulp and paper mill effluents. Wat. Sci. Tech. 20 (1): 149-160. 1988.

- GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; FERNÍCOLA, N.A.G.G.; ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E.; ARAÚJO, R.P.A.; MOURA, A.C.N. Contribuição da toxicologia ambiental para o controle da poluição das águas. São Paulo. CETESB. 19 p. 1981 (Trabalho apresentado no Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 11. Fortaleza, 1981).
- MACEK, K.J. Aquatic Toxicology: Fact or Fiction? Environmental Health Perspectives. 34: 159-163. 1980.
- NAS/NAE. Water Quality Criteria 1972. Ecol. Res. Series. USEPA (EPA-R3-73-033). Washington, D.C. 594 p. 1973.
- RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. Introduction. In: G.M. Rand & S.R. PETROCELLI Eds. Fundamentals of Aquatic toxicology. Hemisphere Publ. Co. 1985. p. 1-56.
- SPACIE, A. & HAMELINK, J.L. Bioaccumulation. In: G.M. Rand & S.R. Petrocelli (Eds.). Fundamentals of Aquatic Toxicology. Hemisphere Publ. Co. Washington. 1985.
- SPIEGEL, M.R. Estatística. São Paulo. McGraw-Hill do Brasil, 580 p. 1977.
- SPRAGUE, J.B. Factors that modify toxicity. In: G.M. Rand & S.R. Petrocelli (Eds.). Fundamentals of Aquatic Toxicology. Hemisphere Publ. Co. Washington. 1985. p. 124-163.
- STUBBLEFIELD, W.A. & MAKI, A.W. Environmental Safety Assessment of Oil Refinery Effluents. In: H.L. Bergman, R.A. Kimerle and A.W. Maki (Eds.). Environmental Hazard Assessment of Effluents. Pergamon Press, N.Y. 1988. 282-298.
- WHO. Geneva. International. DIG Health Leg. 17: 829-834. 1967.
- ZAGATTO, P.A.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; BERTOLETTI, E.; LOMBARDI, C.C.; MARTINS, M.H.R.B.; RAMOS, M.L.L.G. Bioassays with aquatic organisms: Toxicity of water and sediment from Cubatão river basin. Water Science and Technology. 19 (11): 95-108. 1987.