

## Toxicidade e concentração de agentes tóxicos em efluentes industriais

**Eduardo Bertoletti**

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb)

**Abstract.** *Toxicity and the concentration of toxicants in industrial effluents.* Correlations were established between toxicity tests results with *Daphnia similis*, and physicochemical data from industrial effluents. In general, poor correlations between toxicity and each physicochemical variables were obtained ( $r^2 = 0,05$  to  $0,62$ ). Through multiple regression analysis, an

excellent coefficient of determination was obtained ( $r^2 = 0,97$ ), but the relationship established, based on physicochemical results, could not estimate the toxicity of industrial effluents. Considering these results, it is recommended that the toxicity of effluents be always determined through toxicity tests with aquatic organisms. **Key words:** toxicity; industrial effluents; *Daphnia similis*; pollution control; emission standards.

**Resumo.** Foram estabelecidas correlações entre os resultados dos testes de toxicidade com *Daphnia similis* e os das análises físico-químicas de efluentes líquidos provenientes de várias atividades industriais. De modo geral, foram obtidas fracas correlações entre a toxicidade e os valores das variáveis físico-químicas consideradas isoladamente ( $r^2 = 0,05$  a  $0,62$ ). Através de análise de regressão múltipla, foi obtido um excelente coeficiente de determinação ( $r^2 = 0,97$ ), mas a equação estabelecida não estimou a toxicidade de efluentes industriais com base nos resultados das análises físico-químicas. Considerando os resultados obtidos, recomenda-se que a toxicidade de efluentes líquidos seja sempre determinada através de testes de toxicidade com organismos aquáticos. **Palavras-chave:** toxicidade; efluentes industriais; *Daphnia similis*; controle da poluição; padrões de emissão.

Os testes de toxicidade com organismos aquáticos têm sido utilizados, desde a década de 40, para prever o impacto do lançamento de agentes tóxicos em recursos hídricos<sup>1,2</sup>. As informações geradas através dessa técnica foram utilizadas, em alguns países, com o objetivo de estabelecer as concentrações de vários agentes tóxicos que poderiam ser dispostas sem prejuízo do equilíbrio natural das comunidades aquáticas. Entretanto, ao longo dos anos 70, alguns pesquisadores nos Estados Unidos e na Inglaterra observaram que os teores estabelecidos para os diversos agentes tóxicos isoladamente poderiam não preservar, efetivamente, a qualidade de água necessária para a manutenção da vida aquática devido à mistura desses agentes<sup>3,4</sup>. Essa constatação tornou-se ainda mais evidente quando se pretendeu estabelecer padrões de emissão para efluentes industriais e domésticos que, geralmente, são compostos por um grande número de agentes químicos potencialmente tóxicos<sup>5</sup>.

A partir dessas observações, e através dos testes de toxicidade e análises químicas, vários pesquisadores intensificaram os estudos para identificação das possíveis interações entre os agentes tóxicos presentes em efluentes, e seus conseqüentes efeitos sobre a biota aquática<sup>6</sup>. No entanto, até hoje, uma grande parcela dessas interações e a previsão de seus efeitos ainda são difíceis de serem determinadas ou estimadas apenas através de análises químicas de efluentes industriais complexos<sup>7,8,9</sup>, principalmente aqueles que possuem substâncias orgânicas sintéticas de elevada toxicidade.

Embora esse fato seja constatado por vários estudos, muitos profissionais que atuam na área de proteção dos recursos hídricos não estão familiarizados com a interpretação e o significado ecológico dos efeitos adversos de misturas de substâncias sobre os organismos aquáticos. Nesse sentido, procurou-se, neste trabalho, demonstrar o nível de correlação entre os resultados dos testes de toxicidade e os das análises físico-químicas normalmente utilizadas na caracterização de misturas complexas tais como efluentes líquidos industriais.

### *Materiais e métodos*

Foram estudados 68 efluentes gerados por indústrias dos seguintes ramos de atividade: metalúrgica, mecânica, material elétrico de comunicação, material de transporte, papel e papelão, borracha, química, farmacêutica e têxtil<sup>10</sup>.

Para cada efluente foi realizado um teste de toxicidade aguda<sup>11</sup>, que consistiu na exposição de organismos da espécie *Daphnia similis* a várias diluições dos efluentes estudados.

Os resultados dos testes foram expressos em CE(I)50;24h, ou seja, a porcentagem do efluente industrial (v/v) que causa a imobilidade de 50% dos organismos-teste, em um período de 24 horas de exposição. Foram efetuadas análises físico-químicas de acordo com as características específicas de cada efluente industrial estudado<sup>10</sup>, sendo que para o estabelecimento das correlações foram utilizados ape-

nas os resultados das análises que dispunham de número suficiente para os cálculos.

Para a verificação das correlações entre a toxicidade e os teores de substâncias potencialmente tóxicas nos efluentes industriais, foram utilizados os valores de CE(I)50 inferiores a 100% e os teores de substâncias superiores ao 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 função linear ( $y = A + Bx$ ).

Partindo-se do princípio de que a ausência de uma correlação linear pode significar a existência de uma correlação não-linear<sup>12</sup>, foram também utilizadas funções não-lineares de regressão redutíveis à forma linear, como segue:

- .  $y = A 10^{Bx}$  (função exponencial)
- .  $y = A + B \log x$  (função logarítmica)
- .  $y = Ax^B$  (função geométrica)

onde:

- .  $y =$  CE(I)50 do efluente (%)
- .  $x =$  concentração do agente tóxico no efluente industrial (mg/l)
- .  $A =$  intersecção com o eixo  $y$
- .  $B =$  inclinação da reta.

A significância dos coeficientes de determinação foi avaliada pela fórmula:

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

onde:

- .  $t =$  estatística t-Student com  $n-2$  graus de liberdade;

.  $n =$  número de pares de dados;

.  $r =$  coeficiente de correlação.

As análises de regressão múltipla foram efetuadas através do programa Statistical Analysis Package (STATPAC).

### Resultados

A tabela 1 apresenta as funções 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 dos efluentes industriais. Nessa tabela verifica-se que, apesar das várias funções utilizadas, a maioria das variáveis físico-químicas não se correlacionou com a toxicidade dos efluentes. Dentre as variáveis que apresentaram correlação significativa ( $P < 0,05$ ), os melhores coeficientes de determinação foram aqueles entre a toxicidade e os teores de cobre total, alumínio, cromo hexavalente e cloreto (0,52; 0,52; 0,62 e 0,83, respectivamente). Foram também observadas correlações significativas entre a toxicidade e os valores de condutividade, DBO, DQO, RNF e pH; entretanto, os coeficientes de determinação situaram-se na faixa de 0,05 a 0,11. Nas figuras 1 a 4 estão representadas as curvas e as funções de regressão simples que expressaram as melhores correlações obtidas.

Foram efetuadas análises de regressão múltipla com as variáveis físico-químicas que, isoladamente, melhor se correlacionaram com a toxicidade dos efluentes (CE(I)50), ou seja, cromo VI, cobre, alumínio, condutividade, DBO, DQO e pH. Dentre as várias análises

**Tabela 1** Correlação entre os resultados dos testes de toxicidade (CE(I)50;24 h) e as variáveis físico-químicas analisadas nos efluentes.

| Variáveis          | n  | Coeficientes de Determinação ( $r^2$ ) |                |                    |            |
|--------------------|----|--|----------------|--------------------|------------|
|                    |    | $y = A + Bx$                           | $y = A10^{Bx}$ | $y = A + B \log x$ | $y = Ax^B$ |
| Alumínio total     | 7  | 0,06                                   | 0,38           | 0,14               | 0,52*      |
| Cádmio total       | 3  | 0,55                                   | 0,83           | 0,98               | 0,98       |
| Carbono org. total | 4  | 0,08                                   | 0,06           | 0,28               | 0,22       |
| Chumbo total       | 5  | 0,05                                   | 0,09           | 0,06               | 0,01       |
| Cianeto            | 17 | 0,02                                   | 0,01           | 0,08               | <0,01      |
| Cloreto            | 4  | 0,22                                   | 0,83*          | 0,05               | 0,61       |
| Cobre total        | 46 | 0,04                                   | 0,32*          | 0,15*              | 0,52*      |
| Condutividade      | 64 | 0,02                                   | 0,06*          | 0,05*              | 0,07*      |
| Cromo VI           | 9  | 0,25                                   | 0,03           | 0,61*              | 0,62*      |
| DBO                | 64 | 0,04                                   | <0,01          | 0,05*              | 0,01       |
| DQO                | 64 | 0,05*                                  | 0,01           | 0,08*              | 0,03       |
| Fenol              | 12 | <0,01                                  | 0,03           | 0,22               | 0,19       |
| Ferro total        | 8  | <0,01                                  | 0,01           | 0,14               | 0,07       |
| Níquel total       | 17 | 0,04                                   | <0,01          | 0,08               | <0,01      |
| N. amoniacal       | 12 | 0,04                                   | 0,01           | 0,04               | 0,01       |
| Ortofosfato        | 10 | 0,01                                   | 0,03           | <0,01              | <0,01      |
| pH                 | 64 | 0,03                                   | 0,06           | 0,06               | 0,11*      |
| Res. não filtrável | 64 | 0,04                                   | 0,07*          | 0,03               | 0,09*      |
| Sulfeto            | 6  | 0,19                                   | 0,32           | 0,04               | 0,10       |
| Surfactantes       | 39 | 0,02                                   | 0,02           | 0,04               | 0,04       |
| Zinco total        | 39 | 0,02                                   | <0,01          | 0,01               | <0,01      |

\*correlação significativa ( $P < 0,05$ ).

ses de regressão múltipla estabelecidas, a função mais expressiva foi a que segue:

$$CE(I)50 \text{ Est.} = -1,8829 + 1,6576\text{pH} + 0,0388 \text{ DBO} - 0,0313 \text{ DQO} \\ + 0,0017 \text{ Cond.} + 1,0189 \text{ Cu} - 0,8422 \text{ CrVI.}$$

Para obtenção dessa função, foram utilizados dados pareados das variáveis citadas, de nove efluentes industriais, sendo obtido um coeficiente de determinação múltipla de 0,97 ( $P < 0,05$ ).

Na tabela 2 constam os resultados de testes de toxicidade com alguns efluentes industriais, utilizando *Daphnia similis*, e a comparação desses resultados com os estimados pela equação de regressão múltipla. A diferença entre os resultados observados e estimados variou de um fator mínimo de 7 e um máximo de 37, representando uma elevada oscilação nas estimativas da toxicidade através da função.

Na tabela 3 estão expressas as correlações entre algumas variáveis físico-químicas e a toxicidade de efluentes de determinadas atividades industriais. De modo geral, observou-se uma melhora das correlações obtidas em relação aos dados expressos na tabela 1; porém, na maioria dos casos, os coeficientes de determinação foram baixos.

### Discussão

No Brasil, o controle de efluentes industriais, com a finalidade de reduzir os teores de substâncias tóxi-

cas nos recursos hídricos, tem-se baseado, predominantemente, nas análises químicas desses despejos, tendo como referência os padrões numéricos de emissão. Recentemente, alguns estudos demonstraram a importância das análises biológicas, mais propriamente dos testes de toxicidade, no controle de efluentes industriais<sup>10,13,14</sup>; entretanto, apesar dos conhecimentos hoje disponíveis, existe ainda um certo ceticismo e resistência para a adoção da referida abordagem biológica.

Tal fato pode ser explicado, pelo menos em parte, pela tradição de controlar substâncias tóxicas através de análises químicas, em função da qual há uma tendência natural em supor que a toxicidade em organismos aquáticos poderia ser estimada por tais análises. A esse respeito, Cairns *et al.*<sup>15</sup> ressaltaram que, durante anos, as estimativas da toxicidade através de análises químicas foram insatisfatórias e, quando foi reconhecida a necessidade dos testes de toxicidade, poucos estudos estavam disponíveis para comprovar sua utilidade.

Devido à crescente utilização dos testes toxicológicos com organismos aquáticos para controle da poluição hídrica, torna-se importante analisar os motivos que justificam o seu uso, principalmente a correlação entre os seus resultados e os das análises químicas normalmente utilizadas na caracterização de efluentes industriais complexos.

Dentre os estudos que demonstram a ausência de uma evidente correlação entre a toxicidade e as análises

**Tabela 2** Comparação entre os resultados de testes de toxicidade determinados analiticamente (CE(I)50;24 h), utilizando *D. similis*, e os estimados por regressão múltipla, com alguns efluentes industriais.

| Efluentes                    | CE(I)50;24 h observada          | CE(I)50 estimada | Fator |
|------------------------------|---------------------------------|------------------|-------|
| 13 B <sup>A</sup>            | Não apresentou toxicidade aguda | 8,4%             | > 12  |
| 75 <sup>A</sup>              | 17%                             | 2,5%             | 7     |
| 17 <sup>A</sup>              | 0,04%                           | 1,5%             | 37    |
| Elgin Máquinas <sup>B</sup>  | 0,4%                            | 14,6%            | 36    |
| Aços Anhanguera <sup>B</sup> | Entre 80 e 90%                  | 9,1%             | > 9   |
| Cosim <sup>B</sup>           | Não apresentou toxicidade aguda | 7,6%             | > 13  |

<sup>A</sup> fonte Cetesb<sup>10</sup>

<sup>B</sup> fonte Gherardi-Goldstein *et al.*<sup>8</sup>

**Tabela 3** Correlações significativas ( $p < 0,05$ ) em termos de coeficiente de determinação ( $r^2$ ), entre os resultados dos testes de toxicidade e os das análises físico-químicas dos efluentes de diferentes atividades industriais.

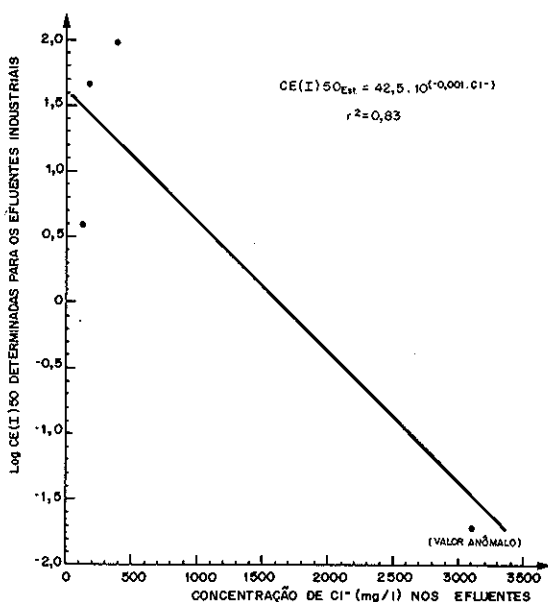
| Variáveis     | Atividades industriais |                        |         |        |
|---------------|------------------------|------------------------|---------|--------|
|               | Metahúrgica            | Material de transporte | Química | Têxtil |
| Cianeto       | —                      | —                      | 0,98    | —      |
| Cobre total   | —                      | 0,29                   | 0,74    | 0,59   |
| Condutividade | —                      | —                      | —       | 0,31   |
| DBO           | —                      | —                      | 0,23    | —      |
| DQO           | 0,44                   | —                      | 0,31    | 0,35   |
| Fenol         | —                      | —                      | 0,52    | —      |
| pH            | —                      | —                      | 0,23    | —      |
| Surfactantes  | 0,41                   | —                      | —       | —      |
| Zinco total   | 0,62                   | —                      | —       | —      |

ses físico-químicas de misturas complexas, pode-se citar o de Jacobs e Grant<sup>16</sup>, que observaram não haver correlação entre a DBO e a toxicidade de efluentes de indústrias de papel e celulose.

Gherardi-Goldstein *et al.*<sup>8</sup> e a Cetesb<sup>13</sup> verificaram que a toxicidade de diversos efluentes estudados não estava obrigatoriamente ligada ao nível de agentes tóxicos analisados. Essa constatação foi possível pela comparação da concentração estimada de diversos agentes tóxicos, ao nível da CE(50) do efluente, e as concentrações desses poluentes que imobilizam 50% dos organismos (CE50), quando testados isoladamente em laboratório.

Apesar dessas evidências, são necessários métodos estatísticos que possibilitem estabelecer, com maior precisão, a significância das correlações observadas. Neste sentido, a Usepa<sup>17</sup>, trabalhando com efluentes de refinaria de petróleo, tentou correlacionar a toxicidade a *Pimephales promelas* com os dados de pH, NH<sub>3</sub>, fenol, sulfeto, DQO e alcalinidade dos efluentes. Nesse estudo, os autores utilizaram análises de regressão linear simples e, como resultado, não obtiveram valores significativos dos coeficientes de correlação (r), sendo que os valores para fenol (r = -0,659) foram os que melhor se relacionaram com a toxicidade de apenas um dos efluentes estudados. Adotando o mesmo procedimento, Meyer *et al.*<sup>18</sup>, trabalhando com *Daphnia magna*, obtiveram também fracas correlações entre a toxicidade e os teores de Mg, SO<sub>4</sub> e condutividade de lixiviados provenientes da disposição de xisto betuminoso.

Os resultados das pesquisas citadas concordam com os obtidos no presente estudo (tabela 1), onde observou-se que, para todas as variáveis estudadas,

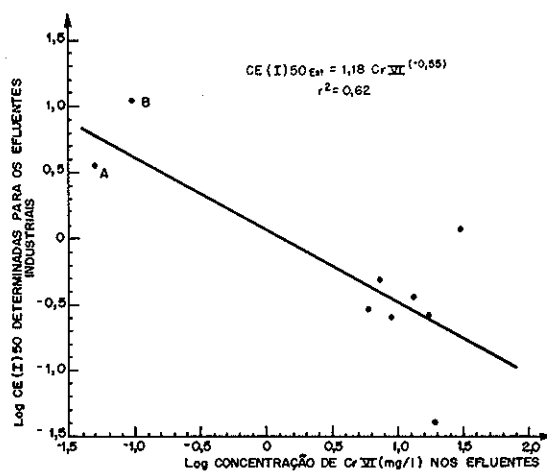


**Figura 1** Representação gráfica e relação obtida na análise de regressão simples entre os resultados dos testes de toxicidade e os das análises de cloreto.

não houve correlação significativa quando se utilizou a análise de regressão linear simples ( $y = A + Bx$ ), à exceção de DQO, que apresentou um reduzido coeficiente de determinação ( $r^2 = 0,05$ ). Essas observações levam à conclusão de que, além da inexistência de correlação entre os dados, existe uma probabilidade de que a função de regressão utilizada não tenha sido apropriada ao conjunto dos dados.

Considerando a inadequação da equação utilizada, procurou-se neste estudo aplicar outras funções, sendo que a exponencial ( $y = A \cdot 10^{Bx}$ ) pouco melhorou as correlações (tabela 1). Deve-se ressaltar que os valores de cloreto indicaram uma forte correlação com os dados de toxicidade ( $r^2 = 0,83$ ); porém, quando se desprezou dos cálculos os dados de um dos efluentes estudados, não houve correlação significativa e, dessa forma, observou-se que o resultado estava exclusivamente influenciado por aqueles números anômalos (figura 1). Essa observação foi comprovada pelos teores de cobre no referido efluente, os quais eram suficientemente elevados para causar a toxicidade observada<sup>10</sup>. Cameron e Koch<sup>19</sup> e Atwater *et al.*<sup>20</sup>, trabalhando com trutas (*Salmo gairdneri*) e *Daphnia pulex*, respectivamente, observaram também fracas correlações entre a toxicidade e as 25 variáveis físico-químicas analisadas nos lixiviados artificiais de aterros públicos, utilizando a mesma equação exponencial.

Nas análises de regressão simples (tabela 1), utilizando as funções logarítmica ( $y = A + B \log x$ ) e geométrica ( $y = A \cdot x^B$ ), observaram-se valores significativos para DBO e DQO para a primeira, e coeficientes de determinação melhorados para cobre total, condutividade, cromo VI, pH e resíduo não filtrável para a segunda equação.



**Figura 2** Representação gráfica e relação obtida na análise de regressão simples entre os resultados dos testes de toxicidade e os das análises de cromo hexavalente. A e B = valores anômalos de dois efluentes, respectivamente.

Convém ressaltar que, apesar de haver correlação significativa entre os teores de Cr VI e a toxicidade dos efluentes, os níveis desse metal em dois efluentes (A e B, figura 2) não foram suficientemente elevados para causar o efeito tóxico detectado. Assim, como o número de observações é reduzido, pode-se considerar que esses dois pontos induziram uma correlação que talvez não seja verdadeira.

Assim, de modo geral, pela análise das regressões estudadas, deve-se notar que, apesar de os coeficientes de determinação atingirem o nível de significância estipulado ( $P < 0,05$ ), estes foram reduzidos (0,05 a 0,62), indicando que a variação dos dados foi devida, em grande parte, a fatores independentes das correlações estabelecidas. Embora haja uma indicação de que os teores de cobre, cromo VI e alumínio sejam os responsáveis pela toxicidade observada em vários efluentes, em função dos baixos coeficientes de determinação, as funções estabelecidas para essas substâncias (figuras 2 a 4) tornam-se de uso restrito para estimar a toxicidade aguda de efluentes, pois uma grande variabilidade nos resultados deve ser esperada.

Considerando a fraca correlação obtida entre a toxicidade e as concentrações de substâncias isoladas (tabela 1), e ainda que a interação das substâncias pode ser um fator que impossibilite a previsão da toxicidade de organismos aquáticos, tentou-se neste estudo analisar os dados através da regressão múltipla.

Como pôde ser observado, o excelente coeficiente de determinação obtido ( $r^2 = 0,97$ ;  $p < 0,05$ ) demonstrou uma melhora na correlação da toxicidade com algumas das variáveis físico-químicas analisadas. Assim, poder-se-ia supor que a função obtida fosse apropriada para estimar a toxicidade de efluentes com os dados necessários disponíveis. Para aferir o modelo estabelecido, substituiu-se, na função acima, os teores das variáveis requeridas para seis efluentes indus-

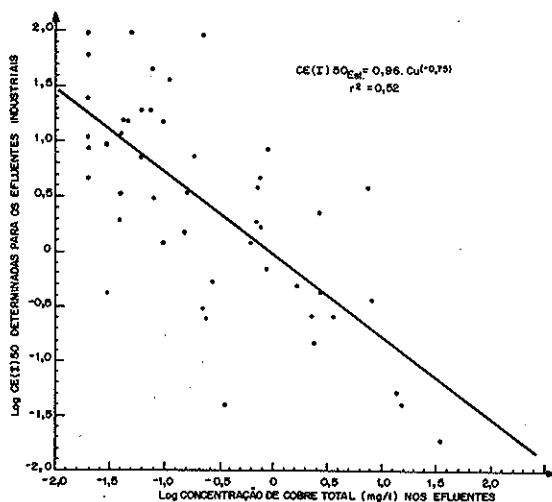
triais que não foram utilizados no cálculo da referida equação. Através dos resultados, constantes na tabela 2, verifica-se que os fatores entre as CE(I)50 determinadas analiticamente e as estimadas por regressão múltipla foram elevados.

Para avaliar a ordem de grandeza dos fatores obtidos, tomaram-se como referência os estudos desenvolvidos por Grothe e Kimerle<sup>21</sup>, os quais analisaram a variabilidade dos resultados de testes de toxicidade com efluentes industriais, utilizando *Daphnia magna*. Na referida pesquisa, os autores verificaram que, em um mesmo laboratório, o maior coeficiente de variação das CE50;24h obtidas foi da ordem de 29%, correspondendo a um fator de 1,8 entre a mais elevada e a mais baixa CE50 de um mesmo efluente.

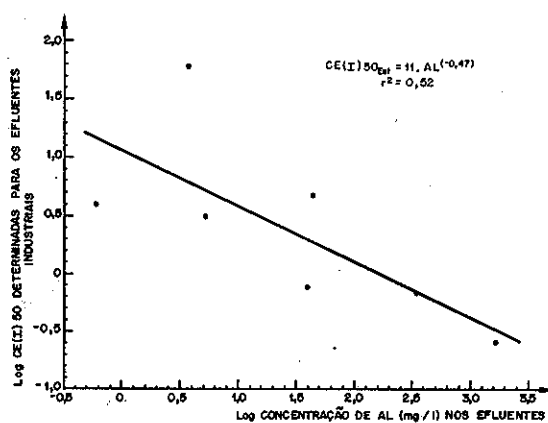
Assim, comparando os resultados da referida pesquisa com aqueles obtidos no presente estudo (tabela 2), em termos dos fatores entre os resultados obtidos e estimados, nota-se que, através da função de regressão múltipla, poderiam ser obtidos valores de CE(I)50;24 h variando, no mínimo, por um fator igual a 7, ou seja, cerca de quatro vezes acima dos valores esperados através dos testes de toxicidade.

Outro aspecto analisado no presente estudo foi a correlação entre a toxicidade e os resultados das análises físico-químicas, considerando o agrupamento dos efluentes de acordo com a atividade a que pertenciam. Utilizando a função geométrica, verificou-se uma melhora das correlações obtidas (tabela 3) em comparação com as análises de regressão simples efetuadas anteriormente (tabela 1), destacando-se ainda a predominância da correlação entre a toxicidade e os valores de cobre total e DQO.

Obviamente, os melhores coeficientes de determinação obtidos nesta análise foram devidos à semelhança na constituição dos efluentes agrupados; no entanto, tais coeficientes ainda foram baixos, fornecendo apenas indícios das causas da toxicidade, não permitindo assim a utilização dos dados para prever, com



**Figura 3** Representação gráfica e relação obtida na análise de regressão simples entre os resultados dos testes de toxicidade e os das análises de cobre total.



**Figura 4** Representação gráfica e relação obtida na análise de regressão simples entre os resultados dos testes de toxicidade e os das análises de alumínio total.

precisão, a intensidade do efeito tóxico dos efluentes sobre os organismos aquáticos.

Com relação aos efluentes das indústrias químicas (tabela 3), verifica-se que, relativamente, esses apresentaram um grande número de correlações, indicando a complexidade desses despejos, sendo desse modo difícil atribuir a um fator comum as causas do efeito tóxico observado nos efluentes dessa atividade industrial. Os dados de toxicidade e das análises físico-químicas (tabela 3), por atividade industrial, também foram submetidos a uma análise de regressão múltipla; entretanto, não foi verificada correlação significativa ( $P < 0,05$ ) entre esses dados. Cumpre destacar que muitas das variáveis físico-químicas não foram correlacionadas com a toxicidade dos efluentes devido, principalmente, à insuficiência de dados para a análise de regressão por atividade industrial.

De acordo com os resultados apresentados e discutidos no presente estudo, confirmou-se que a previsão da toxicidade através das análises químicas de substâncias isoladas pode fornecer dados muito imprecisos sobre o efeito tóxico de misturas complexas, tais como efluentes industriais, sobre organismos aquáticos. Algumas situações que dificultam a previsão da toxicidade podem ser citadas, incluindo:

- a presença de outras substâncias nos efluentes, que podem ter exercido efeito tóxico sobre os organismos e que não foram determinadas analiticamente devido à sua presença inesperada no processo industrial ou à não-disponibilidade de métodos analíticos capazes de detectá-las e identificá-las, principalmente as substâncias orgânicas sintéticas<sup>22</sup>;
- a presença de subprodutos ou formas específicas das substâncias, que causam efeito tóxico, porém difíceis ou impossíveis de serem determinadas quimicamente;
- a biodisponibilidade de uma mesma substância em diferentes efluentes, especialmente metais, que pode interferir na intensidade do efeito tóxico;
- a interação das várias substâncias presentes nos efluentes, que podem produzir efeitos tóxicos aditivos, antagônicos e mesmo sinérgicos nos organismos aquáticos.

Como foi demonstrado, o resultado de um teste de toxicidade com efluentes industriais geralmente expressa um efeito produzido em função das interações das substâncias presentes em uma amostra, indicando em que concentrações o efluente como um todo causa uma resposta dos organismos aquáticos. Portanto, a dificuldade de estimar a toxicidade com base em resultados de análises físico-químicas é um fato esperado, particularmente se considerarmos a afirmação de Macek<sup>23</sup>: “como a toxicidade é um fenômeno biológico, parece evidente que a resposta biológica é a mais apropriada”.

Em função do exposto neste estudo, é importante questionar a adequação dos padrões numéricos de emissão<sup>24</sup> normalmente utilizados no controle da poluição hídrica, com vistas a evitar o impacto sobre as

comunidades aquáticas residentes nos corpos receptores. Tal questionamento é devido ao fato de os referidos padrões se basearem em resultados de análises químicas, o que dificulta a previsão da toxicidade, e, ainda, de os padrões fixados para substâncias tais como cádmio, cromo VI, cobre e zinco, serem de três a 100 vezes superiores aos teores suficientes para causar efeito tóxico agudo nos organismos aquáticos<sup>10</sup>.

Portanto, torna-se pouco provável que um determinado efluente que atenda aos padrões numéricos de emissão possa estar isento de toxicidade, ou mesmo que a toxicidade desse efluente possa ser prevista através de análises físico-químicas, visando, dentre outros objetivos, à preservação da vida aquática nos corpos hídricos receptores. Estudos desenvolvidos na região da Grande São Paulo<sup>10</sup> comprovam essa suposição, pois, de um total de 25 efluentes que atendiam aos padrões de emissão estabelecidos para substâncias potencialmente tóxicas, apenas três deles (12%) não apresentaram toxicidade aguda a *Daphnia similis*. Resultados semelhantes foram observados por Peltier<sup>25</sup> em estudos com um efluente industrial que, apesar de atender aos padrões para determinadas substâncias, ainda apresentava potencial para causar efeitos tóxicos às comunidades aquáticas.

Os argumentos apresentados no presente estudo sugerem que, para o efetivo controle de efluentes industriais, seja utilizado um padrão de emissão descritivo (baseado na toxicidade), aliado aos atuais padrões numéricos, levando em consideração as características dos efluentes como um todo e as relativas aos usos preponderantes das águas.

A efetiva utilização de um padrão descritivo requer um embasamento legal, o qual não tem sido objetivamente referido na maioria das legislações estaduais para prevenção e controle da poluição ambiental. No entanto, no Artigo n.º 12 da Resolução Conama n.º 20<sup>24</sup>, está implícito que, em função de os padrões de qualidade de água se constituírem em limites individuais, “as possíveis interações entre as substâncias não podem conferir às águas receptoras características capazes de causar efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida”. Com referência aos padrões de emissão propriamente ditos, pode-se dizer que a toxicidade de um efluente está contemplada no Artigo n.º 23, que estabelece: “os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento”.

Os dados apresentados neste trabalho mostram a necessidade de uma reavaliação das técnicas utilizadas no controle da poluição hídrica, as quais têm-se baseado exclusivamente nas análises físico-químicas tradicionais. Nesse sentido é desejável o uso de técnicas que possam prever com maior exatidão o impacto de despejos líquidos sobre a biota dos recursos hídricos.

Com essa finalidade, os testes de toxicidade devem ser considerados uma análise indispensável, pois fundamentam-se na utilização de organismos vivos que

podem melhor responder aos desequilíbrios que eventualmente ocorram no ecossistema aquático onde vivem.

### Conclusões

O presente trabalho evidenciou a inexistência de correlações entre os resultados dos testes de toxicidade com *Daphnia similis* e os resultados das análises físico-químicas normalmente utilizadas na caracterização de efluentes industriais. Em função dos resultados, constatou-se a dificuldade de previsão da toxicidade de efluentes com base nas análises químicas de substâncias isoladas.

Ficou evidenciada a necessidade de reavaliação das técnicas utilizadas para o controle da poluição hídrica, sendo recomendado o uso dos testes de toxicidade para a efetiva previsão do impacto que os efluentes industriais podem causar à biota de corpos hídricos receptores. □

### Notas e referências

1. A.L. Buikema Jr., B.R. Niederlehner e J. Cairns Jr. — Biological monitoring — Part IV — Toxicity testing. *Water Research*, 16 (3): 239-262 (1982).
2. P.R. Parrish — Acute toxicity tests. In G.M. Rand e S.R. Petrocelli (orgs.), *Fundamentals of aquatic toxicology*. Hemisphere Publ. Co; Washington, p. 31-57 (1985).
3. R.W. Hanmer e B.J. Newton — Utility of effluent toxicity tests from the U.S. Regulatory perspective. In Proceedings of the International Workshop on Biological Testing of Effluents. Duluth, 1984. *Proceedings* — OECD/Usepa/Environment Canada, p. 353-367 (1984).
4. R. Lloyd — The toxicity of mixtures of chemicals to fish: an overview of European laboratory and field experience. In H.L. Bergman, R.A. Kimerle e A.W. Maki (orgs.), *Environmental hazard assessment of effluents*. Pergamon Press, Nova York, p. 42-53 (1986).
5. Usepa — *Biological testing to control toxic water pollutants: the United States Experience*. In International Seminar on the use of biological tests for water pollution assessment and control. ISPRA Research Centre, Varese, Itália (1986).
6. EIFAC — *Report on combined effects on freshwater fish and other aquatic life of mixtures of toxicants in water*. EIFAC Technical Paper n°37, FAO, Roma (1980).
7. A.L. Buikema Jr., D.R. Lee e J. Cairns Jr. — A screening bioassay using *Daphnia pulex* for refinery wastes discharged into freshwater. *Journal of Testing and Evaluation JTEVA* 4 (2): 119-115 (1976).
8. E. Gherardi-Goldstein, P.A. Zagatto, R.P.A. Araújo e E. Bertoletti — Avaliação da toxicidade dos principais despejos industriais da Região da E.R.Q. — Suzano, através de ensaios biológicos. *Revista DAE*, 43 (132): 42-48 (1983).
9. W.J. Birge, J.A. Black e B.A. Ramey — Evaluation of effluent biomonitoring systems. In H.L. Bergman, R.A. Kimerle e A.W. Maki (orgs.), *Environmental hazard assessment of effluents*. Pergamon Press, Nova York, p. 66-80 (1986).
10. Cetesb, São Paulo — *Avaliação da toxicidade de despejos industriais na região da Grande São Paulo* (1987).
11. Cetesb, São Paulo — *Água — testes de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea)*. Norma Técnica n° L5.018 (1986).
12. M.R. Spiegel — *Estatística: resumo da teoria; 875 problemas resolvidos, 619 problemas propostos*. Trad. de Pedro Consentino, edição rev. por Carlos José Pereira de Lucena. McGraw-Hill do Brasil, São Paulo, 580 p. (1977).
13. Cetesb, São Paulo — *Avaliação da toxicidade das águas, sedimentos dos rios e efluentes industriais da região de Cubatão* (1986).
14. Cetesb, São Paulo — *Avaliação da toxicidade de efluentes de indústrias de papel e celulose* (1986).
15. J. Cairns Jr. et al. — *Biological monitoring in water pollution*. Pergamon Press, Oxford, p. VII — XI (1982).
16. F. Jacobs e G.C. Grant — Acute toxicity of unbleached Kraft mill effluent (UKME) to the opossum shrimp, *Neomis americana*, Smith. *Water Research*, 8: 439-445 (1974).
17. Usepa — *Toxicity of petroleum refinery wastewater relative to types of treatment systems*. Industrial Envir. Research Laboratory, Cincinnati, 190 p.
18. J.S. Meyer, D.A. Sanchez, J.A. Brokman, D.B. McWorter e H.L. Bergman — Chemistry and aquatic toxicity of raw oil shale leachates from Piceance Basin, Colorado. *Envir Toxicol. and chem*, 4: 559-572 (1985).
19. R.D. Cameron e F.A. Koch — Toxicity of landfill leachates. *Journ. Water. Poll. Contr. Fed.*, 52 (4): 760-769 (1980).
20. J.W. Atwater, S. Jasper, D.S. Mavnic e F.A. Koch — Experiments using *Daphnia* to measure landfill leachate toxicity. *Water Research*, 17 (12): 1855-1861 (1983).
21. D.R. Grothe e R.A. Kimerle — Inter and intralaboratory variability in *Daphnia magna* effluent toxicity test results. *Envir. Toxicol. and Chem.*, 4: 189-192 (1985).
22. W.M. Shackelford e D.M. Cline — Organic compounds in water. *Environ. Sci. Technol.*, 20 (7): 652-657 (1986).
23. K.J. Macek — Effluent evaluation. In G.M. Rand e S.R. Petrocelli (orgs.), *Fundamentals of aquatic toxicology*. Hemisphere Publ., Washington., p. 636-649 (1985).
24. Brasil, Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, Conama — Resolução n° 20, de 18/06/86. *Diário Oficial da União*, 30/07/1986.
25. W.H. Peltier — Impact of an industrial effluent on aquatic organisms: EPA Region IV, case history. In H.L. Bergman, R.A. Kimerle e A.W. Maki (orgs.), *Environmental hazard assessment of effluents*. Pergamon Press, Nova York, p. 216-227 (1986).

*Agradecimentos.* O autor agradece ao Procop — Programa de Controle de Poluição — pelos recursos financeiros para o desenvolvimento desta pesquisa, à bióloga Elenita Gherardi-Goldstein pela revisão e sugestões fornecidas, ao engenheiro Bóris Schneiderman e ao estatístico Antonio de Castro Bruni pelo auxílio na interpretação estatística dos dados, à Divisão de Química Inorgânica da Cetesb pelas análises químicas efetuadas, a Marisa Cury pela ilustração das figuras apresentadas e a Marcília dos Santos Ferro pelo apoio administrativo.

Artigo recebido em 8/nov/88  
Aceito para publicação em 30/ago/89

### Autor

Eduardo Bertoletti — biólogo, Cetesb — Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Av. Prof. Frederico Hermann Júnior, 345, São Paulo, SP, CEP 05489.