

# Toxicidade em águas do Estado de São Paulo<sup>(1)</sup>

Pedro Antonio Zagatto<sup>2</sup>  
Elenita Gherardi Goldstein<sup>3</sup>

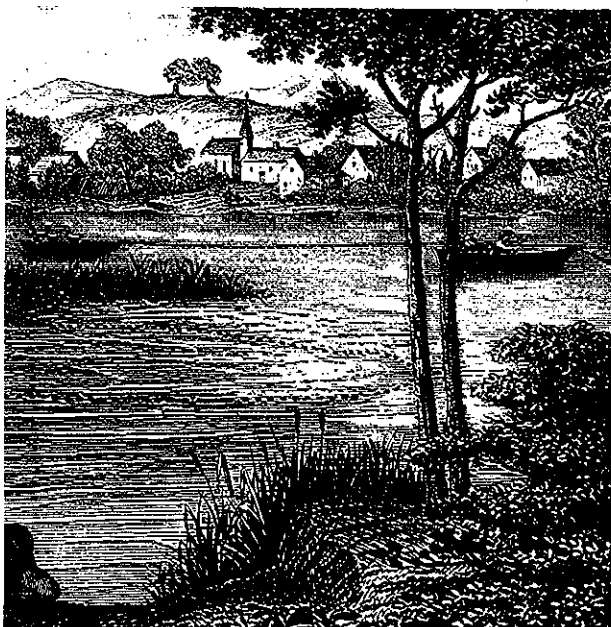
**RESUMO** A avaliação da toxicidade aguda das águas, por meio de testes de toxicidade com organismos aquáticos, constitui-se numa primeira tentativa de avaliar e alertar para um problema de qualidade ambiental de águas que recebem despejos domésticos e industriais. Com essa finalidade foram realizados, durante o período de outubro de 1980 a janeiro de 1985, 213 testes de toxicidade com *Daphnia similis*, com amostras de água de diversos cursos d'água do Estado de São Paulo. Dentre estas, 22 apresentaram efeito tóxico agudo, indicando, portanto, condições ambientais inadequadas à manutenção da vida aquática. Nem sempre foi possível correlacionar o efeito tóxico observado com as variáveis físico-químicas e biológicas analisadas.

**Palavras Chave:** Qualidade de Água, Toxicidade, *Daphnia*.

**ABSTRACT** Acute toxicity tests with *Daphnia similis* were run as an attempt to give evidence to an environmental quality problem in water bodies receiving domestic and industrial wastewaters. Samples from several rivers and a reservoir from the State of São Paulo were assayed from October 1980 through January 1985. Among 213 samples, 22 caused toxicity, indicating that the environmental conditions were inadequate for the maintenance of aquatic life. A correlation between toxicity and chemical and biological data was not always possible.

**Key-words:** Water quality, toxicity, *Daphnia*.

Os corpos hídricos de muitas regiões brasileiras, como por exemplo das que abrigam pólos industriais, vêm sofrendo uma degradação ambiental efetiva causada pelos efluentes industriais e domésticos (SEMA, 1984; Zagatto *et alii*, 1987; Cetesb, 1987).



À medida que os centros urbanos e a produção industrial se expandem, a tendência é de que essas contribuições líquidas aumentem também, caso não sejam implantados, concomitantemente a esse crescimento, sistemas de tratamento com capacidade suficiente para remoção de substâncias potencialmente tóxicas, a níveis aceitáveis para manutenção da vida aquática.

Nessas últimas décadas, muitos países, com o objetivo de reduzir as emissões de substâncias tóxicas, incluíram em suas legislações medidas que objetivaram a proteção da fauna e flora aquática (Brasil, 1976; OECD, 1984) e especialmente a preservação de peixes em geral, os quais se constituem numa importante fonte de alimento para o homem.

As medidas preventivas e corretivas para a preservação e proteção da flora e fauna aquáticas basearam-se em estudos ecotoxicológicos, por meio dos quais foram estabelecidos limites permissíveis de poluentes na água. Assim, esses limites passaram a ser utilizados com frequência no fornecimento de subsídios às ações de controle e denominados como padrões de qualidade de água e efluentes (Brasil, 1976; USEPA, 1976; Environment Canada, 1979). Entretanto, nem sempre a utilização desses padrões de qualidade, medidos através das análises físico-químicas, é su-

1. Trabalho elaborado com apoio do PROCOP, dentro do Programa de Assistência Técnica, Projeto de Capacitação Técnica de Recursos Humanos.

2. Biólogo da Cetesb.

3. Bióloga da Cetesb — Mestre pela Escola Paulista de Medicina.

ficiente para avaliar a qualidade de águas que recebem efluentes domésticos e industriais complexos. Devido à complexidade e variabilidade de compostos orgânicos e inorgânicos que podem estar presentes num mesmo efluente, ou corpo hídrico, é recomendável que a caracterização dessas águas seja complementada. Neste sentido, associados ao controle e prevenção da poluição das águas, têm sido utilizados testes de toxicidade, por meio dos quais determina-se o potencial, tóxico de um agente químico ou de uma mistura complexa, onde os efeitos desses poluentes são mensurados através da resposta dos organismos vivos, ou seja, por meio de testes de toxicidade.

O universo de testes de toxicidade é grande e, por razões práticas e econômicas, é preciso escolher, de forma a atender as exigências científicas e práticas, testes cujas técnicas sejam reconhecidas ou padronizadas a nível nacional ou internacional (Cabridenc, 1980). Com essa finalidade têm sido desenvolvidos e utilizados principalmente testes com peixes, microcrustáceos, algas e bactérias, sendo que alguns métodos já foram padronizados e outros estão em via de padronização.

Dentre os organismos recomendados, as espécies do gênero *Daphnia* têm sido amplamente utilizadas como organismos teste para avaliação da toxicidade de efluentes, águas continentais, lixiviados de resíduos sólidos, formulações químicas e outros, por serem organismos de fácil manutenção em laboratório e por serem sensíveis a diferentes grupos de agentes químicos (Tunstall & Solinas, 1977; Buikema *et alii*, 1980).

Assim, com o propósito de avaliar a qualidade das águas de diferentes corpos hídricos, foram realizados testes de toxicidade aguda com *Daphnia similis*, utilizando amostras de água de diversos rios e de uma represa do Estado de São Paulo. Objetivou-se também, neste trabalho, fazer uma análise comparativa entre os resultados dos testes de toxicidade e os das análises físico-químicas e biológicas que são realizados periodicamente no programa anual de monitoramento da qualidade das águas.

### Materiais e métodos

Dos locais que são rotineiramente amostrados, para controle de qualidade das águas, através de análises físico-químicas e biológicas, foram selecionados os seguintes pontos de rios e represa do Estado de São Paulo, codificados e descritos de acordo com Cetesb (1980; 1981; 1982; 1983; 1984):

00SP81TU2500 — Rio Turvo, na fazenda Sta. Maurá, Divisa de Nova Granada e Icém.

00SP61PA2098 — Rio Paraíba, próximo ao local da captação de água do Município de São José dos Campos.

00SP02TE4020 — Rio Tietê, na ponte da estrada que vai de Cumbica a S. Miguel Paulista.

00SP72PD2040 — Rio Pardo, ponte da rodovia Ribeirão Preto-Batatais.

00SP61PA2490 — Rio Paraíba, na ponte da Cidade de Queluz.

01SP11TE2050 — Rio Tietê, na ponte de concreto a jusante da barragem de Pirapora.

00SP03GR2100 — Rio Grande ou Jurubatuba, em Rio Grande da Serra.

00SP12CA2200 — Rio Capivari, ponte Mor, fazenda Rio Acima, no Município de Monte Mor.

01SP03BI2500 — Represa Billings, Imigrantes.

01SP04CO2500 — Rio Cotia, Barragem das Graças, Município de Cotia.

00SP13JU4270 — Rio Jundiá, no distrito de Itaici.

00SP14PI2135 — Rio Piracicaba, ponte da estrada de Americana-Limeira.

00SP14PI2215 — Rio Piracicaba, margem direita, 1,2 km a jusante da foz do Ribeirão Piracicaba Mirim.

00SP14CR2500 — Rio Corumbataí, Usina Tamandupa, em Recreio.

00SP51MO2200 — Rio Moji, ponte da rodovia Cubatão-Guarujá.

00SP15SO2120 — Rio Sorocaba, ponte na localidade de Itavuvu.

00SP42TQ2012 — Rio Taquari, ponte da rodovia Itapeva-Itararé.

00SP61PA2310 — Rio Paraíba, ponte na Cidade de Aparecida.

00SP73MG2070 — Rio Moji-Guaçu, Pádua Sales, na rodovia Leme-Conchal.

00SP81PE2500 — Rio Preto, ponte da estrada de Américo de Campos-Palestina.

00SP72PD2060 — Rio Pardo, ponte da estrada Pontal-Morro Agudo.

00SP81TU2250 — Rio Turvo, ponte da rodovia Guapiçu-Olimpia.

00SP54RB2020 — Rio Ribeira, 3 km de Itaoca, na estrada da Balsa.

Inicialmente, foram selecionados quatro rios que recebem efluentes líquidos industriais e domésticos. Amostras das águas desses rios foram coletadas mensalmente, a partir de outubro de 1980 até 1981 (Tabela 1).

Em função dos resultados obtidos, os pontos que apresentaram positividade (toxicidade) foram também amostrados nos anos posteriores.

A partir de 1982, o número de pontos de amostragem foi ampliado, para 23, sendo cada ponto amostrado alternadamente durante os anos. A frequência de amostragem está descrita na Tabela 1.

As amostras de água foram testadas com o microcrustáceo *Daphnia similis*, segundo o método ISO (1980), utilizando-se como água de diluição, água mole, reconstituída, com dureza de 40 a 48 mg/L, expressa em Ca CO<sub>3</sub>.

Os resultados dos testes de toxicidade foram expressos em termos de porcentagem da amostra que causa 50% da imobilidade dos organismos teste, em 24 horas de exposição (CE50, 24h). Os valores de CE50 foram determinados através do método estatístico Spearman-Kärber, descrito por Hamilton *et alii* (1977).

Os dados das análises físico-químicas para comparação dos resultados foram obtidos dos relatórios Cetesb (1980, 1981, 1982, 1983, 1984).

### Resultados

Das 213 amostras de água testadas, 22 apresentaram efeito tóxico agudo para *Daphnia similis*. Os resultados dos testes de toxicidade, bem como os resultados das análises físico-químicas e biológicas desses pontos, constam na Tabela 2.

Na Figura 1 estão representados o número total de amostras testadas e a frequência de ocorrência de toxicidade nos diferentes pontos.

**Tabela 1 — Freqüência de amostragem de água**

Ponto de Anostragem	Ano/Reses:	1980	1981	1982	1983	1984	1985
00SP02TE4020		X	X	X	X	X	X
01SP11TE2050		X	X	X	X	X	X
00SP61PA2490		X	X	X	X	X	X
00SP03GR2100		X	X	X	X	X	X
00SP12CA2200							
01SP03BI2500							
01SP04BE2500							
00SP13JU4270							
00SP14PI2135							
00SP14SI2215							
00SP14CR2500							
00SP51M02200							
00SP15S02120							
00SP42TS2012							
00SP61PA2310							
00SP73NS2070							
00SP72PD2060							
00SP81PE2500							
00SP31TL2250							
00SP54R02320							
00SP81TU2500							
00SP61PA2090							
00SP72PD2040							

Tabela 2 — Resultados físico-químicos e biológicos das amostras de água que apresentam efeito tóxico agudo a DAPHNIA

Variáveis mg/l	00SP61PA2490				00SP61PA2310	00SP03GR2100					
	NOV/80	NOV/81	AGO/82	DEZ/82	JUN/83	JAN/81	FEV/81	ABR/81	SET/81	DEZ/81	FEV/83
CE50:24h.Z	72	IT	IT	IT	49	12	51	entre 10-90	IT	IT	IT
O80	2	1	1	2	1	4	2	3	2	2	6
Coliforme total	230	33000	3300	3300	49000	110	3300	140	7900	13000	3300
Coliforme fecal	230	33000	3300	3300	2200	7	230	22	350	13000	2300
Nitrogênio total	1,08	2,41	1,32	1,32	1,02	2,04	0,74	1,06	2,44	2,22	0,085
Fósforo total	0,107	0,141	0,127	0,134	0,141	0,065	0,06	0,085	0,11	0,075	0,205
Resíduo total	90	158	95	143	165	164	145	206	260	146	121
Turbidez (UFT)	25	69	27	73	130	17	5	5	8	19	30
Bário	0,002	0,01	ND	ND	0,05	0,004	ND	0,003	0,047	0,01	0,03
Cádmio	ND	0,001	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,07	0,001	ND
Chumbo	0,001	0,001	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,012	0,01	0,01
Cobre	0,003	0,01	0,01	0,02	0,01	0,005	0,002	0,001	0,022	0,001	ND
Cromo	0,002	0,01	0,01	ND	ND	ND	ND	ND	0,003	0,001	ND
Estanho	ND	0,001	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,003	0,001	ND
Mercurio	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0016	0,0038	0,0023
Zinco	0,04	0,05	0,05	0,05	0,03	0,01	0,006	0,01	0,06	0,04	0,02
Fenol	0,0007	0,0007	0,0025	0,001	0,001	0,0008	0,0007	0,0007	0,0007	0,0007	0,001
Ferro	0,09	0,76	0,36	1,19	6,9	0,002	0,001	ND	0,011	0,06	3,9
Manganês	0,04	0,07	0,07	0,09	0,07	0,005	0,05	0,13	0,24	0,17	0,09
Níquel	0,002	0,02	0,02	0,02	0,01	0,005	ND	ND	ND	0,01	ND
Cloreto	7	5,6	4,9	5,6	2,9	54	51,9	84,2	116	37	21,8
D80	7	14	15	12	14	49	19	15	16	24	33
Surfactantes	0,09	0,05	0,04	0,04	0,08	0,13	0,07	0,09	0,09	0,1	0,05
N.Nitrato	0,23	1,7	0,71	0,31	0,11	0,12	0,03	0,15	1,12	0,01	0,18
N.Nitrito	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01	0,005
N.Amoniacal	0,11	0,26	0,08	0,11	0,3	0,13	0,02	0,06	0,35	0,04	0,25
N.Kjeldahl	0,04	0,7	0,6	1	0,9	1,9	0,7	0,9	1,3	1,4	0,7
Resíduo Fixo	67	125	67	117	140	136	114	179	226	108	83
Resíduo Volátil	23	33	28	26	25	28	31	27	42	38	38
pH	6,6	6,4	6,5	6,9	5,9	8,5	7,2	7,6	5,2	6,6	6,3
OD	7	6,8	8	6,5	5,2	9,3	1,2	9,6	6,5	5,7	2,9

00SP02TE4020	00SP51NO2200						00SP04002500	00SP14CR2500	00SP73062070	00SP54082020
JUL/81	MAR/82	NOV/82	NOV/83	MAR/84	JUL/84	NOV/84	MAR/82	FEV/83	ABR/83	NOV/83
IT	IT	IT	IT	73	IT	37	IT	IT	23	IT
18	1	1	1	1	2	1	11	2	1	1
940000	1700	7900	79000	460	2400000	33	13	220000	2200000	7900
79000	4900	4900	3100	230	920000	5	2	170000	1100000	7900
4,86	9,1	11,6	10,2	10,9	50,5	41,2	0,53	1,04	1,06	0,39
0,305	4,5	6,3	1,4	1,2	16	17,5	0,02	0,020	0,036	0,02
374	196	244	167	147	413	269	41	224	125	92
36	38	25	10	2	23	2,5	6,5	80	37	40
0,003	0,01	ND	0,5	0,05	0,05	0,1	-	0,07	0,02	0,50
ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND	ND	ND
0,004	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND	ND	ND
0,01	0,01	ND	0,01	0,01	0,01	0,01	-	0,02	0,01	ND
0,002	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	0,01	ND	ND
ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	-	ND	ND	ND
0,0006	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	-	0,00020	0,00020	0,0002
0,28	0,03	0,03	0,03	0,02	0,04	0,06	-	0,02	0,02	0,01
0,026	0,005	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	-	0,001	0,001	0,003
0,744	0,19	0,01	2,21	1,2	4,2	1,34	-	9,44	6,28	3,54
0,17	0,55	0,8	0,52	0,54	1,05	0,63	-	0,3	0,18	0,07
0,006	ND	ND	0,01	ND	ND	0,03	-	0,02	ND	0,01
60,1	14	9	9	9	22	17	2	2	4,5	2
118	9	6	2	1	16	9	14	18	11	17
0,65	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	-	0,06	0,16	0,04
1,9	5,88	6,27	6,38	5,58	12,4	13,2	0,02	0,21	0,14	0,08
0,26	0,02	0,03	0,02	0,02	0,06	0,02	0,005	0,01	0,01	0,01
0,83	1,8	4	2,7	4,7	30	29	0,06	0,1	0,13	0,05
2,7	3,2	5,3	3,8	5,3	38	28	0,5	0,02	0,01	0,3
247	122	156	92	107	259	159	-	179	99	63
127	74	88	75	40	154	110	-	45	26	29
5,6	5	4,6	5,4	3,5	5,5	1,0	6,2	6,8	6,8	7,2
0,2	7,9	7,4	9	8,1	8	8,1	7,1	8,2	6,6	6,2

IT = Índices de Toxicidade — = Análise não efetuada — ND = Não detectado

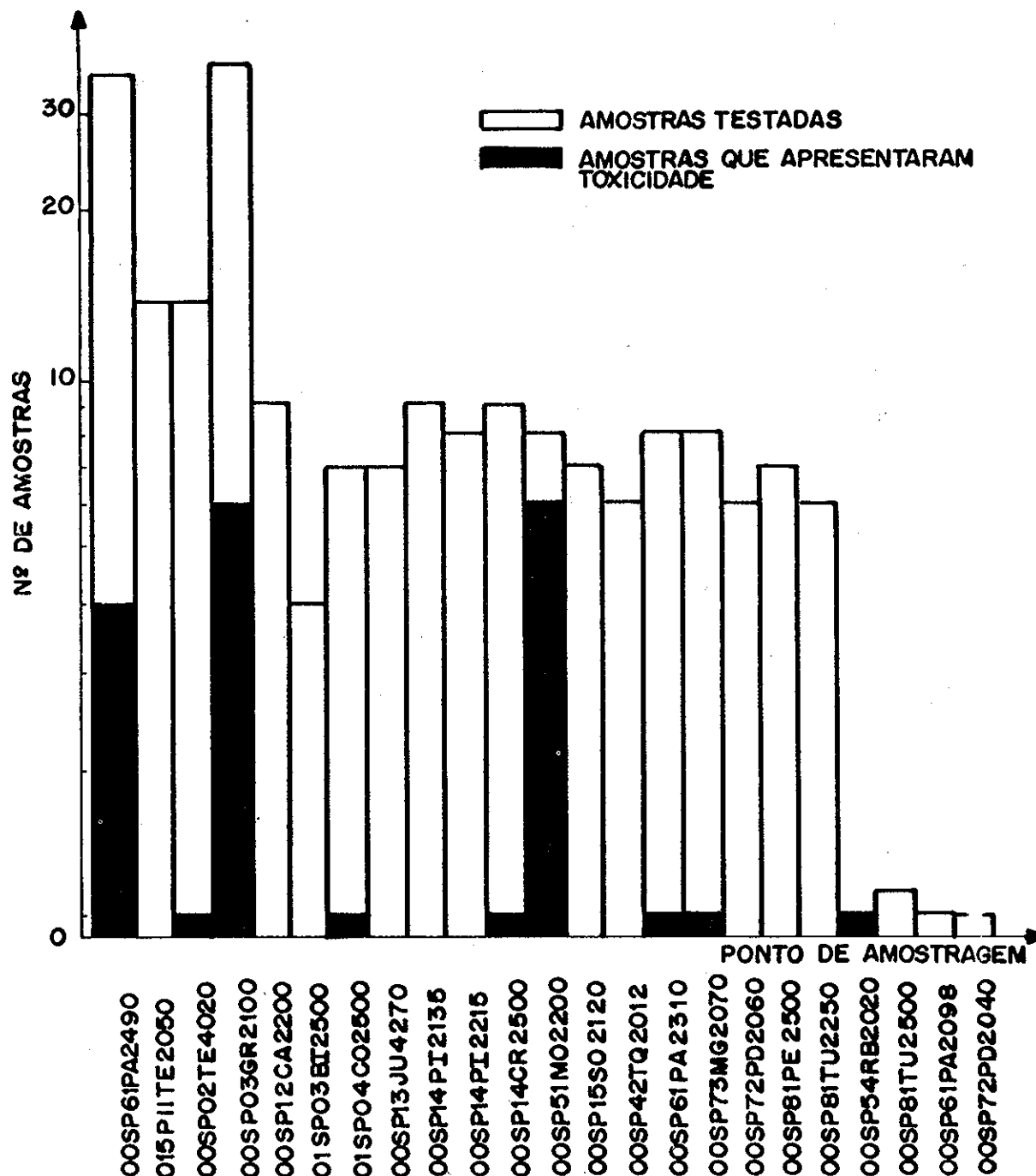
Dessas 22 amostras foi possível determinar a CE50; 24h, de apenas oito. Nas demais ocorreu menos de 50% de imobilidade dos organismos teste, na concentração teste mais elevada, de 90%. Este efeito foi considerado como indício de toxicidade (IT), o que sugere a existência de toxicidade crônica na amostra.

elucida uma situação mas não identifica a causa e, para que se possa melhor correlacionar efeito tóxico e níveis de poluentes presentes na água, será feita, a seguir, uma análise comparativa entre os resultados das amostras que apresentaram toxicidade para *Daphnia* e os resultados das variáveis físico-químicas e biológicas analisadas, para cada ponto (Tabela 2).

### Discussão

A toxicidade, detectada por meio dos testes realizados,

Figura 1 — Número de amostras testadas e número de amostras que apresentaram toxicidade, nos diversos pontos de coleta.



### Rio Paraíba do Sul, na ponte da Cidade de Queluz: 00SP61PA2490

Durante o ano de 1980, o número de coliformes total e fecal nas amostras mensais do Rio Paraíba variou de  $1,1 \times 10^3$  a  $7,9 \times 10^4$ , exceto no mês de novembro, cujos valores de NMP/100 de coliformes fecais e totais foram 230, quando foi detectada toxicidade a *Daphnia*.

Estes resultados poderiam sugerir que o agente tóxico presente na amostra, responsável pela toxicidade a *Daphnia*, CE50; 24h = 72%, teria sido também o responsável pelo baixo número de coliformes na água, constituindo-se, na concentração em que se encontrava na amostra, em um agente bactericida ou bacteriostático.

A toxicidade neste ponto foi detectada na mesma época e ano, em dois anos consecutivos nos meses de novembro de 1980 e novembro e dezembro de 1981.

Nas amostras de nov/81, agosto e dezembro de 82, o teor de cobre detectado estava a um nível suficientemente elevado para causar efeito agudo a *Daphnia* (Tabela 2), mas esses mesmos níveis foram encontrados em outras amostras deste mesmo ponto; e que não apresentaram toxicidade. Cabe mencionar que esses níveis referem-se a cobre total e que este resultado pode englobar diferentes formas específicas de cobre, cada qual com sua toxicidade, que varia também em função das características da água. A toxicidade do ion  $Cu^{++}$  a *Daphnia*, expressa em CE<sub>50</sub>; 24h, é de 0,01 mg/L (CETESB 1986b).

É possível que a toxicidade detectada esteja relacionada com algum agente tóxico liberado pelas indústrias localizadas a montante desses pontos, como também oriundos dos despejos domésticos da região ou das atividades agrícolas, em alguns meses específicos.

O Vale do Paraíba, no eixo São Paulo — Rio de Janeiro, é bastante industrializado, destacando-se as indústrias do tipo moderno como metalúrgica, mecânica, material elétrico, química e de papel, sendo que os maiores centros industriais encontram-se na região de São José dos Campos, Guaratinguetá, Pindamonhangaba, Caçapava, Jacareí, Cruzeiro, Piquete e Lorena (Cetesb, 1981). Essas indústrias geram despejos líquidos com as mais diversas características, podendo aparecer em sua composição desde materiais inertes até substâncias altamente tóxicas, que não são analisadas em programas rotineiros de controle de poluição. (Lisboa, 1981).

Além dos despejos líquidos industriais, o Rio Paraíba recebe uma carga orgânica de 23 municípios que lançam, "in natura", seus despejos domésticos na região (Cetesb, 1984).

### Rio Grande ou Jurubatuba, em Rio Grande da Serra: 00SP03GR2100

Neste ponto, seis amostras apresentaram toxicidade aguda a *Daphnia*, sendo cinco do ano de 1981 e uma de 1983.

Observa-se, pelos dados da Tabela 2, baixos valores de coliformes totais e fecais na amostra do mês de janeiro de 81 e baixos valores de coliformes fecais nas amostras de fevereiro, abril e setembro de 1981. Esses foram os valores mais baixos do ano. Em outubro, a amostra não foi tóxica, embora o valor de coliforme fecal tenha sido igualmente baixo (NMP = 170). Neste ano, os valores de coliformes fecais variaram, exceto para os meses citados, de  $3,3 \times 10^3$  a  $1,3 \times 10^4$ .

Várias hipóteses podem ser formuladas para explicar os baixos valores de coli fecal. Os dados de literatura mostram, por exemplo, que as bactérias do grupo coliforme total são mais resistentes às condições naturais do ambiente aquático do que as do grupo fecal (Kabler & Clark, 1961). Portanto, poder-se-ia supor como sendo natural o baixo nível de coli fecal no curso d'água, desde que se conhecesse a distância entre a fonte emitente da poluição e o ponto de coleta, para se avaliar o tempo de permanência desses na água. Butterfield *et alii*, 1943; Kabler & Clark, 1961 e Cetesb, 1986a, mostram que os coliformes fecais são mais sensíveis ao cloro do que os totais. Este fato sugere também, que outras substâncias presentes nas amostras poderiam ser tão seletivas quanto o cloro.

Apesar dos baixos valores de oxigênio dissolvido nas amostras de Fev. 81 e Fev. 83, a toxicidade verificada não se deve a essa característica da água, pois a *Daphnia* suporta baixos valores de oxigênio dissolvido.

Nessa região, localiza-se um complexo industrial que lança, através de seus despejos, compostos potencialmente tóxicos, que podem eventualmente atingir níveis, que apresentem toxicidade a organismos aquáticos (Cetesb, 1981).

### Rio Tietê. Ponte na estrada de Cumbica-São Miguel Paulista: 00SP02TE4020.

Somente a amostra de Julho/81, apresentou toxicidade aguda a *Daphnia*, sendo que os teores de N-nitrato e DQO foram os mais elevados do ano. As demais amostras, que não causaram efeito tóxico agudo a *Daphnia*, apresentaram também níveis de contaminação similares aos de julho/81.

Os níveis de N-total, P-total, resíduo total, zinco, cloreto, DQO, surfactantes, fenol, N-nitrito e resíduo fixo, foram os mais altos em relação aos demais pontos estudados, à exceção do ponto nº 00SP51MO2200. (Tabela 2).

Este ponto situa-se numa região que recebe o aporte de esgotos domésticos e industriais da região de Moji das Cruzes, Poá, Suzano e outros, até Cumbica. Devido à grande diversidade de contribuições neste rio, é difícil obter informações sobre a natureza dos agentes tóxicos que possam eventualmente estar presentes na água.

### Rio Moji, na ponte da rodovia Cubatão-Guarujá: 00SP51MO2200

Das oito amostras testadas, seis apresentaram toxicidade aguda a *Daphnia* e dentre os pontos amostrados este foi o que apresentou maior frequência de positividade (Figura 1). Dessas amostras positivas, três estavam com pH inferior a 5. Além dos baixos valores de pH, 4,6; 3,5 e 1,8 nas amostras de novembro/82, março e novembro/84, respectivamente, que explicariam a toxicidade detectada, foram observados também altos níveis de P, N-total, manganês, N-nitrato e N-amoniaco.

Nas amostras de março e novembro de 84, onde os valores de pH foram os mais baixos, 3,5 e 1,8, verificou-se também os mais baixos valores de coliformes totais e fecais.

Em trabalho realizado pela Cetesb (1986b) com amostras de água e sedimento do rio Moji, deste mesmo ponto de amostragem, verificou-se que a água desse rio caracteriza-se por valores baixos de pH, devido às contribuições industriais, e apresenta toxicidade aguda a *Daph-*

nia. O rio, a montante desse ponto, recebe contribuições líquidas provenientes de duas indústrias, cujos efluentes são característicos pelos baixos valores de pH, altos níveis de N, P e fluoretos.

#### **Rio Corumbataí, Usina Tamandupa, em Recreio: 00SP14CR2500**

O indício de toxicidade detectado na amostra de fev/83 pode estar associado aos altos teores de ferro, 9,44 mg/L, e cobre, 0,02mg/L, pois valores de CE50 desses elementos *Daphnia magna* são 9,6mg/L e 0,01 mg/L respectivamente. (Cetesb, 1987).

#### **Rio Moji-Guaçu-Pádua Sales, na rodovia Leme-Conchal: 00SPZ3MG2070**

Pelos resultados apresentados na Tabela 2, verifica-se que a amostra do Rio Moji, no mês de abril, apresentou elevado número de coliformes totais e fecais, evidenciando poluição orgânica acentuada em relação aos demais pontos. Verificou-se também um valor relativamente alto de ferro total na amostra. Apesar de ser alto, esse valor não explicaria a alta toxicidade da água, pois 24,5% de água do rio, diluída em água de boa qualidade, causou 50% de imobilidade dos organismos-teste.

Quanto às contribuições neste rio, a carga poluidora residual dos despejos industriais é superior à totalidade dos esgotos domésticos das cidades da região (Cetesb, 1984).

#### **Pontos 00SP61PA2310 (Rio Paraíba); 00SP54RB2020 (Rio Ribeira de Iguape) e 01SP04C02500 (Rio Cotia)**

Os resultados positivos dos testes de toxicidade com amostras desses pontos indicam a presença de agentes químicos em concentrações tóxicas a *Daphnia*. No entanto, os resultados das variáveis físico-químicas analisadas não permitem explicar a toxicidade detectada. Outras substâncias não analisadas poderiam estar presentes e serem responsáveis pelo efeito tóxico agudo.

No Rio Cotia, a baixa dureza total da água, 3 mg/l, pode ter interferido no resultado (Cetesb, 1986c).

#### **Considerações finais**

Testes de toxicidade têm sido utilizados, em vários países, com o objetivo de se detectar problemas de poluição das águas. Na Alemanha, testes com *Daphnia* vêm sendo aplicados em trabalhos de monitoramento de águas receptoras (Karbe, 1984).

Em estudos realizados no Canadá, através das análises físico-químicas e ecotoxicológicas das águas e sedimentos, a Environment Canada (1982) concluiu que um de seus rios estava sofrendo impacto, numa área de 40 quilômetros de extensão, e que a degradação ambiental detectada era causada por um despejo líquido da atividade de mineração.

Elemens & Summers apud Stubblefield and Maki (1986) realizaram testes de toxicidade utilizando diferentes espécies de organismos aquáticos, em laboratório e "in

situ", com efluente de refinaria de petróleo e com a água do corpo receptor. Estes autores verificaram que os valores de CL50 do efluente em estudo, obtidos em testes laboratoriais, variaram de 17 a 33, enquanto no campo (água do corpo receptor) obtiveram valores de CL50 de 21,6%. Os autores conduziram um programa de monitoramento da biota no corpo receptor, sendo que os resultados do estudo mostraram a inexistência de peixes na região onde foi observada toxicidade aguda na água (CL50). Observaram também que a diversidade de espécies aumentava a alguns quilômetros a jusante do lançamento.

Por outro lado, Cabridenc & Lundahl (1974) em estudo realizado com águas superficiais de sistemas límnicos, na França, utilizando testes com *Daphnia*, mostraram a inexistência de toxicidade aguda das amostras de águas testadas, mesmo quando essas apresentaram sinais evidentes de poluição. Este fato foi também observado neste trabalho com amostras de água de pontos de vários rios que se encontram poluídos, principalmente pelos altos níveis de nitrogênio, fósforo, ferro etc.

Embora, muitas vezes os contaminantes estejam presentes em concentrações elevadas, nem sempre é possível correlacionar seus níveis com a toxicidade aguda da água aos organismos, principalmente se o nível do contaminante analisado for o resultado da sua forma total na água. Sabe-se que, para que um xenobiótico seja assimilado e cause um efeito tóxico aos organismos aquáticos, é preciso que este esteja na sua forma dissolvida ou disponível à biota (Rand & Petrocelli, 1985).

Experimentos realizados por Andrew *et alii* (1977), mostraram que a adição de substâncias inorgânicas alcalinas à água, reduz a toxicidade do cobre. Verificaram também que a toxicidade do cobre é uma variável independente da concentração total deste na água, pois, o íon cúprico pode ser liberado de complexos inorgânicos e seus efeitos podem ser sinérgicos. Por exemplo: o alumínio e o cobre são mais tóxicos em águas com pH mais elevado, enquanto o ferro é mais tóxico em águas com valores menores de pH (Dave, 1985).

Vários autores têm investigado os efeitos da toxicidade de metais a organismos aquáticos em diferentes tipos de água, sendo que muitos deles observaram que a dureza das águas influencia a toxicidade desses metais (Calamari *et alii*, 1980), assim como a presença de quelantes na água (Biesinger *et alii*, 1973 apud Andrew *et alii*, 1977).

Portanto, a biodisponibilidade das substâncias tóxicas é influenciada, tanto por fatores inerentes aos contaminantes, como, por exemplo, por propriedades físico-químicas, como também por fatores ambientais existentes. Assim, dentre esses fatores mais importantes deve-se citar a adsorção aos sólidos suspensos e sedimentos, formação de suspensão coloidal, quelação, complexação, volatilização como também a relação entre área/volume de água, temperatura, vazão, pH, tamanho da partícula do sedimento etc. (Rand & Petrocelli, 1985)

Considerando que o teste realizado com *Daphnia similis* é destinado à determinação da toxicidade aguda das águas, e que muitas das amostras apresentaram efeito tóxico ao nível de detecção do método aplicado, expresso como indício de toxicidade, recomenda-se a aplicação de testes mais sensíveis que permitam detectar o efeito a níveis subletais, como por exemplo testes crônicos com microcrustáceos (*Ceriodaphnia*) e peixes.

## Conclusões

Embora os atuais parâmetros normalmente analisados para a estimativa da qualidade das águas possam estar, na sua maioria, de acordo com os limites previstos em lei, esta situação não exclui a possibilidade de que a água seja inadequada a pelo menos alguns usos múltiplos a que possam se destinar, pois águas que apresentam toxicidade aguda indicam que as condições ambientais são inadequadas para a manutenção da vida aquática.

## Agradecimentos

Os autores agradecem à Farm. Bioq. Rosalina P. A. Araújo e à Quim. Maria Helena R. B. Martins pelo apoio técnico durante a execução deste trabalho, e à Dra. Marion G. Nipper pela revisão do texto.

## Referências Bibliográficas

- ANDREW, R. W. et alii. Effects of Inorganic complexity on the toxicity of copper to *Daphnia magna* *Water Research*, 11, 309-315. 1977.
- BRASIL. Portaria GM/nº 0013, de 15 janeiro/76. in.: CETESB. *Legislação Básica. Poluição Ambiental Estadual e Federal*. São Paulo, 1982, 162p.
- BUIKEMA, A.L. Jr. et alii. "Daphnia toxicity Tests". Aquatic invertebrate bioassays, ASTM STP 715, A.L. Buikema, Jr. and John Cairns Jr., Eds., American Society for Testing and Materials, 1980, 48-69.
- BUTTERFIELD, C.T. et. alii. Influence of Ph and temperature on the survival of coliforms and enteric pathogens when exposed to free chlorine. Reprint nº 2530 from the *Public Health reports*. Vol. 58, (51):1837-1866. 1943.
- CABRIDENC, R. & LUNDAHL, P. Intérêt et limites d'un "test daphnie" pour l'étude des nuisances des polluants vis-à-vis de l'environnement. *I.S.M. L'EAU*, 69 (6):340-345. 1974.
- CABRIDENC, R. Representativité et signification des espèces retenues au stade laboratoire pour évaluer les effets d'une substance chimique dans l'environnement aquatique. Simposio "Principes à appliquer pour, l'interprétation des résultats d'essais en Ecotoxicologie. Sophia Antipolis, Valbonne, 30 Septembre à 2 Octobre, 1980.
- CALAMARI, D. et alii. Influence of water hardness on cadmium toxicity to *Salmo gairdneri* Rich. *Water Res.* 14, 1441-1426. 1980
- CETESB. *Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo, CETESB. 1980-4. 5 v.
- . *Pós tratamento de efluente de digestor anaeróbico de fluxo ascendente tratando esgotos domésticos*. São Paulo, CETESB. 1986(a). 61p.
- . *Avaliação da Toxicidade das águas, sedimentos dos rios e efluentes industriais da região de Cubatão*. São Paulo, CETESB. 1986(b). 226p.
- . *Desenvolvimento de métodos para o estabelecimento de critérios ecotoxicológicos. Relatório final-1983. Vol. 1* São Paulo, CETESB. 1986(c). 174p.
- . *Avaliação da toxicidade de despejos industriais na região da Grande São Paulo*. São Paulo, CETESB, 1987. 92p.
- DAVE, G. The influence of pH on the toxicity of aluminum, cadmium and iron to eggs and larvae of the zebrafish, *Brachydanio rerio*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 10, 253-267. 1985.
- Environment Canada. *Water Quality Sourcebook*. A guide to water quality parameter. 1979. 88p.
- Environment Canada. Impact des activités minières sur l'écologie des rivières aux Pékans et Moisie. Rapport nº SPE 8-RQ — 82-1F. Région du Québec. 100p. 1982.
- HAMILTON, M.A.; RUSSO, R.C., and THURSTON, R.V. Trimmed Spearman-Kaber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environ. Sci. Technol.* 11(7): 714-719. 1977.
- ISO. Water quality. Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). International Organization for Standardization, Paris, Ref. nº ISO/DIS 6341.
- KABLER, P.W. & CLARK, H.F. Coliform group and fecal coliform organisms as indicators of pollution in drinking water. *Journal American Water Works Association*, 53(6): 1577-1579. 1961.
- KARBE, L. Biological monitoring of water in the Federal Republic of Germany. Regulatory approaches and methods for effluent testing and assessment of receiving waters, in: *Proceedings of the International Workshop on Biological testing of effluents (and related receiving waters)*. OECD, September 10-14, Duluth, Minnesota, USA, 123-131. 1984.
- LISBOA, L.M. et alii. Potencial poluidor das indústrias químicas e farmacêuticas no Vale do Paraíba — trecho Paulista. XI. *Congresso Nacional de Engenharia Sanitária e Ambiental*. CEARÁ. 1981.
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). *Proceedings of the international workshop on biological testing of effluents (and related receiving waters)*. September 10-14, Duluth, Minnesota, USA. 1984. 367p.
- RAND, G.M. & PETROCELLI, S.R. *Fundamentals of Aquatic Toxicology* G.M. Rand and S.R. Petrocelli (Eds). Hemisphere Publishing Corporation, Washington. 1985. 666p.
- SEMA, Secretaria Especial do Meio Ambiente, Brasília. *Relatório da qualidade do meio ambiente*. Brasília, 1984. 276p.
- STUBBLEFIELD, W.A. & MAKI, A.W. Environmental safety assessment of oil refinery effluents in: *Environmental hazard assessment of effluents*. Eds. Harold Bergman, et al. Cap. 23, 282-276. 1986.
- TUNSTALL, E.W. & SOLINAS, M. *Daphnia pulex* its weight in pulp mill toxicity tests. *Pulp & Paper Canada*. 78(4): 84-90. 1977.
- U.S.EPA. Quality criteria for water. Washington. DC. 20460. 1976. 256 p.
- ZAGATTO, P.A.; GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; BERTOLETTI, E.; LOMBARDI, C.C.; MARTINS, M.H.R.B. and RAMOS, M.L.L.C. Bioassays with Aquatic Organisms: toxicity of water and sediment from Cubatão river basin. *Wat Sc. Tech.* Vol. 19(11): 95-106. 1987.