

Tratabilidade e toxicidade de efluentes industriais

Eduardo Bertolotti

1 — INTRODUÇÃO

Os métodos de tratamento de despejos líquidos industriais, desenvolvidos ao longo desse século, permitiram a redução de uma grande quantidade de poluentes que afetam adversamente o meio aquático. Países altamente industrializados puderam investir significativos recursos nessa área, porém, devido a grande diversidade de novas substâncias introduzidas no meio ambiente, tornou-se difícil o controle efetivo dessas substâncias através de tratamentos convencionais de resíduos líquidos, principalmente quando esse controle visa a preservação da integridade da vida nos corpos d'água.

Um exemplo clássico dessa situação ocorreu nos EUA onde, após a instalação de tratamentos convencionais de esgotos, foi verificado que 46% dos efluentes essencialmente industriais e 43% dos efluentes de sistemas municipais apresentavam potencial para causar toxicidade aos organismos aquáticos dos corpos hídricos receptores (Tebo, 1986).

Tal situação foi também observada na Região da Grande São Paulo onde efluentes tratados, que estavam de acordo com os padrões de emissão, apresentaram na maioria dos casos, toxicidade semelhante àqueles efluentes sem tratamento (CETESB, 1987). Dessa forma, pode ser notado que as tecnologias normalmente utilizadas, embora eficientes para redução de várias substâncias isoladas, não consideram o efeito conjunto desses poluentes, presentes nos efluentes, sobre a biota aquática.

Seguindo essa abordagem, Gherardi-Goldstein et alii (1983) destacaram a importância das avaliações toxicológicas de afluentes e efluentes de Estações Recuperadoras de Qualidade das Águas (ERQs) da Grande São Paulo. No entanto, os estudos sobre a tratabilidade desses despejos têm considerado somente a capacidade dos tratamentos em remover poluentes convencionais tais como substâncias que elevam a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO), resíduos não filtráveis (RNF) e metais pesados, dentre outros (Hidroservice, 1978; Souza, 1984).

Assim, no presente estudo procurou-se demonstrar a importância da análise toxicológica para avaliar a eficiência de um método químico de tratamento, a neutralização, bem como a de métodos biológicos na redução da toxicidade de águas residuárias.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram realizados testes de toxicidade aguda, a *Daphnia similis* (CETESB, 1986a), com 21 efluentes pertencentes a diversas atividades industriais (Tab. 1). Os resultados dos testes foram expressos em CE(I)50; 24h, ou seja, porcentagem do efluente (v/v) que causa imobilidade de 50% dos organismos, durante 24 horas de exposição.

Os cálculos de CE(I)50; 24h e a significância dos resultados ($P = 0,05$), entre amostras de efluentes antes e após neutralização, foram obtidos pelo método Litchfield & Wilcoxon (1949). Para o ajuste do pH das amostras de efluentes foram utilizados NaCl 1N e NaOH 1N.

RESULTADOS

Na Tabela 1, constam os resultados dos testes de toxicidade, com as amostras de efluentes com os valores de pH originais e com as amostras que tiveram o pH ajustado próximo à neutralidade.

Pelos resultados obtidos, verificou-se que em 38% dos casos, a toxicidade das amostras manteve-se inalterada após o ajuste do pH. Foi verificado também que em 52% dos casos, após o ajuste do pH, houve uma redução de 32% a 99% na toxicidade das amostras, porém, deve-se notar à exceção dos efluentes 03, 08, 09 e 14, as CE(I)50 dos efluentes ainda permaneceram baixas. Com relação aos efluentes 16 e 20, constatou-se um aumento da toxicidade, após o ajuste do pH, que foi respectivamente de 1.500 e 100%.

DISCUSSÃO

Dentre os métodos utilizados para tratamento de despejos industriais, os químicos são aqueles de uso mais freqüente. Um destes métodos é o da neutralização, que é necessária não só para evitar o lançamento de águas ácidas ou alcalinas no corpo d'água receptor mas, também, como medida necessária para proteção de tratamentos de jusante, tal como a depuração por métodos biológicos (Braille & Cavalcanti, 1979).

Sabe-se que o pH se considerado isoladamente não é letal a organismos aquáticos na faixa compreendida entre 5 a 9 unidades, entretanto, a toxicidade de vários poluentes é severamente afetada pela variação do pH nesta faixa e o aumento na acidez ou alcalinidade pode tornar esses poluentes mais tóxicos (Alabaster & Lloyd, 1980).

Por exemplo, Sprague (1985) citou que o efeito modificador do pH pode ser esperado para substâncias que se ionizam sob a influência deste, particularmente as moléculas não-dissociadas que podem ser mais tóxicas por penetrarem mais facilmente através das membranas celulares de organismos aquáticos. Esse autor salientou o caso da amônia onde a forma não-ionizada (NH_3), que é a mais tóxica, aumenta abruptamente com o aumento do pH.

O cianeto é outra substância que tem sua toxicidade alterada pelo pH, sendo que a forma tóxica, o cianeto livre ($HNC + CN^-$), apresenta-se em elevados teores à medida que o pH diminui (USEPA, 1979). A mesma situação ocorre com o sulfeto, o qual se torna mais tóxico com a redução do pH, sendo este fato atribuído ao aumento da proporção de H_2S molecular em soluções ácidas (USEPA, 1976).

Ao contrário das substâncias citadas, a maioria dos metais são mais tóxicos nas formas iônicas ou livres (Sprague, 1985). Estudos com sais de cobre indicam que à medida que se reduz o pH a toxicidade desse metal aumenta, devido ao aumento da forma iônica (Cu^{2+}), a qual é a principal responsável pelos efeitos tóxicos a organismos aquáticos (Sprague, 1985; Miller & Mackay, 1980). Outros metais, tais como ferro, chumbo, cromo e alumínio, também têm se mostrado mais tóxicos em soluções ácidas (Dave, 1985; Merlini & Pozzi, 1977; Van der Putte et alii, 1981; Palmer et alii, 1988), ao passo que o cádmio e zinco causam maior toxicidade em

soluções alcalinas (Dave, 1985; Bradley & Sprague, 1985).

Para alguns biocidas a toxicidade a organismos aquáticos pode variar com a mudança do pH (Sprague, 1985), enquanto outras substâncias orgânicas como os fenóis e surfactantes não demonstram essa tendência (Alabaster & Lloyd, 1980).

Diante dos dados apresentados, pode-se imaginar a complexidade envolvida no ajuste do pH de efluentes industriais que contenham substâncias de características toxicológicas distintas, ajuste este exigido por lei, que visa a proteção tanto dos recursos hídricos como a de tratamentos de esgotos. Tendo esse aspecto em mente, no presente estudo, selecionou-se efluentes que possuíam valores de pH próximos ou excedentes aos limites estabelecidos em Legislação (Estado de São Paulo, 1976; Brasil, 1986), isto é, entre 5 e 9 unidades (Tab. 1). As amostras de efluentes tiveram seus pHs ajustados próximos da neutralidade, permitindo assim a uniformidade na interpretação dos resultados obtidos.

Em estudo desenvolvido pela CETESB (1986d), foi verificado que o pH que imobiliza *Daphnia similis*, situa-se abaixo de 4,5 e acima de 10 unidades. No presente estudo não foram observados valores excedentes a esta faixa, nas concentrações próximas às CE(I)50 determinadas, nos testes de toxicidade com os efluentes em seus pHs originais. Portanto, a variação na toxicidade dos efluentes estudados foi devida, exclusivamente, às alterações químicas decorrentes da neutralização, como pode ser constatado a seguir.

Analisando os resultados da Tabela 1, verifica-se que, de modo geral, a toxicidade dos efluentes foi reduzida (52% dos casos) ou manteve-se a mesma (38% dos casos) após o ajuste do pH das amostras, no entanto, dois efluentes mostraram-se mais tóxicos (n.º 16 e 20) do que as amostras originais. Sprague (1985) citou que se pode esperar uma variação na toxicidade de efluentes industriais com a mudança do pH, particularmente se uma substância tóxica está sujeita à ionização. Considerando este aspecto, procurou-se relacionar os resultados dos testes de toxicidade (Tab. 1) com as substâncias que, provavelmente, foram em grande parte as responsáveis pelo efeito tóxico detectado nas amostras originais (CETESB, 1987).

Através desta análise pode-se supor que nos efluentes n.º 01 e 02, nos

quais predominavam metais como cobre, níquel e cromo, a toxicidade foi reduzida após o aumento do pH devido a presença de formas menos tóxicas desses metais. Outro efluente com a mesma constituição (n.º 4) apresentou comportamento distinto, onde, pelos teores de metais, a toxicidade deveria aumentar ao invés de diminuir em função do pH. A redução da toxicidade nos efluentes n.ºs 03 e 10, que possuíam elevados teores de alumínio, poderia ser explicada pelo aumento do pH e a conseqüente redução das formas tóxicas desse metal. Com relação ao efluente n.º 05 a inexpressiva redução na toxicidade desse efluente pode ter ocorrido devido à diminuição do efeito tóxico de Zn presente nesta amostra.

A redução da toxicidade nos efluentes n.ºs 14 e 09 pode ter sido ocasionada pelos elevados teores de amônia não ionizada (NH₃) nas amostras originais, os quais foram reduzidos a níveis compatíveis com a sobrevivência de *Daphnia similis* após a neutralização desses efluentes.

A manutenção dos valores de CE(I)50 para os efluentes n.º 07, 15 e 17, pode ser explicada em função dos elevados teores de surfactantes e fenóis, cujas formas mais tóxicas não se alteram em função do pH. Quanto aos efluentes n.º 06, 08, 11, 12, 13, 18 e 19, pelos resultados das análises químicas efetuadas, não foi possível justificar a redução ou a permanência do nível de toxicidade, após o ajuste do pH desses efluentes.

Torna-se importante ressaltar o significativo aumento na toxicidade observada no efluente n.º 16 no qual, após a redução do pH, formas mais tóxicas de alguns metais, principalmente o chumbo, podem ter potenciado seu efeito tóxico. Um expressivo aumento na toxicidade do efluente n.º 20 foi também detectado após o ajuste do pH, porém, os teores e tipos de substâncias analisadas não permitiram a elucidação desse fato.

Através da Tabela 1, pode ser notada que a redução da toxicidade dos despejos, em função do pH, não está relacionada com a semelhança das atividades industriais. Verifica-se ainda que o pH pode alterar a toxicidade de forma imprevisível, dependendo principalmente da complexidade química de cada efluente industrial. Deve-se observar que a toxicidade remanescente dos efluentes, após o ajuste do pH, deveu-se, na maioria dos casos, às elevadas concentrações de poluentes nas amostras, capazes de produzir efeito tóxico a *Daphnia similis*.

TABELA 1

Toxicidade de efluentes industriais a *Daphnia similis*, antes e após ajuste do pH

Variáveis	Atividade Industrial	CE(I)50;24h da amostra original (%)	CE(I)50;24h, após ajuste do pH (%)	Porcentagem de Redução na Toxicidade
01		0,35 (2,5) ^a	1,0 (6,9) ^a	65*
02	Metalúrgica	0,54 (1,8)	7,0 (6,8)	92*
03		0,64 (4,2)	não tóxico (7,4)	>99*
04		3,80 (13,0)	5,6 (7,0)	32*
05	Mecânica	60,00 (10,0)	88,0 (7,0)	32*
06	Mat. Elétrico	23,00 (9,4)	54,0 (7,5)	57*
07	Mat. Transporte	7,00 (11,5)	7,0 (7,0)	0
08	Papel e	36,00 (5,0)	não tóxico (7,4)	>64*
09	Papelão	68,00 (9,4)	não tóxico (7,2)	>32*
10		4,70 (2,5)	6,0 (7,2)	22
11		0,41 (1,4)	16,0 (6,9)	97*
12		1,80 (2,4)	28,2 (6,4)	94*
13	Química	9,40 (10,0)	10,0 (7,0)	6
14		17,20 (10,0)	98,0 (7,0)	82*
15		24,50 (4,5)	25,0 (6,7)	2
16		96,00 (9,7)	6,0 (6,7)	1.500 ^{ab}
17	Farmacêutica	19,50 (4,2)	20,2 (7,4)	3
18		4,60 (13,0)	22,0 (7,2)	79*
19	Têxtil	7,10 (9,2)	7,1 (6,8)	0
20		19,00 (11,0)	9,5 (7,0)	100 ^{ab}
21		96,00 (8,9)	95,0 (6,9)	1

a) entre parênteses, pH da amostra

b) aumento da toxicidade após ajuste do pH

* Porcentagem significativa (P = 0,05)

Cabe ressaltar que muitos dos efluentes estudados, mesmo que atendendo aos padrões numéricos de emissão (Estado de São Paulo, 1976; Brasil, 1986), ainda apresentaram elevada toxicidade após ajuste do pH (CETESB, 1987). Tal fato pode ter ocorrido devido às concentrações de poluentes estabelecidas nos padrões, as quais são suficientemente elevadas para causar efeitos tóxicos agudos aos organismos aquáticos ou então, dentre outros motivos, devido a ação tóxica de alguns poluentes, que pode aumentar ou diminuir em intensidade, em função das formas químicas presentes após a alteração do pH. Um dos exemplos que ilustra esta situação foi demonstrado nos efluentes n.ºs 9 e 14 onde, provavelmente, a forma tóxica da amônia (NH_3 não ionizada) foi reduzida a níveis não tóxicos exclusivamente devido ao pH e não em função dos teores dessa substância nas amostras.

Através dos resultados obtidos, pode ser verificado que a simples neutralização de um efluente industrial, que contenha diversas substâncias de características distintas, pode levar ao atendimento das exigências legais porém, ao mesmo tempo, sob o ponto de vista toxicológico, esse efluente poderá causar danos aos organismos aquáticos dos recursos hídricos receptores, ou ainda, prejudicar as fases posteriores de tratamentos biológicos.

Quanto aos efluentes tratados através de métodos biológicos, tem sido verificado também que nem sempre a eficiência do tratamento é acompanhada pela redução da toxicidade.

Analisando a pesquisa da USEPA (1984a) com indústrias químicas orgânicas verificou-se que, quando se considerou os resultados médios de cinco efluentes tratados por lodos ativados, após a remoção de DBO (91%), DQO (78%), Carbono Orgânico Total (69%) e RNF (76%), dentre outros, houve em paralelo uma redução de 93% na toxicidade aguda desses despejos a *Daphnia magna*. No entanto, quando os referidos efluentes foram analisados separadamente, verificou-se que a porcentagem de remoção dos poluentes não se correlacionou com a redução da toxicidade. De acordo com a referida pesquisa observou-se que apesar dos tratamentos reduzirem a toxicidade aguda dos efluentes, estes ainda apresentaram efeitos tóxicos aos organismos testados, com valores de CE50 entre (3,1% a) 100%, isto é, até ausência de toxicidade. Desse modo, dos cinco efluentes estudados apenas dois não apresentaram toxicidade aguda, após serem submetidos aos tratamentos por lodos ativados.

Em experimentos com efluentes de refinaria de petróleo (USEPA, s/d), não foi observada correlação entre a redução da toxicidade aguda a *Pimephales promelas* e os tipos de tratamento utilizados (Lagoas de estabilização e lodos ativados). Considerou-se nesse trabalho que, embora os tratamentos secundários de efluentes tenham, em geral, reduzido a toxicidade ao peixe estudado, estes sistemas são apenas parte do tratamento, o qual exige modificações no processo industrial para a remoção das substâncias tóxicas.

A presença de uma grande variedade de substâncias orgânicas tóxicas foi constatada em sete efluentes de indústrias têxteis (USEPA, 1982), tendo sido verificado que estes efluentes, mesmo após tratamento secundário, apresentavam toxicidade a alga *Selenastrum capricornutum* (o organismo mais sensível testado) com valores de CE50 entre 1,8% e 78%. Nesse estudo verificou-se que, quando os efluentes secundários foram submetidos a tratamento terciário houve uma redução média de 51% na toxicidade, porém, os efluentes desse último tratamento ainda apresentaram toxicidade às algas com CE50 variando entre 17% e > 100%. O autor salientou que a toxicidade dos efluentes, após o tratamento secundário, foi variável e que esta toxicidade era função tanto do RNF residual como da carga de substâncias orgânicas.

Em trabalho com efluentes de indústrias de papel e celulose (USEPA, 1984b), foi ressaltado o fato de que os sistemas de tratamento existentes, lagoas aeradas e lodos ativados, são projetados para remoção de DBO ao invés de substâncias tóxicas orgânicas tais como óleos insaturados e resinas ácidas. Apesar dessa evidência, foi citado que alguns estudos demonstraram que a remoção dessas substâncias tóxicas foi paralela à remoção de DBO, embora substâncias pouco degradáveis como guaiacóis clorados tenham sido removidas em menor grau do que DBO.

Esvelt et alii (1973) verificaram, através de experimentos em escala real e piloto, que a toxicidade de efluentes primários de sistemas públicos de esgotos pode ser quase totalmente removida, quando são utilizados tratamentos por lodos ativados. Os mesmos autores constataram que o tratamento por precipitação química, com cal, em pH 11, seguido por recarbonação, reduziu em média 75% da toxicidade dos efluentes primários. No referido estudo verificou-se existir uma boa correlação entre a toxicidade e as concentrações de amônia e surfactantes, presentes nos efluentes.

Horning et alii (1984), trabalhando com misturas de esgotos

domésticos e industriais, demonstraram a eficiência e redução da toxicidade, através de escala piloto, em tratamentos por lodos ativados. Nessa pesquisa utilizou-se sistemas paralelos de tratamento, sendo que a um deles foi adicionado uma mistura de 22 substâncias tóxicas orgânicas pertencentes a diferentes grupos, tais como praguicidas, fenóis, ftalatos e hidrocarbonetos aromáticos, em concentrações que são freqüentemente encontradas em esgotos domésticos. Na avaliação da toxicidade dos afluentes e efluentes dos sistemas, os autores utilizaram os peixes *Salmo gairdneri* e *Pimephales promelas* e ainda o microcrustáceo *Daphnia magna*. Esses autores verificaram que em ambos os sistemas, com e sem adição as substâncias tóxicas, houve redução de DQO, RNF, COT (Carbono orgânico total), $\text{NH}_3 - \text{N}$ e $\text{NH}_3 - \text{K}$ aos níveis esperados para tratamentos por lodos ativados. Observou-se ainda uma redução de 88% a > 99% das substâncias orgânicas tóxicas no sistema com adição destas.

Comparando os dois sistemas de tratamento, a nível de toxicidade a organismos aquáticos, os autores verificaram que aquele com a adição de substâncias orgânicas reduziu cerca de 90% da toxicidade do afluente, entretanto, significativa toxicidade aguda foi detectada no efluente desse sistema, com CL50 desde < 8% até 36%. No sistema sem a adição dos agentes tóxicos orgânicos a redução da toxicidade do afluente foi total, exceto em uma ocasião onde se constatou CL50 = 64,4% para *Pimephales promelas*.

Em suma, como foi demonstrado, os tratamentos biológicos de resíduos líquidos podem reduzir a toxicidade de efluentes, porém, deve-se ter em mente, que a toxicidade remanescente dos despejos pode causar efeitos deletérios agudos ou crônicos para a biota aquática, dependendo da capacidade assimilativa do corpo receptor.

Outra fase de tratamento que merece atenção, em termos toxicológicos, é a desinfecção terminal de efluentes onde tanto o ozônio como o cloro podem ser utilizados. Estudos desenvolvidos pela USEPA (1975) indicam que o ozônio residual não produz efeitos adversos a organismos aquáticos, nas concentrações normalmente utilizadas. Nos casos onde o cloro é empregado torna-se necessária a descloração do efluente, através de sulfeto de sódio ou bióxido de enxofre, dentre outros, para que os níveis de cloro residual mantenham-se abaixo de 10 $\mu\text{g/L}$, valor este que pode causar efeitos tóxicos a organismos aquáticos (USEPA, 1975; Pickering, 1983).

Analisando os resultados obtidos no presente estudo, e considerando a discussão dos dados bibliográficos apresentados, verifica-se que a toxicidade de despejos industriais deve ser encarada de forma particular. Tal fato é de certa forma esperado quando se considera, dentre outros aspectos, a interação dos diversos agentes tóxicos nos efluentes, o desconhecimento da toxicidade de produtos de transformação desses agentes e, a ausência de uma expressiva correlação entre a toxicidade de misturas e as concentrações individuais dos agentes tóxicos presentes (CETESB, 1987).

De acordo com os dados apresentados no presente estudo, a remoção ou redução da toxicidade de efluentes industriais, embora complexa, não deve ser encarada como uma meta inatingível. Deve-se lembrar que a remoção de DBO e resíduos foi possível, mesmo desconhecendo-se as substâncias químicas que os geravam, através de várias tentativas para se alcançar os melhores métodos (Mount, 1984). Dessa forma a redução da toxicidade também pode ser conseguida.

Jank et alii (1975) e Galvão et alii (1988), através de estudos em escala piloto, demonstraram que esse é um procedimento aplicável em estudo para redução da toxicidade de resíduos líquidos de indústrias de papel e celulose. Ainda, dependendo dos objetivos do estudo e dos recursos disponíveis, as fontes de toxicidade de um efluente podem ser caracterizadas através do fracionamento deste, onde as frações orgânicas e inorgânicas, obtidas por meio de resinas de troca iônica, são submetidas a testes de toxicidade com organismos aquáticos (Parkhurst, 1986; Peltier & Weber, 1985) e, em função das informações obtidas, pode-se projetar um tratamento adequado para redução da toxicidade (Reece & Burks, 1985).

A avaliação toxicológica de efluentes industriais tem sido adotada em vários países industrializados e, no Estado de São Paulo, tem demonstrado ser uma ferramenta valiosa na previsão de impacto desses despejos nos corpos hídricos receptores (Seagle et alii, 1980; CETESB, 1986b). Portanto, em estudos de tratabilidade de efluentes líquidos, o aspecto toxicológico deve ser, sempre que possível, analisado devido às características particulares que foram apresentadas neste trabalho.

Neste sentido o tratamento conjunto de esgotos, previsto no chamado Plano Diretor, merece estudos específicos sob o ponto de vista toxicológico pois uma grande diversidade de indústrias, na Região da Grande São Paulo, produzem efluentes com elevada toxicidade e de características toxicológicas distintas (CETESB, 1987). Esse último aspecto torna-se importante se considerarmos a disposição conjunta dos efluentes e, conse-

qüentemente, a falta de especificidade que o tratamento conjunto apresentará para redução da toxicidade que certamente estará presente. Através desses estudos seria possível evitar maiores comprometimentos das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), obras estas que pelo vulto de seus investimentos requerem funcionamento eficaz para a melhoria da qualidade das águas dos corpos hídricos receptores da Região da Grande São Paulo e de regiões localizadas a jusante.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece a colaboração de Elenita Gherardi Goldstein e Pedro Antonio Zagatto, pela revisão e sugestões oferecidas no presente trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALABASTER, J.S. & LLOYD, R. *Water quality criteria for freshwater fish*. Butterworths (Ed.) London. 1980. 296 p.
- BRAILE, P. M. & CAVALCANTI, J.E.W.A. *Manual de tratamento de águas residuárias industriais*. CETESB (Ed). São Paulo. 1979. 764 p.
- BRADLEY, R.W. and SPRAGUE, J.B. The influence of pH, water hardness and Alkalinity on the Acute Lethality of Zinc to Rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42 (4): 731-736. 1985.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. CONAMA. Resolução n.º 20, de 18/06/86. *Diário Oficial da União de 30/07/1986*.
- CETESB. São Paulo. Água — Teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustácea). Norma Técnica n.º L5.018 1986a. 27 p.
- CETESB. São Paulo. Avaliação da toxicidade das águas, sedimentos dos rios e efluentes industriais da região de Cubatão. São Paulo. 1986b. 226p.
- CETESB. São Paulo. Avaliação da toxicidade de efluentes de indústrias de papel e celulose. São Paulo. 1986c. 51 p.
- CETESB. São Paulo. Desenvolvimento de métodos para o estabelecimento de critérios ecotoxicológicos. Relatório Final. 1983. Volume I. São Paulo. 1986d. 174 p.
- CETESB. São Paulo. Avaliação da toxicidade de despejos industriais na região da Grande São Paulo. São Paulo. 1987. 92 p.
- 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.
- ESTADO DE SÃO PAULO, Decretos, Leis, etc.. Decreto 8468, de 08/07/1976. In: CETESB. São Paulo. *Legislação Básica*. Poluição Ambiental Estadual e Federal. São Paulo. 1982. p. 07-53
- ESVELT, L.A.; KAUFMAN, W.J.; SELLECK, R.E. Toxicity assessment of treated municipal wastewaters. *Jour. Water Poll. Control. Fed.*, 45 (7): 1558-1572. 1973.
- GALVÃO FILHO, J.B.; GRIECO, V.W.; 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.* 1: 149-160. 1988.
- GHERARDI-GOLDSTEIN, E.; ZAGATTO, P.A.; ARAÚJO, R.P.A.; BERTOLETTI, E. Avaliação da toxicidade dos principais despejos industriais da região da ERQ-Suzano, através de ensaios biológicos. *Revista DAE*, 43, (132); 42-48. 1983.
- HIDROSERVICE — Engenharia de Projetos Ltda. Processo de tratamento adotado nas Estações de Recuperação da Qualidade de Água de Barueri e ABC. *Revista DAE*, 38 (119): 112-133. 1978.
- HORNING, W.B.; ROBINSON, E.L.; PETRASEK Jr., A.C. Reduction in toxicity of organic priority pollutants by pilot-scale conventional wastewater treatment process. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13:191-196. 1984.
- JANK, B.E.; BISSETT, D.W.; CAIRNS, V.W. and METIKOSH, S. Toxicity removal from kraft bleachery effluent with activated sludge. *Pulp & Paper Canadá*, 76(4): 51-56. 1975.
- LITCHFIELD, D.J. & WILCOXON, F. A simplified method of evaluating dose-effect experiments. *J. Pharmacol. Exp. Ther.*, 96(2): 99-113. 1949.
- MERLINI, M & POZZI, G. Lead and freshwater fishes: Part I. Lead accumulation and water pH. *Environ. Pollut.*, 12 (3): 167-172. 1977.
- MILLER, T.G. & MACKAY, W.C. The effects of hardness, alkalinity and pH of test water on the toxicity of copper to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Water Research.*, 14: 129-133. 1980.
- MOUNT, D.I. The role of Biological Assessment in Effluent Control. *Proceedings International Workshop on Biological Testing of Effluents*. O.E.C.D. Duluth. p. 15-30. 1984.
- PALMER, R.E; KLAUDA, R.J.; LEWIS, T.E. Comparative sensitivities of bluegill, channel catfish and fathead minnow to pH and Aluminum. *Envir. Tox. and Chem.* 7: 505-516. 1988.
- PARKHURST, B.R. The roles of fractionation in hazard assessment of complex materials. In: H.L. Bergman, R.A. Kimerle and A.W. Maki (Eds.) *Environmental Hazard Assessment of Effluents*. Pergamon Press. N.Y. 1986. p. 92-106.
- PELTIER, W.H. & WEBER, C.I. Methods for measuring the acute toxicity of effluents to freshwater and marine organisms (3 ed.) EPA/600/4-85/013. 1985. 216 p.
- PICKERING, Q.H. Chronic toxicity to fathead minnows *Pimephales promelas* of wastewater a conventional wastewater treatment system receiving organic priority pollutants. *Environmental Pollution (Séries A)*, 31: 105-117. 1983.
- REECE, C.H. and BURKS, S.L. Isolation and chemical characterization of Petroleum Refinery wastewater fractions acutely Lethal to *Daphnia magna*. In: R.D. Cardwell, R. Purdy and R.C. Bahner (Eds). *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Seventh Symposium*. ASTM — STP 854. Philadelphia. 1985. p. 319-332.
- SEAGLE, H.H. Jr.; HENDRICKS, A.C.; CAIRNS Jr., J. Does Improved Waste treatment have demonstrable biological benefits? *Environmental Management*, 4 (1): 49-56. 1980.
- SOUZA, M.E. Influência simultânea de elevadas concentrações de metais pesados e cianetos na digestão anaeróbia de lodos de esgotos. *Revista DAE.*, 44 (138): 221-233. 1984.
- 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.
- TEBO, L.B. Effluent monitoring: Historical perspective. In: H.L. Bergman, R.A. Kimerle and A.W. Maki (Eds). *Environmental Hazard Assessment of Effluents*. Pergamon Press. N.Y. 1986. p. 13-31.
- USEPA — U.S. Environmental Protection Agency. *Comparative toxicity of sewage effluent disinfection to freshwater aquatic life*. Environ. Research Laboratory, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-75-012. 1975. 61 p.
- USEPA — U.S. Environmental Protection Agency. *Effect of hydrogen sulfide on fish and invertebrates. Part. II. Hydrogen sulfide determination and relationship between pH and sulfide toxicity*. Environ. Research Laboratory, Duluth, Minnesota. EPA-600/3-76-062b. 1976. 108 p.
- USEPA — U.S. Environmental Protection Agency. *Acute and chronic toxicity of HCN to fish and invertebrates*. Environ. Research Laboratory. Duluth, Minnesota. EPA-600/3-79-009. 1979. 114p.
- USEPA — U.S. Environmental Protection Agency. *Toxicity Reduction Manual for the Textile Manufacturing Industry*. Environ. Research Laboratory. Triangle Park, N.C. 1982. 48p.
- USEPA — U.S. Environmental Protection Agency. *Toxicity Reduction Manual for the Organic Chemical Industry*. Industrial Environ. Research Laboratory. Cincinnati, Ohio. 1984a. 43 p.
- USEPA — U.S. Environmental Protection Agency. *Toxicity Reduction of Pulp and Paper Mill Wastewaters — A Literature Review*. Industrial Environ. Research Laboratory. Cincinnati, Ohio. 1984b. 76 p.
- USEPA — U.S. Environmental Protection Agency. *Toxicity of Petroleum Refinery Wastewaters Relative + to Types of Treatment Systems*. Industrial Environ. Research Laboratory. Cincinnati, Ohio. 190 p. (no prelo).
- VAN-der PUTTE, I.; BRINKHORST, M.A. and KOEMAN, J.H. Effect of pH on the acute toxicity of hexavalent chromium to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Aquatic Toxicology*, 1 (2): 129-142. 1981.

PERFIL DO AUTOR

Eduardo Bertolotti — Biólogo da CETESB. Executou o trabalho com o apoio do PROCOP, dentro do Programa de Assistência Técnica, Projeto de Capacitação Técnica de Recursos Humanos.