

Dispersão de efluentes e os padrões ambientais¹

Elenita Gherardi-Goldstein²
Eduardo Bertoletti²
Pedro Antonio Zagatto²
Silvio Nakahira³
Junzo Inoue⁴

RESUMO — O estudo da dispersão de um afluente, do rio Paraíba do Sul, é apresentado neste trabalho. Sua vazão total atual se deve, praticamente, aos efluentes de duas unidades industriais que nele são lançados. Este contribuinte foi considerado, para efeito deste trabalho, como um efluente industrial único e, com base nos resultados obtidos, são discutidos aspectos bem conhecidos sobre monitoramento das águas e controle da poluição. O exemplo utilizado mostra que o conhecimento de alguns dados hidrológicos, aliado ao de padrões de qualidade das águas e de emissão, bem como ao de toxicidade de efluentes a organismos aquáticos, pode contribuir para uma melhor compreensão, análise crítica, revisão de metodologias e solução de problemas encontrados em corpos hídricos receptores.

Palavras-chave: Dispersão de efluentes; padrões de qualidade; padrões de emissão; toxicidade; zona de mistura.

ABSTRACT — The dispersion study of an influent of Paraíba do Sul river is presented in this paper. Its present total flow is practically due to the effluents discharged from two industrial units. This influent, as it is today, was considered, for the purpose of this publication, as one single industrial effluent, and well known aspects about water monitoring and pollution control are discussed based on the study results. The example used shows that the knowledge of some hydrologic data, combined with water quality and effluent standards, as well as with effluent toxicity data can contribute to a better understanding, critical analysis, review of methodologies and the solution of problems found in receiving water bodies.

Key-words: dispersion of effluents; water quality standards; emission standards; toxicity; mixing zone.

As possibilidades de utilização das águas a jusante de lançamentos de efluentes domésticos e industriais dependem, em grande parte, da diluição sofrida pelos contaminantes contidos nesses efluentes. Assim, o estudo da dispersão de despejos líquidos em rios ou canais é de grande importância. Sua diluição ao longo do rio depende, dentre outros fatores, da vazão, dos coeficientes de dispersão e difusão, da distância, da velocidade linear, da morfologia do rio etc.



A mistura do efluente no corpo receptor, na fase inicial, é governada pelas características dinâmicas e geométricas de descarga do efluente, em relação ao corpo receptor. Por exemplo, a alta velocidade está associada a uma rápida mistura junto ao ponto de lançamento. As diferenças de densidade, temperatura e as diferentes formas de lançamento influem decisivamente no processo de diluição dos efluentes. A mistura inicial constitui uma fase importante na avaliação do impacto ambiental, podendo-se obter um alto grau de diluição que, em geral, pode reduzir rapidamente a concentração de poluentes, até mesmo a níveis aceitáveis.

1 — Trabalho executado com o apoio do PROCOP — Programa de Controle da Poluição, dentro do Programa de Assistência Técnica, Projeto Capacitação Técnica de Recursos Humanos

2 — Biólogos da CETESB

3 — Engenheiro Civil e Físico da CETESB

4 — Tecnólogo da CETESB

Todos esses fenômenos e situações afetam a qualidade das águas, que é avaliada por indicadores específicos. Cada nível de qualidade é preservado e protegido por padrões que vêm a ser os teores máximos estabelecidos para cada indicador, em legislação. Assim, os padrões de qualidade garantem o conjunto de usos destinados a cada nível de qualidade de água.

No Estado de São Paulo, o Decreto 8.468 de 8.9.76, que aprovou o Regulamento da Lei nº 997 de 31.5.76, classifica as águas superficiais conforme seu nível de qualidade (SÃO PAULO, 1990a). Quando, em 18.6.86, entrou em vigor, em âmbito federal, a Resolução nº 20, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA (BRASIL, 1986), os artigos do regulamento estadual citado, que se referem à classificação das águas e padrões de emissão de efluentes, lançados direta ou indiretamente em coleções d'água, foram substituídos pelos equivalentes da Resolução CONAMA. Prevalecem, no entanto, os dispositivos da norma estadual que são inexistentes na Resolução Federal, ou que estabelecem padrões mais restritivos do que essa última. A grande maioria desses padrões é numérica e alguns, descritivos ou narrativos. Para águas de classe 2, o teor máximo de cobre, de 0,02 mg/L em Cu, é um exemplo de um padrão numérico; exemplos de padrões descritivos ou narrativos são os que estabelecem que devem estar virtualmente ausentes materiais flutuantes, espumas não naturais, óleos e graxas ou corantes artificiais. Nesses parâmetros, são estabelecidas condições mas não limites ou valores numéricos, embora os órgãos de controle ambiental possam quantificá-los quando necessário. Para águas de classe 4, por exemplo, um padrão descritivo é o que se refere a óleos e graxas, para o qual se tolera iridescências.

Ambas as normas legais citadas afirmam que os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o enquadramento do mesmo na classificação das águas: a estadual, no parágrafo 1º, inciso 8º do artigo 18 (SÃO PAULO, 1990a), e a federal, no artigo 23 (BRASIL, 1986).

Pela leitura e comparação dos artigos que tratam dos padrões de qualidade e de emissão, e tendo como referência os padrões de água de classe 2, é fácil notar que os valores dos padrões de emissão são muito mais elevados, de 4 a 100 vezes maiores. Esse é o nível de diluição a que os poluentes, limitados por esses padrões, devem ser submetidos para que cheguem aos níveis dos padrões de qualidade dessas águas. Fica claro, então, que um efluente que atende aos padrões de emissão necessitará de uma certa diluição, que será maior ou menor, dependendo dos poluentes presentes no efluente, para que sejam compatibilizados com seus respectivos limites máximos permissíveis no corpo d'água. Este comentário leva, imediatamente, à suposição de que poderá haver uma região do corpo receptor em que os padrões de qualidade são excedidos, e que a legislação não prevê essa situação, ou seja, é omissa no que se refere às condições físicas/hidrológicas de lançamento. Portanto, considerando que um dos usos de águas de classe 2 é a preservação da fauna e flora em geral, é possível, e até esperado, que nessa região haja impacto sobre a vida ou a biota aquática, tanto em termos agudos como crônicos.

Embora nas ações de controle desenvolvidas pela CETESB sejam considerados tanto os padrões de emissão como os de qualidade das águas, prevalecendo sempre os

últimos; o presente trabalho tem por objetivo apresentar algumas informações sobre a dispersão de efluentes líquidos em rios e evidenciar situações de possíveis violações dos padrões de qualidade das águas, em especial no que diz respeito à toxicidade.

Material e Métodos

O estudo de dispersão foi realizado no rio Paraíba do Sul, que recebe grande quantidade e diversidade de efluentes líquidos. Foi selecionado, para esse estudo, um pequeno córrego cuja vazão total atual é composta, praticamente, por dois efluentes industriais, tendo sido considerado, para efeito do presente trabalho, como um efluente industrial único. Sua localização, em relação às características hidráulicas e morfológicas do rio, dava indícios de não sofrer mistura imediata no corpo receptor.

Para a realização da medida de dispersão foi utilizado o traçador radioativo ^{82}Br (SANCHEZ et alii, 1975; NAKAHIRA et alii, 1973). O bromo foi irradiado no Instituto de Pesquisas de Energia Nuclear, IPEN, da USP, e processado no laboratório de radioquímica da CETESB. O bromo irradiado foi dissolvido em solução aquosa de tiosulfato de sódio 10% e transportado para o local do ensaio, dentro de blindagem de chumbo. Essa solução foi posteriormente colocada em um injetor para aplicação contínua no efluente.

A jusante do lançamento, foram demarcadas as seções transversais, por meio de piquetes colocados nas margens do rio, a cada 25 ou 30 metros, e, com o auxílio de teodolito, procedeu-se à amarração desses piquetes. Após o levantamento geométrico do rio, foram estabelecidas as nove seções transversais de amostragem. Em cada uma dessas seções, foram colocados, de margem a margem, cabos de aço graduados de metro em metro. Tomando-se o cabo graduado como referência e, utilizando-se um molinete hidrométrico, foram realizadas as medidas de vazão e profundidade do rio (CETESB, 1978; NAKAHIRA et alii, 1983).

As medidas de concentração do traçador radioativo foram realizadas com um detector de cintilação com um cristal de $\text{NaI}(\text{Te})$ de 2" x 2", acoplado a um escalímetro tipo BASC III.

Os impulsos elétricos, transformados em contagens por minuto (c.p.m.), são proporcionais à concentração do isótopo radioativo na água. Essas contagens são corrigidas em relação ao tempo de decaimento do traçador radioativo e à radiação natural.

A sonda cintiladora é mantida a 50 cm da linha d'água para as medidas de superfície, que são realizadas de metro em metro.

A aplicação contínua do traçador no efluente permitiu determinar sua vazão. O conhecimento da concentração do traçador radioativo no ponto de aplicação possibilitou calcular a concentração do efluente no corpo receptor. Isso é possível porque a concentração do isótopo radioativo no efluente é proporcional à sua diluição. Assim, a concentração do traçador radioativo no efluente, no ponto de aplicação, foi de 945.878 c.p.m. Nesse ponto, a concentração do efluente em relação à água do rio é de 100%.

Desta forma, todos os dados ao longo da pluma de dispersão foram convertidos de c.p.m. para % de efluente no corpo receptor.

A concentração do efluente no corpo receptor (CER), após mistura completa, foi estimada de acordo com a seguinte fórmula (EPA, 1985):

$$CER = \frac{Q_e}{Q_e + Q_r} \times 100$$

onde: Q_e = vazão do efluente (m^3/s)
 Q_r = vazão do rio no dia do estudo (m^3/s)

O teste de toxicidade para avaliar os efeitos agudos do efluente estudado foi realizado com *Daphnia similis* (CETESB, 1986). O resultado é expresso em concentração efetiva mediana — CE(I)50, isto é, a concentração que causa o efeito tóxico observado, no caso a imobilidade, em 50% dos organismos-teste em 24 horas de exposição.

Resultados e discussão

O primeiro estudo de dispersão de efluente em rio, realizado pela CETESB, é de 1985 no rio Cubatão (CETESB, 1991).

Os resultados obtidos no presente trabalho mostram uma certa similaridade com os do estudo anterior, isto é, ambos os efluentes se concentram em uma das margens ao longo de uma grande extensão no rio. Na Figura 1, está representada a dispersão superficial do efluente no rio Paraíba do Sul.

A representação gráfica da pluma foi elaborada com as linhas de isoatividade, que equivalem à concentração do efluente no corpo receptor, expressa em % de efluente. Essa representação mostra que a mistura completa do efluente no rio, apesar da elevada diluição inicial, deverá ocorrer a cerca de 1.000 metros após o ponto de lançamento e que, nessa situação, a concentração estimada do efluente no corpo receptor (CER) será de 0,099%. Esta estimativa foi realizada com base em dados obtidos no dia do estudo, quando

a vazão média do rio Paraíba foi de 90,6 m^3/s e a vazão do efluente de 0,09 m^3/s .

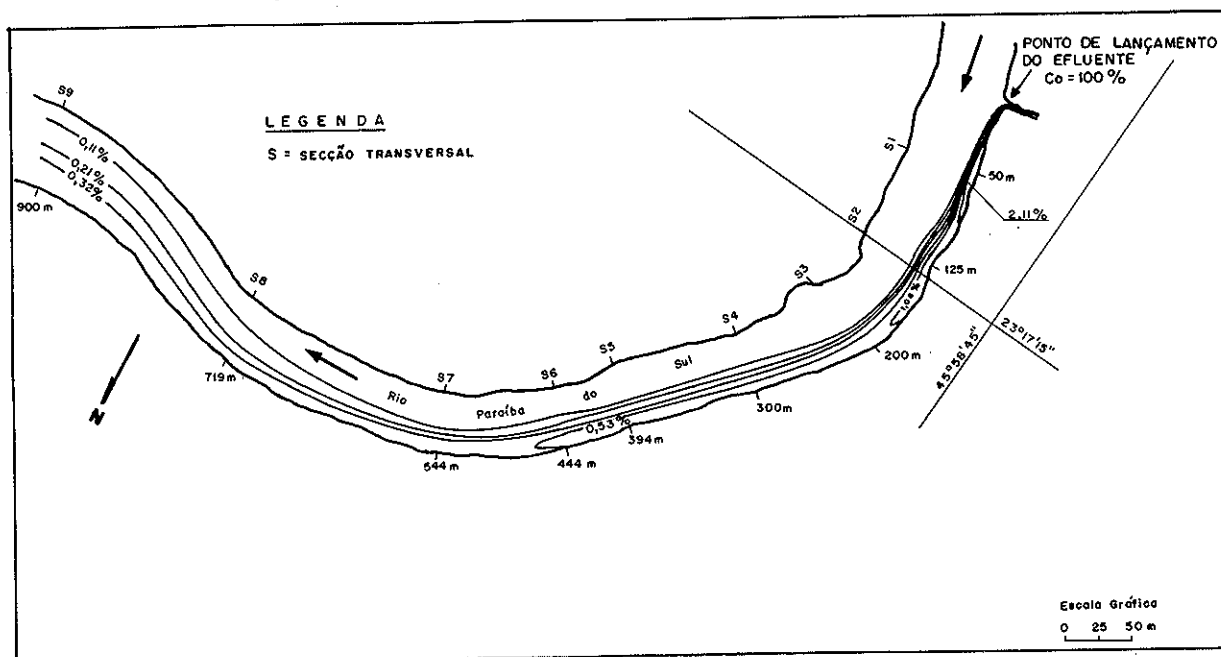
O significado desses resultados de dispersão em relação aos padrões de qualidade das águas é discutido a seguir. É importante, no entanto, compreender o que se entende por qualidade de água para preservação da flora e fauna aquáticas.

Conforme apresentado na introdução, o artigo 12º da Resolução CONAMA nº 20 (BRASIL, 1986) constitui um padrão descritivo, pois estabelece que “as possíveis interações entre as substâncias não podem conferir às águas receptoras características capazes de causar efeitos letais ou alterações de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida”.

O atendimento a esse padrão leva, obrigatoriamente, ao uso de seres vivos para avaliar o efeito danoso causado por mistura de substâncias químicas, tais como efluentes líquidos, sendo que os únicos métodos analíticos disponíveis para tal finalidade são os testes de toxicidade com organismos aquáticos.

Assim, no presente estudo, o efeito tóxico estimado de efluentes sobre organismos aquáticos constitui um indicador de qualidade das águas, para preservação de flora e fauna aquáticas, sendo que o limite máximo permissível baseia-se na capacidade do recurso hídrico em receber a referida mistura de substâncias químicas sem prejuízo da biota. Deve-se observar, ainda, que, em se tratando de limites estabelecidos para cada fonte emissora, o artigo 23 da mesma Resolução estabelece que “os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento”. Portanto, nos casos em que um dos usos preponderantes das águas receptoras é a preservação da biota, o efluente deve atender ao artigo 12, independente de outros padrões numéricos de emissão estabelecidos.

Figura 1 — Representação das curvas de isoatividade, da pluma de dispersão superficial do efluente lançado no rio Paraíba do Sul, expressas em % do efluente no corpo receptor.



Tendo em mente essas considerações, para a avaliação do impacto que um efluente líquido pode causar nos organismos aquáticos, compara-se a concentração do efluente que causa um efeito tóxico — CE(I)50, determinado por meio de teste de toxicidade, com a concentração do despejo no rio, ao longo da pluma de dispersão. Assim, o teste de toxicidade com *Daphnia similis* demonstrou que o efluente estudado tem efeito tóxico agudo, com CE(I)50 igual a 62%. Sabe-se que, em concentrações da ordem de 1/10 da CE50, não ocorrem efeitos tóxicos agudos ou crônicos (EPA, 1985; BERGMAN et alii, 1985). Portanto, estima-se que seja de 6,2% a concentração máxima permissível do efluente, no corpo receptor, para que não haja efeitos crônicos sobre a biota aquática. Nessa estimativa não estão sendo considerados os fatores de incerteza decorrentes das diferenças de sensibilidade entre espécies e da variação na toxicidade do efluente (GHERARDI-GOLDSTEIN et alii, 1990).

Em função dos dados disponíveis e considerados, seria de interesse estimar, a região no corpo d'água receptor, a partir da qual não há risco de ocorrerem efeitos tóxicos nos organismos aquáticos, isto é, a região onde a concentração do efluente é menor que 6,2%. No entanto, devido à elevada diluição inicial do efluente, os dados obtidos não permitiram obter essa informação, uma vez que a isolinha de maior atividade foi equivalente a 2,11% do efluente (Figura 1). Pode-se, entretanto, estimar que essa região está situada a uma distância, do ponto de lançamento, menor do que 50 m ao longo do rio e a uma distância não superior a 1 ou a 2 m da margem esquerda.

Estas informações caracterizam uma região, bastante restrita, de impacto sobre a vida aquática. A configuração da pluma de dispersão (Figura 1) é característica de rios cujas condições físicas e hidrológicas proporcionam uma mistura pobre do efluente, que permanece concentrado, ao longo de uma das margens. Esse fato torna-se importante quando se pretende verificar a adequação de um efluente aos padrões de qualidade das águas. Desse modo, sem o conhecimento da pluma de dispersão, um efluente que supostamente esteja atendendo aos padrões de emissão pode, na realidade, estar causando impacto imediatamente após o ponto de lançamento e por uma grande extensão, até que esteja totalmente diluído.

Portanto, cabe ao órgão controlador julgar se a área de impacto é admissível ou não. Se for admissível, as dimensões dessa área podem ser estabelecidas, por exemplo, através do conceito de zona de mistura, utilizado na maioria dos estados norte-americanos (EPA, 1985).

No Brasil, zona de mistura é definida na Norma NBR 9897 (ABNT, 1986) como sendo "a região do corpo receptor na qual, após o recebimento de uma descarga, ainda não houve homogeneização dos constituintes", e não como nos Estados Unidos, onde zona de mistura equivale a uma região de sacrifício do corpo receptor, uma região de tolerância, isto é, uma região onde são permitidas violações dos padrões de qualidade, desde que não ocorram efeitos tóxicos agudos sobre a biota (EPA, 1983). Em outras palavras, é uma região que comporta um volume d'água que será utilizado para diluição do despejo a fim de que os padrões de qualidade sejam atingidos.

As dimensões dessas zonas são expressas, em geral, em área da secção transversal para rios ou córregos, 1/3, 1/4 ou 10%, 20% ou 30% dessa área, ou uma porcentagem do raio para lagos ou estuários, 10%, por exemplo (EPA, 1985).

O rio Paraíba do Sul, no local do lançamento, está enquadrado na classe 2 (SÃO PAULO, 1990b). Além de outros usos, essa classe se destina, tanto na legislação estadual quanto na federal, à proteção e preservação das comunidades aquáticas. No entanto, no caso desse efluente, há potencial para que haja efeitos deletérios à vida aquática na região do rio onde o efluente não chegou à concentração de 6,2%. Nessa região, portanto, a qualidade da água não está compatível com o uso citado. As legislações atuais não prevêm essas situações e delas pode-se depreender que não são admissíveis. O estudo da dispersão de efluentes em corpos d'água fornece a informação necessária para se determinar a extensão da região onde os padrões de qualidade são excedidos.

A discussão apresentada até este ponto está embasada nos dados gerados no dia do estudo. No entanto, é preciso que sejam levantados dados em situações críticas de vazão do rio. No trecho estudado, onde a vazão foi de 90,6 m³/s, a vazão mínima de referência ($Q_{7,10}$: Vazão mínima anual do rio, média de sete dias consecutivos, com probabilidade de dez anos de retorno), estimada para o mesmo trecho, em condições de vazão natural na bacia a montante do efluente em estudo, isto é, desconsiderando influências antrópicas, é de 27,3 m³/s. Nessa situação, é provável que o grau de mistura inicial seja inferior ao do dia de estudo, e que a pluma de dispersão se espalhe por uma extensão maior ao longo da margem, aumentando a região de impacto.

Em estudo recente, utilizando *Daphnia similis* (CETESB et alii, 1990), foi avaliada a toxicidade de 94 efluentes industriais lançados na bacia do rio Paraíba do Sul, no Estado de São Paulo. Desses efluentes, 43 foram considerados como os mais significativos. Dentre esses últimos, apenas quatro foram menos tóxicos do que o estudado e todos os demais foram mais tóxicos, com valores de CE(I)50 que variaram de 58,8 a 0,09%. Supondo que esses efluentes apresentem a mesma vazão e idêntica pluma de dispersão no rio que as do efluente estudado, as extensões de impacto no corpo d'água, em termos de toxicidade crônica sobre a biota, seriam aproximadamente as seguintes, conforme Tabela 1:

Tabela 1 — Estimativa de regiões de impacto dos efluentes considerados mais significativos no rio Paraíba do Sul (trecho de São Paulo) em termos de toxicidade.

Número de Efluentes	Dimensão aproximada da região de impacto no rio	
	Comprimento (m)	Largura (m)
20	80	5
7	180	8
5	470	10
11	> 930	20 a 50

Os exemplos da Tabela 1, embora hipotéticos, podem não estar longe da realidade que ocorre em vários rios do Estado de São Paulo. Obviamente, cada efluente apresenta características específicas de lançamento, que estão as-

sociadas, por sua vez, com as características locais do corpo d'água receptor. Muitos efluentes líquidos, provavelmente, possuem regiões de impacto que deveriam ser delimitadas.

Exercício análogo pode ser efetuado para padrões numéricos de emissão. Pode-se supor que o efluente em estudo seja composto por todas as substâncias para as quais foram estabelecidos padrões numéricos, atendendo-os plenamente em relação aos respectivos limites máximos.

Assim, conhecendo a diluição do efluente no corpo d'água receptor (Figura 1) e comparando-se o padrão de emissão com o respectivo padrão numérico de qualidade da água para classe 2, verifica-se que as concentrações de Cu e Hg no efluente só estariam compatíveis com os padrões de qualidade da água aproximadamente na isolinha de 2,11%. Os compostos organofosforados e carbamatos totais chegariam a uma concentração compatível próxima, mas além da isolinha de 1,06%. A concentração de Cd atingiria os padrões na isolinha de 0,53%, isto é, aproximadamente a 450 m a jusante do lançamento, e a de tetracloreto de carbono aproximadamente na isolinha de 0,32%. A concentração de fenóis estaria compatível com o padrão de qualidade somente a partir da isolinha de 0,21%, que se fecha a uma distância maior do que 900 m do ponto de lançamento. Dicloroeteno e organoclorados, se presentes no efluente, necessitariam de uma diluição bem maior do que o efluente atingiu na isolinha de 0,11%.

Nessa análise não se está considerando a afinidade dos metais citados pelo sedimento, nem a volatilização e degradação de fenóis e outros compostos orgânicos, ou qualquer outro fenômeno químico ou físico como a adsorção, por exemplo.

A Norma da ABNT, sobre planejamento e amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores (ABNT, 1986), menciona que normalmente os efluentes não sofrem mistura completa ao entrar em contato com o corpo receptor e que por isso as normas de controle são destinadas aos trechos com distribuição uniformes. Mais ainda, a mesma norma menciona que "a amostragem em zonas de mistura está a exigir estudos mais rigorosos".

A discussão apresentada ilustra a preocupação da equipe multiprofissional, de 40 especialistas, que se dedicou à elaboração da norma citada. Essa discussão leva também a alguma reflexão no que se refere às fontes múltiplas de emissão em um rio, às condições de lançamento de efluentes e à lacuna em nossa legislação para delimitar essas zonas de impacto, que se refletem diretamente sobre a qualidade das águas e por conseguinte seus usos, dentre os quais foi ressaltado a proteção da biota aquática. Há um convite implícito para se refletir sobre a metodologia, ora em uso, de amostragem, de monitoramento da qualidade ambiental e de controle da poluição.

Por último, as questões levantadas neste trabalho aplicam-se perfeitamente ao impacto causado por rios classe 4, afluentes de rios classes 2 ou 3. Exemplo concreto dessa situação, no que se refere à toxicidade, é o estudo ecotoxicológico realizado no rio Atibaia (Gherardi-Goldstein et alii, 1992), no qual encontra-se bem documentado o impacto do ribeirão das Anhumas (classe 4) no rio Atibaia (classe 2), que chega a ser maior e mais intenso do que muitos dos efluentes industriais estudados naquele trecho.

Conclusões

Conclui-se que:

- Os resultados apresentados e as ponderações elaboradas mostram como a qualidade da água do corpo receptor, após um lançamento, pode ser afetada mesmo quando o efluente sofre elevada diluição inicial no corpo receptor e quando atende aos padrões de emissão.
- Os estudos de hidrologia podem contribuir enormemente para o melhor conhecimento, compreensão e solução de questões ligadas ao estabelecimento de padrões.
- O desenvolvimento de critérios para a delimitação de regiões aceitáveis de impacto poderá melhor orientar as condições de lançamento e controle de efluentes líquidos e, ainda, auxiliar no monitoramento da qualidade das águas.

Agradecimento

Ao químico Dr. Edmundo Garcia Agudo, do Setor de Radioatividade Ambiental da CETESB, pelo empenho em viabilizar o estudo de dispersão no rio Paraíba do Sul. Aos funcionários do Setor de Radioisótopos e Setor de Ensaios Biológicos e Toxicologia, pela colaboração prestada.

Referências Bibliográficas

- ABNT, Rio de Janeiro. *Planejamento de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores*. Rio de Janeiro. 1986. 23p. NBR 9897 (Equivalente à NB 1043).
- BERGMAN, H.L. et alii. *Environmental hazard assessment of effluents*. Elmsford, Pergamon Press, 1985. XIII + 366p.
- BRASIL. Leis, decretos etc. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 20 de 18/6/1986. Diário Oficial da União, Brasília, 30 de julho de 1986. p. 11356.
- CETESB, São Paulo. *Medição de Vazão de Água por Meio de Molinetes e Flutuadores*. São Paulo, 1978, 1ª ed. 32p. (Norma CETESB L4.001).
- _____. *Água: Teste de Toxicidade Aguda com Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea). São Paulo, 1986. 28p. (Norma CETESB L5.018).
- _____. *Determinação de Plumas de Dispersão de Efluentes Industriais no Rio Cubatão*. CETESB, São Paulo, 1991. p.i.
- CETESB, São Paulo; FEEMA, Rio de Janeiro, CEPIS, Lima. *Avaliação e Gerenciamento de Substâncias Tóxicas em Águas Superficiais: Estudo de Caso, Rio Paraíba do Sul*. São Paulo, 1990. 93p.
- EPA, Washington. *Water Quality Standards Handbook*. Washington, D.C., EPA, 1983. p.i.
- _____. *Technical Support Document for Water Quality — Based Toxics Control*. Washington, D.C., EPA, 1985. 74p.
- GHERARDI-GOLDSTEIN, E. et alii. *Procedimento para Utilização de Testes de Toxicidade no Controle de Efluentes Líquidos*. Série Manuais. CETESB. Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo, 1990, 17p.
- GHERARDI-GOLDSTEIN, E. et alii. *Estudo Ecotoxicológico no Rio Atibaia*. São Paulo, CETESB, 1992. 21p.

NAKAHIRA, S. et alii. *Medição da Vazão Média Diária de Esgoto em Redes Coletoras, Utilizando-se Técnicas Radioisotópicas*. São Paulo, CETESB, 1983. 7p. (Trabalho apresentado no 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Camboriú, 1983).

SANCHEZ, W. et alii. *Técnicas Radioisotópicas Aplicadas a Estudos de Controle da Poluição do Meio Ambiente*. São Paulo, CETESB. 1975. 54p. (Trabalho apresentado no VIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Rio de Janeiro. 1975).

SÃO PAULO. Leis, decretos, etc. *Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997,*

de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. In: Legislação Estadual. Controle de Poluição Ambiental. Estado de São Paulo (atualizado até julho/1990). São Paulo, CETESB, p.8-66. 1990a.

Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468, de 8.9.76 (com redação dada pelo Decreto nº 24.839 de 6.3.86. In: Legislação Estadual. Controle da Poluição Ambiental. Estado de São Paulo (atualizado até julho/1990). São Paulo, CETESB. P.67-76. 1990b.

