

PERIÓDICO
BIBLIOTECA

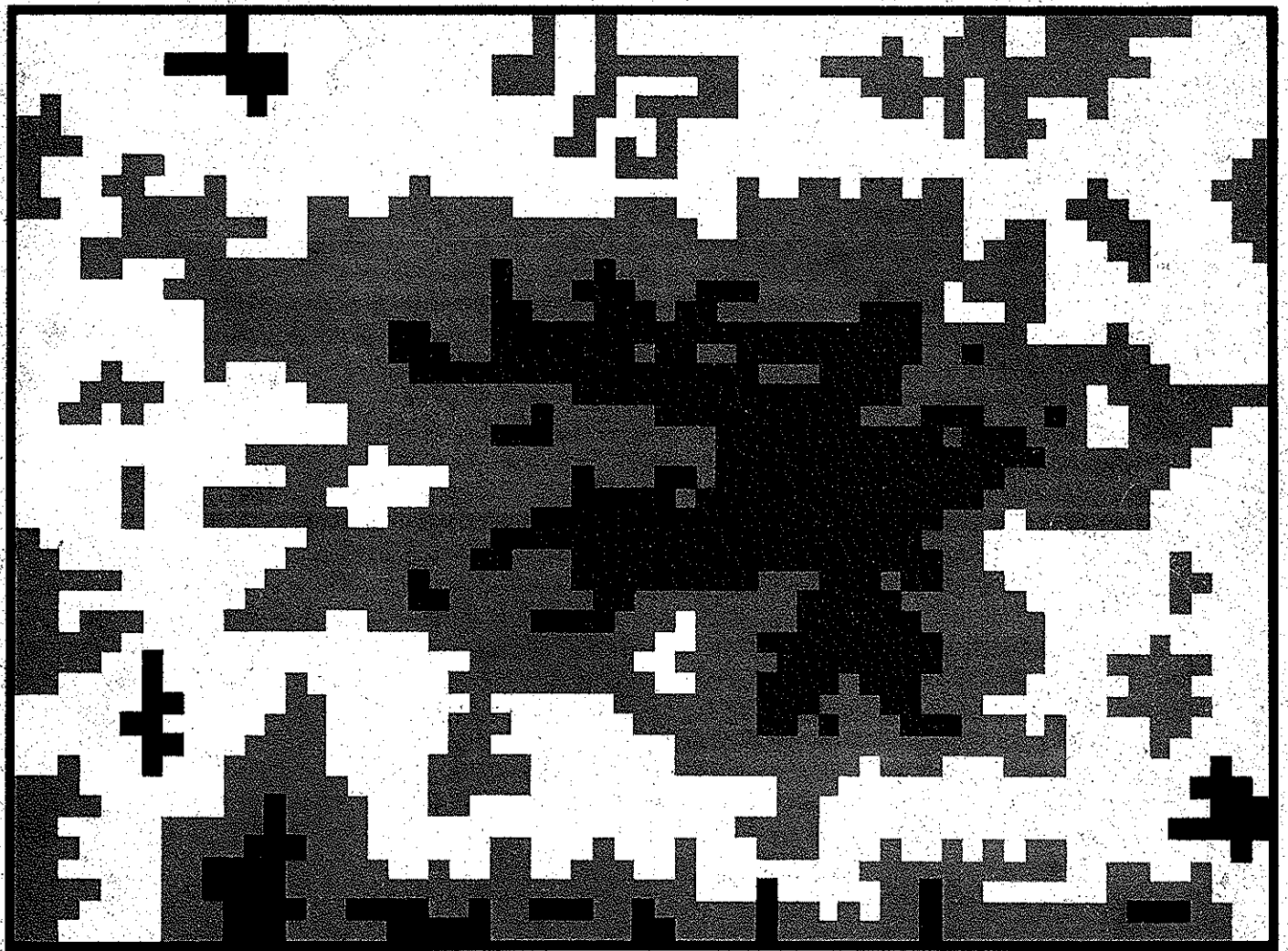
revista CETESB
de tecnologia

ambiente

Volume 2 Número 1 1988

ISSN 0102-8685

Secretaria de Estado do Meio Ambiente



*As variáveis térmicas
da cidade de São Paulo*

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO
Orestes Quércia
Governador

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE
Jorge Wilhelm
Secretário

CETESB
Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
Rogê Ferreira
Diretor-Presidente

Antonio Sérgio Menon
Diretor Financeiro

Eduardo San Martin
Diretor de Ação Regional

Ivan Carlos Maglio
Diretor de Planejamento Ambiental

Jayme Gimenez
Diretor de Treinamento e Transferência de Tecnologia

José de Vasconcelos Cunha
Diretor Administrativo

Laura Maria Regina Tetti
Diretora de Educação Ambiental

Nelson Vieira de Vasconcelos
Diretor de Controle

Nivaldo José Chioffi
Diretor de Tecnologia e Qualidade Ambiental

Roque Monteleone Neto
Diretor de Pesquisa

Conselho Editorial

Arq. Jorge Wilhelm
Adv. José Antonio A. Rogê Ferreira
Prof. Roque Monteleone Neto
Prof. André Luis Perondini
Prof. Celso Orsini
Prof. Eduardo Kugelmas
Eng. Gabriel Murgel Branco
Psicol. Germano Seara Filho
Prof. Hamilton Targa
Eng. Ivan Carlos Maglio
Prof. João Gualberto de C. Menezes
Quím. João Ruocco Júnior
Prof. José Zatz
Econ. Jília A. Schreiner
Sociol. Laura Maria Regina Tetti
Prof. Lúcio Félix Kowarick
Geol. Nivaldo José Chiossi
Eng. Rubens Monteiro de Abreu
Prof. Rui Laurenti
Prof. Samuel Murgel Branco

AMBIENTE – Revista CETESB de Tecnologia está indexada nos Excerpta Medica, da Elsevier Science Publishers B.V.; no Repindex – Índice da Repidisca – Red Panamericana de Información y Documentación en Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente; no Index Medicus Latino-Americano; no Ensic – Environmental Sanitation Information Service, do Asian Institute of Technology (Tailândia). É divulgada nos Sumários Correntes Brasileiros: Ciências Exatas e Biológicas, do IBICT – Instituto Brasileiro de Informação, Ciência e Tecnologia do CNPq.

AMBIENTE é uma publicação da CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental.

Coordenador Geral: Flavio Marcondes

Editora: Esther Calichman (MTb 12.044)

Editoração e Revisão: Atílio Brunacci, Julieta Penteado, Paula Siqueira

Editor de Arte: Roberto Poletto

Diagramação: Joaz S. Yamamoto

Composição: Alcir R. de Oliveira, Solange M. Miranda

Arte-final: José A. da Silva, Kazuo Sato

Ilustração: Benedito N. Coutinho

Fotolito e Impressão: Gráfica da CETESB

Distribuição: Atílio Brunacci

Redação: Av. Prof. Frederico Hermann Júnior, 345 – Prédio 1 – 1º andar, telefone 210-1100, CEP 05459, São Paulo, SP, Brasil.

Os conceitos emitidos nos artigos assinados são de responsabilidade dos autores. A Redação solicita informar qualquer transcrição, referência ou apreciação dos artigos da Revista.

Ilustração da capa: estilização de uma foto de satélite (Roberto Poletto).

**CETESB - Cia. de Tecnologia
de Saneamento Ambiental
BIBLIOTECA**

sumário

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <i>Cartas</i> | 2 |
| <i>Carta ao leitor</i> | 3 |
| <i>Ambiente mundial</i> | 4 |
| <i>Metais pesados no vale do Ribeira e em Iguape-Cananéia</i> Geraldo G. J. Eysink, Helcias B. de Pádua, Stela A. E. Piva-Bertoletti, Magali C. Martins, Denise Navas Pereira e Sergio Roberto | 6 |
| Capa <i>A ilha de calor de São Paulo</i> Magda Adelaide Lombardo | 14 |
| <i>Café solúvel: tratamento anaeróbico de despejos da produção</i> Alcídes Diniz Garcia Jr., Luiz A. Valle do Amaral, Maria de Lourdes M. Vicente, Marcos Eduardo de Souza e Wanderley Borba | 19 |
| <i>Radiações de microondas e radiofrequência – Efeitos biológicos</i> Claudia Condé Lamparelli, Antonio Alessio Filho e Jesus Gonzalez Hernandez | 23 |
| <i>Monitoramento biológico e epidemiologia ambiental</i> Lufsa Luciana Varin | 29 |
| <i>Testes de toxicidade de efluentes industriais</i> Elenita Gherardi Goldstein | 33 |
| <i>Toxicidade de efluentes industriais da bacia do rio Piracicaba</i> Pedro Antonio Zagatto, Eduardo Bertoletti e Elenita Gherardi Goldstein | 39 |
| <i>Presença do mercúrio no ambiente</i> Geraldo G. J. Eysink, Helcias B. de Pádua e Magali Coimbra Martins | 43 |
| <i>Uma metodologia para controle de odores</i> João Baptista Galvão Filho | 51 |
| <i>Disposição de resíduos perigosos em aterros</i> Cyro Bernardes Júnior | 55 |

cartas

Senhores,

Recebemos o nº 1 de AMBIENTE e expressamos nossos mais sinceros agradecimentos à CETESB pelo seu lançamento na América Latina. Gostaríamos de saber se essa empresa possui trabalhos realizados no campo do tratamento de águas residuárias do beneficiamento úmido de café. O lançamento dos efluentes nos rios onde captamos água para o processo de tratamento nos afeta seriamente em épocas de colheita cafeeira

Hernan Victoria M.
Jefe Laboratorio de Aguas
Empresas Municipales de Cartago
Cartago, Colombia

Foram enviadas cópias dos seguintes trabalhos: "Resíduo Líquido do Beneficiamento Úmido do Café: Tratamento e Recuperação de Subprodutos"; "Tratamento do Resíduo Líquido de Beneficiamento Úmido do Café pelo Processo de Lodos Ativados"; "Recuperação de Materiais a Partir de Despejos do Processamento de Alimentos - Recuperação de Pectina dos Despejos do Beneficiamento Úmido do Café".

Senhores,

Grato pelo envio da revista. Aqui nos EUA, onde pouca informação existe sobre o que se passa no Brasil, AMBIENTE - que herdou o nome de outra publicação da CETESB várias vezes premiada - possui nível para frequentar as bibliotecas das principais universidades deste país, onde as pessoas vão buscar informação. Se tal intercâmbio ainda não existe, fica aqui a sugestão. Considero especialmente interessante o trabalho de Eduardo Murgel - "Impacto Ambiental do Proconve" - no nº 2 da revista. Pergunto se, da mesma forma que a metodologia de cálculo baseada naquela utilizada pela EPA, os fatores de emissão de poluentes regulamentados pelo Proconve acompanham os mesmos limites impostos à indústria automobilística norte-americana. Li em jornais, há algum tempo, que a associação das montadoras de veículos no Brasil resistia à imposição de maiores limites, e imagino que tal resistência estivesse relacionada aos investimentos necessários à obediência de legislação mais rigorosa. Muito bem, com a verificação prática das simulações do trabalho de Eduardo Murgel, talvez a indústria possa ser sensibilizada a investir em carros mais limpos. O que está em jogo é a saúde do cidadão urbano.

Jornalista Ricardo Paoletti
Buffalo, EUA

O autor responde:

Aproveito a indagação para esclarecer certos pontos importantes referentes aos fatores de emissão e prazos estipulados pelo Proconve - Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores.

A primeira proposta de regulamentação, elaborada pela CETESB em 1984, apresentava

prazos e limites bastante rigorosos, o que provocou protestos e intensa atividade da indústria automobilística, no sentido de modificar essa proposta. Assim, a Anfavea - Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores apresentou uma contraproposta, tendo sido criado um grupo de trabalho composto por membros da indústria e do governo. A fim de melhor se discutirem as diversas propostas da legislação, a CETESB desenvolveu a metodologia de simulação matemática que gerou o relatório "Avaliação das Propostas de Controle de Emissão de Gás de Escapamento de Veículos Automotores Leves", cuja metodologia foi também utilizada no trabalho "Impacto Ambiental do Proconve". A conclusão deste relatório indica que a proposta da Anfavea era insatisfatória do ponto de vista ambiental e uma terceira proposta, criada pelo grupo de trabalho, embora menos rígida que o projeto original, provocaria apenas um pequeno atraso na correção da qualidade do ar, em relação à primeira. Portanto, levando-se em consideração que, além disso, não seriam possíveis a instalação de laboratórios e o desenvolvimento dos novos motores dentro dos prazos estabelecidos pela proposta inicial da CETESB, decidiu-se pela adoção da proposta do grupo de trabalho que deu origem ao texto final do Proconve. Dessa forma, foi possível atender às reais necessidades da indústria automobilística impondo-lhe um ritmo acelerado de desenvolvimento, sem prejudicar a melhoria da qualidade do ar.

A meta do Proconve, a entrar em vigor em 1997, apresenta os mesmos limites de emissão estabelecidos pela legislação norte-americana, sendo importante observar que é realmente necessário esse prazo de dez anos, visto que no Brasil utiliza-se como combustível o etanol hidratado e a gasolina com 20% de etanol ainda com chumbo, sendo que a tecnologia atual de controle de emissão de poluentes foi desenvolvida para veículos movidos a gasolina pura, sendo, portanto, necessário um trabalho de desenvolvimento do produto, a fim de que tenhamos, no futuro, veículos confiáveis e de baixa emissão de poluentes. Aliás, para o desenvolvimento desses veículos mais "limpos", a indústria automobilística brasileira já está treinando técnicos e realizando investimentos na instalação de laboratórios, para poder cumprir as primeiras etapas do Proconve.

Senhores,

Recebam a atenciosa saudação do Colegio de Ingenieros de Guatemala, com os nossos votos de que o seu trabalho esteja alcançando o êxito esperado. Tive a grata oportunidade de ler o primeiro número da revista AMBIENTE e felicito-os porque ela preenche um enorme vazio para todos que nos encontramos envolvidos nas diversas áreas da Engenharia; melhor dito, envolvidos com a multidisciplinariedade que tanto benefício representa para nossos países. Não duvidamos de que terá grande aceitação junto aos leitores, bem como de seu poder multiplicador ao se transmitir os conhe-

cimentos através dela adquiridos na educação universitária. Através desta solicitamos a publicação, em nossa revista, dos artigos de interesse geral, como também que enviem os números seguintes para a Biblioteca do Colegio de Ingenieros.

Engenheiro Francisco Javier Reyes Gramajo
Coordinador General de Biblioteca
Colegio de Ingenieros de Guatemala
Guatemala

Permitimos a transcrição de artigos, desde que seja citada a fonte. Solicitamos enviar-nos uma cópia da publicação onde for feita a transcrição.

Senhores,

Na condição de ex-estagiária do Laboratorio de Virologia do Departamento de Microbiologia da CETESB, felicito a Diretoria pelo enorme esforço em publicar a revista AMBIENTE. Seguramente, esta publicação atenderá a expectativa de todos os profissionais do setor.

Dra. Aurora Cardona - Microbióloga
Servicio Autonomo Municipal de Agua
Potable y Alcantarillado
La Paz, Bolívia

Senhores,

Venho congratular-me com a Diretoria da CETESB e com a equipe de AMBIENTE, pelo magnífico trabalho que vêm desenvolvendo na divulgação da produção técnico-científica relacionada ao meio ambiente. Em um país como o nosso, em que a ausência de informações no setor pode significar maior degradação ambiental, a chegada desta revista deve ser saudada com os maiores aplausos por todos aqueles que se interessam pela melhoria da qualidade de vida da população. Como médico e deputado estadual, membro da Comissão do Meio Ambiente da Assembléia Legislativa, tenho me valido com frequência deste veículo, obtendo dele importantes subsídios. Por esse motivo, sou grato a V. Sas.

Deputado Israel Zekcer
São Paulo, SP

Senhores,

Há algum tempo estive no Brasil estudando Engenharia Ambiental. Nessa oportunidade, conheci o trabalho da CETESB, que achei ótimo e de vanguarda na América Latina. Agora estou recebendo o nº 2 da sua revista, graças aos amigos que aí deixei. É demais dizer que se trata de um trabalho excelente e de muita qualidade. No meu país é praticamente impossível encontrar livros e revistas sobre meio ambiente. Há muitos problemas que tornam difícil o desenvolvimento tecnológico, e mais ainda nesta área. Por isso, torna-se muito importante para nós manter contato com vocês, através da revista. Há muita gente aqui preocupada com a questão ambiental e seus artigos servirão para fortalecer e atualizar os

carta ao leitor

nossos conhecimentos sobre este problema. Parabéns por tão acertado empenho e obrigada pela ajuda que presta a quem, como nós, sente necessidade deste tipo de informação.

Engenheira Ana Corália E. Morán
Jefe Depto. Saneamiento Ambiental
Ministerio de Salud Pública y
Asistencia Social
El Salvador, San Salvador

Senhores,

Através de alguns colegas do Instituto Adolfo Lutz, onde ocupo o cargo de Técnico de Laboratório, tomei conhecimento da existência dessa revista. Li alguns de seus artigos e fiquei satisfeito em saber da existência de mais um veículo capaz de divulgar as barbaridades causadas pelo Homem ao meio que o cerca em nome do seu conforto, desenvolvimento e evolução. É bom saber que a preocupação com a defesa e a conservação do meio ambiente está conquistando espaços cada vez maiores em nossa sociedade. Aproveito a oportunidade para solicitar que me sejam enviados os números posteriores desta tão bem intencionada revista.

José Eduardo M. da Costa
Santos, SP

Senhores,

Gostaria de obter informações acerca da revista AMBIENTE, de cuja existência me inteirei através do boletim da ECO. Para mim é de grande interesse conhecê-la e, por este motivo, solicito informar como fazer para recebê-la e quais os requisitos necessários para publicação de artigos na revista. Sou especializado na área de engenharia ambiental, precisamente em águas residuais, campo em que são profundos os conhecimentos dessa instituição. Por estes motivos, torna-se muito interessante o acesso à revista, e ter oportunidade de divulgar nela os resultados dos projetos de pesquisa que aqui desenvolvemos, bem como conhecer os trabalhos que são desenvolvidos em outros lugares.

M. I. Elizabeth Vazques Borges
Facultad de Ingenieria
Universidad Autonoma de Yucatán
México

Informamos que já incluímos seu nome entre os nossos assinantes. Enviamos, em separado, um exemplar do número 3, já que as duas primeiras edições encontram-se esgotadas. Teremos prazer em receber seus trabalhos para publicação e, para tanto, solicitamos o favor de seguir as instruções do Guia para Autores publicado nesta revista. Informamos também que os artigos poderão ser escritos em espanhol.

Nenhum planejador pode ser coerente com seus objetivos se a formulação de uma política de crescimento não for precedida de estudos que estabeleçam uma estrutura de interdependências que preserve também a qualidade de vida dos habitantes de uma cidade.

Essa premissa básica não vigora particularmente no caso dos países subdesenvolvidos, onde, de resto, raramente se observam quaisquer normas de uso e ocupação do solo durante o processo de urbanização, acarretando o chamado inchaço urbano e o desconforto ambiental. O caso da cidade de São Paulo é típico de um centro urbano que cresceu desordenadamente nas últimas décadas, em função do êxodo rural, das migrações e da concentração de atividades econômicas em determinados centros. A "cidade que mais cresce no mundo", como passou a ser chamada dos anos 50 em diante, quando tinha 2,2 milhões de habitantes, contava com 8,4 milhões quando do censo de 1980. As projeções para 1988 demonstram que esse número já anda pelos 10,5 milhões: no ano 2000, passará para inquietantes 15 milhões de habitantes.

Acima de tudo, é preciso pensar na qualidade de vida de toda essa gente. Nesse sentido, o trabalho da geógrafa Magda A. Lombardo, artigo de capa desta edição, constitui uma denúncia e um alerta. Ele evidencia uma deterioração invisível a olho nu, mas detectada ao longo do tempo com a ajuda de instrumental sofisticado: o clima de São Paulo mudou para pior. O aquecimento da área central da cidade – decorrente da presença maciça do concreto e do asfalto, e da ausência de áreas verdes e espelhos de água – pode causar problemas cardiovasculares, nas pessoas idosas, e sonolência, principalmente à tarde, que pode alterar a produtividade no trabalho. Estudos realizados recentemente nos EUA demonstram que, nessas regiões, os cardíacos têm seus problemas de saúde acelerados, em alguns casos de forma fatal. E mais: que o aquecimento está vinculado de forma direta ao aumento da poluição do ar nas cidades, principalmente no inverno. No verão, é responsável por chuvas intensas, contribuindo com os transtornos decorrentes das inundações.

A "ilha de calor" de São Paulo foi o tema da tese de doutorado de Márgda A. Lombardo, em 1980. Teve repercussão na imprensa, naquela ocasião. Nada, porém, foi feito até hoje para sanar a situação, ou pelo menos prevenir a formação de outras ilhas na metrópole que cresce cerca de 500 mil habitantes por ano. E este é o alerta que o trabalho da geógrafa encerra: a ausência de uma legislação de uso do solo que considere o aspecto ecológico, bem como de uma conscientização da população quanto à necessidade de se arborizar mais a cidade, muito provavelmente está levando a área periférica à mesma situação. Para a autora, é urgente incentivar a plantação de mais áreas verdes intersticiais – atualmente, só os parques do Estado, do Ibirapuera e do Trianon cumprem essa função – e também nas marginais dos rios que atravessam São Paulo.

O estudo é o único realizado até hoje no País e contribui para a explicação do fenômeno em áreas tropicais, e com o desenvolvimento de modelos que utilizem imagens termais para a sua identificação. São Paulo foi escolhida por apresentar problemas de poluição atmosférica e estresse térmico. Nos países tropicais, o problema é agravado pelas temperaturas mais elevadas, tornando maior o desconforto.

No ano passado, a autora desse trabalho terminou seu estágio de pós-doutorado na Universidade de Berkeley, onde, em conjunto com técnicos da Nasa, elaborou um modelo para a cidade de Sacramento, na Califórnia, no qual se detectaram vários dados novos. Entre eles, o de que a ilha de calor está diretamente ligada ao aumento de consumo de energia no verão, devido à intensificação do uso de aparelhos de ar condicionado. Descobriu-se, ainda, que a coloração dos edifícios e os tipos de material empregados na sua construção influenciam decisivamente na retenção do calor e no conseqüente aumento de temperatura.

A evapotranspiração pode ser a solução do problema. Ainda em Berkeley, foi desenvolvido um outro modelo, tentando incluí-la para diminuir o consumo de energia e, conseqüentemente, a ilha de calor. Mas, para que isso ocorra, é preciso considerar o incremento no número de áreas verdes nas cidades.



Avanços na biotecnologia aplicada ao tratamento de esgotos

Interessante trabalho, de autoria de J. Bébin, diretor do laboratório central da companhia "Lyonnaise des Eaux", foi publicado pela revista francesa "La Recherche", em seu número 195 (janeiro de 1988). Tratando dos progressos e perspectivas no terreno da biotecnologia aplicada ao tratamento de resíduos orgânicos líquidos, o autor relembra os sanitaristas ingleses – como E. Franklin – que, na década de 1880, procuraram "intensificar e acelerar o fenômeno natural da autodepuração". O primeiro processo conseguido, já com características tecnológicas e operacionais bem definidas, foi devido ao inglês J. Corbett, que instalou em 1893 o processo denominado "leito bacteriano", que imitava a autodepuração que ocorre no próprio solo. Bactérias aeróbias fixam-se naturalmente à superfície de cascalhos ou pedaços de coque, constituindo um leito de 1 m a 3 m de espessura através do qual o esgoto é escoado, ao mesmo tempo que é mantida uma eficiente aeração. Esse processo veio a ser substituído, mais tarde, pelos sistemas de "lodos ativados", também desenvolvidos inicialmente na Inglaterra por E. Arden e W. Lockett em 1914, no qual os microrganismos participantes da depuração se mantêm na forma de flocos em suspensão, assemelhando-se muito mais à autodepuração de cursos de água turbulentos. Os teores de oxigênio necessários são assegurados graças à aeração intensa – praticada por dispersão de ar comprimido junto ao fundo ou por agitação mecânica à superfície.

Limitações do processo

O processo de lodos ativados, pela sua flexibilidade, tolerância a variações químicas e físicas, e alto rendimento, tornou-se o preferido entre os projetistas de sistemas "compactos", isto é, de alta eficiência, e vem sendo aperfeiçoado continuamente ao longo de mais de 70 anos. Entretanto, ele está sujeito a importantes limitações de caráter técnico e econômico, principalmente relacionadas ao tempo mínimo de reação necessário à depuração eficaz. Em outras palavras, o consumo de poluentes biodegradáveis permanece lento. Essa limitação é decorrente, sobretudo, da lentidão com que se dá a sedimentação dos flocos biológicos, formando o lodo no decantador secundário. Como os microrganismos formadores desses flocos não podem permanecer por muito tempo sem renovação de oxigênio para sua respiração, é impossível obter-se um lodo bastante adensado, isto é, com grande concentração de bactérias, para ser reinjetado no tanque de aeração. A título de comparação, "as concentrações são 10 a 20 vezes menores que as das culturas bacterianas utilizadas na fabricação de antibióticos".

O outro importante fator a limitar a eficiência do processo é a impossibilidade, em um sistema biológico totalmente aberto, de se manter uma população microbiana constituída somente (ou mesmo predominantemente) dos microrganismos mais eficientes no processo. Alguns são particularmente nocivos, como os fungos e bactérias filamentosos responsáveis pelo

fenômeno do "intumescimento do lodo", que tantas dificuldades têm criado aos operadores desses sistemas. Finalmente, vem a questão da disposição dos excessos de lodos ativados, massa altamente putrescível cujo tratamento por desidratação e desodorização chega a custar 60% do custo total do processo! É claro que todas essas limitações fazem elevar sobremaneira o custo das instalações que exigirão maior espaço (proporcional ao tempo de detenção necessário), extração automatizada de lodos, sistemas difusores de ar de alto desempenho e, naturalmente, maior dispêndio de energia: uma estação depuradora com capacidade para 1 m³/s consome mais energia que uma cidade de cinco mil habitantes.

Pesquisas têm sido desenvolvidas, pois, em vários países, com objetivos ligados principalmente a: reduzir o tamanho das instalações, impedindo a formação de quantidades muito grandes de lodos; reduzir a necessidade de fornecimento de oxigênio aos microrganismos; utilizar – em lugar de destruir – a matéria orgânica poluente; eliminar, também por via biológica, compostos minerais indesejáveis.

Progressos

Os enormes progressos realizados nos últimos anos nos campos da bioquímica, da bioengenharia e da microbiologia industrial, revolucionando a concepção de biorreatores, são de molde a fazer supor que aquisições igualmente importantes venham a ser possíveis, a curto prazo, neste campo de

Armadilha biológica para esquistossomose

aplicação. A substituição, por exemplo, dos reatores de "culturas microbianas livres" (como os lodos ativados) por reatores de "células imobilizadas", como vem sendo amplamente pesquisada nos dez últimos anos em laboratórios do Japão e da Suécia e já utilizada para fins industriais, constitui uma possibilidade a ser introduzida em breve em sistemas de tratamento de esgotos.

Vários tipos de "suportes bacterianos" – como carvão, argila expandida e outros – vêm sendo testados como "leitos fixos" ou como "leitos fluidizados", para fixação dos microrganismos. Nesses tipos de biorreatores, a concentração de bactérias não é mais dependente da velocidade de sedimentação no decantador secundário. Além disso, a superfície de filtração de microrganismos é muito grande. A combinação dessas duas vantagens permite; assim, o tratamento de volumes de esgoto muito maiores que nos sistemas convencionais: até cinco vezes em leitos fixos e 20 vezes em leitos fluidizados. Experiências estão sendo realizadas no sentido de manter no reator bactérias pertencentes a espécies selecionadas (inclusive "criadas" por engenharia genética) mediante a colocação de membranas filtrantes, a montante e a jusante do sistema, as quais impediriam a contaminação. Evidentemente, esse processo só seria aplicável a resíduos totalmente solúveis e a sua viabilização é problemática.

Finalmente, o artigo de J. Bébin considera longamente as possibilidades do tratamento por processos anaeróbios, visando ao aproveitamento parcial da energia contida no resíduo orgânico através da produção de gás combustível e enfatizando a sua grande vantagem sobre os sistemas aeróbios, que consomem energia. Nessas considerações, o autor menciona inclusive a experiência brasileira com biorreatores anaeróbios de fluxo ascendente, relatadas por Savelli Gomes em seminário realizado na Universidade de Massachusetts, em Amherst, 1985.

O "International Journal for Parasitology", em seu número 4, de 1987, traz um importante artigo de Combes e Moné, ambos cientistas do Departamento de Biologia Animal da Universidade de Perpignan, ligado ao Centro Nacional de Pesquisa Científica da França. Trata-se de um estudo sobre as relações parasita-hospedeiro, observadas entre as larvas (miracídios) das diferentes espécies de *Schistosoma* e os moluscos por elas parasitados, como fase obrigatória de seu ciclo normal. A iniciativa acena com uma importante possibilidade de controle ecológico dessa verminose que já atinge de 350 a 500 milhões de pessoas em todo o mundo. Essa linha de pesquisa é de particular interesse para nós, uma vez que a esquistossomose é doença endêmica no Brasil e a proliferação de barragens, para fins hidrelétricos e outros, tem ampliado muito a área de sua ocorrência em todo o mundo, não devendo fazer exceção em nosso país.

Como se sabe, os miracídios do verme *Schistosoma* são atraídos seletivamente por certas espécies de moluscos e só nestas são capazes de se desenvolver, transformando-se na cercária, que é a forma infestante do homem. Assim, por exemplo, os miracídios do *Schistosoma mansoni* (espécie endêmica no Brasil) encontram bom abrigo nos moluscos da espécie *Biomphalaria glabrata*, que se tornam, assim, o seu vetor específico, mas não na *Biomphalaria straminea* e, muito menos, em outros gêneros de moluscos, como *Marisa* ou *Melanoides*. Ora, o que os pesquisadores de Perpignan vêm de revelar em seu interessante trabalho é que os miracídios podem enganar-se, penetrando no corpo de moluscos não vetores, os quais passam a funcionar como verdadeiras armadilhas biológicas!

Vários estudos de campo e de laboratório revelaram a existência de quatro situações distintas, que podem suceder à abordagem do molusco pelo miracídio: ou este penetra no corpo do hospedeiro e aí se desenvolve – caso em que o molusco se torna um vetor – ou ele penetra mas não consegue desenvolver-se (frequentemente formando cistos que não evoluem); ou ele tenta penetrar e não consegue; ou ele absolutamente não sente qualquer atração pelo molusco. De um modo geral, os moluscos que "enganam" o miracídio são aqueles taxonomicamente mais próximos do vetor normal.

Parece que os vetores naturais secretam e dispersam no ambiente aquático substâncias químicas que exercem ação atrativa sobre os miracídios da espécie infestante. Em experiências de laboratório, Combes e Moné puderam demonstrar que a presença de moluscos da espécie *Biomphalaria glabrata* provoca estimulação e aumento da velocidade de natação de miracídios de *Schistosoma mansoni*, enquanto que a presença de *Marisa cornuarietis* não produz o mesmo efeito e não provoca tentativas do miracídio de penetrar a pele do molusco. Quando, porém, as duas espécies estão presentes simultaneamente, os miracídios são excitados e tentam penetrar indiferentemente em ambos os moluscos. Isso parece justificar fatos já observados no campo, como por exemplo o desaparecimento quase completo da esquistossomose na Martinica, coincidindo com a substituição natural e progressiva da *Biomphalaria glabrata* pela *B. straminea*, por razões ecológicas ainda desconhecidas. A introdução, nos ambientes propícios à difusão do *Schistosoma*, de espécies de moluscos competidores, adquire, assim, uma nova justificativa (além do simples desalojamento da espécie vetora), que é a de servirem de "armadilhas biológicas" para destruição do parasita.

Metais pesados no vale do Ribeira e em Iguape-Cananéia

Geraldo G. J. Eysink¹
Helcias B. de Pádua¹
Stela A. E. Piva-Bertoletti¹
Magali C. Martins²
Denise Navas Pereira¹

Sergio Roberto¹

RESUMO Foram avaliados, de modo preliminar, em outubro de 1986, os níveis de contaminação por metais pesados e pesticidas organoclorados da água e do sedimento do rio Ribeira e do complexo estuarino-lagunar Iguape-Cananéia. Foi constatado que o chumbo ultrapassou em até 550 vezes o limite recomendado para a água, levando em conta a preservação da vida aquática, no Alto Ribeira. Em relação ao sedimento, constatou-se que ultrapassou em 100 vezes o limite recomendado e, apesar de sua presença ir diminuindo ao longo do rio, este limite sempre foi excedido. Estes fatos evidenciam a necessidade de se dar continuidade ao trabalho, considerando-se o interesse na preservação do ecossistema.

Palavras-chave: Iguape-Cananéia, vale do Ribeira, metais pesados, chumbo, contaminação, água, sedimento.

ABSTRACT Contamination by heavy metals and pesticides in water, sediment and aquatic organisms of the Ribeira river and the Iguape-Cananéia estuarine-lagoon system was evaluated. Lead was found in water, 550 times the recommended limit for aquatic life, and also in the sediment, 64 times the recommended limit. This metal was found in sediment exceeding the limit in all sampling points along the river. Taking into account the importance of the ecosystem, it is recommended to obtain more data concerning contamination levels and aquatic communities.

Key words: Iguape-Cananéia, Ribeira river, heavy metals, lead, contamination, water, sediment.

INTRODUÇÃO

Uma das principais conclusões do relatório final "Avaliação dos Níveis de Contaminação por Metais Pesados e Pesticidas Organoclorados da Água, Ictiofauna e outros Organismos Aquáticos do Complexo Estuarino-Lagunar Iguape-Cananéia" (CETESB, 1986a) foi a constatação da presença de metais pesados e, de uma forma mais significativa, detectou-se a presença do chumbo.

O chumbo ultrapassou, em um ponto, até quatro vezes o limite recomendado para o sedimento marinho – de 40 µg/l segundo Chester (*apud* SEMA, 1980; GESAMP, 1974) –, limite este considerado como o teor que constitui o risco mínimo para o ambiente marinho. Além disso, o fato de ter sido constatado este metal nas vísceras de algumas espécies de peixes, como *Pimelodus maculatus* (mandi), *Curimata cf gilberti* (saguiru) e *Mugil gaimardianus* (pañati), em concentrações acima dos limites máximos permissíveis para o consumo humano (Piva-Bertoletti *et alii*, no prelo), fez com que se desenvolvesse um projeto cujo objetivo seria detectar as origens destes metais.

Como o rio Ribeira de Iguape é um dos principais contribuintes de água doce para esse complexo, sentiu-se a necessidade de caracterizá-lo ecologicamente para que, além de se detectar as eventuais fontes de

¹ Biólogos da CETESB.

² Analista de Laboratório da CETESB.

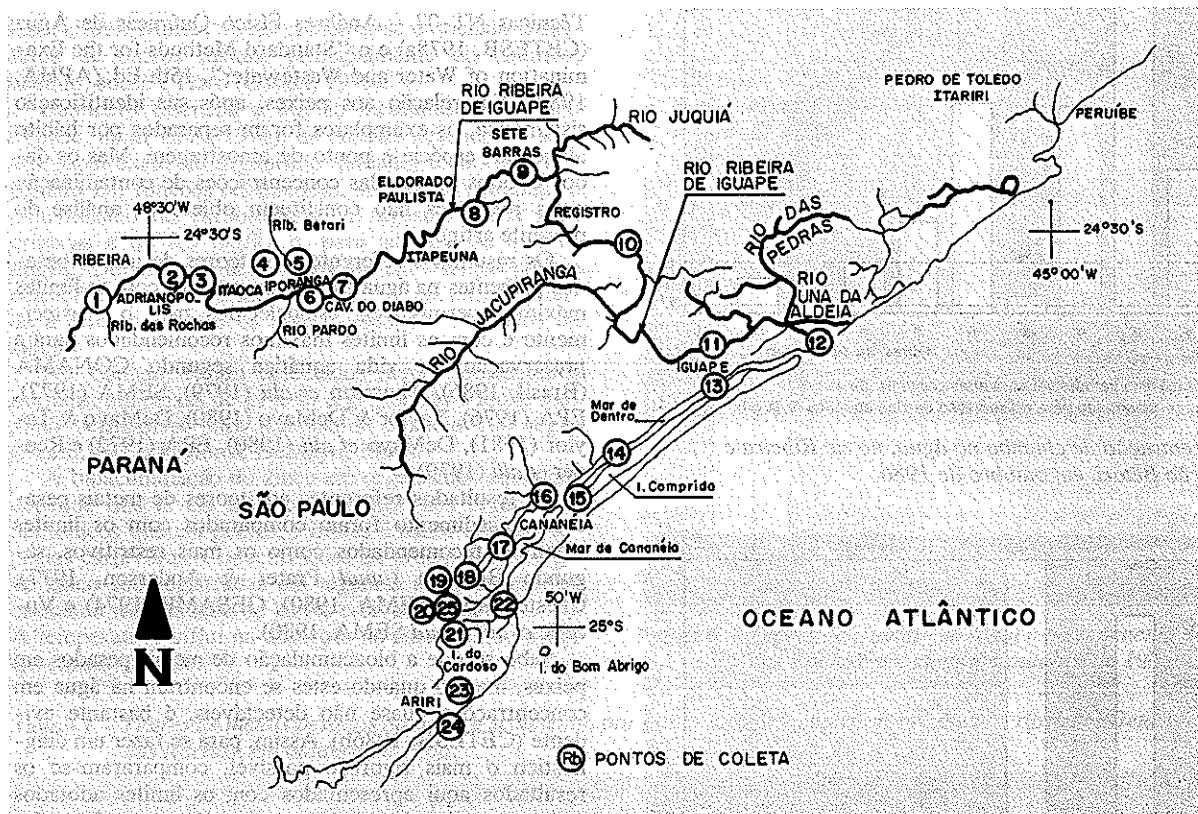


Figura 1 - Localização dos pontos de amostragem de água e sedimento.

metais, se verificasse se estes são carreados pelo rio até a desembocadura.

O projeto, denominado "Caracterização Ecológica e Avaliação dos Níveis de Contaminação por Metais Pesados e Pesticidas no Ecossistema Estuarino-Lagunar Iguape-Cananéia e Vale do Ribeira/SP", visa caracterizar, do ponto de vista ecológico e dos níveis de contaminação, o rio Ribeira, desde a sua entrada no Estado de São Paulo até a sua desembocadura no mar, incluindo-se também todo o complexo estuarino-lagunar Iguape-Cananéia/SP (Figura 1).

Este projeto encontra-se em fase inicial de desenvolvimento e os resultados das análises efetuadas em água e sedimento, aqui apresentados, correspondem aos dados referentes a metais pesados da primeira campanha de amostragem (outubro de 1986). Alguns deles são comparados com os obtidos em campanha preliminar realizada em janeiro de 1986, cujos resultados foram apresentados por Eysink *et alii* (1987).

ASPECTOS DA REGIÃO

O rio Ribeira de Iguape nasce na vertente da serra do Paranapiacaba, sendo formado pelos rios Ribeirinha e Açungui, que se unem próximo à cidade de Cerro Azul, no Estado do Paraná, e deságua no Oceano Atlântico, no Litoral Sul do Estado de São Paulo, após percorrer cerca de 470 km, dos quais 220 km em terras paranaenses. A bacia do Ribeira abrange uma área de cerca de 24.980 km², dos quais 39% pertencem ao Estado do Paraná e 61% ao Estado de São Paulo (DNAEE/DCRH, 1984).

O complexo estuarino-lagunar Iguape-Cananéia integra uma área maior, denominada Região Estuarino-Lagunar Iguape-Cananéia-Paranaguá, e se estende desde a foz do rio Ribeira de Iguape até a barra de Ararapira, entre as fronteiras dos Estados do Paraná e São Paulo (GEOBRÁS, 1986).

METODOLOGIA

Dos 25 pontos de coleta demarcados em campanha preliminar (janeiro de 1986), 11 se localizam no vale do Ribeira, abrangendo os municípios de Apiaí, Adrianópolis, Itaoca, Iporanga, Eldorado Paulista, Sete Barras, Juquiá, Registro, Cajati, Jacupiranga e Iguape, envolvendo cerca de 20 aglomerações urbanas, muitas das quais se utilizam deste rio para obtenção de água para abastecimento. Por ocasião da primeira amostragem, detectou-se mais um ponto considerado crítico - o ribeirão das Rochas, localizado no Estado do Paraná, que também foi analisado (Figura 1). Os demais pontos se localizam no complexo estuarino-lagunar. Pelo fato de este ambiente sofrer ação de marés, as amostras foram coletadas nas marés alta e baixa e os resultados de ambas, apresentados e discutidos.

Foi realizada amostragem de água, sedimento e organismos aquáticos ao longo do rio e no complexo. Quanto aos organismos aquáticos, foi dada preferência a espécies de maior valor econômico e às mais abundantes na região. Quanto à coleta e preservação da água e do sedimento para a determinação dos metais pesados, foram adotados os métodos de Souza & Derísio (1977). E, com relação à análise, foram seguidas as Normas

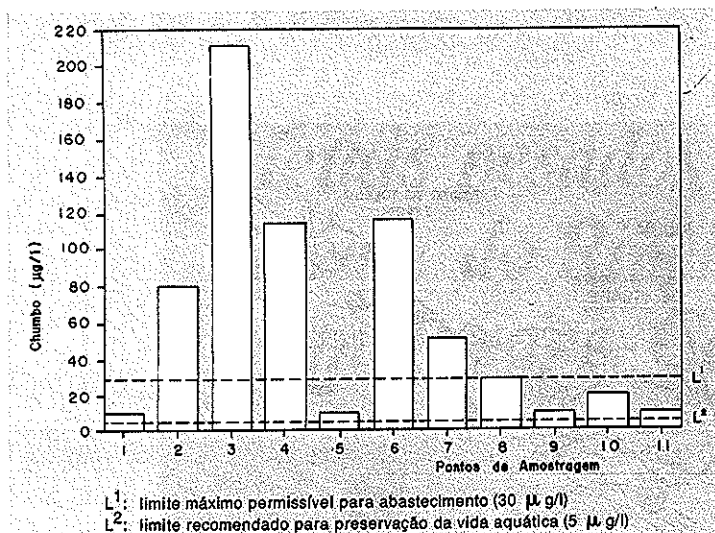


Figura 2 - Concentração de chumbo na água, no rio Ribeira e ribeirão Betari, em outubro de 1986.

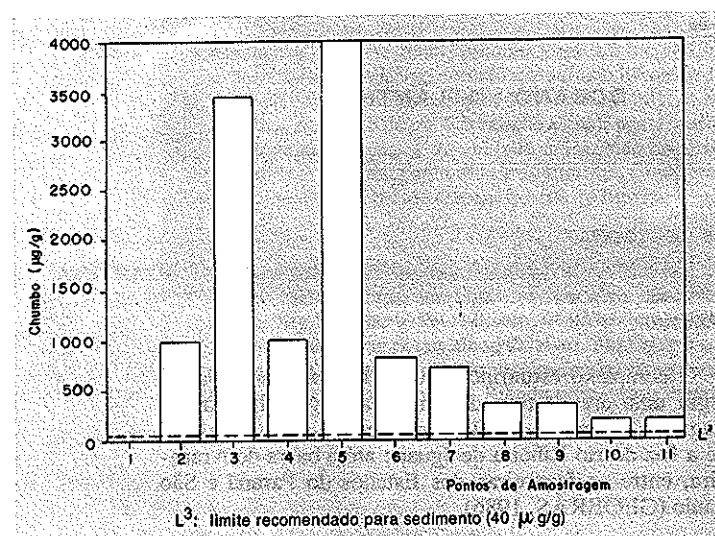


Figura 3 - Concentração de chumbo no sedimento, no rio Ribeira e ribeirão Betari, em outubro de 1986.

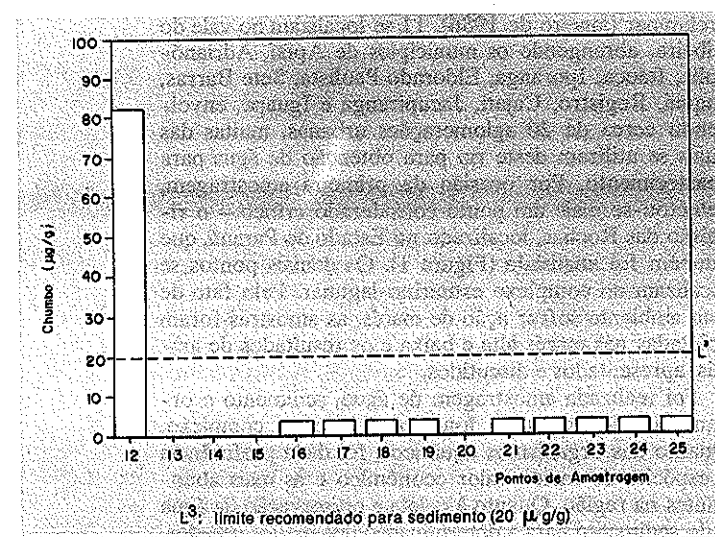


Figura 4 - Concentração de chumbo no sedimento, no complexo estuarino-lagunar, em outubro de 1986.

Técnicas NT-07 - Análises Físico-Químicas de Água (CETESB, 1978a) e o "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", 15th Ed., (APHA, 1980). Em relação aos peixes, após sua identificação sistemática, os exemplares foram separados por hábito alimentar, espécie e ponto de amostragem. Mas os dados obtidos acerca das concentrações de contaminação neles presentes não constituem objeto de análise do presente artigo.

Os resultados referentes aos teores de metais pesados presentes na água foram comparados com os limites máximos permissíveis estabelecidos para o abastecimento e com os limites máximos recomendados para a preservação da vida aquática segundo CONAMA (Brasil, 1986), Thurston *et alii* (1979), SEMA (1977), EPA (1976), Taylor & DeMayo (1980), DeMayo & Taylor (1981), DeMayo *et alii* (1980), EPA (1972) e Reeder *et alii* (1979).

Os resultados referentes aos teores de metais pesados no sedimento foram comparados com os limites máximos recomendados como os mais restritivos, segundo Bowden (*apud* Prater & Anderson, 1977), Chester (*apud* SEMA, 1980), GESAMP (1974) e Vucetic *et alii* (*apud* SEMA, 1980).

Sabe-se que a bioacumulação de metais pesados em peixes, mesmo quando estes se encontram na água em concentrações quase não detectáveis, é bastante evidente (CETESB, 1986b). Assim, para se fazer um diagnóstico o mais rigoroso possível, compararam-se os resultados aqui apresentados com os limites adotados como os mais restritivos encontrados nas referências bibliográficas consultadas.

RESULTADOS

Os teores dos metais analisados encontrados na água e sedimento do rio Ribeira e de dois dos seus afluentes - ribeirão das Rochas e ribeirão Betari - encontram-se na Tabela 1, sendo o chumbo representado nas Figuras 2, 3 e 5. Os teores de metais analisados que se encontravam na água e no sedimento do complexo estuarino-lagunar se encontram na Tabela 2. O chumbo no sedimento está representado na Figura 4. Na Figura 5 estão comparados os dados de ribeirão das Rochas, obtidos nas campanhas de janeiro e outubro de 1986.

Em virtude de o projeto abranger dois sistemas distintos, um de água doce - bacia do Ribeira - e outro de águas salobras e marinhas - complexo estuarino-lagunar Iguape-Cananéia - (Figura 1), cujos padrões de qualidade são distintos, os resultados serão apresentados e discutidos separadamente por região.

VALE DO RIBEIRA

Dos cinco metais analisados - cádmio, chumbo, cobre, mercúrio e zinco - somente o cádmio e o mercúrio não foram evidenciados na primeira campanha (outubro de 1986). No entanto, o zinco, o cobre e o chumbo ultrapassaram, em vários pontos, os limites estabelecidos tanto para água como para sedimento. Portanto, serão aqui discutidos apenas os três últimos metais.

Zinco

Este metal é geralmente encontrado na natureza co-

mo sulfeto. Muitas vezes encontra-se associado a sulfetos de outros metais, principalmente do chumbo, cádmio, cobre e ferro (Ossani, 1979).

Elemento essencial e útil ao metabolismo humano (Vallee, *apud* EPA, 1976), no entanto desconhece-se o seu papel exato no organismo humano, tendo sido implicado em funções enzimáticas, síntese de proteínas e metabolismo de carboidratos. A ingestão diária para crianças é de 0,3 mg/kg e, para adultos, de 0 a 15 mg/kg. Deficiências deste elemento em crianças podem ocasionar atraso no crescimento (EPA, *op. cit.*). É grande a diferença entre os níveis essenciais e tóxicos do zinco.

No Canadá, foram detectados níveis considerados normais, em peixes de 11 a 48 μ g/g, sendo o limite máximo permíssível para o consumo humano 100 μ g/g (Brasil, 1977; Taylor & DeMayo, 1980).

A bioacumulação do zinco em organismos aquáticos depende dos níveis tróficos: é maior nos organismos bentônicos que em peixes, e nestes é maior que nas espécies carnívoras. Concentrações da ordem de 0,4 μ g/l de zinco são registradas em algumas áreas estuarinas, causando mortandade de larvas e bivalves (EPA, 1976). A temperatura influi na absorção do zinco, sendo maior em climas quentes.

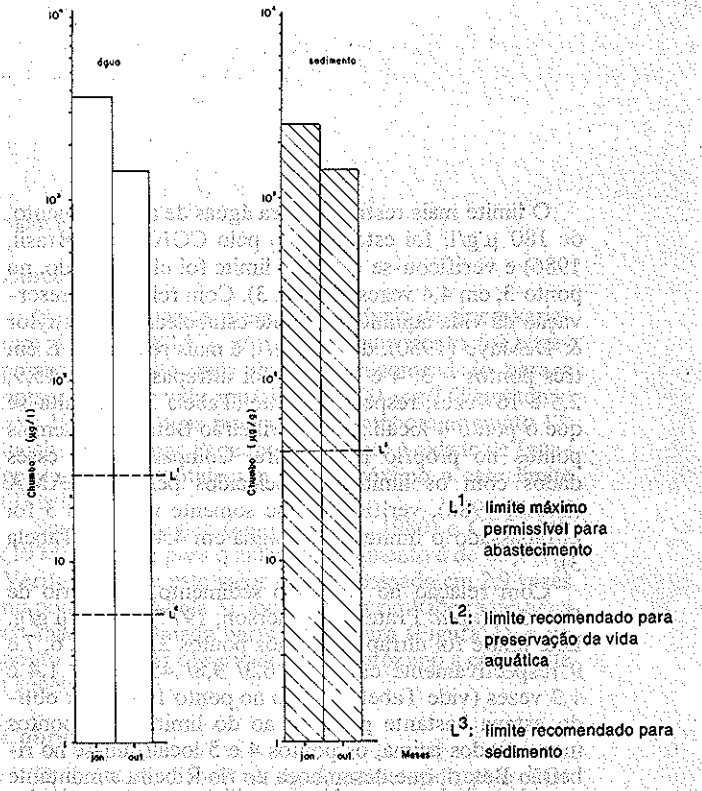


Figura 5 - Teores de chumbo na água e no sedimento do ribeirão das Rochas, em janeiro e outubro de 1986.

Tabela 1 - Teores de metais pesados na água e sedimento, por ponto de coleta, no rio Ribeira e nos ribeirões Betari e das Rochas, em outubro de 1986.

| Metais Pesados | Ponto de coleta Meio | Ribeirão Betari | | | | | | | | | | | Rib. das Rochas | |
|----------------|-------------------------|-----------------|--------|---------|-------|---------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|-----------------|---|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | | |
| Cádmio | água (μ g/l) | (1,0) | (1,0) | (1,0) | (1,0) | (1,0) | (1,0) | (1,0) | (1,0) | (1,0) | (1,0) | (1,0) | (1,0) | - |
| | sedimento (μ g/g) | (0,20) | (0,19) | 5,52 | 1,16 | 3,33 | 0,77 | 0,19 | 0,18 | 0,76 | 0,20 | 0,20 | - | - |
| Chumbo | água (μ g/l) | (10,0) | 80,2 | 211 | 115 | (10,0) | 116 | 51,7 | 29,3 | (10,0) | 20,8 | (10,0) | 2.750 | |
| | sedimento (μ g/g) | 3,95 | 989 | 3.450 | 1.040 | 4.000 | 828 | 739 | 359 | 356 | 211 | 198 | 1.440 | |
| Cobre | água (μ g/l) | 12,9 | 8,56 | 35,8 | 4,17 | (2,00) | 6,36 | (2,00) | (2,00) | (2,00) | (2,00) | (2,00) | - | |
| | sedimento (μ g/g) | 6,72 | 30,6 | 60,0 | 19,6 | 30,0 | 20,0 | 14,2 | 28,4 | 13,2 | 16,4 | 24,3 | - | |
| Mercúrio | água (μ g/l) | 0,08 | 0,14 | 0,25 | 0,09 | 0,10 | 0,07 | 0,09 | 0,11 | 0,09 | 0,16 | 0,15 | - | |
| | sedimento (μ g/g) | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | |
| Zinco | água (μ g/l) | 5,0 | 6,98 | 794,0 | 123,0 | 11,4 | 79,2 | 35,9 | 28,6 | 38,5 | 13,1 | 5,94 | - | |
| | sedimento (μ g/g) | 14,6 | 157,0 | 1.470,0 | 879,0 | 4.090,0 | 261,0 | 126,0 | 68,5 | 111,0 | 84,0 | 59,5 | - | |

< = valor abaixo do limite analítico

Tabela 2 - Teores de metais pesados na água (marés alta e baixa) e sedimento, por ponto de coleta, no complexo estuarino-lagunar Iguape-Cananéia (SP), em outubro de 1986.

| Metais Pesados | Ponto de Coleta Meio | Ponto de Coleta | | | | | | | | | | | | | |
|----------------|-------------------------|-----------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|----|--------|--------|--------|--------|
| | | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 |
| Cádmio | água (μ g/l) | a | (1,0) | (1,0) | (1,0) | (1,0) | - | - | - | - | - | (1,0) | (1,0) | - | (1,0) |
| | sedimento (μ g/g) | b | (0,18) | - | - | - | (0,20) | (0,18) | (0,19) | (0,18) | - | (0,18) | (0,18) | (0,19) | (0,18) |
| Chumbo | água (μ g/l) | a | (10,0) | (10,0) | (10,0) | (10,0) | - | - | - | - | - | (10,0) | (10,0) | - | (10,0) |
| | sedimento (μ g/g) | b | 82,0 | - | - | - | (3,95) | (3,65) | (3,75) | (3,68) | - | (3,58) | (3,55) | (3,87) | (3,65) |
| Cobre | água (μ g/l) | a | (2,0) | (1,0) | (2,0) | (2,0) | - | - | - | - | - | 2,01 | 6,17 | - | (2,0) |
| | sedimento (μ g/g) | b | 13,1 | (2,0) | (2,0) | (2,0) | 3,16 | 1,82 | 1,88 | 1,10 | - | 0,72 | 2,82 | 2,68 | (0,36) |
| Mercúrio | água (μ g/l) | a | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| | sedimento (μ g/g) | b | 0,15 | - | - | - | (0,05) | (0,05) | (0,05) | (0,05) | - | (0,05) | (0,05) | (0,06) | (0,05) |
| Zinco | água (μ g/l) | a | 19,9 | 80,9 | 13,2 | 14,1 | - | - | - | - | - | 15,5 | 30,1 | - | 8,5 |
| | sedimento (μ g/g) | b | 58,9 | 16,3 | 17,2 | 15,6 | - | - | - | - | - | 16,6 | 22,0 | - | 18,7 |

< = valor abaixo do limite analítico a = maré alta b = maré baixa

O limite mais restritivo para águas de abastecimento, de 180 $\mu\text{g/l}$, foi estabelecido pelo CONAMA (Brasil, 1986) e verificou-se que este limite foi ultrapassado, no ponto 3, em 4,4 vezes (Tabela 3). Com relação à preservação da vida aquática, o limite estabelecido por Taylor & DeMayo (1980), de 50 $\mu\text{g/l}$, é mais restritivo. E em três pontos - 3, 4 e 6 - ele foi ultrapassado em 15,9, 2,5 e 16 vezes, respectivamente (Tabela 3). Ressalta-se que o ponto 4 localiza-se no ribeirão Betari e os demais pontos no próprio rio Ribeira. Comparando-se esses dados com os limites estabelecidos pelo CONAMA (Brasil, 1986), verifica-se que somente no ponto 3 foi ultrapassado o limite para a água em 4,4 vezes (Tabela 3).

Com relação ao zinco no sedimento, o critério de Bowden (*apud* Prater & Anderson, 1977) é de 90 $\mu\text{g/g}$. Este limite foi ultrapassado nos pontos 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 9 respectivamente em 1,7/ 16,3/ 9,8/ 45,4/ 2,9/ 1,4 e 1,2 vezes (vide Tabela 3) e só no ponto 10 o valor obtido estava bastante próximo ao do limite. Dos pontos mencionados acima, os pontos 4 e 5 localizam-se no ribeirão Betari, que desemboca no rio Ribeira a montante da cidade de Iporanga. Nesta região ocorrem as atividades de mineração mais intensivas, principalmente de chumbo.

Cobre

O cobre tem sido usado pelo homem desde os tempos pré-históricos. Atualmente, óxidos e sulfatos de cobre são usados em pesticidas, algicidas e fungicidas. É um metal presente naturalmente sob várias formas em minerais como, por exemplo, a malaquita. Nas minas mais importantes, o cobre está sob forma de sulfetos, óxidos e carbonatos (EPA, 1976).

Elemento essencial para as plantas, sua presença se faz necessária em várias enzimas para realização de funções vitais, além de exercer grande papel na síntese de clorofila. Também no metabolismo animal, por exemplo, na síntese de hemoglobina, ele é importante. Mas sua ingestão, em altas concentrações, pode provocar vômitos. O cobre se introduz no organismo humano através da dieta alimentar, estando presente também tanto em alimentos sólidos quanto em bebidas. E 40% a 70% do cobre ingerido por via oral são retidos no organismo, sendo o restante eliminado através da bile, fezes e urina (EPA, 1976).

O limite mais restritivo para a presença do cobre na água de abastecimento é do CONAMA (Brasil, 1986), com 20 $\mu\text{g/l}$. Segundo a Tabela 3, verifica-se que no ponto 3 este limite foi ultrapassado em 4,4 vezes. Em

Tabela 3 - Número de vezes em que foram ultrapassados os limites, na água e sedimento, no rio Ribeira, Ribeirão Betari (pontos 4 e 5), Ribeirão das Rochas e no complexo estuarino-lagunar Iguape-Cananéia.

| Metais | Ponto de Coleta | Nº de vezes em que foi ultrapassado o limite para | | | | Sedimento |
|----------|-----------------|---------------------------------------------------|------|---------------|---------|-----------|
| | | Abastecimento | | Vida Aquática | | |
| | | a | b | a | b | |
| Chumbo | 2 | 2,7 | 1,6 | 2,7 | 16,1 | 24,7 |
| | 3 | 7,1 | 4,2 | 7,1 | 42,2 | 86,3 |
| | 4 | 3,8 | 2,3 | 3,8 | 57,5 | 26,0 |
| | 5 | - | - | - | - | 100 |
| | 6 | 3,9 | 2,3 | 3,9 | 23,2 | 20,7 |
| | 7 | 1,7 | 1,03 | 1,7 | 10,3 | 18,5 |
| | 8 | - | - | - | 5,9 | 8,9 |
| | 9 | - | - | - | - | 8,9 |
| | 10 | - | - | - | - | 5,3 |
| | 11 | - | - | - | - | 5,0 |
| | Rib. Rochas | 91,7 | 55,0 | 91,7 | 550 | 36,0 |
| Mercurio | 12 | - | - | - | - | 1,5 |
| Zinco | 2 | - | - | - | - | 1,7 |
| | 3 | 4,4 | - | 4,4 | 15,9 | 16,3 |
| | 4 | - | - | - | 2,5 | 9,8 |
| | 5 | - | - | - | - | 45,4 |
| | 6 | - | - | - | 1,6 | 2,9 |
| | 7 | - | - | - | - | 1,4 |
| | 9 | - | - | - | - | 1,2 |
| | 10 | - | - | - | - | próximo |
| | 12 | - | - | - | - | 2,9 |
| 23 | - | - | - | - | próximo | |
| Cobre | 1 | - | - | - | 6,45 | - |
| | 2 | - | - | - | 4,5 | 1,2 |
| | 3 | 1,8 | - | 1,8 | 17,9 | 2,4 |
| | 4 | - | - | - | 2,1 | - |
| | 5 | - | - | - | - | 1,2 |
| | 6 | - | - | - | 3,2 | - |
| | 8 | - | - | - | - | 1,1 |
| 12 | - | - | - | - | 1,3 | |

a = limite nacional (Brasil, 1986)

b = limite internacional mais restritivo

relação à preservação de vida aquática, segundo o mesmo CONAMA (*op. cit.*), o limite é de 20 $\mu\text{g/l}$, enquanto que, para DeMayo & Taylor (1981), é de 2 $\mu\text{g/l}$. Comparando-se com o limite mais restritivo, verifica-se que nos pontos 1, 2, 3, 4 e 6, as concentrações foram ultrapassadas em 6,45/ 4,5/ 17,9/ 2,1 e 3,2 vezes, respectivamente (Tabela 3). E no sedimento, segundo Bowden (*apud* Prater & Anderson, 1977), o limite máximo recomendado é de 25 $\mu\text{g/h}$. Nos pontos 2, 3, 5 e 8 ele foi ultrapassado em 1,2/ 2,4 e 1,1 vezes, respectivamente (Tabela 3).

Chumbo

O chumbo não possui efeitos benéficos ou nutritivos. Metal tóxico que tende a se acumular nos tecidos do homem e de outros animais, sua absorção pelo organismo humano ocorre através da digestão, variando consideravelmente com a idade. Crianças absorvem até 50%, enquanto os adultos retêm apenas 10% (EPA, 1976).

A distribuição do chumbo no ecossistema tem indicado que ele não sofre bioacumulação nos níveis tróficos mais elevados (DeMayo *et alii*, 1980). As ocorrências de minerais no vale do Ribeira (São Paulo-Paraná) são conhecidas desde o século XVII, mas a exploração do chumbo e prata teve início somente no começo deste século, na mina de Furnas, com a exportação do minério para a Espanha, durante a Primeira Guerra Mundial (Rocha, 1973).

O limite mais restritivo estabelecido para águas de abastecimento é de 30 $\mu\text{g/l}$ (Brasil, 1986). Nos pontos 2, 3, 4, 6 e 7 e no ribeirão das Rochas (Figuras 2, 3 e 4), este limite foi ultrapassado em 2,7/ 7,1/ 3,8/ 3,9/ 1,7 e 91,7 vezes respectivamente (Tabela 3). Com relação à preservação da vida aquática, se for considerado o limite estabelecido pelo CONAMA (Brasil, *op. cit.*), a situação é idêntica à anterior. Porém, considerando-se o limite mais restritivo, que é de 5 $\mu\text{g/l}$ (DeMayo *et alii*, 1980), verifica-se que, nos pontos 2, 3, 4, 6, 7, 8 e 10 do ribeirão das Rochas, este limite foi ultrapassado em 16,1/ 42,2/ 57,5/ 23,2/ 10,3/ 5,9 e 550 vezes respectivamente (Tabela 3). Com relação aos pontos 1, 5, 9 e 11 nada se pode afirmar, uma vez que o limite de detecção analítica é superior ao mais restritivo estabelecido para preservação da vida aquática. Com relação ao sedimento, o limite é de 40 $\mu\text{g/g}$, segundo Bowden (*apud* Prater & Anderson, 1977), e ele foi ultrapassado em todos os pontos do rio Ribeira – exceto no ponto 1 –, em até 100 vezes – por exemplo, no ponto 5 do ribeirão Betari (Tabela 3). De uma forma geral, verifica-se que a parte mais crítica, com relação à água, é justamente o Alto Ribeira, entre os pontos 2 e 7, especialmente para o chumbo (Figura 2), cobre e zinco.

IGUAPE-CANANÉIA

Dos cinco metais analisados, quatro deles – chumbo, cobre, mercúrio e zinco – foram evidenciados acima do limite somente no sedimento do ponto 12 (Tabela 2, Figura 4), situado na desembocadura do rio Ribeira de Iguape, tendo sido também evidenciado o zinco no sedimento do ponto 23 (em frente à vila de Marujá, na ilha do Cardoso). Em todos os outros pontos, nesta primeira campanha, não foi constatada a presença de nenhum dos metais analisados com teores acima dos limites, sendo portanto discutidos apenas os quatro metais

mencionados.

Zinco

Na água, quando presente, os níveis de zinco variaram de 8,5 a 80,9 $\mu\text{g/l}$. Em nenhum ponto foi ultrapassado o limite mais restritivo recomendado para a preservação da vida aquática, de 100 $\mu\text{g/l}$ (Thurston *et alii*, 1979), nas duas fases de maré, embora no ponto 13, localizado no mar Pequeno, em frente à cidade de Iguape, tenha sido obtido um valor próximo a esse limite (Tabela 2).

Segundo Chester (*apud* SEMA, 1980) e GESAMP (1974), o limite para o zinco no sedimento é de 20 $\mu\text{g/g}$. Verifica-se que este valor foi ultrapassado em 2,9 vezes no ponto 12 (Tabela 3), local onde o rio Ribeira deságua no mar, na chamada barra do Ribeira (Figura 1), e no ponto 23 o valor observado estava próximo a esse limite (Tabela 3).

Cobre

O limite de cobre na água estabelecido pelo CONAMA (Brasil, 1986) e pela EPA (1972) é de 50 $\mu\text{g/l}$. Analisando-se a Tabela 2, verifica-se que em nenhuma das amostras as concentrações ultrapassaram este limite, nas duas fases de maré. E, segundo Chester (*apud* SEMA, 1980) e GESAMP (1974), o limite de cobre no sedimento é de 10 $\mu\text{g/g}$. Apenas no ponto 12, ou seja, na desembocadura do rio Ribeira, foi obtido um valor de 13,1 $\mu\text{g/g}$, ultrapassando, portanto, em 1,3 vezes o limite (Tabela 3).

Mercúrio

Problemas técnicos inviabilizaram a análise de mercúrio na água. Em relação ao sedimento, o limite de mercúrio recomendado é de 0,1 $\mu\text{g/g}$ segundo Vucetic *et alii* (*apud* SEMA, 1980) e, no ponto 12, este limite foi ultrapassado em cerca de 1,5 vezes (Tabela 3).

Chumbo

O limite recomendado para o chumbo na água marinha é de 10 $\mu\text{g/l}$, segundo o CONAMA (Brasil, 1986) e de 50 $\mu\text{g/l}$, segundo a EPA (1972). Em todas as amostras analisadas os valores encontrados estão abaixo do limite mais restritivo, em ambas as marés (Tabela 2). E, dos pontos de amostragem do complexo, o único em que foi ultrapassado o limite estabelecido para o sedimento foi o ponto 12, que o excedeu cerca de quatro vezes (Tabela 3, Figura 4), considerando-se o limite de 20 $\mu\text{g/g}$ estabelecido por Chester (*apud* SEMA, 1980) e GESAMP (1974).

DISCUSSÃO

Com base nesses resultados, constatou-se que, em relação aos metais, o rio Ribeira de Iguape é um contribuinte significativo para o complexo, principalmente no que diz respeito ao chumbo. Este fato já fora observado por Tessler *et alii* (1987) quando analisaram o sedimento do complexo estuarino-lagunar Iguape-Cananéia, onde também foram evidenciados zinco, ferro, cobre e chumbo. Neste trabalho, a origem desses metais é atribuída ao rio Ribeira de Iguape, através da abertura de um canal – o do Valo Grande – que ligava esse rio

diretamente ao complexo.

Foi comprovada a origem do chumbo no Alto Ribeira na divisa com o Estado de São Paulo, quando, em caráter preliminar neste projeto, a CETESB detectou fontes pontuais num dos afluentes do próprio rio, denominado ribeirão das Rochas. Neste local, o chumbo estava presente na água em níveis até 730 vezes superiores ao limite máximo recomendado para a preservação da vida aquática. Em relação ao sedimento, foi registrado o teor de 2 560 $\mu\text{g/g}$, ultrapassando em cerca de 64 vezes o limite estabelecido por Bowden (*apud* Prater & Anderson, 1977), qualificando-se assim, o ambiente como altamente poluído (Eysink *et alii*, 1987).

Os resultados obtidos no ribeirão das Rochas, na campanha preliminar (janeiro de 1986), juntamente com os resultados obtidos neste trabalho (outubro de 1986), foram colocados em gráfico (Figura 5) onde se verificou que, embora o nível de chumbo tenha diminuído, ele ainda é altíssimo tanto na água quanto no sedimento, podendo considerar-se que este ponto contribui de forma significativa para a presença de chumbo no rio Ribeira.

Analisando-se os níveis de chumbo ao longo de todo o rio Ribeira, verificou-se que este se concentra mais no Alto Ribeira, decaindo gradualmente ao longo do rio até atingir o mar, tanto na água quanto no sedimento (Figuras 2 e 3). Embora o teor de chumbo no sedimento no ponto 12, ou seja, na desembocadura do rio no mar, tenha sido menor, ele ultrapassou em mais vezes o limite recomendado, uma vez que os limites estabelecidos para ambientes marinhos e salobros são inferiores aos estabelecidos para água doce (Figura 4).

Analisando-se ainda as Figuras 2 e 3, verifica-se que, no ponto 1, localizado a montante do ribeirão das Rochas, o chumbo quase não foi evidenciado, mas no ponto 2, a jusante do ribeirão das Rochas, sua presença é bastante evidente. Este aumento súbito se deve principalmente às atividades da Mineradora Rocha (PR), que lança seu efluente nesse ribeirão. E a razão de serem elevados os níveis de chumbo no ponto 3 é o fato de que, além de receber as águas do Ribeira após a desembocadura do ribeirão das Rochas, recebe também o efluente da Mineradora Plumbum S/A. A partir deste ponto, a concentração de chumbo decresce até o rio desembocar suas águas no mar (Figuras 2 e 3).

O fato de o ponto 6 – localizado a jusante da desembocadura do ribeirão Betari no rio Ribeira – apresentar níveis significativos de chumbo, pode ser parcialmente explicado em função da contribuição que este ribeirão recebe, nos pontos 4 e 5, da Mineradora CAF – Argentífera Furnas.

Em relação ao complexo estuarino-lagunar, os níveis estiveram todos bem abaixo dos limites recomendados, tanto para a preservação da vida aquática quanto para o sedimento, com exceção do ponto 12, que já foi anteriormente discutido (Figura 4).

A bacia do rio Ribeira pertence à quinta zona hidrográfica e a CETESB vem fazendo, desde 1978, monitoramento para determinar a qualidade das águas em dois pontos do rio: RB 2020 e RI 2100, os quais coincidem com os pontos pluviométricos de Itioca (5f-4) e Registro (4f-2), operados pelo DAEE. Com o intuito de se acompanhar o comportamento do chumbo desde 1978 até hoje, fez-se um levantamento dos dados de "Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo" desde 1978 até 1985 (CETESB, 1978b, 1979, 1980, 1981, 1982, 1983, 1984 e 1985) e esses valores se encontram demonstrados na Tabela 4. Através deles verificou-se que nos anos 1978 e 1979 os níveis de chumbo foram bastante significativos e, a partir de 1980, este elemento quase não foi mais detectado, estando, em geral, bem abaixo do limite estabelecido para o abastecimento.

RECOMENDAÇÕES

Pelo fato de existirem cerca de 20 aglomerados urbanos ao longo do rio Ribeira, muitos deles usando as águas do próprio rio para abastecimento público, a presença de chumbo na água adquire um caráter mais preocupante, uma vez que os sistemas de tratamento de água na região não levam em conta esse dado. Recomenda-se, portanto, que se dê mais atenção a este fato – seja através de um monitoramento e controle das fontes mais direcionado, seja pela implantação de sistemas de tratamento mais adequados.

Muitos indivíduos, face à atividade profissional ligada à mineração, sofrem exposição direta e, segundo levantamento histórico, tal exposição poderá provocar

Tabela 4 - Teores de chumbo na água ($\mu\text{g/l}$), desde 1978 até 1985, no rio Ribeira de Iguape (segundo CETESB, 1978b, 1979, 1980, 1981, 1982, 1983, 1984, 1985).

| Meses | Janeiro | Fevereiro | Março | Abril | Maior | Junho | Julho | Agosto | Setembro | Outubro | Novembro | Dezembro | |
|-------|---------|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|----------|---------|----------|----------|---|
| 1978 | a | | | | | | | | 79 | 21 | 105 | 45 | |
| 1979 | a | 112 | 28 | 56 | 43 | 37 | 46 | 9 | 8 | 42 | 1 | 5 | 4 |
| 1980 | a | 1 | 2 | 5 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 5 | 3 | 3 | |
| 1981 | a | 40 | nd | 10 | nd | nd | 10 | 10 | nd | 10 | nd | 10 | |
| 1982 | a | 10 | 10 | 20 | 20 | 50 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | |
| | b | 20 | - | 30 | - | 30 | - | 30 | - | 20 | - | - | |
| 1983 | a | 10 | 20 | 10 | nd | 10 | - | 10 | 10 | nd | nd | nd | |
| | b | nd | - | nd | - | nd | - | nd | - | nd | nd | nd | |
| 1984 | a | 100 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 10 | nd | |
| | b | nd | - | nd | - | nd | - | nd | - | nd | - | - | |
| 1985 | a | nd | - | nd | - | nd | - | nd | 10 | - | nd | nd | |
| | b | nd | - | nd | - | nd | - | nd | 10 | 10 | 10 | nd | |

a = ponto próximo à ponte da BR 116 (Registro)

b = ponto na estrada da balsa, próximo a Itioca

- = amostragem não efetuada

várias doenças, inclusive o *saturnismo* (OMS, 1979). Seria da maior importância que se fizesse uma avaliação dos níveis de contaminação neste grupo de pessoas. Aliás, esse item já está fazendo parte de um projeto que a própria CETESB está desenvolvendo.

Pelo fato de muitas fontes poluidoras – pontuais ou não – ainda não terem sido detectadas, embora se tenha evidenciado a presença de metais em peixes no próprio complexo estuarino-lagunar (CETESB, 1986a), torna-se necessária a complementação deste estudo, a fim de se avaliar todas as fontes, determinar-se o grau de comprometimento de toda a fauna aquática e aplicar-se as medidas cabíveis.

A bacia do rio Ribeira e o complexo estuarino-lagunar Iguape-Cananéia se encontram atualmente em esta-

do de relativa preservação. Entretanto, agressões cada vez maiores, seja de mineração, loteamentos irracionais, desmatamentos – inclusive das matas ciliares –, seja do uso indiscriminado de agrotóxicos, principalmente nos bananais, fazem com que se torne cada vez mais urgente o diagnóstico de toda a região, para se estabelecer um plano de utilização da área, preservando-a estrategicamente.

Tais medidas garantirão, sem dúvida, o desenvolvimento de inúmeros projetos de grande valor sócio-econômico, como por exemplo, da aqüicultura – camarões, ostras e tainhas –, da pesca adequada da manjuba ou de futuros projetos a serem desenvolvidos, que dependerão sem dúvida das características peculiares destas regiões e de sua qualidade ambiental.

REFERÊNCIAS

- 1 – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 15 ed. New York, AWWA, WPCF, 1980, 1134 p.
- 2 – Brasil. Leis, decretos etc. Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965. *Diário Oficial da União*, Brasília, 29 abr. 1965.
- 3 – ———. Leis, decretos etc. Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986. *Diário Oficial da União*, 30 jul. 1986, p. 11.356.
- 4 – CETESB, São Paulo. (a). *Análises físico-químicas de águas*. São Paulo, CETESB, 1978, 340 p. (Norma Técnica, NT07.)
- 5 – ———. (b) *Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo, CETESB, 1978.
- 6 – ———. *Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo, CETESB, 1979.
- 7 – ———. *Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo, CETESB, 1980.
- 8 – ———. *Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo, CETESB, 1981.
- 9 – ———. *Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo, CETESB, 1982.
- 10 – ———. *Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo, CETESB, 1983.
- 11 – ———. *Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo, CETESB, 1984.
- 12 – ———. *Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo*. São Paulo, CETESB, 1985.
- 13 – ———. (a) *Avaliação dos níveis de contaminação por metais e pesticidas organoclorados na água, ictiofauna e outros organismos aquáticos do complexo estuarino-lagunar Iguape-Cananéia*. Relatório Final. São Paulo, CETESB, 1986. 68 p.
- 14 – ———. (b) *Níveis de contaminação por mercúrio na água, sedimento e peixes da represa de Barra Bonita e seus rios formadores: Piracicaba e Tietê*. São Paulo, CETESB, 1986. 53 p.
- 15 – DEMAYO, A. & TAYLOR M. C. Cooper. In: *Guidelines for surface water quality: inorganic chemical substances*. Ottawa, Environment Canada, 1980, v. 1, 55 p.
- 16 – ———. REEDER, S. M. In: *Guidelines for surface water quality: inorganic chemicals substances*. Ottawa, Environment Canada, 1980 v. 1, 36 p.
- 17 – DNAEE/DCRH. *A Bacia do rio Ribeira de Iguape – caracterização dos usos e das disponibilidades hídricas*. Brasília, Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica. Divisão de Controle de Recursos Hídricos. 1984.
- 18 – EPA. *Water quality criteria*. Washington, 1972. 594 p.
- 19 – ———. *Quality criteria for water*. Washington, 1976. 256 p.
- 20 – EYSINK, G. G. J.; PÁDUA, H. B. de; PIVA-BERTOLETTI, S. A. E. *Considerações preliminares sobre os níveis de contaminação por metais pesados e pesticidas organoclorados no complexo estuarino-lagunar Iguape-Cananéia e Vale do Ribeira*. Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Cananéia, São Paulo, abr. 1987. V. 3 p. 258-66 (Publicação ACIESP).
- 21 – GEOBRÁS, São Paulo. *Complexo Vale Grande-Mar Pequeno-Rio Ribeira de Iguape*. São Paulo. Departamento de Livros e Publicações do Grêmio Politécnico, 1966. V. 1, 448 p. (Relatório GEOBRÁS).
- 22 – GESAMP. *Report of the sixth session, 22-28 march, 1974*. IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN. Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution. Geneva, WHO, 5, 43 p.
- 23 – OMS, Genebra. *Plomo*. Genebra, 1979, 169 p. (Critérios de Saúde Ambiental.)
- 24 – OSSANI, J. Efeitos dos metais pesados na saúde. In: *Seminário sobre Poluição por Metais Pesados*, 1. Brasília, DF, SEMA, SACT, 1979, 184 p.
- 25 – PRATER, B. L. & ANDERSON, M. A. A 96-hour bioassay of Otter Creek. *J. Water Pollution Control Federation*. 49: 2090-106, 1977.
- 26 – PIVA-BERTOLETTI, S. A. E.; EYSINK, G. G. J.; PÁDUA, H. B. de. *Evaluation for the contamination levels of mercury and lead in the Lagunar-Estuarine Iguape-Cananéia Complex*. (Trabalho apresentado no International Symposium on Metals in Coastal Environments Latin America, Niterói, RJ, Ago. 1986). (No prelo.)
- 27 – REEDER, S. W.; DEMAYO, A.; TAYLOR, M. C. Mercury. In: *Guidelines for surface water quality: inorganic chemical substances*. Ottawa, Environment, Canada, 1979. V. 1, 15 p.
- 28 – ROCHA, A. J. D. *Perfil analítico do chumbo*. Rio de Janeiro, DNPM, 1973. 76 p.
- 29 – SEMA, *Legislação Básica*. Brasília, Ministério do Interior, 1977, 30 p.
- 30 – ———, *Avaliação dos projetos de metais pesados*. Coordenadoria de Controle da Poluição do Solo. SEMA, MINTER. Brasília. 1980.
- 31 – SOUZA, H. B. & DERÍSIO, J. C. *Guia técnico de coleta de amostras de água*. São Paulo, CETESB, 1977, 297 p.
- 32 – TAYLOR, M. C. & DEMAYO, A. Zinc. In: *Guidelines for surface water quality inorganic chemical substances*. Ottawa, Environment Canada, 1980. V 1, 52 p.
- 33 – TESSLER, M. G.; SUGUIO, K.; ROBILOTTA, P. R. *Teores de alguns elementos traços metabólicos em sedimentos pelíticos da superfície de fundo da região Lagunar Cananéia-Iguape (SP)*. Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Cananéia/São Paulo. Abr. 1987, V 2, p. 255-63. (Publicação ACIESP.)
- 34 – THURSTON, R. N.; RUSSO, R. C.; FETTEROLF, JR.; C. M.; EDSAL, T. A.; BARBER, JR., Y. M. *A review of the red book: quality criteria for water*. Bethesda, Water Quality Section, American Fisheries Society, 1979. 313 p.

A ilha de calor de São Paulo

Colaboração especial de Magda Adelaide Lombardo¹

RESUMO Este trabalho procura mostrar a alteração ambiental que ocorre nas cidades, enfocando o fenômeno da ilha de calor. Foram utilizadas imagens de satélites na faixa do infravermelho termal para analisar a diferença térmica horizontal da metrópole paulistana. Pode-se constatar que ocorre uma diferença de até 10°C entre o centro e a periferia.

Palavras-chave: ecologia urbana, ilha de calor, imagens de satélite, infravermelho termal.

ABSTRACT Environmental changes occurring in urban areas focusing on heat island phenomena are discussed. Satellite images, using the infrared thermal spectra were used to evaluate horizontal temperature gradient across metropolitan area of São Paulo. A 10°C temperature difference was observed between downtown and peripheral areas.

Key words: urban ecology, heat island, satellite image, thermal infrared.

INTRODUÇÃO

Uma das mais significativas expressões da alteração climática que ocorre na cidade diz respeito aos valores de temperatura e concentração de poluentes. Esses fenômenos podem ser usados como indicadores da degradação ambiental que se verifica nos espaços urbanizados.

No caso específico do fenômeno ilha de calor, parte constitutiva do estudo do clima urbano, ele é o resultado das modificações que a urbanização provoca nos parâmetros superfície e atmosfera. A distribuição das isotermas nas cidades mostra a tendência existente para o aumento da temperatura da periferia em direção ao centro. No centro das áreas urbanas, locais geralmente pobres em vegetação, foi observado que as temperaturas alcançam valores máximos, enquanto valores mínimos são registrados em áreas verdes e onde existe reservatório d'água. Os maiores valores de temperatura estão associados a elevados índices de poluição. A combinação desses efeitos provoca um clima artificial de deserto, com o aumento de temperatura e diminuição de umidade relativa. Este desconforto térmico urbano, principalmente nas regiões tropicais, pode causar malefícios à saúde do homem causando perda de sais no organismo, desidratação, distúrbios cardiovasculares, problemas respiratórios, sonolência coletiva, além de fa-

¹ Professora Assistente Doutora do Departamento de Geografia da USP.

vorecer a difusão de incêndios.

O fenômeno ilha de calor, associado à concentração de elementos poluentes, favorece a condensação, que, por sua vez, contribui para a ocorrência frequente de enchentes no centro da cidade. Essas inundações são intensificadas principalmente pelo crescimento das áreas impermeabilizadas pela pavimentação e pela concentração de construções.

METODOLOGIA

O desenvolvimento de uma metodologia para a utilização das imagens de satélite e de um trabalho de campo foram fundamentais para a realização deste trabalho. Também foi necessário desenvolver um algoritmo que estabelecesse relações entre os níveis de cinza das imagens do satélite meteorológico no infravermelho e temperatura.

Tendo como referência estudos realizados por Chahine (1980) para os oceanos, implementou-se um programa de computador destinado a construir imagens termográficas da metrópole paulistana a partir de imagens radiométricas.

O trabalho de campo cumpriu a função de verdade terrestre, de apoio aos dados obtidos por satélite. Em diversos locais, foram instalados 45 postos fixos de medição de temperatura. Esses dados, associados com as medidas-padrão das estações meteorológicas, registros de intensidade e direção dos ventos, e com a poluição foram plotados no mapa-base do uso do solo de São Paulo na escala 1:50.000.

RESULTADO E DISCUSSÕES

Através da imagem termal do satélite meteorológico NOAA 7 (ver foto) do dia 16 de julho de 1981 (gerada no INPE - Instituto de Pesquisas Espaciais e interpretada conforme algoritmo de Lombardo et alii, 1982), percebe-se uma variação de 10°C entre o centro e a periferia da cidade. Ou seja, no centro, zonas leste e sudeste, na marginal do Tietê e em Santo Amaro registraram-se 29°C; na Serra da Cantareira a temperatura atingiu 19°C e, no Parque do Estado, 22°C. A ação do Anticiclone Tropical Atlântico (ATA), com céu claro, calmaria, umidade relativa baixa, possibilitou a definição e expansão da ilha de calor em São Paulo.

Os dados obtidos no trabalho de campo durante todo o período analisado foram plotados nos mapas de uso do solo. Além dessas informações, foram plotadas as temperaturas fornecidas pelas estações meteorológicas convencionais e os dados de velocidade e intensidade de vento obtidos junto à CETESB, através das estações telemétricas distribuídas por toda a Grande São Paulo.

A situação típica de inverno, correspondente aos períodos de 29 a 31 de julho e de 1º a 18 de agosto de 1982 (Lombardo, 1985) sofreu ação dos Anticiclones Tropical e Polar (ver Tabelas 1, 2 e 3) e é descrita no texto que se segue.

29/7/82 - A presença do Anticiclone Tropical Atlântico (ATA), com inversão térmica - 153 m a 345 m - e umidade relativa de 46%, possibilitou o surgimento de uma ilha de calor moderada às 9h00, com alta concentração de dióxido de enxofre e material particulado (SO₂ e MP). Apesar dos fortes ventos de SSE, com in-

tensidade de 8 m/s, que prenunciavam a chegada de uma frente fria, o gradiente horizontal de temperatura da ilha de calor atinge 11°C às 15h00, com alta concentração de material particulado. A formação de nuvens (SC/Cu-9) propiciou tanto a acumulação do calor produzido pela cidade como de material particulado, fenômeno este indicado nos postos de medição localizados principalmente no centro da cidade, zona leste, bairros industriais e no bairro de Santo Amaro, e que resultou em um desconforto térmico. Às 21h00, com a penetração da frente fria, a temperatura declinou abruptamente e a precipitação acumulada em 24 horas foi de 18,1 mm. Nessas condições, a concentração de poluentes sofreu forte declínio. Contudo a ilha de calor continuou intensa, devido às condições propícias à sua formação no período da tarde.

30/7/82 - Sob a ação da Frente Polar Atlântica (FPA), as temperaturas decresceram durante o dia, resultando na formação de uma ilha de calor moderada e na ocorrência de menores índices médios de poluição.

31/7/82 - A atuação do Anticiclone Polar na Grande São Paulo causou o declínio da temperatura e céu sem nuvens. No período diurno, os altos níveis de radiação solar, como consequência da transparência atmosférica, ocasionaram picos elevados no gradiente da ilha de calor e um pequeno aumento nos índices de poluição, se comparados com aqueles verificados no dia anterior.

1º/8/82 - A presença do Anticiclone Polar (AP) e a consequente tropicalização que ela acarretou no decorrer do período, determinando uma baixa umidade relativa de 44% às 15h00, propiciaram a expansão da ilha de calor. Embora essas condições fossem favoráveis à concentração de poluentes, os baixos índices observados, quando comparados aos dos dias anteriores, podem ser explicados pela menor atividade urbana e industrial verificada aos domingos.

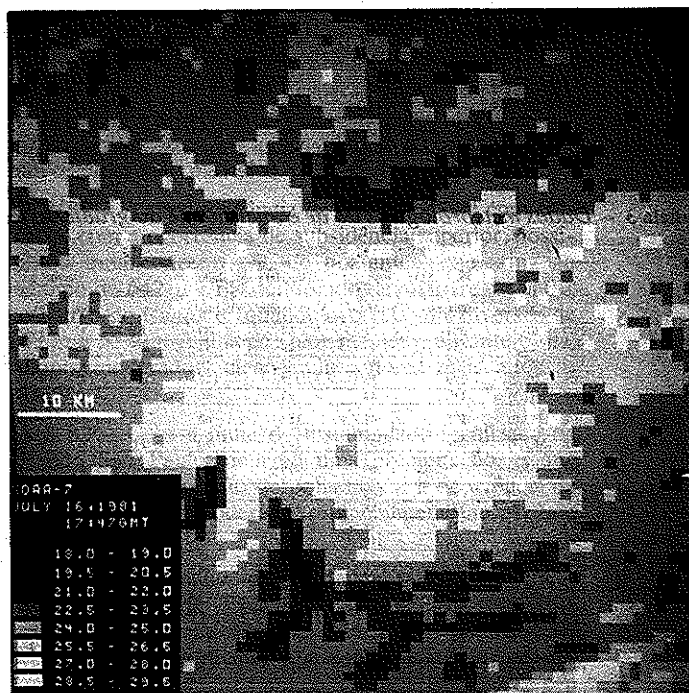


Imagem termal do satélite meteorológico NOAA 7 em 16/7/81.

Tabela 1 - Dados meteorológicos, poluição do ar e intensidade do gradiente térmico da ilha de calor, no inverno de 1982, às 9h00.

| Data | Ilha de calor | SO ₂ (µg/m ³) | | Material particulado (µg/m ³) | | Síntica | Vento | | T °C | UR % | Precip. (mm) | Altura da base (m) | T °C da base | Vento na camada int. | | Vento (850 mb) int. | | |
|------|---------------|--------------------------------------|----------|-------------------------------------------|----------|---------|-------|------|------|------|----------------|--------------------|--------------|----------------------|------|---------------------|-----|------|
| | | V. extremos | V. médio | V. extremos | V. médio | | dir. | int. | | | | | | dir. | int. | | | |
| 29/7 | M(6,0) | 434 | 163 | 345 | 181 | AIA | NW | 10 | 20 | 46 | Cirus | 0 | 153/345 | 18,4/19,0 | N | 2,0 | W | 14,5 |
| 30/7 | M(7,0) | 115 | 41 | 278 | 47 | FF | S | 3 | 9,9 | 92 | Ce/St | 9,6 | 1280/1596 | 28/50 | S | 2,0 | S | 9,0 |
| 31/7 | M(9,0) | 105 | 51 | 318 | 76 | AP | S | 3 | 10,9 | 90 | - | 0 | 863/1186 | 6,0/13,0 | E | 2,0 | E | 4,5 |
| 1/8 | M(8,0) | 81 | 37 | 134 | 50 | AP | C | - | 10,5 | 96 | C/S(10) | 0 | 171/361 | 10,6/15,6 | NE | 2,0 | A | A |
| 2/8 | M(10,9) | 888 | 320 | 788 | 258 | APM | C | - | 16,2 | 87 | C(10) | 0 | 157/727 | 7,0/8,0 | N | 1,0 | NW | 12,5 |
| 3/8 | M(6,0) | 143 | 45 | 165 | 56 | FF | SSE | 1 | 11,9 | 94 | C/St | 1,8 | 817/1670 | 7,0/8,0 | A | A | A | |
| 4/8 | M(9,3) | 393 | 128 | 490 | 126 | FF | C | - | 11,4 | 88 | As/Ac(10) | 0 | 964/1286 | 7,6/10,0 | SE | 1,0 | E | 7,5 |
| 5/8 | M(5,0) | 284 | 98 | 278 | 89 | AP | NE | 2 | 13,7 | 89 | Ac(10) | 0 | 391/577 | 9,4/11,8 | SE | 1,0 | ENE | 7,0 |
| 6/8 | M(11,2) | 388 | 82 | 216 | 92 | APM | NE | 4 | 15,7 | 94 | Sr(10/10) | 0 | 391/581 | 13,0/16,2 | E | 4,0 | N | 4,0 |
| 7/8 | M(9,9) | 542 | 202 | 310 | 161 | ATA | C | - | 19,5 | 78 | - | 0 | 77/270 | 17,0/19,0 | ENE | 1,0 | NNW | 5,0 |
| 8/8 | M(11,5) | 200 | 92 | 208 | 91 | ATA | NNE | 2 | 20,3 | 67 | C(10) | 0 | 259/546 | 16,0/18,0 | E | 1,0 | N | 8,0 |
| 9/8 | M(6,9) | 658 | 230 | 471 | 203 | ATA | C | - | 20,6 | 54 | C(S) | 0 | FC/474 | 19,2/20,2 | NNE | 2,0 | N | 9,0 |
| 10/8 | M(10,2) | 157 | 62 | 200 | 86 | FF | C | - | 16,4 | 94 | Sc(7) Ac(3) | 0 | 3,7/10,0 | 16,0/13,0 | SSE | 2,0 | SSW | 2,0 |
| 11/8 | M(7,3) | 216 | 50 | 157 | 48 | FF | SSE | 4 | 13,6 | 95 | Sc(7) As/Ac(3) | 0 | 2170/2382 | 28,0/36,0 | SSE | 4,0 | SE | 11,0 |
| 12/8 | M(8,6) | 237 | 69 | 239 | 79 | AP | ESE | 6 | 15,3 | 73 | Sc/Cu(6) | 1,0 | 336/523 | 9,0/10,0 | SSE | 3,0 | ESE | 9,0 |
| 13/8 | M(8,3) | 324 | 88 | 192 | 74 | APM | NE | 7 | 15,3 | 70 | - | 0 | 242/802 | 10,0/11,2 | E | 5,0 | NE | 8,0 |
| 14/8 | M(9,4) | 211 | 90 | 255 | 95 | ATA | NNE | 4 | 16,9 | 80 | C(4) | 0 | 124/219 | 14,0/16,0 | E | 3,0 | N | 11,0 |
| 15/8 | M(9,1) | 227 | 89 | 148 | 61 | ATA | NNE | 3 | 19,4 | 59 | - | 0 | 193/483 | 18,0/19,2 | SSE | 2,0 | N | 6,5 |
| 16/8 | M(8,0) | 385 | 169 | 239 | 137 | ATA | C | - | 16,2 | 89 | C(4) | 0,0 | 191/573 | 13,2/18,6 | C | 0,0 | NNW | 4,0 |
| 17/8 | M(5,0) | 642 | 239 | 365 | 210 | ATA | C | - | 16,9 | 89 | As/Ac(10) | 0 | 269/557 | 13,8/18,2 | C | 0,0 | N | 4,5 |
| 18/8 | M(7,5) | 359 | 162 | 204 | 143 | IN | C | - | 17,2 | 92 | Ac/As(10) | 0,3 | 535/630 | 12,0/14,0 | E | 1,0 | W | 5,0 |

Tabela 2 - Dados meteorológicos, poluição do ar e intensidade do gradiente térmico da ilha de calor, no inverno de 1982, às 15h00.

| Data | Ilha de calor | SO ₂ (µg/m ³) | | Material particulado (µg/m ³) | | Síntica | Vento | | T °C | UR % | Precip. (mm) | Nuvem | Altura da base (m) | T °C da base | Vento na camada int. | | Vento (850 mb) int. |
|------|---------------|--------------------------------------|----------|-------------------------------------------|----------|---------|-------|------|------|------|------------------|-------|--------------------|--------------|----------------------|------|---------------------|
| | | V. extremos | V. médio | V. extremos | V. médio | | dir. | int. | | | | | | | dir. | int. | |
| 29/7 | M(11,0) | 106 | 29 | 333 | 162 | ATA | SSE | 8 | 24,6 | 75 | Sc/Cm(9) C(1) | 0 | - | - | - | - | - |
| 30/7 | M(8,5) | 164 | 52 | 259 | 69 | FF | SSE | 3 | 11,4 | 73 | Sc(4) Ac(6) | 0 | - | - | - | - | - |
| 31/7 | M(8,0) | 291 | 49 | 192 | 57 | AP | SSE | 3 | 16,3 | 63 | Sc/Cu(6) | 0 | - | - | - | - | - |
| 1/8 | M(8,0) | 185 | 33 | 253 | 56 | APM | WNW | 4 | 23,9 | 44 | Sc/Cu(5) C(3) | 0 | - | - | - | - | - |
| 2/8 | M(11,0) | 154 | 43 | 200 | 91 | ATA | NW | 8 | 25,8 | 39 | As/Ac(9) Fe(1) | 0 | - | - | - | - | - |
| 3/8 | M(6,2) | 172 | 45 | 145 | 60 | FF | C | - | 11,2 | 92 | Sc(10) | 0 | - | - | - | - | 0,3 |
| 4/8 | M(8,1) | 236 | 85 | 267 | 95 | FF | ESE | 3 | 15,0 | 74 | As/Ac(10) | 0 | - | - | - | - | - |
| 5/8 | M(9,0) | 198 | 79 | 169 | 86 | AP | NE | 1 | 17,9 | 75 | Sc(1) Ac(6) C(3) | 0 | - | - | - | - | - |
| 6/8 | M(9,0) | 185 | 72 | 227 | 91 | APM | C | - | 23,5 | 59 | Cu/Sc(6) | 0 | - | - | - | - | - |
| 7/8 | M(14,0) | 89 | 25 | 178 | 63 | ATA | NNW | 2 | 27 | 40 | Cu(4) | 0 | - | - | - | - | - |
| 8/8 | M(9,0) | 312 | 18 | 161 | 41 | ATA | NNW | 1 | 26,9 | 33 | Cu/Sc(2) | 0 | - | - | - | - | - |
| 9/8 | M(13,7) | 140 | 33 | 157 | 84 | ATA | NW | 4 | 27,9 | 32 | C(9) Cu(1) | 0 | - | - | - | - | - |
| 10/8 | M(7,0) | 165 | 41 | 128 | 59 | FF | C | - | 16,9 | 93 | Sc(10) | 0 | - | - | - | - | 4,3 |
| 11/8 | M(6,6) | 282 | 53 | 176 | 66 | FF | SE | 3 | 13,5 | 95 | Sc/Sc(10) | 0 | - | - | - | - | 0,5 |
| 12/8 | M(6,1) | 210 | 46 | 212 | 70 | AP | SE | 3 | 16,8 | 76 | Sc(8) Ac(2) | 0 | - | - | - | - | - |
| 13/8 | M(7,8) | 132 | 51 | 161 | 56 | APM | NE | 3 | 21,9 | 46 | C(1) | 0 | - | - | - | - | - |
| 14/8 | M(10,1) | 83 | 24 | 137 | 37 | ATC | C | - | 25,3 | 39 | Cu(3) | 0 | - | - | - | - | - |
| 15/8 | M(8,0) | 29 | 7 | 165 | 36 | ATA | NW | 5 | 26,4 | 28 | Cu(2) | 0 | - | - | - | - | - |
| 16/8 | M(5,7) | 126 | 37 | 149 | 83 | ATA | WSW | 2 | 26,6 | 38 | Cu(3) | 0 | - | - | - | - | - |
| 17/8 | M(5,3) | 206 | 136 | 404 | 194 | ATA | C | - | 24,5 | 46 | Ac(5) | 0,1 | - | - | - | - | - |
| 18/8 | M(5,7) | 157 | 39 | 263 | 77 | IN | S | 2 | 19,4 | 68 | Sc(4) As(4) | 0 | - | - | - | - | - |

Tabela 3 - Dados meteorológicos do ar e intensidade do gradiente térmico da ilha de calor, no inverno de 1982, às 21h00.

| Data | Ilha de calor | SO ₂ (µg/m ³) | | Material particulado (µg/m ³) | | Síntica | Vento | | T °C | UR % | Precip. (mm) | Altura da base (m) | T °C da base | Vento na camada int. | | Vento (850 mb) int. | | |
|------|---------------|--------------------------------------|----------|-------------------------------------------|----------|---------|-------|------|------|------|---------------|--------------------|--------------|----------------------|------|---------------------|-----|------|
| | | V. extremos | V. médio | V. extremos | V. médio | | dir. | int. | | | | | | dir. | int. | | | |
| 29/7 | M(8,5) | 381 | 31 | 67 | 30 | FF | C | - | 11,9 | 95 | As(10) | 18,1 | - | - | - | - | - | |
| 30/7 | M(6,3) | 231 | 46 | 129 | 53 | FF | C | - | 9,6 | 91 | Sc(9) | 0 | - | - | - | - | - | |
| 31/7 | M(5,8) | 164 | 45 | 122 | 49 | AP | C | - | 12,3 | 90 | Sr/Sc(10) | 0 | 654/748 | 8,0/8,6 | ESE | 2,0 | N | 5,0 |
| 1/8 | M(8,2) | 229 | 58 | 227 | 121 | APM | C | - | 13,7 | 95 | Sr(10) | 0 | - | - | - | - | - | |
| 2/8 | M(7,1) | 113 | 44 | 94 | 46 | FF | C | - | 15,2 | 94 | As/C(10) | 5,4 | 134/422 | 14,6/15,2 | S | 1,0 | WSW | 6,0 |
| 3/8 | F(3,0) | 175 | 47 | 153 | 60 | FF | C | - | 10,4 | 88 | Sc(4) Ac(1) | 0 | 467/654 | 9,2/10,0 | SSE | 1,0 | SE | 5,0 |
| 4/8 | M(7,7) | 288 | 67 | 149 | 70 | FF | C | - | 12,8 | 93 | Sr(10) | 0,1 | 659/753 | 9,2/10,0 | SSE | 2,0 | SB | 5,0 |
| 5/8 | M(8,6) | 276 | 96 | 253 | 139 | AP | C | - | 15,2 | 90 | Cu/C(9) Sc(1) | 0 | - | - | - | - | - | |
| 6/8 | M(9,0) | 294 | 108 | 318 | 181 | APM | C | - | 18,2 | 88 | - | 0 | - | - | - | - | - | |
| 7/8 | M(10,5) | 254 | 88 | 306 | 178 | ATA | C | - | 19,3 | 85 | - | 0 | - | - | - | - | - | |
| 8/8 | M(6,5) | 218 | 89 | 439 | 190 | ATA | C | - | 19,6 | 61 | - | 0 | - | - | - | - | - | |
| 9/8 | M(11,0) | 316 | 110 | 467 | 219 | ATA | C | - | 19,1 | 68 | Ac(7) | 0 | - | - | - | - | - | |
| 10/8 | M(6,9) | 105 | 23 | 118 | 47 | FF | SSE | 2 | 14,5 | 96 | Sc(10) | 6,4 | - | - | - | - | - | |
| 11/8 | M(8,9) | 181 | 46 | 169 | 52 | AP | ESE | 4 | 13,1 | 88 | Ac(1) | 0 | - | - | - | - | - | |
| 12/8 | M(10,0) | 411 | 134 | 251 | 145 | APM | C | - | 13,4 | 93 | - | 0 | - | - | - | - | - | |
| 13/8 | M(7,6) | 164 | 84 | 251 | 131 | ATA | C | - | 17,8 | 72 | - | 0 | 124/219 | 14,4/16,0 | SSW | 1,0 | NNE | 11,3 |
| 14/8 | M(9,3) | 241 | 84 | 502 | 185 | ATA | C | - | 16,8 | 64 | - | 0 | - | - | - | - | - | |
| 15/8 | M(6,6) | 350 | 77 | 192 | 112 | ATA | C | - | 16,4 | 93 | - | 0 | 280/370 | 15,0/20,4 | C | 0,0 | NNW | 4,0 |
| 16/8 | M(10,0) | 278 | 85 | 180 | 97 | ATA | C | - | 17,9 | 90 | - | 0 | - | - | - | - | - | |
| 17/8 | M(7,0) | 116 | 44 | 173 | 49 | IN | C | - | 16,2 | 93 | Sc(1) As(9) | 1,7 | - | - | - | - | - | |

2/8/82 – O Anticiclone Polar Modificado (APM), com inversão térmica às 9h00 (157 m a 727 m) e calmaria, possibilitou um aumento de concentração de poluentes, que chegou a atingir 888 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de dióxido de enxofre (SO_2) no Cambuci, e 537 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado na Lapa. A ilha de calor, com gradiente de temperatura bastante elevado durante todo o dia, registrou 11°C às 15h00 e uma umidade relativa baixa de 39%. Os ventos de 8 m/s de NW foram responsáveis pela dispersão de poluentes desde as 15h00 até às 21h00.

3/8/82 – A entrada da Frente Polar Atlântica (FPA) sobre São Paulo, com instabilidades frontais, nebulosidade e precipitação, favoreceu a dispersão de poluentes e a ocorrência de moderação da ilha de calor durante todo o dia, a ponto de ser registrado um gradiente de temperatura de apenas 3°C à noite.

4/8/82 – A continuidade da Frente Polar Atlântica (FPA) enfraquecida, com ventos fracos e nebulosidade, propiciou um gradiente de temperatura atenuado da ilha de calor e o aumento dos índices de poluição, se comparados com aqueles verificados no dia anterior.

5/8/82 – O predomínio do Anticiclone Polar (AP), durante todo o dia, teve como resultado um aumento da intensidade da ilha de calor, passando de moderada, às 9h00, para intensa às 15h00 e 21h00. Os índices máximos de concentração de poluentes ocorreram à noite.

6/8/82 – O Anticiclone Polar Modificado (APM), com temperaturas mais elevadas, favoreceu a alta intensidade da ilha de calor e maior concentração de material particulado, com índice de 518 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ no Taboão da Serra, às 21h00.

7/8/82 – A presença do Anticiclone Tropical Atlântico (ATA), com inversão térmica às 9h00 (77 m a 270 m), favoreceu a concentração de poluentes nas camadas atmosféricas mais próximas à superfície, registrando 542 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de dióxido de enxofre no centro da cidade e 310 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado no bairro da Lapa. No decorrer do período, o gradiente de temperatura da ilha de calor atingiu picos elevados, em virtude da ausência de ventos e da presença de subsidência superior, com céu claro. A camada de mistura se expande e, com essa expansão, os índices de poluição pulverizam-se. Mesmo assim, verifica-se uma concentração de 306 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado, no bairro da Lapa, às 21h00.

8/8/82 – O predomínio do Anticiclone Tropical Atlântico determina a ocorrência de uma inversão às 9h00 (259 m a 546 m). No entanto, face à diminuição das atividades industrial e urbana aos domingos, os índices de poluição médios são menores, se comparados com os do dia anterior. Somente no bairro da Lapa, às 21h00, o material particulado alcança o índice máximo de 439 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

9/8/82 – Dada a continuidade da atuação do Anticiclone Tropical Atlântico (ATA), a inversão ocorrendo da superfície até 473 m, e os ventos calmos favorecendo a concentração de poluentes às 9h00, esta chegou a atingir 658 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de dióxido de enxofre, no bairro da Lapa, e 471 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de material particulado em Taboão da Serra, apesar dos índices moderados da ilha de calor. No decorrer do dia, às 15h00, os ventos de NW, com intensidade de 4 m/s, favoreceram a dispersão de po-

luentes. A intensidade da ilha de calor estendeu-se, porém, até a noite.

10/8/82 – A penetração da frente fria, provocando instabilidade da atmosfera, ocasionou precipitação durante o dia todo. A ilha de calor manteve-se moderada, associando-se a ela uma diminuição dos índices de poluição, quando comparados com os ocorridos no dia anterior.

11/8/82 – A continuidade da ação predominante da frente fria, com ventos fortes do SE, provocou instabilidade e dispersão de poluentes, apesar de a intensidade da ilha de calor variar de índices moderados a intensos.

13/8/82 – O Anticiclone Polar começa a tropicalizar-se. As temperaturas sofrem considerável elevação e, dada a ausência de nuvens, a ilha de calor alcança índices elevados. O pico máximo de concentração de dióxido de enxofre ocorre no bairro do Cambuci, onde se registraram 411 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, às 21h00. A distribuição espacial da poluição sofre uma certa desorganização, face à ocorrência de ventos do NE.

14/8/82 – O predomínio do Anticiclone Tropical Atlântico (ATA), aliado à ocorrência de uma inversão térmica de 124 m a 219 m, às 9h00, possibilitou índices moderados de poluição devido à presença de ventos NNE, com intensidade de 4 m/s. A ilha de calor alcançou índices médios e intensos.

15/8/82 – Apesar da ação do Anticiclone Tropical Atlântico, com inversão térmica que oscilou de 193 m a 483 m, às 9h00, a poluição registrou índices menores que aqueles verificados no dia anterior, o que pode ser explicado pela diminuição da atividade industrial e urbana aos domingos. Devido às condições propícias à formação da ilha de calor, o gradiente térmico entre o centro e a periferia foi elevado.

16/8/82 – Predomina ainda o Anticiclone Tropical Atlântico (ATA), com inversão térmica de 191 m a 573 m, às 9h00, o que favoreceu a concentração de poluentes que se distribuíram espacialmente pelas regiões central e leste e pelos bairros industriais da Grande São Paulo. Nessas áreas, os índices da ilha de calor alcançaram os picos mais elevados.

17/8/82 – A predominância de tempo estável com calmaria, com a ocorrência de subsidência superior, possibilitou uma concentração de poluentes, que atinge o máximo de 642 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de dióxido de enxofre, às 9h00, no bairro do Cambuci, quando ocorreu uma inversão de 269 m a 557 m. A ilha de calor mantém, durante o dia, valores moderados, alcançando valores mais altos às 21h00.

18/8/82 – Com a linha de instabilidade localizada na Grande São Paulo, ocorreu uma precipitação, o que possibilitou a dispersão de poluentes e a ocorrência de uma ilha de calor moderada, principalmente no período noturno.

Através da análise desses dados, pode-se verificar que a conformação espacial da ilha de calor apresenta pouca alteração na Grande São Paulo. A variação ocorre apenas em relação a sua intensidade, de acordo com o comportamento sinótico. Ou seja, em dias de céu claro, com calmaria e subsidência, a ilha de calor alcança sua maior expressão tanto em abrangência quanto em

gradiente de temperatura. Em contrapartida, em dias chuvosos e instáveis, a área da ilha de calor se concentra e a intensidade de variação da temperatura diminui.

CONCLUSÃO

Através deste estudo realizado na metrópole paulistana, para o qual foram utilizados dados orbitais e terrestres, é possível verificar-se que a ilha de calor segue o modelo clássico em forma de domo, onde o maior gradiente horizontal de temperatura ocorre no centro da cidade. Essa forma tem a seu favor a configuração deste sítio urbano, caracterizada pela bacia sedimentar de São Paulo, e a disposição espacial da mancha urbana, que acompanha, de forma concêntrica, a disposição do relevo.

A utilização de várias escalas de abordagem, desde o trabalho de campo até as imagens de satélite para o estudo do uso do solo, permite analisar as variações de temperatura em suas relações com os padrões de uso do solo urbano. Constatou-se, por exemplo, que as altas temperaturas ocorrem em áreas de crescimento vertical intenso e com pouca incidência de áreas verdes, aspectos estes que se fazem presentes nos espaços densamente edificados e nas áreas industriais. Nas regiões onde existe maior concentração de espaços livres, com vegetação, e nas proximidades dos reservatórios d'água, constatou-se que as temperaturas sofrem fortes declínios.

Os levantamentos bibliográficos assinalam que as maiores variações de temperatura entre cidade e campo são de apenas 5°C. Esse fenômeno ocorre em São Paulo de forma mais intensa, ultrapassando essas medidas, chegando a se verificar um gradiente de temperatura horizontal superior a 10°C entre o centro e a área rural. Essa maior intensidade foi constatada em tipo de tempo estável, com calmaria. Verificou-se também que a intensidade da ilha de calor da metrópole paulistana parece refletir não só a grande dimensão da mancha urbanizada como também a distribuição dos diferentes tipos de usos do solo.

Essas configurações de anomalias, associadas às ações sinóticas e intensidade da urbanização, são dinâmicas tanto a níveis diário e semanal quanto sazonal.

A relação estreita entre a ocupação do solo urbano e a ilha de calor em São Paulo, com suas variações espaciais, comprova a necessidade urgente de um replanejamento do uso do solo, com a implementação de espaços verdes intersticiais na mancha urbana, sendo essas medidas fundamentais para a melhoria do conforto térmico e, conseqüentemente, da qualidade de vida dos habitantes.

REFERÊNCIAS

- 1 - CASTELLS, M. *La cuestion urbana*. Madrid, Siglo XXI de España, 1974.
- 2 - FRANÇA, A. *Estudo sobre o clima da bacia de São Paulo*. São Paulo, FFCL da USP, 1946, 59 p. (Boletim nº LXX da FFCL da USP.)
- 3 - LOMBARDO, M.A. *Ilha de calor nas metrópoles: o exemplo de São Paulo*. Editora Hucitec, 1985.
- 4 - MONTEIRO, C.A. de F. *Teoria e clima urbano*. São Paulo, Instituto de Geografia da USP, 1976. (Teses e Monografias, 25.)
- 5 - ———. *Environmental problems in São Paulo metropolitan area, the role of urban climate with special focus on flooding* (Trabalho apresentado no International Geographical Congress, 24. Japan, September, 1980.)
- 6 - OKE, T.R. City size and the urban heat island. In: CONFERENCE ON URBAN ENVIRONMENT AND SECOND CONFERENCE ON BIOMETEOROLOGY. Filadelfia, 1972. *Anais...* American Meteorological Society, 1972. p. 144-6.
- 7 - ———. *Boundary Layer Climate*. London, John Wiley, 1978. 372 p.

Café solúvel: tratamento anaeróbico de despejos da produção

Alcides Diniz Garcia Jr.¹
Luiz A. Valie do Amaral²
Maria de Lourdes M. Vicente³
Marcos Eduardo de Souza⁴
Wanderley Borba⁵

RESUMO Um despejo típico da produção de café solúvel foi submetido a testes de tratabilidade em digestor anaeróbico de fluxo ascendente e manto de lodo (UASB), em escala de laboratório, por um período de cinco meses. Durante os testes foi possível atingir um tempo mínimo de detenção hidráulica de 2,1 dias. Os resultados obtidos em duas condições médias indicaram produção de gás da ordem de 0,3 Nm³/kgDQO adicionada, contendo cerca de 75% de metano, assim como uma remoção de DBO₅ de cerca de 90%. Estes resultados permitem prever bom desempenho para um sistema de tratamento em escala real operando sob tempos de detenção hidráulica bastante inferiores.
Palavras-chave: tratamento anaeróbico, reator de fluxo ascendente, reator UASB, efluentes industriais, café solúvel.

ABSTRACT Treatability tests of instant coffee industry wastes were run in a lab scale upflow anaerobic sludge blanket reactor, during five months. A minimum hydraulic retention time of 2.1 days was attained. The results obtained in two average conditions indicated a gas yield of about 0.3 Nm³/kgCOD added, containing about 75% of methane, as well as a BOD removal about 90%. From these data a good performance of the treatment system can be predicted at very short hydraulic retention times.
Key words: anaerobic treatment, upflow reactor, UASB reactor, industrial effluents, instant coffee.

INTRODUÇÃO

Os processos anaeróbios vêm se tornando cada vez mais atraentes, devido ao desenvolvimento de novos tipos de reatores – entre eles o digestor anaeróbico de fluxo ascendente e manto de lodo – que possibilitam o tratamento de despejos industriais e esgotos domésticos sob tempos de detenção hidráulica bastante reduzidos, elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica, além da produção de biogás. O objetivo deste trabalho é de, através de ensaios em escala de laboratório, obter subsídios para um biodigestor de fluxo ascendente e manto de lodo em escala real, com a finalidade de tratar despejos típicos de uma indústria de café solúvel.

METODOLOGIA

Foi utilizado um reator com 18 L de capacidade útil, construído em PVC, operando em fluxo ascendente com manto de lodo. A temperatura no interior do reator foi controlada em 35°C, através da circulação com água aquecida por serpentina externa. Um desenho esquemático do sistema está indicado na Figura 1. O gás produzido foi medido diariamente em um gasômetro telescópico devidamente calibrado.

¹ Engenheiro Químico da CETESB, Mestre em Engenharia.
² Farmacêutico-bioquímico da CETESB.
³ Estagiária da CETESB.
⁴ Engenheiro Químico Consultor, Mestre em Engenharia.
⁵ Analista de Laboratório da CETESB.

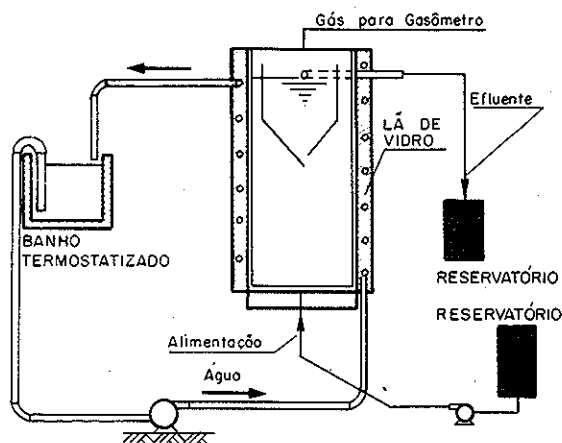


Figura 1 - Representação esquemática do sistema de biodigestão utilizado.

O reator foi inoculado com lodo semi-granulado proveniente de outro sistema similar operando com vinhoto e gradativamente adaptado ao efluente novo. O efluente para a realização do estudo consistiu do efluente normal da indústria, coletado de maneira composta durante 24 horas, a cada quinzena. Após a coleta, o efluente era mantido sob refrigeração para minimizar sua variação de composição por degradação. A adaptação e o posterior carregamento do reator foram realizados pela variação do volume diário de despejo alimentado, observando-se seu desempenho em termos de produção de biogás e concentração dos ácidos orgânicos voláteis. Quando estes dois indicadores se mantinham estáveis, submetia-se o reator a aumentos de carga aplicada.

RESULTADOS

A etapa de adaptação do lodo inoculado ao despejo foi completada em cerca de 50 dias e, até o 103º dia de teste, o sistema foi operado com carga orgânica crescente. No 103º dia ocorreu um choque de pH no digestor, provocado pela adição acidental de H_2SO_4 , associada a uma tendência de perda de alcalinidade que já vinha sendo observada com o efluente. Como o sistema não mostrou indícios de recuperação rápida, optou-se pela reinoculação do reator com lodo granulado no 110º dia. O sistema foi mantido em operação até o 159º dia.

Durante alguns períodos do estudo foi necessária a correção do pH da alimentação para manter o pH do digestor na faixa entre 6,8 e 7,2 recomendada para a digestão anaeróbia. Os resultados obtidos durante o teste estão apresentados na Figura 2 (características do efluente coletado quinzenalmente) e nas Figuras 3, 4 e 5 (características do reator, alimentação e efluente). Com base nelas, foram selecionados dois períodos de operação estável para a determinação de valores médios para os principais parâmetros determinados. A primeira condição corresponde ao intervalo entre o 57º e o 102º dias de teste e a segunda ao intervalo entre o 115º e o 159º dias de teste. Os valores médios encontrados estão apresentados nas Tabelas 1 e 2.

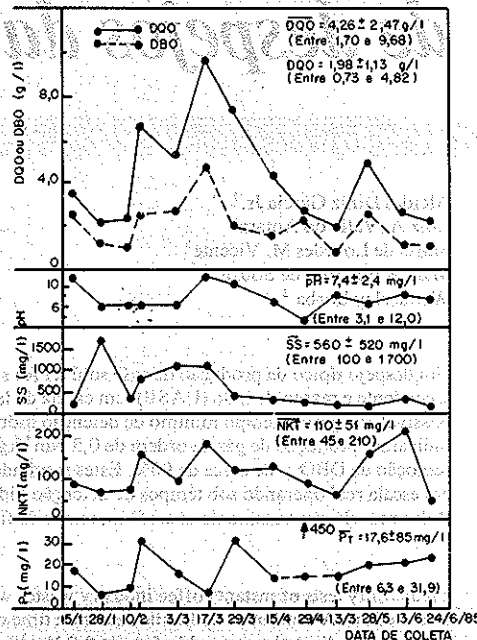


Figura 2 - Características do despejo utilizado nos testes.

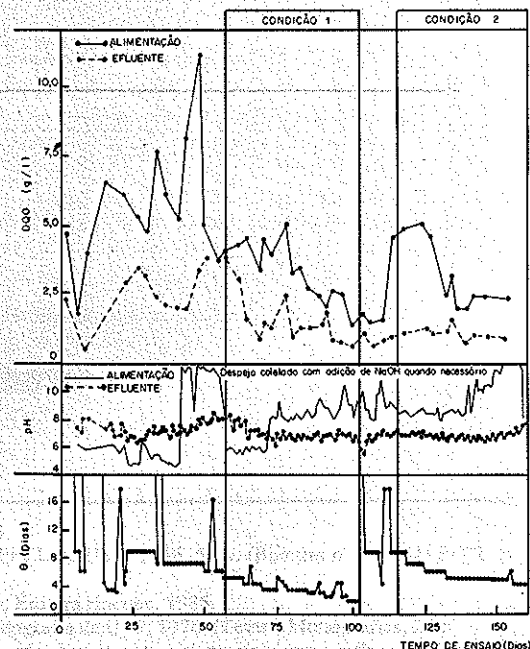


Figura 3 - Variação de DQO, e pH θ em função do tempo de ensaio.

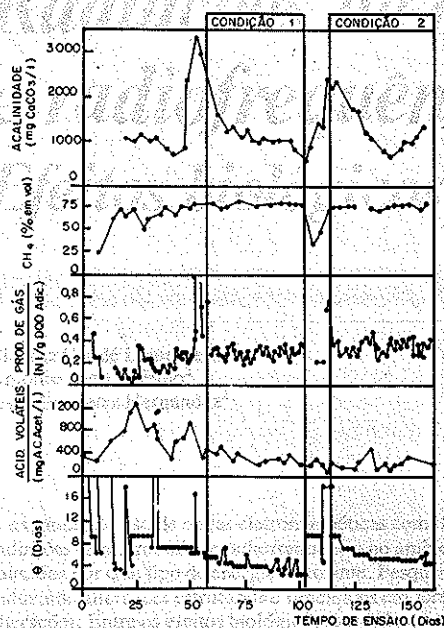


Figura 4 - Variação de DBO, SS e θ em função do tempo de ensaio.

Tabela 1 - Valores médios das características da alimentação e efluente entre os dois períodos considerados.

| Condição | | 1 | 2 |
|----------------------|------------|---------------|---------------|
| Intervalo (dias) | | 57 a 102 | 115 a 159 |
| Alimentação | pH | 7,7 ± 1,4 | 9,6 ± 1,4 |
| | DQO | 3.080 ± 1.140 | 3.140 ± 1.240 |
| | DBO | 1.470 ± 400 | 1.330 ± 700 |
| | SS | 490 ± 425 | 320 ± 170 |
| | NKT | 96 ± 28 | 104 ± 46 |
| P _T | 12,0 ± 4,9 | 17 ± 6,8 | |
| Efluente do Digestor | pH | 7,0 ± 0,4 | 6,9 ± 0,2 |
| | DQO | 1.260 ± 550 | 1.130 ± 20 |
| | DBO | 124 ± 67 | 178 ± 83 |
| | SS | 51 ± 30 | 102 ± 64 |

Obs.: Todas as unidades em mg/l, exceto pH.

Tabela 2 - Valores médios dos parâmetros de operação do ensaio.

| Condição | | 1 | 2 |
|-------------------------------|---------|-------------|-------------|
| Intervalo (dias) | | 57 a 102 | 115 a 159 |
| θ mínimo (dias) | | 2,1 | 4,5 |
| CH ₄ (% em volume) | | 76,9 ± 2,8 | 75,2 ± 3,7 |
| Prod. de gás (NI/g DQO adic.) | | 0,27 ± 0,06 | 0,31 ± 0,06 |
| Remoção | DQO (%) | 59 | 64 |
| | DBO (%) | 91 | 87 |
| | SS (%) | 89 | 68 |

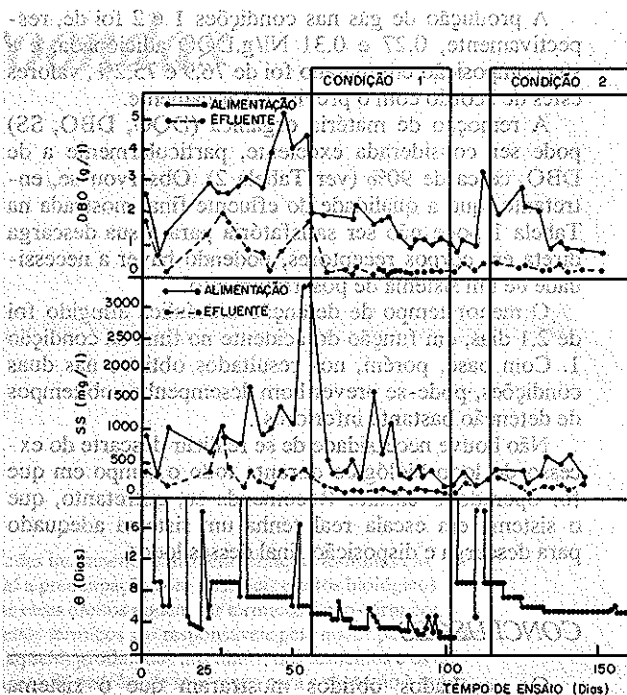


Figura 5 - Variação de alcalinidade, CH₄ no gás, produção de gás, concentração de ácidos voláteis e θ em função do tempo de ensaio.

DISCUSSÃO

As relações encontradas para as duas condições operacionais médias foram:

$$\frac{DQO}{NKT} < 70 \text{ e } \frac{DQO}{P_T} < 350$$

Essas relações são consideradas adequadas para a biodigestão, não havendo necessidade de suplementar nitrogênio e fósforo ao despejo, o que foi comprovado durante a operação do reator.

A Figura 2 mostra, com muita clareza, que as amplitudes de variação da concentração do despejo coletado são muito grandes e desaconselháveis para a operação adequada de sistema de tratamento. Recomenda-se a instalação de um sistema de equalização.

Com relação à concentração de sólidos em suspensão, não foram observados efeitos adversos ao processo de biodigestão. Entretanto, valores inferiores a 500 mg/l terão efeito benéfico na operação de um futuro digestor.

Foi observada uma tendência de perda de alcalinidade no efluente. Esta situação foi controlada pela correção do pH da alimentação do reator. Para um biodigestor em escala real, recomenda-se a adoção de um sistema para adição de base.

Pela Figura 5 pode ser observado que, a partir do 57º dia, considerado o final da adaptação do lodo biológico, a concentração de ácidos voláteis se manteve estável, indicando que o processo operou em boas condições.

A produção de gás nas condições 1 e 2 foi de, respectivamente, 0,27 e 0,31 NI/g.DQO adicionada, e a sua composição em metano foi de 76,9 e 75,2%, valores estes de acordo com o previsto teoricamente.

A remoção de matéria orgânica (DQO, DBO, SS) pode ser considerada excelente, particularmente a de DBO, cerca de 90% (ver Tabela 2). Observou-se, entretanto, que a qualidade do efluente final mostrada na Tabela 1 pode não ser satisfatória para a sua descarga direta em corpos receptores, podendo haver a necessidade de um sistema de pós-tratamento.

O menor tempo de detenção hidráulica atingido foi de 2,1 dias, em função do acidente no final da condição 1. Com base, porém, nos resultados obtidos nas duas condições, pode-se prever bom desempenho sob tempos de detenção bastantes inferiores.

Não houve necessidade de se realizar descarte do excesso de lodo biológico durante todo o tempo em que foi operado o ensaio. Recomenda-se, entretanto, que o sistema em escala real tenha um sistema adequado para descarga e disposição final desses lodos.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos mostraram que o sistema conseguiu atingir uma eficiência de remoção de DBO de cerca de 90%, atendendo aos padrões da legislação para lançamento em corpos receptores. Entretanto, a DBO do efluente é da ordem de 200 mg/l, podendo ser necessário um pós-tratamento caso seja requerida melhor qualidade do efluente final.

Houve a necessidade de correção do pH da alimentação, devido à tendência do sistema em perder alcalinidade. Não houve a necessidade de suplementação de nutrientes.

Recomenda-se a instalação de um tanque de equalização, para evitar que a alimentação do sistema tenha características de variação de composição tão acentuadas.

AGRADECIMENTO

Os autores agradecem a colaboração do analista Roberto C. Martins, responsável pelas análises por cromatografia gasosa.

REFERÊNCIAS

- 1 - LETTINGA, G. et alii. Use of upflow sludge blanket (UASB) reactor concept for biological wastewater treatment especially for anaerobic treatment. *Biotechnology and bioengineering* 22 (4): 699-734, apr. 1980.
- 2 - VIEIRA, S.M.M. & SOUZA, M.E. Métodos Analíticos para Acompanhamento da Biodigestão. *Revista Energia - Fontes Alternativas III* (15): 26-36, jul/ago, 1981.
- 3 - SOUZA, M.E. *Fatores que influenciam a digestão anaeróbia*. CETESB. V Simpósio Nacional de Fermentação. Viçosa, MG. 26 a 29 de julho de 1982.
- 4 - *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. Washington, DC, 16. APHA/AWWA/WPCF, 1985.

Radiações de microondas e radiofrequência

Efeitos biológicos

Claudia Condé Lamparelli¹
Antonio Alessio Filho²
Jesus Gonzalez Hernandez²

RESUMO A expansão do uso de ondas eletromagnéticas com diversas finalidades incrementa consideravelmente as fontes das radiações de microondas e radiofrequência no ambiente. Resulta daí a preocupação com possíveis efeitos biológicos causados por esse tipo de energia irradiante. Pesquisas mostram que esses efeitos podem ser térmicos e não-térmicos, induzindo alterações estruturais e funcionais em seres vivos. Os efeitos térmicos são responsáveis pela maior parte dessas alterações. Entre os efeitos biológicos estudados, os principais são aqueles produzidos nos olhos, nos testículos e os de ordem neurológica. Tornou-se, portanto, necessário o estabelecimento de padrões de segurança para a proteção à saúde, prevenindo efeitos prejudiciais.

Palavras-chave: efeitos biológicos, radiações não-ionizantes, microondas, radiofrequência, poluição eletromagnética, saúde ambiental.

ABSTRACT The expansion of electromagnetic waves utilization for many applications has increased the number of microwaves and radiofrequency sources in the environment. It gave rise to interest on biological effects generated by exposure to this kind of energy. Such effects are usually designated as thermal or non-thermal in nature and are reported to be able to induce structural and functional alterations in living organisms. The thermal ones are responsible for mostly of them. The main effects reported are those induced in eyes, testicles and in the nervous system. Therefore, there is a need to set protection standards to prevent injurious health effects.

Key words: biological effects, non-ionizing radiation, microwaves, radiofrequency, electromagnetic pollution, environmental health.

INTRODUÇÃO

As radiações eletromagnéticas ocorrem naturalmente, mas em intensidades muito baixas quando comparadas às radiações artificiais. O marcante desenvolvimento e a proliferação, nas últimas décadas, de aparelhos eletrônicos de uso industrial, militar, doméstico, ou para aplicações médicas, que emitem uma grande variedade de energia irradiante não-ionizante, aumentaram consideravelmente as fontes artificiais de radiações eletromagnéticas (Michaelson, 1972). Essas fontes podem ser de dois tipos: emissoras intencionais e não-intencionais (ou de radiação incidental). As emissoras intencionais típicas incluem as antenas transmissoras de rádio e televisão, instalações de radar e sistemas de telecomunicações. As fontes não-intencionais incluem os equipamentos elétricos e eletrônicos de uso industrial ou comercial, que podem de alguma maneira irradiar algum tipo de onda eletromagnética.

De acordo com McRee (1974), a possibilidade de exposição de um grande segmento da população a uma complexa radiação de multifrequência no ambiente é atualmente uma realidade. Incluem-se aqui as radiações de radiofrequência numa faixa de 300 KHz a 300 MHz e as microondas de 300 MHz até 300 GHz.

Lerner (1980), no entanto, afirma que até o momento apenas um setor relativamente pequeno da po-

¹ Bióloga da CETESB.

² Físicos da CETESB.

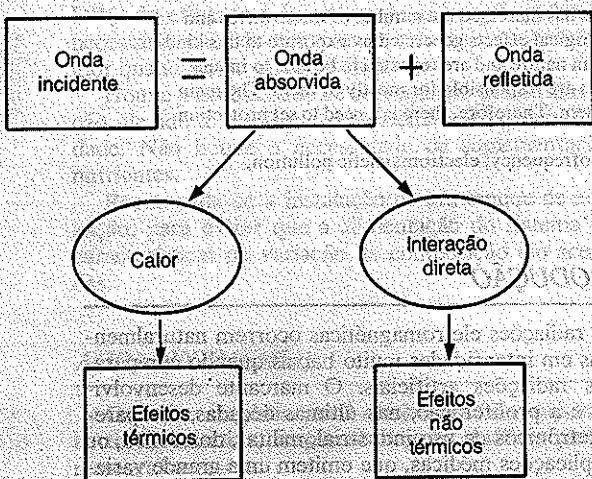
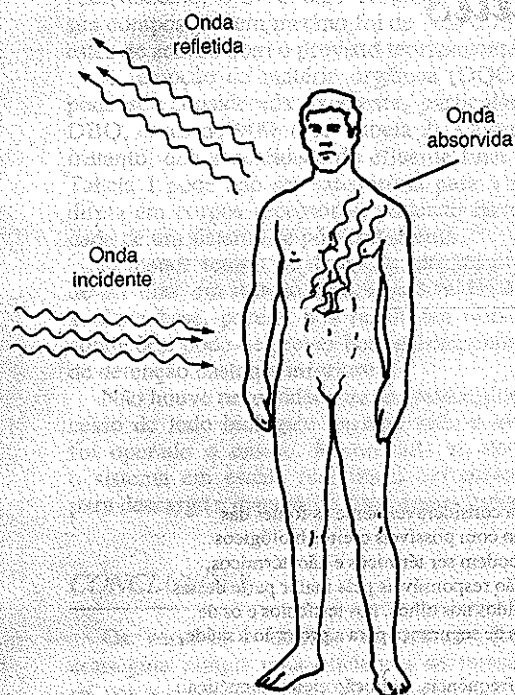


Figura 1 - Interação da energia radiante e material biológico.

Tabela 1 - Relação entre a frequência e os efeitos biológicos em função da penetração no tecido.

| Frequência (MHz) | λ (cm) | Local de maior efeito | Principal efeito biológico |
|------------------|----------------|------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------|
| > 10.000 | < 3 | Pele | A superfície da pele age como refletor ou absorvente com efeito de aquecimento |
| 10.000 | 3 | Pele | Aquecimento da pele com sensação de calor |
| 10.000 a 3.300 | 3 a 10 | Camadas superficiais da pele | Lentes dos olhos e testículos são particularmente sensíveis |
| 10.000 a 1.000 | 3 a 30 | Lentes dos olhos | λ crítico para a formação de cataratas e danos aos testículos |
| 1.200 a 150 | 25 a 200 | Órgãos internos | Prejuízo aos órgãos internos por sobreaquecimento |
| < 150 | > 200 | | O corpo é transparente |

(Fonte: McRee, 1974).

pulação, constituído por pessoas que moram na vizinhança imediata de estações comerciais de transmissão e de poderosas instalações de radar (aeroporos), e certos grupos ocupacionais recebem uma exposição significativa. Portanto, a maioria da população não está exposta a esse tipo de radiação em níveis preocupantes, mesmo considerando-se os padrões de segurança soviéticos, que são mais rigorosos que os americanos.

De qualquer forma, juntamente com o aumento da utilização das ondas eletromagnéticas, surge também a preocupação com relação aos efeitos biológicos que possam ser causados por tal tipo de energia. A pesquisa dos efeitos biológicos das radiações não-ionizantes tem revelado que tais radiações podem produzir alterações estruturais e funcionais nos organismos irradiados, e que essas alterações são devidas não apenas ao aquecimento, mas também a uma interação direta da energia com o sistema biológico.

INTERAÇÃO

Propagando-se através de um meio biológico, as ondas eletromagnéticas interagem com ele, ocorrendo uma transferência de energia. Nas radiações de microondas e radiofrequência, a principal troca de energia ocorre entre o campo elétrico e as moléculas polares de água. Consequentemente, tecidos, como músculos e pele (com alto conteúdo de água), absorvem relativamente maior quantidade de energia do que o tecido adiposo ou ósseo, de baixo conteúdo de água (Michaelson, 1971).

A energia da radiação absorvida pelo material biológico transforma-se em energia cinética das moléculas, produzindo o seu aquecimento (Figura 1). O aumento de temperatura pode ser difuso ou limitar-se a um determinado sítio anatómico específico.

A consequência da distribuição e absorção não uniformes do campo é a produção de focos de calor no interior do material biológico. A existência desses focos, particularmente nas regiões com mecanismos menos eficientes de transferência de calor, pode levar a alterações específicas do tecido, mesmo que a temperatura do corpo, como um todo, não cresça significativamente.

A absorção e a reflexão de um campo eletromagnético por um corpo dependem de suas dimensões e do comprimento de onda da radiação (Cleary, 1977). Com relação a este último, sabe-se que, para uma mesma densidade de potência, quanto maior o comprimento de onda da radiação incidente, maior sua profundidade de penetração no tecido biológico (Lara Duca, 1984) (Tabela 1).

Portanto, a partir das características elétricas e geométricas do corpo irradiado e das condições de exposição, é possível, a princípio, calcular o campo resultante internamente e a taxa através da qual a energia é absorvida pelo tecido irradiado.

Durante os últimos anos, foi desenvolvido o conceito de taxa de absorção específica (SAR – Specific Absorption Rate) para quantificar efeitos das radiações de microondas e radiofrequências. A SAR é definida como a taxa de absorção de energia por unidade de massa do objeto exposto, e é a medida da energia absorvida, que pode ou não ser dissipada em forma de calor (Michaelson, 1982). Esse mesmo autor afirma que a irradiação de sistemas biológicos por microondas e radiofrequência acarreta uma elevação de temperatura, quando a taxa de energia absorvida excede a taxa de dissipação da energia.

Concluindo, a interação da onda eletromagnética com o sistema biológico depende das características de ambos, principalmente do comprimento de onda e da intensidade do campo e das constantes elétricas do tecido que determinam o grau de absorção e a profundidade de penetração. O resultado dessa interação pode ser um aumento de temperatura generalizado ou localizado, em função da distribuição não-uniforme da energia eletromagnética nos sistemas biológicos.

EFITOS BIOLÓGICOS

A pesquisa dos efeitos biológicos das radiações não-ionizantes tem revelado que órgãos e sistemas orgânicos afetados por microondas e radiofrequência são suscetíveis de distúrbios funcionais ou alterações estruturais. Algumas reações a microondas ou radiofrequência podem levar a efeitos biológicos mensuráveis, os quais permanecem dentro das compensações fisiológicas normais, pois um efeito não constitui necessariamente um prejuízo. Outras reações, no entanto, podem produzir efeitos que sejam de fato prejuízos reais ou potenciais (Michaelson, 1982).

Conforme já descrito, a maior parte da energia da radiação de microondas ou radiofrequência absorvida por um sistema biológico se converte em calor, causando interferência no funcionamento do sistema vivo. Contudo, nem todos os efeitos das radiações de microondas e radiofrequência podem ser explicados pelos mecanismos biofísicos de absorção de energia e conversão em calor. Já foi demonstrado, tanto teórica quanto experimentalmente, que outros tipos de conversão de energia são possíveis (WHO, 1981).

Os efeitos biológicos causados pela exposição a radiações eletromagnéticas são usualmente designados como térmicos e não-térmicos. Os efeitos térmicos são aqueles cujas alterações são causadas pelo aquecimento do organismo e podem ser obtidos usando-se técnicas convencionais de aquecimento. Os efeitos não-térmicos são os devidos à interação direta do campo eletromagnético da radiação com o organismo (Figura 1).

De acordo com as evidências disponíveis, o efeito mais significativo da absorção de radiação eletromagnética é a conversão de energia absorvida em calor (Michaelson, 1971).

Prejuízos resultantes de exposições a altos níveis de radiação foram estudados em animais, notando-se variações de lesões locais e necrose, até intensos estresses

por hipertermia.

Além disso, lesões foram encontradas nos órgãos internos de animais expostos por prolongados períodos de tempo, durante os quais não se constatou nenhum aumento significativo da temperatura corporal nem foram observados sinais de desconforto (WHO, 1981).

Atualmente há evidências comprovadas de efeitos biológicos causados por campos eletromagnéticos, de intensidade suficientemente baixa que não justificam um possível aumento significativo de temperatura (Senise, 1983).

Os efeitos não-térmicos ou específicos são mais difíceis de serem detectados que os térmicos. Essa dificuldade se deve à natureza da resposta do organismo e à falta de explicações sobre o mecanismo causador do efeito. Os efeitos desse tipo mais frequentemente relatados são de ordem neurológica. Em animais, incluem mudanças nos reflexos condicionados, alterações da sensibilidade à luz, som e estímulo olfativo, alterações nas biocorrentes do córtex cerebral e mudanças de comportamento. Muitos sintomas subjetivos foram descritos em trabalhadores que lidam com equipamentos de microondas, por pesquisadores da União Soviética e Europa do Leste.

Uma revisão crítica da literatura sobre os efeitos biológicos da radiação de microondas revela de imediato as limitações e a inadequação de muitos trabalhos. Em muitos casos, isso é devido à grande dificuldade de se realizar experimentos quantitativos nessa área de estudo (McRee, 1974).

Michaelson (1982) ressalta que a maioria das informações sobre efeitos na saúde se restringe à faixa de microondas e que, mesmo assim, a compreensão dos efeitos biológicos ainda não está completa. No que se refere à radiação de radiofrequência, o conhecimento a respeito dos efeitos biológicos e suas implicações na saúde são muito limitados.

Analisando os trabalhos citados na bibliografia sobre o assunto, foi possível dividir os efeitos biológicos das radiações eletromagnéticas não-ionizantes em dois grupos. O primeiro, formado por aqueles apresentados em praticamente todos os artigos e que, em vista disso, foram considerados como principais: os efeitos nos olhos, nos testículos e os neurológicos. O segundo, o grupo constituído por outros efeitos biológicos sobre os quais ainda não se tem informações muito precisas, sendo estes os efeitos genéticos, hematopoéticos, neuroendócrinos e cardiovasculares.

Efeitos Oculares

O olho é considerado um dos órgãos críticos, com relação ao efeito das radiações não-ionizantes, sendo bastante suscetível ao efeito térmico. Quantidades relativamente pequenas de energia eletromagnética podem elevar a temperatura das lentes oculares, pelo fato destas não possuírem sistema vascular adequado para as trocas térmicas, o que reduz sua capacidade de dissipação de calor. Por isso, a possibilidade de danos aos olhos constitui um aspecto muito sério das radiações de microondas e radiofrequência.

O cristalino (lente interna do olho) está muito sujeito a alterações provocadas por radiações eletromagnéticas, pois apresenta algumas características que o tornam particularmente sensível a esse tipo de energia: posição superficial em relação ao corpo; está envolvido por

meio aquoso; reduzida vascularização; e suas células germinativas estão situadas na região mais equatorial e superficial. O prejuízo de um tecido é, portanto, mais provável em áreas onde ocorra proporcionalmente um maior aumento de temperatura. Essa elevação térmica do cristalino pode levar à sua opacificação, conhecida como catarata.

Cataratas foram produzidas em experimentos com animais. Vários pesquisadores, usando olho de coelho (pela sua grande semelhança com o olho humano), tentaram estabelecer um limite de exposição para o início da catarata e concluíram que esse tempo é função da frequência da radiação. Também foram relatados diversos casos de catarata no homem que se seguiram a exposições acidentais (Lerner, 1980). Cataratas podem ser produzidas por repetidas exposições a níveis de densidade de potência inferiores ao limite. Para que esse efeito cumulativo ocorra, os níveis devem ser suficientes para produzir um pequeno grau de dano que não seja reparado antes que outra exposição aconteça. Entretanto, se o tempo entre as exposições for suficientemente longo para que o reparo ocorra, o dano cumulativo não é observado. Acima de 500 MHz a opacificação dos olhos pode ser produzida quando a densidade de potência exceder 150 mW/m, isso se a duração da exposição for suficientemente longa (WHO, 1981).

A maioria dos pesquisadores concorda que existe uma temperatura ocular crítica que precisa ser atingida para que a opacificação se desenvolva. Muitos trabalhos mostram que o limite para a produção de cataratas é de 1 kW/m² para 100 min e os dados sugerem que a temperatura intra-ocular deve chegar a pelo menos 43°C para que o processo seja induzido (Michaelson, 1982).

Efeitos nos Testículos

Os testículos também constituem órgãos críticos no que concerne aos efeitos das radiações eletromagnéticas. Isso porque são extremamente sensíveis a elevações de temperatura. Estão mais sujeitos à radiação por dois motivos: localização superficial em relação ao corpo e grande sensibilidade ao calor por parte das células germinativas. Estas situam-se numa faixa de temperatura inferior à temperatura corporal ($\pm 33^\circ\text{C}$) e apresentam uma velocidade de redução celular, já em temperaturas de 37°C. O aumento da temperatura ocasiona também uma diminuição das células intersticiais, podendo levar à esterilidade (Romero, 1980).

Pesquisas com cães, coelhos e ratos, para determinar o limiar para o início de efeitos prejudiciais, mostraram que, a 10 mW/cm² de densidade de potência, os efeitos patológicos nos testículos incluem degeneração do epitélio que reveste os tubos seminíferos e uma acentuada redução da maturação de espermatozoides. Essa redução da função testicular é devida ao aquecimento, e parece ser temporária e provavelmente reversível (McRee, 1974).

O efeito das microondas nos testículos foi amplamente estudado. A exposição da área escrotal a densidades de potência maiores que 500 W/cm² resulta em vários graus de dano. Embora esses estudos indiquem que altas densidades de potência possam afetar os testículos, sendo as respostas relacionadas com o aquecimento dos órgãos, existem relatos de que as exposições crônicas de baixa densidade de potência podem resultar num enfraquecimento da espermatogênese e da função reprodutiva, sem aumento de temperatura mensurável

nos testículos (Michaelson, 1982).

Em resumo, exposições a microondas em densidades de potência que causam um aumento de temperatura resultam em lesões testiculares e afetam particularmente a espermatogênese, em experimentos com animais. Há indícios de que as lesões sejam facilmente reversíveis, se não ocorrer necrose.

Numa revisão sobre o assunto, conclui-se que efeitos mais sérios não são esperados em densidades de potência abaixo de 10 mW/cm². Embora se trate de órgãos particularmente sensíveis ao estresse térmico, os efeitos não atribuíveis ao aquecimento não podem ser descartados (WHO, 1981).

Efeitos Neurológicos

Os efeitos da radiação de microondas no sistema nervoso central constituem um dos pontos mais controvertidos nesse campo de bioefeitos. A base original da preocupação com a exposição de seres humanos a baixas intensidades de radiação deriva de pesquisas epidemiológicas realizadas com trabalhadores sujeitos a exposição ocupacional na União Soviética e em países do Leste europeu. Essas investigações sugerem vários tipos de alterações reversíveis do sistema nervoso central. A asserção básica dessas pesquisas é de que a exposição à microonda, mesmo em baixas densidades de potência, resulta em distúrbios nervosos. Queixas subjetivas, como dor de cabeça, fadiga, fraqueza, tontura e insônia foram relatadas. Em experimentos com pequenos animais, exposições crônicas e repetidas em densidades de potência de 10 mW/cm², ou menos, levaram a distúrbios nos reflexos condicionados e alterações comportamentais (WHO, 1981).

Resultados de estudos recentes sobre os efeitos da radiação de microondas no sistema nervoso central de mamíferos podem ser resumidos como indicativos de que os campos de baixa intensidade podem induzir mudanças detectáveis. A possibilidade de que as microondas interajam com o sistema nervoso central, sem aquecimento significativo, foi sugerida por vários pesquisadores soviéticos.

A falta de compreensão da relação entre efeitos térmicos provocados por baixas intensidades, no sistema nervoso de mamíferos, e as respostas fisiológicas e psicológicas torna difícil determinar verdadeiramente até onde os efeitos das microondas e da radiação de radiofrequência são causados por perturbações térmicas.

PADRÕES DE SEGURANÇA

Em função do crescente número de fontes de energia eletromagnética não-ionizante no ambiente, tornou-se necessária a determinação de um nível de exposição seguro para a população em geral, no sentido de prevenir qualquer ocorrência de efeitos prejudiciais, sem contudo restringir excessivamente os usos benéficos dessa radiação.

Para tanto, deve ser feita uma diferenciação entre o efeito em si e o dano propriamente dito. Isso porque um efeito é uma alteração que pode não representar um prejuízo, se o organismo for capaz de compensá-la mantendo seu equilíbrio e funcionamento normais, já que o dano prejudica de fato a atividade normal do corpo. Outro ponto importante dos fundamentos para o estabelecimento de padrões é a definição da população a

ser protegida. Padrões ocupacionais são feitos para proteger adultos saudáveis expostos sob condições controladas. Padrões para a população em geral devem ser baseados em considerações mais amplas, incluindo as diferentes faixas etárias presentes e os vários estados de saúde.

Como muitas dessas considerações envolvem interações não suficientemente exploradas, os padrões para a população devem envolver fatores de segurança adequados, considerando-se também a possibilidade de uma exposição de 24 horas, superior à ocupacional, que é de oito horas (WHO, 1981). Por isso, exposições do público em geral devem ser mantidas em níveis os mais baixos possíveis. E os limites devem ser inferiores aos destinados à exposição de caráter ocupacional.

Padrões de segurança devem ser baseados em evidências científicas. Um valor numérico para um padrão implica o conhecimento do efeito produzido num determinado nível de estresse, onde tanto o efeito quanto o estresse sejam mensuráveis. Nesse ponto, a obtenção de dados para o embasamento de um padrão adequado esbarra nas dificuldades de se realizar experimentos quantitativos nessa área de estudo (Michaelson, 1972). Poucos países estabeleceram padrões de proteção à saúde com relação a microondas e radiofrequência. Os primeiros limites para exposição contínua foram introduzidos nos anos 50 nos Estados Unidos e União Soviética. Os níveis máximos permissíveis permaneceram substancialmente os mesmos: respectivamente 100 W/m² e 0,1 W/m². A maioria dos países que desenvolveu padrões nacionais baseou-se num dos dois. Subsequentemente, entretanto, alguns países propuseram padrões intermediários (Michaelson, 1982).

A base de muitos padrões, como o dos Estados Unidos e o do Reino Unido, é a proteção contra os efeitos térmicos. Eles surgiram, portanto, baseados na concordância de que o efeito mais significativo das microondas era devido exclusivamente ao aquecimento dos tecidos, e eram fundamentados na capacidade de resfriamento do corpo. Nesse sentido, utilizou-se o conceito de taxa de absorção específica (SAR) para o seu estabelecimento.

A última revisão do padrão americano foi feita pelo ANSI - American National Standard Institute, que propôs, dessa vez, níveis diferentes, levando em consideração as diversas frequências (Tabela 2 e Figuras 2 e 3).

Até hoje existem diferenças entre os níveis de segurança aceitos nos EUA e nos países da Europa ocidental, e na União Soviética e países do Leste europeu. A princípio, a diferença existente entre os padrões era da ordem de 1.000, e isso era o resultado do uso de premissas distintas na determinação e interpretação dos efeitos biológicos.

Deve-se ressaltar que, em alguns países, os padrões de proteção com relação a microondas e radiofrequência foram recentemente alterados, e existe uma tendência a se adotar limites de exposição menos divergentes em comparação com aqueles propostos há duas décadas atrás. Considerações teóricas, estudos experimentais com animais e alguns poucos dados de exposição humana ocupacional constituem atualmente a base para o estabelecimento dos padrões de proteção à saúde.

Mais dados sobre a relação entre os efeitos biológicos e as radiações são necessários para que um padrão de segurança possa ser mais precisamente estabelecido.

Tabela 2 - Padrões para Proteção à Saúde em Função da Frequência (ANSI C95.1-1982)

| Faixa de Frequência (MHz) | E ² (V ² /m ²) | H ² (A ² /m ²) | Densidade de potência (mw/cm ²) |
|---------------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------------------------|---------------------------------------------|
| 0,3 - 3 | 400.000 | 2,5 | 100 |
| 3 - 30 | 4.000 (900/f ²) | 0,025 (900/f ²) | 900/f ² |
| 30 - 300 | 4.000 | 0,025 | 1 |
| 300 - 1.500 | 4.000 (f/300) | 0,025 (f/300) | f/300 |
| 1.500 - 100.000 | 20.000 | 0,125 | 5,0 |

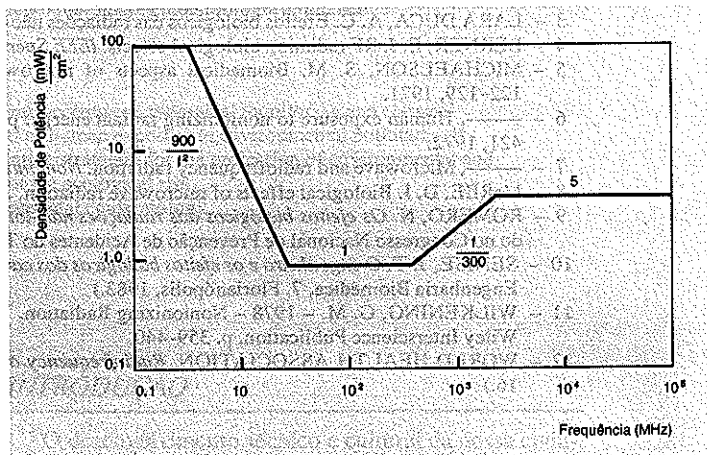


Figura 2 - Padrões americanos para proteção à saúde (ANSI C95.1 - 1982).

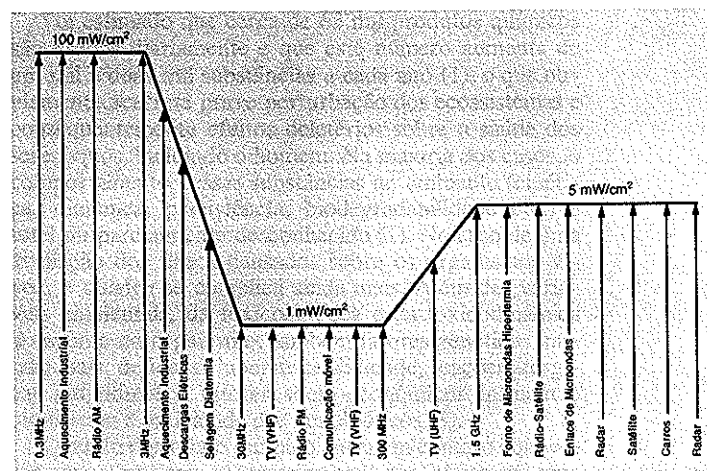


Figura 3 - Emissores típicos na faixa do espectro coberto pelos padrões ANSI.

CONCLUSÕES

Já foram comprovadas, experimentalmente, alterações em organismos vivos, induzidas pelas radiações de microondas e radiofrequência. O resultado da interação desse tipo de radiação e os sistemas biológicos depende principalmente das propriedades dos tecidos biológicos, da frequência e da densidade de potência da radiação e das condições de exposição.

A distribuição não-uniforme da energia irradiante no corpo também influi nos efeitos induzidos por ela. Os efeitos térmicos, provocados por um aumento de temperatura, são mais facilmente detectáveis e são responsáveis por grande parte dos efeitos biológicos descritos. Já existe a confirmação dos efeitos não-térmicos, e a possibilidade dessa interação direta ser a causa de muitas das alterações não pode ser descartada.

REFERÊNCIAS

- 1 - AMERICAN NATIONAL STANDARD INSTITUTE. *Safety levels with respect to human exposure to radiofrequency electromagnetic field, 300 KHz to 100 Gz.* ANSI, 1982. 26 p. (C 95-1).
- 2 - CLEARY, S. F. Biological effects of microwaves and radiofrequency radiation. CRC, 1977. In: *Critical Reviews in Environmental Control*, 121-43, jul. 1977.
- 3 - LARA DUCA, A. C. Efeitos biológicos das radiações não-ionizantes e medidas de proteção. *Engenharia* (446): 16-9, 1984.
- 4 - LERNER, E. J. RF radiation biological effects. *IEEE Spectrum*: 51-59, dez. 1980.
- 5 - MICHAELSON, S. M. Biomedical aspects of microwave radiation. *Journal of the Air-Pollution Control Association*, 24(2): 122-129, 1971.
- 6 - ———, Human exposure to nonionizing radiant energy: potential hazards and safety standards. *Proceedings of the IEEE* 60(4): 389-421, 1972.
- 7 - ———, Microwave and radiofrequency radiation. *Nonionizing radiation*, WHO, Copenhagen, 1982. 266 p. (Série Européia, 10).
- 8 - McREE, D. I. Biological effects of microwave radiation. *Journal Air Pollution Control Association*. 24(2): 122-129, 1974.
- 9 - ROMERO, N. *Os efeitos biológicos das radiações não-ionizantes e a portaria MTb nº 3214, de junho de 1978.* (Trabalho apresentado no Congresso Nacional de Prevenção de Acidentes do Trabalho, 17, 1980).
- 10 - SENISE, J. T. *O engenheiro e os efeitos biológicos dos campos eletromagnéticos.* (Trabalho apresentado no Congresso Brasileiro de Engenharia Biomédica, 7. Florianópolis, 1983.)
- 11 - WILKENING, G. M. - 1978 - Nonionizing Radiation. In: *Patty's industrial hygiene and toxicology: general principles.* New York, Wiley Interscience Publication, p. 359-440.
- 12 - WORLD HEALTH ASSOCIATION. *Radiofrequency and microwaves.* Genebra, 1981, 134 p. (Environmental Health Criteria, 16.)

Monitoramento biológico e epidemiologia ambiental

Lufsa Luciana Varin¹

RESUMO O presente trabalho informa sobre os meios de pesquisa comumente utilizados na avaliação do nível de comprometimento da saúde da população exposta a poluentes ambientais. São analisadas as limitações, as vantagens e as principais diferenças entre os estudos de monitoramento biológico (toxicológico) e os estudos epidemiológicos clássicos. Por fim, é salientada a necessidade e importância de proteger a *saúde* do ambiente (portanto do homem) através de ações de prevenção, o que requer, conseqüentemente, uma atenta avaliação do risco ecológico.

Palavras-chave: indicadores biológicos de exposição, monitoramento biológico, epidemiologia ambiental.

ABSTRACT This paper presents the limitations, advantages and principal differences between biological monitoring and classical epidemiological studies. These methods provide a valid assessment of human exposure to environmental pollutants. It also emphasizes the necessity and importance of developing preventive strategies for the protection of environmental and human health, which consequently require a thorough evaluation of the ecological risk.

Key words: biological parameters, biological monitoring, environmental epidemiology.

INTRODUÇÃO

O desenvolvimento técnico e cultural da nossa civilização, o crescimento demográfico e a crescente industrialização são processos marcados por uma interferência cada vez mais preocupante nos ciclos hidrogueoquímicos do ambiente.

Foi estimado que cerca de 63 mil produtos químicos são usados diariamente e que este número aumenta de um mil a duas mil substâncias a cada ano (1), o que obviamente acarreta grave perturbação dos ecossistemas e conseqüentemente efeitos deletérios sobre a saúde dos seres vivos, incluindo o homem. Na maioria dos casos, o comportamento dessas substâncias no ambiente (cinética, dinâmica, persistência, biodegradabilidade etc.) é total ou parcialmente desconhecido (1). No caso de uma avaliação dos danos causados sobre os organismos vivos, o quadro se complica ainda mais. Além das variáveis ambientais, da toxicocinética e da toxicodinâmica do agente no organismo, também fatores genéticos, nutricionais, de idade, hipersuscetibilidade, reações alérgicas individuais e fatores sócio-econômicos influem e modificam a toxicidade dos xenobióticos (8).

Quando o produto químico entra em contato com um ser vivo, provoca necessariamente um efeito ou uma resposta. O conhecimento das relações dose-efeito ou dose-resposta é um dos objetivos principais do conhe-

¹ Farmacêutica-bioquímica da CETESB, Doutora em Farmacologia pela Universidade Estadual de Milão, Itália.

cimento toxicológico. Para efeitos quantitativos se estabelece usualmente a relação dose-efeito. Para efeitos não quantificáveis ou, ainda, para a manifestação de um efeito num determinado grupo, estuda-se a relação dose-frequência do surgimento do efeito, ou seja, a relação dose-resposta (5). À medida que os parâmetros químicos (estabilidade, estrutura, pureza), fotoquímicos, bioquímicos (cinética, dinâmica) e biológicos vêm sendo estudados, delinea-se com mais precisão a natureza dos efeitos tóxicos. O conhecimento destes dados possibilita a proposição de Indicadores Biológicos de Exposição (IBEs), ou seja, de parâmetros que evidenciam qualitativa e quantitativamente o grau de exposição do organismo ao xenobiótico, através de um método biológico.

Dependendo do produto químico e do parâmetro biológico analisado, a análise dos IBEs pode mostrar:

- a quantidade do xenobiótico recentemente absorvido (ex.: dosagem de benzeno no sangue);
- a quantidade já armazenada no organismo (ex.: dosagem de metais pesados em unhas e cabelos);
- quantidade de espécie química ativa ligada ao sítio de ação (ex.: dosagem de carboxihemoglobina como indicador de exposição do monóxido de carbono).

Normalmente são utilizadas três medidas diferentes para avaliação da dose efetiva (2): a concentração da substância em si nos vários meios biológicos (fezes, urina, sangue, cabelo, ar exalado, unhas etc.); a concentração de produtos de metabolização nos mesmos meios biológicos; a determinação de alterações biológicas ainda não totalmente adversas (alteração da atividade enzimática), resultantes da reação do organismo à exposição.

MONITORAMENTO

O monitoramento biológico de exposição (definição: coleta sistemática de amostras humanas para a determinação da concentração de um determinado poluente ou seus metabólitos), através da detecção de IBEs, permite, se efetuado precocemente, a avaliação num estágio ainda inicial das primeiras alterações (período pré-patogênico) que ocorrem no organismo quando exposto aos xenobióticos. Isso evidencia, portanto, uma exposição *excessiva* antes do aparecimento dos primeiros sintomas e sinais de intoxicação (fase patogênica), o que possibilita a tomada de medidas corretivas antes que a exposição chegue a níveis críticos (5).

Algumas vezes é possível inferir, através da medição

dos níveis de poluente na água, ar e solo (monitoramento ambiental), o possível dano sobre a saúde do homem.

O monitoramento biológico e o monitoramento ambiental (medição dos níveis de poluente na água, ar e solo) não são competitivos. Dependendo, porém, do objetivo do estudo, dos fatores ambientais tomados em consideração, dos especialistas disponíveis e dos métodos, um ou outro tipo de monitoramento pode ser escolhido para avaliar o risco à saúde da população. Outras vezes é necessária uma abordagem combinada.

Mesmo assim, é importante ressaltar que, no que diz respeito à saúde humana, o emprego dos IBEs oferece algumas vantagens em relação à medição de poluentes diretamente no ambiente, destacando-se entre elas (3):

- o indivíduo é seu próprio coletor e registrador e, portanto, monitor de sua própria exposição;
- através do controle biológico evidencia-se a ocorrência de diferenças individuais na toxicocinética do agente químico e ainda a existência de diferenças hereditárias e hábitos particulares de alimentação. Portanto, o controle biológico evidencia a resposta *individual* à presença de uma determinada concentração do agente químico em seu organismo;
- a determinação biológica reflete o nível total de xenobiótico no organismo, independentemente da via de introdução (via cutânea, respiratória, digestiva etc.). Independe, portanto, da maneira pela qual a exposição ocorreu e reflete melhor a integração das diferentes concentrações ambientais no decorrer do tempo e a verdadeira duração de exposição (períodos noturno e diurno);
- a análise de amostras biológicas possibilita também a medição simultânea de vários parâmetros (ex.: vários metais pesados no sangue).

Evidentemente, para se obter estudos realmente representativos e reprodutíveis, é preciso identificar grupos populacionais homogêneos, estimar o tamanho da amostra, ponderar outras variáveis interferentes que possam alterar os resultados, escolher métodos analíticos exatos, precisos e com sensibilidade e especificidade adequadas, e cuidar com particular atenção das técnicas de coleta e conservação das amostras (5).

Os valores máximos que um indicador biológico de exposição pode atingir sem que haja risco para a saúde do organismo são chamados de Limites de Tolerância Biológica (LTBs).

Geralmente, para a avaliação da toxicidade de uma substância química e para a proposição de novos IBEs é preciso conhecer: as vias de introdução (primeira fase ou de exposição); a absorção, distribuição, biotransformação, armazenamento e eliminação (segunda fase ou fase toxicocinética); os mecanismos de ação tóxica a nível bioquímico (terceira fase ou fase toxicodinâmica); e os sinais e sintomas que evidenciam o efeito deletério (quarta fase ou fase clínica). A Figura 1, elaborada por E. Camargo (4), evidencia as fases acima descritas.

Quando a medição dos IBEs alcança valores próximos aos limites de tolerância biológica, inicia-se o processo de dano manifesto à saúde. A alteração reversível de parâmetros bioquímicos pode ser reflexo de lesões celulares menores que não chegam a manifestar-se abertamente através de sinais e sintomas, porque o processo de homeostasia ainda está em condição de atuar, mas constituem sem dúvida um sinal de alerta quanto ao risco de intoxicação (4).

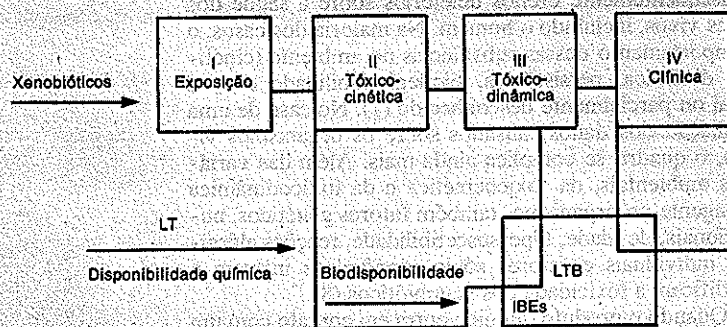


Figura 1 - Fases de avaliação da toxicidade.

Cabe salientar que, do ponto de vista puramente toxicológico, todo agente químico representa um risco potencial à saúde. Por outro lado, as atividades antropogênicas – e portanto a produção e distribuição de produtos químicos – são necessárias à manutenção da civilização e cultura. Não se tem possibilidade de evitar totalmente o risco de exposição; somente é possível diminuí-lo através de medidas rígidas de controle, baseadas sobre uma avaliação a mais real e imparcial possível do binômio risco e benefício (ou custo/benefício) para as proposições de limitação de uso de uma determinada substância.

É preciso lembrar que o monitoramento biológico (medição dos IBEs em amostras biológicas) tem algumas limitações porque pode ser aplicado somente em casos de compostos absorvidos pelo organismo. Os IBEs não podem ser medidos no caso de importantes poluentes ambientais que atuam principalmente a nível de ponto de absorção (por exemplo: dióxido de enxofre, NO₂, O₃ e oxidantes) ou em caso de ruído e radiações ionizantes; também não podem ser usados em medição de substâncias com meia vida muito breve (um pico de exposição seguido de rápida queda não pode ser medido através dos IBEs). Deve-se considerar, ainda, que muitas vezes não há disponibilidade de dados básicos sobre a substância, inviabilizando portanto um estudo de monitoramento biológico. Mesmo assim, este tipo de monitoramento está se mostrando, principalmente nas duas últimas décadas, extremamente valioso tanto a nível ambiental quanto ocupacional.

Em última análise, pode-se dizer que, enquanto o monitoramento biológico permite uma avaliação qualitativa e quantitativa da exposição de uma população a um determinado poluente, um estudo epidemiológico clássico avalia a exposição em termos quantitativos, permitindo algumas vezes a derivação das relações dose-resposta. Geralmente, para a proposição de LTBs é necessário que sejam conduzidos também estudos epidemiológicos que evidenciem as relações existentes entre a exposição ambiental, a exposição biológica e os efeitos sobre a saúde.

EPIDEMIOLOGIA

Os métodos epidemiológicos foram desenvolvidos inicialmente para investigar a distribuição e os determinantes de doenças transmissíveis, mas com o tempo a epidemiologia passou a incluir o estudo de todos os aspectos da saúde e do bem-estar do homem em relação a agentes biológicos e não-biológicos (10).

Muitas vezes a exposição a poluentes ambientais pode afetar a suscetibilidade e a resistência dos organismos, produzindo alterações funcionais ou pré-patológicas. O comportamento, por exemplo, pode ser modificado pela exposição principalmente a agentes físicos como ruído, luz e calor. Vários estados patológicos podem ser induzidos em diferentes órgãos após a exposição a agentes ambientais e, dependendo da gravidade da exposição, estas alterações podem levar até a morte.

O ponto inicial de muitos estudos epidemiológicos sobre os efeitos dos xenobióticos tem sido o exame dos casos de mortalidade e/ou morbidade (estudos descritivos). A morte é um índice claro e exato que tem sido amplamente usado nos estudos sobre os efeitos dos poluentes ambientais. O índice de doença, definido através

de estatísticas de morbidade, é mais problemático, pois em muitos países – incluindo o Brasil – ainda não existem fichas uniformizadas de registros de casos, e muitas vezes as existentes fornecem dados lacunosos ou inexatos. Além disso, os dados de morbidade estão muito mais sujeitos à interferência de fatores sociais que os de mortalidade; fins de semanas e feriados têm pequeno efeito no registro das mortes, mas têm efeito profundo nas frequências de consultas médicas e nas internações hospitalares (10). Uma outra dificuldade básica a ser também salientada é que são poucos os agentes não biológicos que causam efeitos unívocos à saúde. Os efeitos considerados podem ser frequentemente relacionados a vários outros fatores (10). Por exemplo, a ingestão de alimentos ou bebidas contaminadas com cádmio pode provocar, inicialmente, náusea, vômito, dor de cabeça e cólica abdominal. Todos estes sintomas podem fazer parte do quadro clínico de numerosas doenças, portanto são considerados inespecíficos.

Mesmo levando em conta estas considerações, o uso dos índices de morbidade existentes tem sido uma ferramenta fundamental para o desenvolvimento de importantes estudos epidemiológicos. Os estudos descritivos (estatísticas de mortalidade e morbidade) levam à formulação de hipóteses de trabalho mais precisas e o passo seguinte é a tentativa de demonstrar a associação entre efeitos claramente específicos sobre a saúde e a exposição a determinados poluentes ambientais.

A hipótese de trabalho deve ser a mais simples possível, porém é preciso reconhecer que as causas de doenças são geralmente multifatoriais e que o ambiente – com todas as suas variáveis – age como entidade, potencializando ou inibindo alguns efeitos. A seguir, são descritas as principais metodologias de estudo na epidemiologia ambiental e algumas características (7, 10):

- estudos descritivos – análise de estatísticas de mortalidade e morbidade (registro de casos);
- estudos de prevalência – fornecem informações sobre a frequência da doença num determinado tempo;
- estudos prospectivos – permitem a avaliação de taxas de desenvolvimento (incidência), de degeneração (progresso e complicações de doença), de melhoramento (remissão) e a taxa de mortalidade de uma doença;
- estudos de corte retrospectivos – são aplicados a grupos especiais (em grupos expostos ocupacionalmente, pacientes etc.) e baseiam-se em avaliação de observação ou medidas efetuadas no passado;
- *time series studies* – são aplicados a grandes comunidades, da ordem de milhões de pessoas (exemplo: grupos suscetíveis, como asmáticos), quando a exposição a agentes físico-químicos varia substancialmente em tempos breves. Exemplo: a temperatura ambiente varia de dia para dia. Qual seria o efeito dessa variação sobre a mortalidade, morbidade etc.?
- estudos de casos-controle – são aplicados a grupos pequenos. É um estudo de casos (indivíduos que apresentam uma doença específica) versus controle;
- estudos de exposição controlada – aqui, os níveis de exposição são conhecidos, os efeitos são medidos, as principais variáveis são identificadas e controladas. Um exemplo é o estudo realizado antes e após a instalação de uma indústria. Este método permite esclarecer as relações causa/resultado e exposição/efeito;
- estudos de monitoramento e *supervisão* – estes estu-

dos usam como subsídio as informações de estações de monitoramento de poluentes ambientais, dados estes fundamentais para o controle de poluição ambiental, mas que não fornecem necessariamente subsídios adequados para serem relacionados ao estado de saúde da população (10). Existe, portanto, uma grande dificuldade em relacionar os dados de exposição aos efeitos observados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em suma, pode-se afirmar que a avaliação dos efeitos de um poluente químico ou físico sobre o homem requer a qualificação e a quantificação das reações que ocorrem nos organismos e entre eles. Normalmente, os maiores esforços de instituições que se ocupam de meio ambiente são dirigidos para o monitoramento e a distribuição dos xenobióticos no ambiente, bem como para avaliação dos efeitos de um poluente específico sobre grupos de organismos específicos. Mesmo sendo de enorme importância os dados de monitoramento, raramente podem ser generalizados se não são conhecidas as interações entre as várias partes de um sistema ecológico (9). Considerando-se o grande número de produtos químicos existentes e os que diariamente são produzidos e utilizados nas atividades humanas, bem como as dificuldades e o tempo necessário para a avaliação dos efeitos tóxicos destas substâncias nos seres vivos, torna-se cada vez mais evidente a necessidade de desen-

volver e aplicar conceitos gerais sobre o comportamento e o destino dos xenobióticos num determinado ecossistema (9). Só assim será possível tentar entender e prever os fluxos, a distribuição e os efeitos dos poluentes sobre os sistemas ecológicos e sobre a saúde humana, e só assim, também, se poderá tentar compreender as respostas patológicas nos seres vivos. É importante lembrar que o homem é parte do ambiente e constitui apenas um elo da cadeia harmônica representada pela natureza e que qualquer perturbação pode provocar a quebra de equilíbrio desse sistema. Para que isso não aconteça ou aconteça com frequência menor, não é suficiente medir, monitorar, quantificar posteriormente. Torna-se necessário tentar realizar ações de prevenção e, por esse motivo, é necessário estimar o risco ecológico. A transformação da substância no ambiente, a distribuição, a bioacumulação, a biodegradabilidade, as constantes químico-físicas, a toxicidade aguda e crônica, testes de carcinogenicidade e mutagenicidade fornecem os subsídios necessários para a avaliação deste risco.

É preciso intervir antes mesmo da fase de produção massificada; os testes de avaliação de risco, a recuperação e disposição de resíduos devem ser parte integrante do processo que leva à produção. A salvaguarda da saúde do ambiente com medidas preventivas tem um custo social inferior às obras de correção e recuperação e, portanto, para que o processo de crescimento continue, faz-se necessário garantir as condições básicas de manutenção da saúde do ambiente e conseqüentemente da saúde do homem.

REFERÊNCIAS

- 1 - ALBERT, L.A. *Curso Básico de Toxicologia Ambiental*. México, Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, 1985, 372 p.
- 2 - AZEVEDO, F.A. de. Algumas considerações básicas sobre ecotoxicologia. *Saúde Ocupacional e Segurança*, São Paulo, ABPA CORESP, 1: 33-7, 1985.
- 3 - et alii. O controle biológico laboratorial da exposição de trabalhadores a substâncias químicas. A medicina do trabalho e a prevenção da intoxicação. *Rev. Brasileira de Saúde Ocupacional*, São Paulo, FUNDACENTRO, 33 (9): 19-25, jan/fev/mar de 1981.
- 4 - CAMARGO, E.F.M. de. Índices biológicos de exposição a agentes químicos. *Rev. Bras. Saúde Ocupacional* - 33 (9): 7-12, 1981.
- 5 - FAGÁ, I. O controle biológico de exposição a produtos químicos. *Atualidades em prevenção de acidentes*, São Paulo, FUNDACENTRO, 17 (203): 12-3, nov/1986.
- 6 - FERNÍCOLA, N.A.G.G. de & JAVEE, P. *Nociones básicas de toxicología*. México, Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, 1985, 113 p.
- 7 - HOLLAND, W.W. and KARHAUSENL - *Health Care and Epidemiology*. Henry Kimpton Publishers - London 1978, 268 p.
- 8 - LOOMIS, R.A. *Essentials of Toxicology*. Philadelphia, Lea & Febiger; 1970, 161 p.
- 9 - STUMM, W. et alii. From environmental analytical chemistry to ecotoxicology - a plea for more concepts and less monitoring and testing. *Angew Chem. Int. Ed. Engl.*, 22: 380, 1983.
- 10 - WHO, Geneva. Guidelines on studies in environmental epidemiology, Geneva, 1983, 351 p. (Environmental Health Criteria, 27).

Testes de toxicidade de efluentes industriais¹

Elenita Gherardi Goldstein²

RESUMO A poluição das águas superficiais por uma grande diversidade de agentes químicos e a dificuldade em seu controle são discutidas neste trabalho. São apresentados os fundamentos de testes de toxicidade com organismos aquáticos e sua aplicação para complementar o controle de efluentes líquidos industriais de natureza química complexa, efetuado através dos padrões de emissão estabelecidos.

Palavras-chave: controle de efluentes industriais, testes de toxicidade, *Daphnia*, peixes, legislação.

ABSTRACT Water pollution due to a wide variety of chemical agents and the difficulties found for their control are presented in this article, which focuses also some of the aquatic toxicity test principles, proposed to be applied in the control of industrial effluents of a complex chemical nature as an important additional data to emission effluents standards.

Key words: industrial effluent control, toxicity test, *Daphnia*, fish, legislation.

INTRODUÇÃO

A contaminação ambiental por agentes químicos tem ocorrido de forma intencional ou acidental, principalmente a partir de fontes não naturais e em decorrência da atividade humana (Jensen, 1972; Johnels *et alii*, 1979; Nordberg, 1974; Guthrie & Perry, 1980).

O número de agentes químicos disponíveis e utilizados pelo homem está na ordem de centenas de milhares, grande parte deles possuindo potencial para penetrar no meio ambiente (Maki & Bishop, 1985).

A presença dessas substâncias nos vários ecossistemas representa sempre um risco aos seres vivos, não existindo, praticamente, aquilo que se poderia chamar de "risco zero" – ou seja, 100% de segurança – quando ocorre a exposição a estas substâncias (Cairns, 1980). E, entre os ecossistemas, os aquáticos acabam de uma forma ou de outra se constituindo em receptáculos temporários ou finais de uma grande variedade e quantidade de poluentes, sejam estes lançados ao ar, ao solo, seja diretamente nos corpos d'água (Lee, 1980; OECD, 1981; Dybern, 1975).

O risco que um agente químico impõe no ambiente aquático é avaliado através do julgamento científico da probabilidade dos danos que suas concentrações ambientais, conhecidas ou estimadas podem causar (Cairns *et alii*, 1978). Nessa perspectiva o conceito de segurança

¹ Trabalho elaborado com o apoio administrativo do PROCOP – Programa de Controle de Poluição.

² Bióloga da CETESB – Mestre pela Escola Paulista de Medicina.

passa a ser entendido como o julgamento ponderado da aceitabilidade de risco, ou seja, um agente químico será considerado seguro se seus riscos forem julgados como aceitáveis.

Para facilitar o entendimento, estabeleçamos um paralelo entre o agente químico e os medicamentos. Estes serão considerados seguros se sua administração efetuar-se em doses corretas e se seus efeitos colaterais indesejáveis, analisados em conjunto com os benéficos, forem julgados como aceitáveis. Igualmente, no processo de julgamento científico para avaliar o risco que uma substância impõe ao ambiente aquático são consideradas, entre outras, a toxicidade e as concentrações ambientais (Cairns *et alii*), levando-se em conta que:

- a toxicidade é uma propriedade inerente à substância ou ao agente químico que produz efeitos danosos em um organismo quando este se expõe, durante um certo tempo, a uma concentração específica;
- concentrações ambientais são aquelas resultantes das contribuições pontuais e não pontuais modificadas pelos processos físicos, químicos e biológicos.

Estes conceitos, relacionados às substâncias químicas, são válidos também para os efluentes industriais líquidos (Lowengart *et alii*, 1985) e são importantes na medida em que neles se baseia o estabelecimento dos critérios para reduzir a toxicidade dos efluentes líquidos industriais.

No presente trabalho, é apresentada uma abordagem de controle de lançamento de agentes químicos potencialmente perigosos, a qual se respalda na avaliação dos efeitos deletérios que o efluente, como um todo, causa à biota aquática. E esta abordagem complementa os procedimentos já adotados através de padrões de emissão, para controle de poluição das águas.

EFLUENTES INDUSTRIAIS

Sabe-se que uma das formas de entrada de agentes tóxicos para o ambiente aquático se dá através do lançamento direto de despejos líquidos industriais, o que determina a necessidade de controlar essas fontes poluidoras (Bergman *et alii*, 1986). E, apesar de não terem sido ainda totalmente controladas, alguns dos casos graves de poluição orgânica estão sendo enfrentados não apenas em São Paulo mas também em outras regiões do país. Entretanto, não se pode e nem se deve subestimar a necessidade de detectar, avaliar e controlar os poluentes tóxicos lançados no ambiente através de atividades industriais.

Assim como este assunto tem merecido a atenção de indústrias, de entidades de pesquisa e de controle ambiental de muitos países desenvolvidos e em desenvolvimento, também nestes últimos três ou quatro anos muitos aspectos metodológicos têm sido aperfeiçoados. De uma maneira geral, duas abordagens têm sido normalmente utilizadas para a avaliação e controle de agentes tóxicos presentes em efluentes industriais: controle através de substâncias específicas e dos efluentes como um todo.

Substâncias específicas

O controle de efluentes através de substâncias específicas está sendo realizado através das determinações estabelecidas pela legislação em vigor, tanto a nível es-

tadual (CETESB, 1982) quanto a nível federal (Brasil, 1986). Assim, no artigo 18 do Decreto 8468 de 8/9/1976 e no artigo 21 da resolução CONAMA nº 20 de 18/6/1986, estão especificadas as substâncias para as quais foram estabelecidos os padrões numéricos de emissão.

No entanto, ao se considerar a grande quantidade de substâncias passíveis de serem lançadas no ambiente aquático por atividades industriais, verifica-se que o número para as quais foram estabelecidos padrões através de legislação está muito aquém do que seria necessário para um controle efetivo. Para exemplificar esta observação, na Tabela 1 são apresentadas algumas substâncias identificadas em efluentes de indústrias de papel e celulose, processo Kraft, e sua toxicidade para peixes expressa em CL50-96h - concentração letal do agente tóxico a 50% dos organismos-teste, após 96 horas de exposição. Mas muitas dessas substâncias são oriundas do processo de obtenção da celulose a partir da madeira, para as quais não são fixados padrões de emissão e, embora apresentem elevada toxicidade a peixes, não são controladas (McKean, 1980). Ainda a título de ilustração, a Tabela 2 demonstra a composição química do efluente de uma indústria têxtil (Walsh *et alii*, 1980) que consiste de 6 substâncias orgânicas e 50 elementos inorgânicos, entre eles alguns poluentes prioritários (Chapman *et alii*, 1982).

Tabela 1 - Toxicidade de algumas substâncias identificadas em efluentes de indústrias de papel e celulose, processo Kraft (McKean, 1980).

| Substâncias | CL50 - 96 h |
|-----------------------------------------------|-------------|
| Ácidos resínicos | |
| Abiético | 0,7 |
| Dehidroabiético | 1,1 |
| Isopimárico | 0,4 |
| Palústrico | 0,5 |
| Pimárico | 0,8 |
| Sandaracopimárico | - |
| Ácidos resínicos clorados | |
| Ácido monoclórodehidroabiético | 0,6 |
| Ácido diclórodehidroabiético | 0,6 |
| Ácidos graxos insaturados | |
| Oleico | < 9 |
| Linoleico | < 9 |
| Linolênico | < 9 |
| Palmitoleico | < 9 |
| Derivados de ácidos graxos insaturados | |
| Ácido epoxiesteárico | 1,5 |
| Ácido dicloroesteárico | 1,5 |
| Alcoois diterpenos | |
| Pimarol | 0,3 |
| Isopimarol | 0,3 |
| Abienol | 1,8 |
| Dehidroabietol | 0,8 |
| Fenóis clorados | |
| Tricloroguaiacol | 0,72 |
| Tetracloroguaiacol | 0,32 |
| Voláteis | |
| Ácido sulfúrico | 0,3-0,7 |
| Metil-mercaptana | 0,5-0,9 |
| Sulfeto de sódio | 1,0-1,8 |
| Hidróxido de sódio | 10 - 27 |
| Carbonato de sódio | 33 - 58 |
| Catecóis clorados | |
| Tetraclorocatecol | 0,8 |
| Diclorocatecol | 2,9 |

Tabela 2 - Composição química do efluente de uma indústria têxtil (Walsh, et alii, 1980).

| | | |
|------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|-------------------|
| Substâncias orgânicas (μ g/l) | | |
| Diethyl ftalato (3,2) | Tolueno (39,6) | |
| Bis (2 etilhexil) ftalato (2,3) | Triclorofluorometano (35,0) | |
| Hexaclorobenzeno (0,5) | 1, 1, 2, 2 - tetracloroetileno (40,5) | |
| Substâncias inorgânicas, particulado (g/m^3) | | |
| Bismuto (<0,03) | Ferro (1 300) | Rubídio (0,4) |
| Chumbo (5,0) | Manganês (2,5) | Bromo (17) |
| Tálio (<0,06) | Cromo (12) | Arsênico (<0,06) |
| Tungstênio (0,06) | Titânio (4,7) | Gálio (0,06) |
| Tântalo (0,08) | Escândio (0,06) | Zinco (410) |
| Háfnio (<0,1) | Cálcio (1 200) | Cobre (27) |
| Ítrbio (<0,09) | Potássio (53) | Níquel (7) |
| Érbio (<0,06) | Cloro (17) | Cobalto (2,7) |
| Antimônio (2,4) | Gadolínio (<0,06) | Enxofre (110) |
| Estanho (0,44) | Samário (<0,06) | Fósforo (2 400) |
| Cádmio (0,06) | Neodímio (0,06) | Sílica (880) |
| Molibdênio (0,01) | Fraseodímio (0,06) | Alumínio (640) |
| Nióbio (0,06) | Cério (0,2) | Sódio (2 200) |
| Zircônio (0,4) | Lantânio (0,09) | Flúor (38) |
| Ítrio (0,08) | Bário (22) | Lítio (0,15) |
| Estrôncio (1,3) | Iodo (0,09) | Vanádio (0,4) |
| Substâncias inorgânicas, filtrado (g/m^3) | | |
| Chumbo (0,03) | Vanádio (0,026) | Titânio (0,018) |
| Tungstênio (<0,002) | Antimônio (1,9) | Escândio (<0,002) |
| Háfnio (<0,002) | Estanho (0,064) | Cálcio (23) |
| Érbio (<0,002) | Molibdênio (0,005) | Potássio (9) |
| Lantano (0,001) | Ítrio (0,007) | Cloro (130) |
| Bário (0,13) | Estrôncio (0,14) | Enxofre (29) |
| Iodo (0,04) | Rubídio (0,023) | Fósforo (29) |
| Cobre (0,87) | Bromo (2,5) | Sílica (1,8) |
| Níquel (0,006) | Arsênico (0,022) | Alumínio (8,2) |
| Cobalto (0,12) | Germânio (0,005) | Magnésio (4,6) |
| Ferro (2,5) | Gálio (0,001) | Flúor (11) |
| Manganês (0,028) | Zinco (0,14) | Lítio (0,052) |
| Cromo (0,027) | Sódio (33) | |

Através de apenas esses dois exemplos, verifica-se que se torna analítica e economicamente inviável detectar e identificar todas as substâncias tóxicas presentes em efluentes de natureza química complexa e estabelecer padrões de emissão para cada uma delas. No entanto, ainda que esses padrões fossem estabelecidos, não seria possível, através desta abordagem, estimar os efeitos que essas substâncias apresentam sobre a biota aquática (Buikema *et alii*, 1976; Gherardi-Goldstein *et alii*, 1983; Birge *et alii*, 1985), uma vez que aparece com evidência que a atividade biológica destas substâncias relaciona-se com as interações entre os componentes da mistura, não se identificando uma única substância como responsável por um determinado efeito (Walsh *et alii*, 1980).

Controle como um todo

Realiza-se este controle através de testes de toxicidade nos quais os organismos aquáticos representativos das comunidades biológicas de corpos d'água receptores são expostos a várias concentrações do efluente. Verificam-se os efeitos que os efluentes causam aos organismos-teste e que já traduzem o resultado final das ações aditivas, antagônicas e sinérgicas das substâncias bi-disponíveis que os compõem sobre os organismos. Assim, a toxicidade, característica inerente a uma substância ou à mistura de substâncias químicas e que se evi-

dencia sobre organismos vivos, torna-se, nessa abordagem, a única variável a ser controlada (USEPA, 1985).

É possível, portanto, através do controle da toxicidade do efluente industrial, compatibilizar seu lançamento com as características desejáveis do corpo receptor, de tal forma que este não cause efeitos tóxicos de natureza aguda ou crônica à biota aquática, principalmente quando um dos principais usos do curso d'água em questão se refere à proteção da fauna e da flora. Nesse sentido, cabe ressaltar que os efluentes, além de atenderem aos padrões numéricos de emissão, não poderão conferir ao corpo receptor características que impeçam seu enquadramento na classificação das águas de acordo com o parágrafo 1º do inciso VIII do artigo 18 do Decreto 8468 e artigo 23 da Resolução CONAMA (CETESB, 1982; Brasil, 1986).

Assim, cada abordagem apresenta vantagens e limitações inerentes à metodologia empregada em cada uma: enquanto através da análise química se identificam e se quantificam as substâncias que compõem o efluente industrial, através de testes de toxicidade, por sua vez, avalia-se o efeito do efluente sobre sistemas biológicos – ou seja, como os organismos vivos reagem a uma situação global, isto é, ao efluente como um todo.

Essas vantagens e limitações são resumidas a seguir, conforme USEPA (1985), no controle do efluente através de substâncias específicas.

Vantagens

- São disponíveis os dados sobre as possibilidades do tratamento;
- os engenheiros estão familiarizados com os procedimentos;
- as bases científicas são inquestionavelmente aceitas;
- nos casos dos efluentes simples, as análises químicas são menos dispendiosas que os testes de toxicidade;
- as substâncias com características específicas (carcinogênicas, bioacumuláveis) podem ser controladas diretamente.

Limitações

- Os despejos de natureza química complexa não podem ter todas as suas substâncias tóxicas identificadas e assim torna-se impossível estabelecer padrão de emissão próprio para cada um dos despejos;
- é impossível se determinar a disponibilidade biológica dos agentes tóxicos;
- as interações entre os agentes tóxicos, de natureza aditiva, antagônica ou sinérgica, não são medidas nem consideradas.

No controle do efluente como um todo, através de toxicidade, são as seguintes as vantagens e limitações:

Vantagens

- A toxicidade conjunta de todos os constituintes de um efluente de natureza química pode ser medida;
- pode reduzir-se o efeito tóxico de um efluente ao se limitar a um único parâmetro a sua toxicidade;
- a disponibilidade biológica e as interações entre os constituintes são avaliadas.

Limitações

- Inexistem os dados acerca das possibilidades de tratamento para redução de toxicidade;
- os engenheiros desconhecem este procedimento;
- questionam-se seus fundamentos técnico-científicos*;
- não se encontra ainda em disponibilidade o método na forma final e aprovada *

A limitação que ainda permanece nessa última abordagem se refere a dados sobre as possibilidades de tratamento existentes para a redução da toxicidade. No entanto, estão sendo publicados vários trabalhos referentes a estudos de casos que demonstram os avanços obtidos na redução da toxicidade (USEPA, 1982; USEPA, 1984a, 1984b; USEPA, 1984 s/d; USEPA, 1985). Tem-se demonstrado que se pode obter essa redução mesmo sem o conhecimento exato de quais ou de quantas substâncias a estão gerando, analogamente à DBO, quando a redução é realizada apesar do não conhecimento exato das substâncias que a causam (Mount, 1984).

(*)O questionamento das bases técnico-científicas, bem como a não disponibilidade de métodos ainda são comumente citados como limitações. No entanto, a partir de 1985, com a publicação de uma série de oito trabalhos elaborados por pesquisadores liderados por Mount, da USEPA - United States Environmental Protection Agency, essas limitações não apenas deixaram de existir, como também validaram e reforçaram a eficiência dessa abordagem na melhoria da qualidade de ecossistemas aquáticos. Esses trabalhos foram realizados nos seguintes corpos d'água: Ottawa River, Scippo Creek, Five Mile Creek, Back River, Hangatuck River, Skeleton Creek, Ohio River e Kanawha River (USEPA, 1985).

Testes de toxicidade

Apresentadas as abordagens de controle de substâncias tóxicas em efluentes líquidos industriais, torna-se necessário esclarecer em que consistem os testes de toxicidade, como se realizam e o que se observa através deles.

Os testes de toxicidade com os organismos aquáticos consistem em se expor organismos representativos desse ambiente, durante um determinado período, a várias concentrações de uma ou mais substâncias ou a fatores ambientais durante um determinado período de tempo, para avaliar os efeitos causados à(s) espécie(s)-teste (Sprague, 1973; Rand, 1980). Testes de toxicidade - até bem pouco tempo denominados de bioensaios ou ensaios biológicos (Rand & Petrocelli, 1985) - quando orientados a um objetivo prático bem definido, como o de subsidiar o controle da poluição, utilizam apenas aquelas reações biológicas consideradas adequadas para estimar os efeitos potenciais de agentes tóxicos sobre uma determinada comunidade de seres vivos (Mehrlé & Mayer, 1980). Os estudos ecotoxicológicos fornecem os resultados que representam a base para o desenvolvimento de testes de toxicidade, levando-se em conta que nem todos os efeitos biológicos observados nos organismos vivos podem ser utilizados com um objetivo prático, pois, para que isso aconteça, torna-se necessário que os efeitos observados tenham significado ecológico bem definido (Ravera, 1984).

Nesse sentido, efeitos sobre os eventos biológicos fundamentais, como reprodução, crescimento e morte, afetam diretamente as características das diversas comunidades aquáticas em suas interações recíprocas entre elas e o ambiente abiótico, o que os tornam apropriados aos objetivos práticos citados (CETESB, 1986b).

A descrição dos efeitos deletérios de um agente tóxico utiliza-se dos termos "efeito agudo" e "efeito crônico".

Efeito Agudo

Quando se trata de uma resposta severa e rápida a um estímulo, a qual se manifesta nos organismos aquáticos em geral num intervalo de 0 a 96 horas (Rand & Petrocelli, 1985). Em geral, o efeito observado é a letalidade ou alguma outra manifestação do organismo que a antecede, como por exemplo o estado de imobilidade em alguns microcrustáceos (Cabridenc & Lundahl, 1974). Para avaliar os efeitos agudos em testes de toxicidade, usa-se em geral a concentração letal ou a concentração efetiva, a 50% dos organismos em teste (CL50 ou CE50). Ou seja, a concentração do agente tóxico, presente no ambiente aquático, que causa 50% de letalidade, ou outro efeito, à espécie-teste.

Efeitos agudos de agentes tóxicos em organismos aquáticos foram observados, em geral, como decorrência de aplicações inadequadas de praguicidas, acidentes ou situações anômalas em indústrias, quando efluentes não tratados são lançados e chegam, sem controle, ao corpo receptor (Stephan & Mount, 1973). Assim, a exposição a uma elevada concentração de agentes tóxicos, mesmo que por curto período de tempo, pode causar letalidade em organismos aquáticos pertencentes a diferentes níveis tróficos, embora, costumeiramente, estes episódios sejam relatados como "mortalidade de peixes".

Efeito Crônico

O efeito crônico se traduz pela resposta a um estímulo que continua por longo tempo, geralmente por períodos que vão de 1/10 do ciclo vital até a totalidade da vida do organismo (Sprague, 1973; Rand, 1980; Rand & Petrocelli, 1985). De modo geral, porém não exclusivo, esses efeitos são subletais e observados em situações em que as concentrações do agente tóxico, às quais ficam expostos os organismos, permitem sua sobrevivência, mas afetam uma ou várias de suas funções biológicas, interferindo, por exemplo, na reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento, maturação e/ou comportamento em geral. Por serem esses os efeitos detectados e mensurados em testes de toxicidade, são determinadas as concentrações máximas do agente tóxico que não causam o efeito observado no teste.

No ambiente aquático, observam-se os efeitos crônicos quando são lançados de forma contínua os efluentes industriais tratados, no corpo receptor, pois dessa forma os organismos se expõem a baixas concentrações de determinados poluentes durante longos períodos de tempo (Stephan & Mount, 1973). Se estes poluentes forem degradáveis, dada sua efêmera persistência no ambiente, ocorrerá equilíbrio a uma certa distância do ponto de lançamento, mas, no trecho ou área em que esse fenômeno de degradação se processa, os organismos pertencentes à biota aquática poderão enfrentar impedimentos ou dificuldades para se manterem no ambiente e se alterarão a estrutura e o funcionamento das comunidades aquáticas. Se, entre os poluentes lançados, existirem substâncias persistentes ou bioacumuláveis, então ocorrerão efeitos mais drásticos nas populações expostas.

Utilização dos testes de toxicidade

Para a detecção e controle de toxicidade de efluentes industriais, é imperativo que sejam utilizados testes de toxicidade bem estabelecidos e padronizados, para que se possa exercer o mesmo nível de controle em diferentes efluentes industriais e em diferentes corpos de água (Cabridenc, 1980). Via de regra, devem ser realizados testes com três tipos de organismos, pertencentes a diferentes níveis tróficos do ambiente aquático (Cabridenc, 1980; Cabridenc & Lundahl, 1974): produtores primários, representados por uma espécie de alga, *Chlorella vulgaris* ou *Scenedesmus subspicatus*, por exemplo; consumidores primários, como os microcrustáceos *Daphnia similis* ou *Ceriodaphnia sp.*, e consumidores secundários, representados por espécies de peixes como *Cheirodon notomelas* ou *Hemigrammus marginatus*. Alguns efluentes são tóxicos apenas a peixes, outros, somente a microcrustáceos e outros, a ambos os organismos (CETESB, 1986a, c). As algas poderão ser mais sensíveis ainda do que as outras espécies testadas (Walsh & Merrill, 1984). Assim, é recomendável, sempre que possível, avaliar o efeito de um determinado efluente a pelo menos três espécies representativas da biota aquática para que se possa, através do resultado obtido com o organismo mais sensível, estimar o impacto desse efluente num corpo receptor (Cabridenc, 1980; USEPA, 1986).

Alguns trabalhos com efluentes industriais foram desenvolvidos no Estado de São Paulo, aplicando-se testes de toxicidade, tendo sido enfocadas as três abordagens que se seguem:

Bacias hidrográficas

Foi avaliada a toxicidade de todos os efluentes líquidos industriais da bacia do rio Cubatão, tendo sido estimada a carga tóxica lançada em cada um dos seus afluentes e nele próprio, constituindo-se em subsídio concreto às ações de controle de poluição naquela região (CETESB, 1986a).

Estações de tratamento conjunto

Foi avaliada a toxicidade dos efluentes industriais da Grande São Paulo que serão eventualmente lançados em estações recuperadoras de qualidade da água, em conjunto com esgotos domésticos. Independentemente da solução a ser escolhida para o equacionamento do problema de esgotos da região da Grande São Paulo, o estudo trará subsídios para o gerenciamento da carga tóxica gerada nessa região (Gherardi-Goldstein *et alii*, 1983; CETESB, 1987).

Atividades industriais específicas

Avaliação da toxicidade de efluentes industriais de natureza química complexa pertencentes à mesma categoria industrial, como a de indústrias de papel e celulose (CETESB, 1986c).

CONCLUSÃO

As informações constantes no presente trabalho e os resultados obtidos nos exemplos citados fundamentam a importância e a necessidade de que o controle de efluentes líquidos industriais no Estado de São Paulo seja realizado através de condutas mais amplas e abrangentes, adotando-se métodos disponíveis e que se complementem e para os quais haja amparo legal.

AGRADECIMENTOS

Ao biólogo Eduardo Bertoletti, pelas valiosas sugestões, e à doutora Denise Navas Pereira pela revisão do texto final.

REFERÊNCIAS

- 1 - BERGMAN, H. L.; KIMERLE, R. A.; MAKI, A. W., ed. *Environmental hazard assessment of effluents*. Elmsford, Pergamon Press, 1986. 366 p.
- 2 - BIRGE, W. J.; BLACK, J. A.; RAMEY, B. A. Evaluation of effluent biomonitoring systems. In: BERGMAN, H. L.; KIMERLE, R. A.; MAKI, A. W., ed. *Environmental hazard assessment of effluents*. Elmsford, Pergamon Press, 1985. p. 66-80.
- 3 - 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.
- 4 - BUIKEMA JR., A. L.; LEE, D. R.; CAIRNS JR., J. A screening bioassay using *Daphnia pulex* for refinery wastes discharged into freshwater. *J. test. Eval*, 4 (2): 119-25, 1976.
- 5 - CABRIDENC, R. Representativité et signification des espèces retenues au stade laboratoire pour évaluer les effets d'une substance chimique dans l'environnement aquatique. In: *Principes à appliquer pour l'interprétation des résultats d'essais en ecotoxicologie*. Sophia Antipolis, Valbonne, Octobre, 1980. n.p.
- 6 - ——— & LUNDAHL, P. Intérêt et limites d'un "test daphnie" pour l'étude des nuisances des polluants vis-à-vis des environnement. *T.S.M. L'eau*, 69 (6): 340-45, 1974.
- 7 - CAIRNS JR., J. Estimating hazard. *Bioscience*, 30 (2): 101-7, 1980.
- 8 - ——— & DICKSON, K. L.; MAKI, A. W., ed. *Estimating the hazard of chemical substances to aquatic life*. Philadelphia, American Society for Testing and Materials, 1978. 471 p. (ASTM - Special Technical Publication, 657).
- 9 - CETESB, São Paulo. *Legislação básica: poluição ambiental estadual e federal*. São Paulo, 1982, 75 p.
- 10 - ——— (a). *Avaliação da toxicidade das águas, sedimentos dos rios e efluentes industriais da região de Cubatão*. São Paulo, 1986, 226 p.
- 11 - ——— (b). *Desenvolvimento de métodos para o estabelecimento de critérios ecotoxicológicos: relatório final - 1983*. São Paulo, 1986. V. 1, 174 p.
- 12 - ——— (c). *Avaliação da toxicidade de efluentes de indústrias de papel e celulose*. São Paulo, 1986. 51 p.
- 13 - ———. *Avaliação da toxicidade de despejos industriais na região da Grande São Paulo*. São Paulo, 1987, 92 p. il.
- 14 - CHAPMAN, P. M.; ROMBERG, G. P.; VIGERS, G. A. Design of monitoring studies for priority pollutants. *Journal Water Pollution Control Federation*, 54 (3): 292-7, 1982.
- 15 - DYBERN, B. J. Water pollution - a problem with global dimensions. *Ambio* 3 (3-4): 139-45, 1975.
- 16 - GHERARDI-GOLSDTEIN, 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): 42-8, 1983.
- 17 - GUTHRIE, F. E. & FERRY, J. J. *Introduction to environmental toxicology* North Holland, Elsevier, 1980. 484 p.
- 18 - JOHNELS, A.; TYLER, G.; WESTERMARK, T. A history of mercury levels in Swedish fauna. *Ambio*, 8 (4): 160-8, 1979.
- 19 - LOE WENGART, G. V.; BRUNGS, W. A.; CONWAY, R. A.; MEYER, J. S.; MOUNT, D. I.; WILLIS, D. H. Workshop Summary and Conclusions Hazard Assessment of Effluents. In: BERGMAN, H. L.; KIMERLE, R. A. & MAKI, A. W. ed. *Environmental hazard assessment of effluents*. Elmsford, Pergamon Press, 1985. p. 33-56.
- 20 - LEE, C. M. *Aquatic toxicity seminar: curso*. São Paulo. CETESB, 1980. p.i.
- 21 - MAKI, A. W. & BISHOP, W. E. Chemical safety evaluation. In: RAND, G. M. & PETROCELLI, S. R., ed. *Fundamentals of aquatic toxicology*. Washington, McGraw Hill, 1985. p. 619-35.
- 22 - McKEAN, W. Pulp and paper industry. In: GUTHRIE, F. E. & PERRY, J. J. *Introduction to environmental toxicology*. North Holland, Elsevier, 1980. cap. 16, p. 210-24.
- 23 - MEHRLE, P. M. & MAYER, F. L. Clinical tests in aquatic toxicology: state of the art. *Environ. Health Perspect.*, 34: 139-43, 1980.
- 24 - MOUNT, D. I. The role of biological assessment in effluent control. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON BIOLOGICAL TESTING OF EFFLUENTS AND RELATED RECEIVING WATERS. Minnesota, 1984. *Proceedings.....* Minnesota, OECD, 1984. p. 15-30.
- 25 - NORDBERG, G. F. Health hazards of environmental cadmium pollution. *Ambio*, 3 (2): 55-66, 1974.
- 26 - OECD. Effects on Biotic Systems. In: OECD. *Guidelines for testing of chemicals*. Paris, Organization for Economic Cooperation and Development, 1981. Sec. 2, p.i.
- 27 - RAND, G. M. Detection. Bioassay. In: GUTHRIE, F. E. & PERRY, J. J. *Introduction to environmental toxicology*. North Holland, Elsevier, 1980. cap. 30, p. 390-401.
- 28 - ——— & PETROCELLI, S. R., ed. *Fundamentals of aquatic toxicology*. Washington, McGraw Hill, 1985. 666 p.
- 29 - RAVERA, O. A comparative study to identify the most convenient biotest for a given situation and decision. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ON BIOLOGICAL TESTING OF EFFLUENT AND RELATED RECEIVING WATERS. *Proceedings*. Minnesota, OECD, 1984. p. 41-60.
- 30 - SPRAGUE, J. B. The ABC's of pollutant bioassay using fish. In: *Biological methods for the assessment of water quality*. Philadelphia. American Society for Testing and Materials, 1973. p. 6-30 (ASTM STP 528).
- 31 - STEPHAN, C. E. & MOUNT, D. I. Use of toxicity tests with fish in water pollution control. In: *Biological methods for the assessment of water quality*. Philadelphia. American Society for Testing and Materials, 1973. p. 164-77 (ASTM STP 528).
- 32 - USEPA. *Toxicity reduction manual for the textile manufacturing industry*. MRC-DA-1094. Triangle Park. Industrial Environmental Research Laboratory, 1982. 45 p.
- 33 - USEPA. (a) *Toxicity reduction manual for the organic chemical industry*, Cincinnati, Industrial Environmental Research Laboratory. Feb. 1984a. p. i.
- 34 - ——— (b) *Toxicity treatability of iron and steel plant wastewaters: a resource document*. Triangle Park, Industrial Environmental Research Laboratory. Jun. 1984. 102 p.
- 35 - ———. *Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control*. Washington D. C., EPA, 1985. 74 p.
- 36 - ———. *Permit writer's guide to water quality based permitting for toxic pollutants*. Washington D. C., EPA, 1986. 53 p.
- 37 - ———. *Toxicity of Petroleum Refinery wastewaters relative to types of treatment systems*. Cincinnati. Industrial Environmental Research Laboratory, s. d. 190 p.
- 38 - WALSH, F. E.; BAHNER, L. H.; HORNING, W. B. Toxicity of textile mill effluents to freshwater and estuarine algae, crustaceans and fishes. *Environmental Pollution Série A*, 21: 169-79, 1980.
- 39 - ———, & MERRELL, R. G. Algal bioassays of industrial and energy process effluents. In: SHUBERT, L. E. ed. *Algae as ecological indicators*, London. Academic Press, 1984. 434 p.

Toxicidade de efluentes industriais da bacia do rio Piracicaba

Pedro Antonio Zagatto¹
Eduardo Bertoletti¹
Elenita Gherardi Goldstein²

RESUMO Com o objetivo de estimar o impacto que efluentes industriais podem causar em organismos aquáticos, foi avaliada a toxicidade aguda de efluentes líquidos de algumas indústrias situadas na bacia do rio Piracicaba. Para tanto, foram realizados testes com amostras de efluentes líquidos de oito indústrias da região, utilizando-se o microcrustáceo *Daphnia similis*. Das dez amostras testadas, sete apresentaram efeito agudo à *Daphnia similis*. Verificou-se também, através da estimativa de impacto, a necessidade de redução da toxicidade dos efluentes líquidos de uma indústria têxtil (ponto 2) e de uma indústria petroquímica, para que sejam evitados efeitos agudos e crônicos à biota do corpo receptor.

Palavras-chave: toxicidade, *Daphnia*, efluente industrial, rio Piracicaba.

ABSTRACT The impact of industrial effluents discharged into the Piracicaba river basin was estimated through acute toxicity tests. Liquid industrial effluents from eight industries in the Piracicaba river basin were assayed using the microcrustacean *Daphnia similis*. Seven of them were acutely toxic to *Daphnia*. Impact estimates showed that textile and petrochemical industries should reduce the toxicity of their final effluents to prevent acute and chronic effects to the biota of the receiving waters.

Key words: toxicity, *Daphnia*, industrial effluents, Piracicaba river.

INTRODUÇÃO

A caracterização de efluentes líquidos industriais tem sido realizada principalmente através de análises físico-químicas, sendo que as concentrações máximas de determinados parâmetros são estabelecidas, na legislação vigente, pelos padrões numéricos de emissão. No entanto, a grande diversidade e a complexidade das substâncias num mesmo efluente líquido tornam inviável a sua completa caracterização, não só do ponto de vista analítico, como do econômico.

Além disso, estudos têm demonstrado que os resultados obtidos através dessas análises dificilmente fornecem informações sobre o efeito conjunto de várias substâncias que, interagindo entre si, podem afetar deletariamente a biota presente no ambiente aquático (Gherardi Goldstein *et alii*, 1983; CETESB, 1986a, b; USEPA, 1986; CETESB, 1987a).

Em função dessas limitações, os testes de toxicidade com organismos aquáticos têm sido utilizados em países altamente industrializados, tais como Canadá, França, Alemanha e Estados Unidos, em complementação ao controle de emissões. Através desses testes, podem-se estabelecer padrões de emissão descritivos que permitem identificar problemas de lançamento de misturas de substâncias tóxicas, estabelecer prioridades de controle

¹ Biólogos da CETESB.

² Bióloga da CETESB, Mestre em Biologia Molecular pela Escola Paulista de Medicina.

em regiões críticas e ações corretivas apropriadas, bem como monitorar o ecossistema aquático tendo em vista os usos preponderantes das águas.

Nos Estados Unidos foi constatada uma melhora das águas superficiais após a implantação efetiva de testes de toxicidade no controle da emissão de efluentes industriais e municipais (USEPA, 1986). No Brasil, alguns programas de avaliação de toxicidade de efluentes líquidos têm sido realizados com a finalidade de se desenvolver critérios para lançamento desses despejos em corpos de água (CETESB, 1986a e b). Com esse mesmo objetivo, em 1986 decidiu-se incluir no Programa "Ação Integrada de Controle de Poluição na Bacia do Piracicaba", da CETESB, a avaliação da toxicidade de alguns efluentes industriais, de difícil caracterização físico-química, bem como estimar o impacto que esses efluentes pudessem causar aos organismos aquáticos e, por consequência, auxiliar nas ações de controle.

MATERIAIS E MÉTODOS

Com o propósito de avaliar a toxicidade aguda de amostras compostas, foram realizados testes de oito horas com o microcrustáceo *Daphnia similis* nos efluentes líquidos de sete indústrias da bacia do Piracicaba (CETESB, 1987b), discriminadas na Tabela 1. Foi também testada uma amostra instantânea do efluente de uma indústria química e farmacêutica, caracterizada com a letra H.

Tabela 1 - Relação das indústrias e atividades.

| Indústria | Atividade Industrial |
|-----------|-----------------------|
| A | Papel e Celulose |
| B | Papel |
| C | Refinaria de petróleo |
| D | Papel e Celulose |
| E | Química |
| F | Têxtil |
| G | Química |

Os testes de toxicidade aguda foram efetuados segundo o método descrito na Norma CETESB (1986c) e os seus resultados expressos em termos de porcentagem da amostra que inibe a mobilidade de 50% dos organismos, num período de 24 horas de exposição, ou seja, CE (I) 50; 24 horas.

Para a estimativa de impacto foram utilizados os dados de toxicidade aguda, vazão dos efluentes finais e dados de vazão mínima dos rios ($Q_{7,10}$). Foram aplicados os modelos desenvolvidos pela USEPA (1985), como segue:

$$CER \leq \frac{CE(I) 50}{3} \quad (\text{para evitar efeito tóxico agudo}),$$

$$CER \leq \frac{CE(I) 50}{10} \quad (\text{para evitar efeito crônico}),$$

onde:

$$CER = \frac{\text{vazão do efluente (l/s)}}{\text{vazão do efluente} + Q_{7,10} \text{ (l/s)}} \times 100$$

CER = concentração do efluente no rio

Divisor 3 = fator de aplicação para prevenir efeitos agudos;

Divisor 10 = fator de aplicação para prevenir efeitos crônicos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos testes de toxicidade das amostras de efluentes líquidos industriais estão reunidos na Tabela 1. Pela análise dessa tabela, verifica-se que o efluente final da indústria F (ponto 2) foi o mais tóxico à *Daphnia similis*, seguido do efluente da indústria C, e assim sucessivamente.

Os corpos receptores desses efluentes são rios que pertencem à classe 2, isto é, aqueles para os quais está prevista a preservação da flora e fauna aquáticas (Estado de São Paulo, 1976). Em função dos usos preponderantes das águas, estabelecidos por lei para essa classe, foi estimado o impacto do lançamento dos efluentes líquidos nos corpos receptores, com o propósito de prevenir a ocorrência de efeitos deletérios à biota aquática, pela emissão de efluentes tóxicos. Essa previsão se baseia na análise conjunta da toxicidade do efluente (concentração do efluente que causa efeito tóxico a organismos aquáticos) e na concentração estimada do mesmo no corpo receptor, partindo-se do princípio de que o efluente tenha uma mistura completa no ponto de lançamento (USEPA, 1985).

De acordo com a estimativa de impacto apresentada neste trabalho, verifica-se a necessidade de as indústrias F (ponto 2) e C reduzirem a toxicidade de seus efluentes, conforme o estabelecido na Tabela 2, para que sejam evitados efeitos agudos e crônicos à biota do corpo receptor.

Embora os efluentes das indústrias A, D e E não tenham apresentado toxicidade aguda, isso não descarta a possibilidade da presença de substâncias tóxicas neles, que possam causar um efeito crônico, como foi observado no efluente final de uma dessas indústrias (Galvão *et alii*, 1987). Diante disso, sugere-se aplicar testes de toxicidade crônica para os efluentes dessas indústrias, bem como para os demais e, ainda, que sejam utilizados outros grupos de organismos, ao invés de uma só espécie (*D. similis*), como foi utilizado neste trabalho. Desse modo, é possível estimar com maior precisão o impacto que esses efluentes possam causar para o ambiente aquático em função de resultados mais significativos para o ecossistema.

Além da avaliação da toxicidade, podem ser desenvolvidos outros estudos em função das características dos efluentes, como por exemplo a sua pluma de dispersão nos rios e a bioacumulação de poluentes contidos nos efluentes.

Embora a toxicidade de efluentes nem sempre esteja relacionada com os teores das substâncias presentes, é possível supor que, no efluente da indústria C, o efeito tóxico observado seja devido aos elevados teores de sulfeto e fenóis, 13,0 e 28,7 mg/l respectivamente (CETESB, 1987b), levando-se em consideração que 0,01 mg/l a 0,04 mg/l em sulfeto e 5 mg/l a 29,0 mg/l de fenol causam efeito letal agudo em organismos aquáticos (Brungs *et alii*, 1977; CETESB, 1986a). Deve-se ressaltar que, caso os teores de sulfeto fossem reduzidos ao nível de 1,0 mg/l, estabelecido nos padrões de emissão da Resolução CONAMA nº 20 (Brasil,

Tabela 2 - Resultados dos testes de toxicidade com despejos líquidos e dados complementares para a estimativa de impacto.

| Indústria | Identificação do Efluente | CE (I) 50; 24 h (%) | Vazão Média do Efluente (l/s) | Corpo Receptor Vazão (l/s) | Concentração do Efluente no Corpo Receptor (CER) (%) | Redução da Toxicidade para Prevenir Efeitos Deletérios (em %) | |
|-----------|----------------------------------|---------------------|-------------------------------|----------------------------|------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|------------|
| | | | | | | Agudo | Crônico |
| F | Efluente final (ponto 2) | 0,18 | 1,5 | Rib. Jacarezinho 340 | 0,44 | 86 (1,33)** | 96 (4,4)** |
| C | Efluente final | 1,2 | 177,8 | Rio Atibaia 9.300 | 1,9 | 79 (5,7)** | 94 (19)** |
| G | Efluente bruto Efluente final | 10,0 69 | - 0,6 | - Ribeirão Claro 590 | - 0,1 | *** | *** |
| B | Efluente final | 30,0 | 202,8 | Rio Piracicaba 35.800 | 0,6 | *** | *** |
| F | Efluente final (ponto 1) | 48,2 | 10,6 | Rib. Jacarezinho 340 | 3,0 | *** | *** |
| H | Efluente final | 48,5 | 13,9 | Rio Atibaia 8.400 | 0,2 | *** | *** |
| E | Efluente final | Não tóxico | - | Rio Corumbataí | - | *** | *** |
| D | Efluente final | Não tóxico | 574 | Rio Piracicaba 2.300 | 20,0 | *** | *** |
| A | Efluente final | Não tóxico | 166,7 | Rio Piracicaba 24.100 | 0,7 | *** | *** |

* Valor médio de dois testes.

** Valores entre parênteses: CE50 mínima necessária para não causar efeitos.

*** Redução não necessária.

1986), provavelmente esta substância ainda causaria efeito letal aos organismos. Quanto ao fenol, poder-se-ia esperar uma diminuição do efeito tóxico se seus teores fossem reduzidos a 0,5 mg/l, conforme a referida Resolução.

Com relação aos demais efluentes, principalmente o da indústria F (ponto 2), os baixos teores das substâncias analisadas não justificaram a sua elevada toxicidade (CETESB, 1987b). Cabe mencionar que esses efluentes, muitas vezes altamente tóxicos, atendiam aos padrões de emissão estabelecidos por lei.

Devido aos elevados teores de algumas substâncias em determinados efluentes estudados e, ainda, em função exclusivamente da toxicidade detectada, é necessário buscar soluções para o controle desses despejos tóxicos.

Nos últimos anos, muitas pesquisas têm sido direcionadas para avaliar a eficiência de remoção da toxicidade em sistemas convencionais de tratamento de efluentes líquidos (Horning *et alii*, 1984; USEPA, 1984). Em muitos casos, a redução da toxicidade pode ser obtida através desses sistemas, a exemplo dos resultados dos testes de toxicidade realizados com o efluente bruto (sem tratamento) e o efluente final do sistema de tratamento da indústria G (tabela 2), onde a CE (I) 50 ob-

servada em 10% do efluente bruto passou a 69% após o tratamento, tendo havido, portanto, uma redução de 86% da toxicidade aguda.

Diante do exposto, é importante que os tratamentos de efluentes sejam implementados, com vistas à redução de toxicidade. E, como amparo legal às ações de controle, a Resolução CONAMA nº 20 (Brasil, 1986) fornece subsídios para a exigência dessa implementação quando necessária. De acordo com essa Resolução, enquanto os padrões de qualidade das águas constituem-se em limites individuais de substâncias químicas, o Artigo 12 da referida lei considera que eventuais ações sinérgicas entre essas substâncias "não poderão conferir às águas características capazes de causarem efeitos letais ou alterações de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida". Nessa mesma Resolução, o Artigo 21 fixa os padrões numéricos de emissão para várias substâncias, sendo que no Artigo 23 está estabelecido que "os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características em desacordo com o seu enquadramento".

Portanto, através dessas disposições legais é possível a abordagem integrada entre os padrões numéricos e descritivos (testes de toxicidade) para assegurar a qualidade das águas em função dos usos a que se destinam.

CONCLUSÃO

De acordo com a estimativa de impacto realizada neste trabalho, verifica-se a necessidade de que duas das indústrias estudadas reduzam a toxicidade de seus efluentes líquidos, para que sejam evitados efeitos tóxicos à biota do corpo receptor.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a colaboração dos profissionais da CETESB que atuam na Gerência de Avaliação de Desempenho de Sistemas de Tratamento, pelo apoio técnico-operacional, e à Coordenadoria do PROCOP - Programa de Controle de Poluição, pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

- 1 - BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 20, de 18/6/1986. *Diário Oficial da União*, 30.Jul.1986.
- 2 - BRUNGS, W. A. *et alii*. Effects of pollution on freshwater fish. *Journal Water Pollution Control Federation*: 1425-1493, Jun.1977.
- 3 - CETESB, São Paulo (a). *Avaliação da toxicidade das águas, sedimentos dos rios e efluentes industriais da região de Cubatão*. São Paulo, CETESB, 1986. 136 p.
- 4 - ——— São Paulo (b). *Avaliação da toxicidade de efluentes de indústrias de papel e celulose*. São Paulo, CETESB, 1986. 56 p.
- 5 - ——— São Paulo (c). *Água - Teste de toxicidade aguda com Daphnia similis Claus, 1876 (Cladocera, Crustácea)*. 1986. 27 p. (Norma Técnica nº L5.018).
- 6 - ——— São Paulo (a). *Avaliação da toxicidade de despejos industriais na Região da Grande São Paulo*, CETESB, 1987. 92 p.
- 7 - ——— São Paulo (b). *Avaliação da toxicidade de efluentes líquidos de algumas indústrias localizadas na bacia do rio Piracicaba*. CETESB, 1987. 8 p.
- 8 - ESTADO DE SÃO PAULO, decretos, leis etc. Decreto nº 8468, de 8/7/1976. In: CETESB, São Paulo. *Legislação básica: poluição ambiental estadual e federal*. São Paulo, 1982. p. 7-53.
- 9 - GALVÃO FILHO, J. B. *et alii*. *Treatability studies and toxicity reduction in pulp mill effluents*. São Paulo, 1987. 11 p. (no prelo).
- 10 - GHERARDI GOLDSTEIN, E. *et alii*. Avaliação da toxicidade dos principais despejos industriais da região da ERQ-Suzano, através de ensaios biológicos. *Revista DAE*, São Paulo, SABESP, (132): 42-48, 1983.
- 11 - HORNING, W. B.; ROBINSON, E. L.; PETRASEK Jr., A. C. Reduction in toxicity of organic priority pollutants by pilot-scale conventional wastewater treatment process. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, 13: 191-196, 1984.
- 12 - USEPA, Washington. *Biological testing to control toxic water pollutants: the United States experience*. Varese, Italy, ISPRA Res. Centre, 1986. 13 p. (Presented in International Seminar on the Use of Biological Tests for Water Pollution Assessment and Control, Varese, 1986).
- 13 - USEPA, Washington. *Technical support document for water quality based toxics control*. Washington, D. C., EPA, 1985. 74 p.
- 14 - ——— *Toxicity reduction manual for the organic chemical industry*. Cincinnati, Industrial Environ. Res. Laboratory, EPA, 1984. 43 p.

Presença do mercúrio no ambiente

Geraldo G. J. Eysink¹
Helcias B. de Pádua¹
Magali Coimbra Martifs²

RESUMO No Brasil, a presença de mercúrio no meio aquático está adquirindo dimensões preocupantes, principalmente pelo seu uso indiscriminado nos garimpos de ouro. Este artigo apresenta um levantamento histórico do uso do mercúrio, a sua presença, forma e comportamento no meio aquático, e a magnificação através do fenômeno de bioacumulação. Considerando a importância da contaminação por mercúrio, que já está afetando garimpeiros e consumidores de peixes, é necessário que se estabeleça uma política mais adequada com relação a esta questão, antes que o problema adquira caráter irreversível.

Palavras-chave: mercúrio (Hg), Hg-histórico, Hg-indústria, Hg-agricultura, Hg-ambiente aquático, Hg-ouro, garimpo, bioacumulação.

ABSTRACT The presence of mercury in the aquatic system in Brazil is getting worse and worse, mainly because of the careless handling of this metal in gold mines. This article presents the history of this metal, its presence, form and behaviour in aquatic systems, and its magnification through the bioaccumulation phenomena. Considering that the pollution generated by the improper handling of this metal has been seriously affecting the health of both gold miners and fish consumers, it is high time that the government authorities make a policy suitable to the seriousness of this issue.

Key words: mercury (Hg), Hg-history, Hg-industry, Hg-agriculture, Hg-environment, Hg-gold, gold-miners.

INTRODUÇÃO

Frequentemente são lidas notícias nos jornais sobre o uso de mercúrio em garimpos de ouro, e que os garimpeiros, além de estarem poluindo os rios, estariam também se contaminando. Não menos frequente são as reportagens apresentadas na televisão, retratando o problema da contaminação por mercúrio em diversos sistemas hídricos.

O problema do uso do mercúrio atinge, hoje, quase todo o Brasil, seja em garimpos, indústrias, uso de agrotóxicos à base mercurial (que, mesmo proibidos por lei, ainda são utilizados), seja por fontes nem sempre visíveis e fáceis de se detectar, como por exemplo indústrias de fundo de quintal, dentistas etc. Estas fontes "invisíveis", com pouca possibilidade de controle, lançam o mercúrio diretamente na rede de esgotos, através do qual ele entra no sistema aquático e, sem dúvida, comprometendo-o seriamente (Charbonneau *et alii* 1979).

No Brasil, acidentes com mercúrio vêm ocorrendo periodicamente, comprometendo seriamente o ambiente aquático. O lançamento contínuo de mercúrio na enseada dos Tainheiros, na Bahia, em 1975, contaminou peixes e crustáceos da região, os quais eram consumidos pela população local (CETESB, 1983). A contaminação do rio Botafogo, em Pernambuco, provocada pelos

¹ Biólogos da CETESB.

² Técnica em Patologia Clínica, da CETESB.

efluentes das indústrias da Companhia Igarassu (produtora de soda e cloro), além de comprometer a água e o sedimento daquele corpo de água, atingiu também o estuário e o canal de Santa Cruz. Consequência desta contaminação por mercúrio: 54% da fauna aquática (ostras e peixes) atingiram níveis acima dos limites permissíveis para o consumo humano (CETESB, 1981). Em 1976, um derramamento de grande porte de lúxívia negra, oriundo da Indústria Champion Papel e Celulose S.A., contendo mercúrio na sua composição, contaminou o rio Mogi-Guaçu, SP, ocasionando uma mortandade de peixes em época de desova, além de causar um aumento da presença deste metal no sistema aquático. Foi constatado, então, que todas as espécies de peixe carnívoras apresentaram valores médios de mercúrio total na musculatura acima do limite máximo permissível para o consumo humano (Vargas-Boldrinni, *et alii* 1983).

Atualmente, as áreas mais atingidas, sem dúvida, são os locais onde se pratica garimpo de ouro, principalmente nos rios amazônicos. As atividades desenvolvidas na região do Pantanal matogrossense (lugar onde a dinâmica do próprio sistema favorece o crescimento de inúmeras espécies de fauna e flora) poderão provocar um desequilíbrio grave, trazendo como consequência uma alteração irreversível do ambiente.

A finalidade deste artigo é fazer um alerta sobre o uso indiscriminado do mercúrio e as consequências, muitas vezes fatais, que este metal poderá causar no ambiente como um todo, e que, sem dúvida, comprometerá a saúde do próprio homem.

HISTÓRICO

O mercúrio vem sendo usado pelo homem desde longa data. Levantamentos revelam que desde épocas pré-históricas este metal tem sido usado como agente corante em tintas, nas pinturas em objetos de argila e nas pinturas faciais (CETESB, 1984).

O metal foi encontrado em tumbas do Egito e na Grécia, mas foram os romanos os primeiros a reconhecer os perigos da poluição por este agente. Isto, dois séculos antes de Cristo (Weber, *apud* CETESB, *op. cit.*). Em uma escavação arqueológica em 1972, nos arredores de Michigan e Illinois, descobriram-se peixes de 1.605 e 2.100 anos de idade com níveis de 0,515 ppm de mercúrio, e no Peru, peixes de era pré-incaica, com níveis de 9,5 ppm (Medical World News, *apud* Peterson, *et alii* 1973).

Os chapeleiros do século passado tratavam as peles de castor usadas nos chapéus com uma substância que continha mercúrio, o que provocava perturbação mental, com sintomas clássicos de envenenamento por este metal (Taylor, 1978). Foram feitas ainda análises em gelo da Groenlândia que revelaram um crescente índice de mercúrio desde 1940 (Weiss *et alii*, *apud* WHO, 1976). Na Suécia, análises de aves que se alimentavam de peixes, de 1840 a 1890, e que se encontravam em museus apresentaram incidência de mercúrio (Berg *et alii* *apud* Peterson, *op. cit.*).

A contaminação do mercúrio e os seus efeitos nos ambientes e no homem só se tornaram uma preocupação real depois dos acidentes de Minamata e Niigata no Japão, durante os anos 50-60. Os pescadores de Minamata, em 1953, juntamente com outros consumidores de

peixes, começaram a padecer de encefalopatia aguda, cujos sintomas e sinais principais eram restrição no campo visual, surdez neurológica, ataxia, inibição motora, tremores, diminuição da sensibilidade. Nenhum médico, porém, conseguia chegar a uma conclusão quanto à causa do aparecimento destes sintomas, embora estudiosos concordassem que era devido a um tipo de envenenamento. Somente em 1959 é que Takeuchi afirmou que o envenenamento era devido ao metilmercúrio. Em 1964, nova epidemia se desenvolveu em Niigata, com seis casos fatais.

A dificuldade de se correlacionar, em princípio, a tragédia do Japão com a presença de metilmercúrio deveu-se ao fato de que tal tipo de intoxicação se diferenciava da clássica intoxicação (sintomas/sinais) com mercúrio inorgânico, caracterizada por causar tremores, gengivas doloridas e dentes soltos (OMS, 1978). Apenas em 1959, o sueco Karl Borg apresentou, num congresso em Helsinque, um trabalho em que ele e seus colaboradores descreviam patologicamente a intoxicação mercurial, não lhe sendo dada, contudo, a devida atenção (Nautilus, s.d.).

Em 1965, realizou-se na Suécia uma conferência sobre mercúrio no ambiente, seguida por uma outra em 1966, onde o pesquisador Westoo emitia a hipótese de que os peixes e os mamíferos podiam converter o mercúrio inorgânico em metilmercúrio. No Canadá, estudos da Universidade de Ontário comprovaram que os peixes do Lago St. Clair, perto de Detroit, apresentavam níveis de mercúrio entre 1,36 e 7,00 $\mu\text{g/g}$, oriundo das indústrias localizadas na região (Nautilus, *op. cit.*).

Com referência a Minamata, verificou-se que a população ingeria peixes e moluscos contaminados por mercúrio (Underwood, 1977), cujo teor variava de 10 a 50 $\mu\text{g/g}$ (EPA, 1972). Segundo WHO (1976) e OMS (*op. cit.*), a concentração mediana de mercúrio total em pescados da baía de Minamata no momento da epidemia foi estimada em 11,0 $\mu\text{g/g}$ de peso seco, e no rio Agano, em Niigata, em no mínimo 10 $\mu\text{g/g}$ de peso fresco (Swedish Expert Group, e Kurland, *apud* OMS, *op. cit.*). Os pescadores intoxicados revelaram ter se alimentado de peixes uma vez a cada dois dias até três vezes ao dia. Calculou-se que a ingestão de mercúrio, nos casos fatais, foi da ordem de 1,64 mg/pessoa/d (OMS, 1974).

O fato de ocorrerem outros acidentes tornou ainda mais alarmante o perigo do uso indiscriminado deste metal.

TRANSPORTE E DISTRIBUIÇÃO

O transporte e a distribuição do mercúrio no ambiente podem ocorrer, de uma maneira geral, de duas formas: global e local. O ciclo de alcance global compreende a circulação atmosférica de vapores de mercúrio, advindos de fontes terrestres e oceânicas, e o ciclo local depende da metilação do mercúrio inorgânico (OMS, 1978).

Segundo Joensuu (1971), cerca de 230 t/ano de mercúrio são liberadas no ambiente através do intemperismo. Embora o volume de mercúrio do ciclo global seja calculado ao redor de 70 milhões de toneladas nos oceanos, um aumento anual deste nível, através da circulação atmosférica, não é detectável (OMS, *op. cit.*).

Quanto à contaminação local, os problemas mais

graves causados por mercúrio acontecem através dos lançamentos clandestinos de efluentes industriais, aplicações de agrotóxicos, utilização no tratamento de sementes, mineração etc. Saliente-se que, quando lançado no ambiente sob forma inorgânica, é transformado, através da ação das bactérias, em um elemento altamente perigoso, o metilmercúrio.

Quando presente nos ecossistemas aquáticos, e na presença de oxigênio, quase todas as formas de mercúrio – inclusive o metálico – podem sofrer ionização, oxidação e transformação em Hg 2+. Uma vez ionizado, pode formar uma grande variedade de compostos. A redução do Hg 2+ é facilitada por bactérias do gênero *Pseudomonas* em ambientes carentes de oxigênio, ou seja, com condições anaeróbicas (Navarrete, *apud* Albert, 1985).

A metilação acontece por duas vias: a anaeróbica e a aeróbica. Na via aeróbica, o mercúrio inorgânico é metilado por compostos de metilcobalamina, produzido por bactérias metanogênicas, em um ambiente moderadamente redutor. A via aeróbica implica em metilação do mercúrio unido à homocisteína por processos celulares, em condições normais (Tuna, *apud* CETESB, 1984). Isto acontece em muitos organismos e bactérias. Pela via anaeróbica, pode-se formar o dimetilmercúrio, que é volátil e insolúvel na água, passando então para o meio aéreo; a seguir, com a chuva, volta ao sistema aquático. Se este meio for ácido, o dimetilmercúrio se converte em monoetilmercúrio e assim se completa o ciclo. Quando o metilmercúrio está livre na água, atravessa facilmente as membranas celulares, incorporando-se rapidamente às cadeias tróficas. Esta facilidade de atravessar as membranas, unida à lipossolubilidade e sua afinidade pelos grupos sulfidrilas das proteínas, faz com que o metilmercúrio se torne muito perigoso para todos os seres vivos (Tuna, *apud* CETESB *op. cit.*).

A metilação do mercúrio inorgânico no sedimento dos lagos, rios e outros cursos de água constitui-se num meio significativo para a entrada desse metal na cadeia alimentar aquática, podendo ser, inclusive, consumido pelo próprio homem.

Portanto, a acumulação do metilmercúrio na cadeia alimentar aquática e terrestre representa um perigo potencial para o homem, principalmente por consumir peixes e crustáceos de águas contaminadas, e aves de caça advindas de áreas onde foram aplicados, por exemplo, os fungicidas metilmercuriais.

USO NA AGRICULTURA

Com a intenção de se obter cada vez maior produção de grãos e outros cultivos básicos, a utilização de produtos químicos para combater as pragas vem se tornando quase que uma necessidade. Esta é, sobretudo, consequência do aspecto já doentio do próprio ambiente, resultante da monocultura, do uso intensivo e muitas vezes errôneo do solo, mas principalmente devido à eliminação dos inimigos naturais (Schumacher, 1983). Não são raras as notícias veiculadas em jornais sobre intoxicações causadas por agrotóxicos. O uso de compostos alquilmercuriais para o tratamento de sementes tem causado a intoxicação de aves granívoras, de rapina e até mesmo do próprio homem.

Na Suécia, as sementes eram tratadas com metilmercúrio desde os anos 40. Na década seguinte, apareceram

aves e outros animais mortos devido à presença de altas taxas de mercúrio. Os ovos continham, em média, 0,029 ppm de mercúrio contra 0,007 ppm nos países vizinhos, ou seja, quantidade quatro vezes superior (Taylor, 1978). Depois de os suecos terem proibido o tratamento de sementes com mercúrio, em 1966, o nível desse metal nas aves começou a diminuir sensivelmente (Johnels & Westermark, *apud* Peterson, 1973). Em 1967, o arroz dos japoneses continha 0,1 ppm de mercúrio. A consequência desse fato foi a proibição do emprego de compostos organomercuriais em todo o Japão (Taylor, *op. cit.*).

Outro caso bastante clássico foi o ocorrido no Iraque em 1971/72, quando foi registrado um problema de envenenamento devido ao consumo de sementes tratadas à base de organomercuriais (OMS, 1974). Estes cereais continham em média 9,1 μ g/g de metilmercúrio na farinha de trigo utilizada na fabricação de pães consumidos pela população durante dois meses. Em alguns casos, a dose máxima ingerida foi de 250 μ g/kg/d de mercúrio, sendo a média de 80 μ g/kg (OMS, 1978).

A ingestão de sementes tratadas com compostos de alquilmercúrio pode gerar um quadro clínico que só se manifesta depois de algumas semanas. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS, 1974), considerando-se todos os casos relacionados com seres humanos, a mortalidade variou de 7% a 11%, sendo que muitos dos que sobreviveram ficaram inválidos ou até mesmo de- mentes.

NAS INDÚSTRIAS

A utilização de mercúrio nas indústrias está adquirindo proporções cada vez mais significativas. Pelo fato de esses estabelecimentos estarem localizados perto de ribeirões, rios, lagos, represas, estuários etc., ou de possuírem efluentes que são despejados nos esgotos, esse metal acaba sendo lançado nos sistemas aquáticos. Mesmo que o efluente seja lançado em concentrações que atendam aos limites estabelecidos em legislações, uma vez no sistema aquático o mercúrio pode – através da ação bacteriana ou mesmo por contato direto – entrar nos processos biológicos da fauna e flora e se bioacumular, atingindo valores acima dos limites estabelecidos, por exemplo, para o consumo humano (CETESB, 1986).

O mercúrio serve como bactericida e fungicida na fabricação da pasta de papel, sendo também componente básico de numerosos fungicidas e herbicidas (Charbonneau, *et alii* 1979). Acetato de metilmercúrio, cianeto, iodeto, acetato de etilmercúrio, entre outros, são usados tanto na agricultura quanto nas indústrias. Os mais usados são compostos alquilmercuriais, como desinfetantes para fungicidas (Am. Conf. Gov. Industrial Hygienists Inc., 1986).

Existem indústrias que usam o mercúrio como catalizador na produção de cloreto de vinila e de acetileno; como eletrodos, na manufatura de soda cáustica e outros processos eletrolíticos; nas lavandérias, sob forma de fenilacetato de mercúrio, para evitar bolores (Taylor, 1978), além de encontrar aplicação nas indústrias de madeira (Fellenberg, 1980).

No Brasil, as indústrias de cloro e soda que operavam com células eram as maiores consumidoras de mercúrio, respondendo por cerca de 58% do total utilizado

no país (dados de 1976 a 1978). As perdas desse metal ocorriam principalmente nas unidades eletrolíticas, por vaporização, e nas lamas de purificação da salmoura, além de se agregarem aos produtos finais (CETESB, 1981).

Segundo OMS (1978), a produção mundial de mercúrio entre 1900 e 1940 foi de cerca de 4 mil t; em 1968, de 8 mil t e, em 1973, de 10 mil t, sendo que as indústrias de compostos alcalinos de cloro são as maiores consumidoras.

AMBIENTES AQUÁTICOS

A transferência do mercúrio nos ecossistemas aquáticos pode ocorrer através de movimentos geológicos e/ou por mecanismos biológicos, estes independentes do movimento geográfico (Müller & LaHam *apud* Reeder *et alii* 1979).

A água do mar contém cerca de 30 ng/l de mercúrio, principalmente sob a forma do complexo de $HgCl_2$, enquanto que as águas interiores contêm 20 ng/l, concentração esta dez vezes menor que a obtida na água da chuva, que é de cerca de 200 ng/l (Erikson, 1967).

A água é o meio que transporta mais mercúrio, se comparado com o material em suspensão e o sedimento. Em um estudo feito por Nelson (1977) no rio Kuskokwim (Alasca), perto de um depósito de cinábrio (HgS), mostrou-se que a concentração de mercúrio em material em suspensão era de 3,9 mg/kg, o que correspondia a uma concentração na água de 0,34 $\mu g/l$. Calculou-se, com base nestes dados, que 80% do mercúrio são transportados através da água, 19% através do material em suspensão, e o restante pelo sedimento. Estes dados foram confirmados por estudos realizados no rio Ottawa, onde se verificou que 87,3% do mercúrio eram transportados pela água, 9,5% pelo material em suspensão e 3,2% pelo sedimento (Miller & LaHam, *apud* DeMayo, 1978).

No ecossistema aquático, o mercúrio pode estar presente sob diversas formas. A inorgânica, por exemplo, deposita-se rapidamente no sedimento, demorando apenas cinco minutos para chegar ao fundo, segundo Ramamoorthy & Rust (*apud* Reeder, 1979). Esta velocidade de precipitação depende muito pouco da variação do pH, além de não haver diferença quando em condições aeróbicas ou anaeróbicas.

O mercúrio presente nos ecossistemas aquáticos participa de uma ampla variedade de reações. A temperatura, a eficácia dos íons de mercúrio, a atividade metabólica da metilação pelos organismos, a forte presença de quelados orgânicos podem afetar quimicamente as reações de mercúrio na água e no sedimento (Karbe, *apud* Reeder, *op. cit.*).

Segundo Clarkson (*apud* Reeder, *op. cit.*), provavelmente as duas reações mais importantes na água são: a mudança de íons de mercúrio para outros cátions, em minerais sulfetos insolúveis (porque o sulfeto de mercúrio tem a solubilidade mais baixa de todos os sulfetos); a reação de mercúrios iônicos com sulfetos de hidrogênio, que são bioproduzidos. Ambas as reações ocorrem também no sedimento.

Dentro da importância ecológica, o metilmercúrio é formado pelo íon mercúrico por reação a nível enzimático, e outra reação sob condições aeróbicas e anaeróbicas (Huginin & Bradley, *apud* Reeder, *op. cit.*). Se-

gundo Jernelov (*et alii* 1975), em alguns lagos da Suíça somente 0,1% do mercúrio é convertido em metilmercúrio, por ano.

SEDIMENTO

O mercúrio se acumula no sedimento de forma natural e através da atividade humana. Ele pode estar presente em diferentes formas: como partículas de sulfeto de mercúrio, como mercúrio metálico e como íon mercúrio ou íon metilmercúrio absorvido quimicamente nos materiais orgânicos e/ou inorgânicos (Krenkel, *apud* Reeder, *op. cit.*)

Verifica-se uma correlação entre o diâmetro médio dos grãos do sedimento e a concentração de mercúrio. Os níveis são inferiores em sedimento arenoso e superiores em sedimento com matéria orgânica (Nelson, 1977). Um estudo realizado no rio Kuskokwim mostrou que as concentrações de mercúrio no sedimento fino (fração menor que 0,062 mm) eram muito superiores às do sedimento com fração maior que 0,25 mm (DeMayo, 1978).

A absorção de mercúrio depende também da qualidade do sedimento. Por exemplo: se o sedimento contiver muito enxofre, este tem a capacidade de reagir com mercúrio. No caso de metilmercúrio, a absorção sofre uma pequena redução, em condições anaeróbicas (Reimers, *apud* DeMayo, *op. cit.*).

Jacobs & Keeney (*apud* Rada, 1986), em um estudo efetuado no rio Wisconsin, levantaram a hipótese de que ocorria uma alta transformação de mercúrio em metilmercúrio em sedimentos mais ácidos e que continham altas quantidades de material orgânico. Outro fato que favoreceria a alta metilação de mercúrio, segundo Phillips & Meduick (*apud* Rada, *op. cit.*), é a grande produção primária, ou períodos de alta correnteza no rio, que mobiliza então o metilmercúrio do sedimento.

O estudo da Callister (1986) sobre metilação no sedimento revelou que a metilação acontece rapidamente, e que a maior intensidade de metilação acontece nos primeiros 4 cm de fundo, decaindo à medida que aumenta a profundidade. Verificou ainda que tanto o mercúrio livre quanto o ligado ao sedimento são metilados pelas bactérias, fazendo com que o mercúrio esteja disponível quase que continuamente para a biota.

Através do uso de mercúrio radioativo, Callister (*op. cit.*) chegou ainda às seguintes conclusões: a temperatura influi na metilação, sendo que a máxima metilação ocorre a 35°C e a mínima a 4°C; em sedimentos organicamente ricos ocorre maior metilação que em sedimentos pouco eutrofizados; em ambientes aeróbicos ocorre o processo com muito menor intensidade que em ambientes anaeróbicos; e que 98% do mercúrio lançado são incorporados ao sedimento nas primeiras quatro horas, e mais de 3% são metilados nos primeiros dez dias.

Berman (1986) observou que altas concentrações de sulfeto inibem a atividade de metilação de mercúrio, o que diminui a possibilidade de ele ser incorporado à biota. Assim, para um significativo declínio de sulfeto no sedimento espera-se um incremento na atividade de metilação. Olson & Cooper (*apud* Eganhouse, *et alii* 1976) verificaram ainda que, quando se comparam as condições anaeróbicas com as aeróbicas, as primeiras favorecem a produção e a estabilização do metilmercúrio no sedimento, assim como a quantidade de material

orgânico no sedimento influencia na quantidade de metilação.

A presença de mercúrio no sedimento pode causar mortandade e ocorrências teratogênicas em, por exemplo, ovos de peixes. Verificou-se que ocorreu a mortandade em desovas de trutas colocadas em ambientes com sedimento contaminado, a uma concentração de 0,052 mg/kg de mercúrio. O sedimento contaminado tem se mostrado mais letal para ovos e embriões que para larvas livres no ambiente (Birge, *apud* DeMayo, *op. cit.*).

Em ecossistemas aquáticos, a maior porcentagem de mercúrio total se encontra no sedimento (90% a 99%), 1% a 10% na água, e apenas 1% na biota. A distribuição de metilmercúrio, porém, é totalmente diferente: 90% a 99% se encontram na biota, 1% a 10% no sedimento e apenas 1% na água (Jernelov e Lann, 1973).

BIOACUMULAÇÃO

A acumulação de substâncias nocivas nos peixes e outros organismos aquáticos depende de vários fatores, tais como: taxa de oxigênio, velocidade do fluxo, valor de pH, dureza etc. No leito do ambiente aquático, até as algas podem acumular substâncias nocivas, acarretando um incremento ao longo da cadeia alimentar (algas-organismos planctônicos-peixes). Nos peixes, esse processo depende do hábito alimentar.

Através da transformação em metilmercúrio, o metal torna-se lipofílico e pode ser absorvido pelo plâncton (algas e outros microrganismos aquáticos), peixes e moluscos, que se alimentam desse plâncton, ocorrendo acúmulo progressivo de metilmercúrio na gordura destes animais (Fellenberg, 1980). É claro, porém, que a acumulação desse metal depende dos fatores endógenos do próprio peixe e das características do biótipo.

Segundo Reichenbach-Klinke (1982), as características físicas do próprio peixe, entre outras, são: seu estado, idade e hábito alimentar. Já os fatores do biótipo, entre outros, são: as características da água, temperatura, corrente, tipo de fundo, nível de oxigênio, a própria contaminação, os organismos da água (presença de bactérias, algas etc.), e a presença da fauna superior, como a própria fauna piscícola. Ainda segundo o mesmo autor, os fatores endógenos e exógenos determinam a intensidade e a magnitude do fator de bioacumulação do peixe.

Segundo a EPA (1972), a bioacumulação nos peixes depende principalmente da idade, forma de alimentação, estado fisiológico e das condições do próprio ambiente. Os peixes demonstram ter grande capacidade de bioacumulação de mercúrio (Dhew, 1972) e, segundo Bache (1971), peixes de idade mais avançada, por terem vivido mais tempo em determinados ambientes, têm mais chance de registrarem uma bioacumulação mais elevada. Este fato também foi verificado num estudo realizado pela própria CETESB na represa de Barra Bonita, SP, onde a espécie carnívora *Serrasalmus spilopleura* (pirambema) revelou níveis mais elevados à medida que aumentava a idade (CETESB, 1986). Além do fator idade, Moharram (1987), estudando *Mugil cephalus*, demonstrou haver uma forte correlação entre o comprimento do peixe, a idade e a presença do mercúrio total, orgânico e inorgânico na musculatura, total e orgânico nas espinhas, e total e inorgânico nas vísceras.

Devido à sua ação, o mercúrio pode trazer trágicas consequências. Este é, sem dúvida, um dos metais mais perigosos, quando presente no corpo aquático. O fato de muitas vezes não ser encontrado em níveis altos na água ou no sedimento, mas – através de fenômeno de bioacumulação – atingir concentrações cada vez mais significativas nos peixes (CETESB, *op. cit.*), torna ainda mais preocupante a sua presença nesses ambientes.

Cohen (1985) definiu a bioacumulação como a transferência de uma determinada substância que se encontra no ambiente para um organismo, e deste para outros, através da cadeia trófica, podendo chegar a níveis bastante elevados.

Os peixes não são capazes de metilar o mercúrio inorgânico (Huckabee, *apud* Rada, 1986), mas os organismos aquáticos concentram metilmercúrio em seu corpo, tanto através do contato direto com a água quanto através da cadeia alimentar (Johnels; Hanners; Hass & Groot e Mizttinen, *apud* EPA, 1972; Phillips & Buhler, *apud* Rada, *op. cit.*), embora se deva considerar que, quando o mercúrio está localizado na parte superficial do sedimento, pode ser absorvido mais facilmente pelo peixe ou por outros organismos aquáticos (Kudo & Mortimer, *apud* Rada, *op. cit.*).

O fato de o mercúrio se encontrar disponível no ambiente, somado à existência de bactérias – que o convertem em formas orgânicas altamente tóxicas de metil ou dimetilmercúrio –, torna qualquer forma desse metal potencialmente perigosa (EPA, 1976; Bodaly, *apud* Rada, *op. cit.*). A consequência desta atividade significativa, e não específica, das bactérias anaeróbicas bentônicas é que, uma vez poluído o ambiente, inicia-se o ciclo do mercúrio, difícil de se romper (Ottaway, 1982). Outro fator agravante é que ele se acumula mais na musculatura dos peixes (exatamente a parte comestível), o que ocorre principalmente na forma de metilmercúrio (a forma mais tóxica), oriundo da diferença de acumulação do inorgânico com o metil (Jensen & Jernelov, 1972). Além do mais, a meia-vida deste metal, no peixe, é de cerca de dois anos. No caso específico dos peixes de água doce, grande parte (cerca de 80%) está sob a forma de monometilmercúrio (Huckabee, *apud* Rada, *op. cit.*). De 75% a 100% do mercúrio analisado nos peixes do rio Wisconsin, em 1970-1971, estavam sob a forma de metilmercúrio (Kleinert & Deguise, *apud* Rada, *op. cit.*).

A meia-vida do mercúrio nos peixes é de cerca de dois anos (Dhew, 1972; Phillips & Buhler, *apud* Rada, *op. cit.*). Embora Bache (1971) tenha encontrado uma relação de metilmercúrio com o mercúrio total (34% a 93%) em função da idade, vários trabalhos realizados a respeito demonstraram não existir esta relação. Segundo Westoo (1973), a proporção de metilmercúrio em relação ao total, na musculatura do peixe, independe da idade, atingindo uma proporção que varia de 81% a 98%, sendo em média de 93%. Já nos mariscos, esta relação é de 50% (OMS, 1972). Segundo a OMS (*op. cit.*), 99% de todo o pescado capturado mundialmente não apresentam mercúrio excedendo o valor de 0,5 μ g/g, e 95% contêm, provavelmente, valores inferiores a 0,3 μ g/g.

Pirati (*apud* Reichenbach-Klinke, 1982), estudando as mesmas espécies de peixes em vários lugares diferentes, observou alguns dados interessantes: em todas as espécies, o nível de mercúrio foi mais elevado na musculatura vermelha do que na branca (do dorso), e nesta,

por sua vez, foi superior à dos lóbulos abdominais. Isto ocorre, sem dúvida, devido à maior irrigação sanguínea, no primeiro caso. Verificou também que os níveis no sangue dos peixes analisados, de uma maneira geral, eram bastante elevados.

Quanto a alterações histopatológicas produzidas nos peixes devido à acumulação de mercúrio, muito pouco estudo é realizado a respeito. Sabe-se que os metais pesados, de uma forma geral, são tóxicos aos peixes. Um dos efeitos é a alteração da função das brânquias e, conseqüentemente, do sistema respiratório (Blevins, 1986). Adiciona-se a este fator a alteração do comprimento e/ou peso, que podem estar também correlacionados com os níveis de metais (Cox *et alii*, *apud* Blevins, *op. cit.*). Alterações no fígado e no intestino foram verificadas no "sapo marinho" *Halobatrachus didactylus* (Gutierrez, *apud* Gutierrez, 1979), alterações nas brânquias, fígado, intestino, rins e sangue foram observados na espécie *Dicentrarchus labrax* (robalo), e efeitos do mercúrio inorgânico e orgânico sobre o fígado, intestino, brânquias, estômago e rins foram observados na espécie *Mugil auratus* (Establier, *apud* Gutierrez, *op. cit.*). No entanto, para se usar peixes como indicadores de contaminação pelo mercúrio ou outros metais, é interessante usar-se espécies de pouca mobilidade (Stinson & Eaton, *apud* Rada, 1986), pois peixes com hábitos migratórios podem incorporar metais de outros locais.

GARIMPOS

O mercúrio é usado nos garimpos com a finalidade de aumentar a produtividade, pois ele se aglutina com o ouro, formando o chamado "ouro amalgamado", evitando ao máximo a perda do ouro em pó. Para cada grama desse metal utiliza-se cerca de 1,7 g de mercúrio, ou seja, para cada tonelada de ouro são utilizadas cerca de 1,7 t de mercúrio. Ressalve-se, entretanto, que nem todos os garimpos usam esta proporção. Segundo Coelho (1987), a produção de ouro no ano de 1986 foi cerca de 41 t só no Estado de Mato Grosso e, de acordo com o diretor-geral do DNPM - Departamento Nacional de Produção Mineral, Dr. José Belfort dos Santos Bastos, a produção anual no país deve chegar a cerca de 140 t (*Ouro: perda...*, 1987).

Além de perder mercúrio na lavagem final do ouro amalgamado (na separação dos dois através do processo de bateia), o restante é lançado no ambiente, quando da sua separação através do processo da "queima". Esse processo consiste na separação dos metais através da diferença de temperatura, uma vez que o mercúrio é bem mais volátil, pois sua temperatura de ebulição é de 365°C, enquanto que a do ouro é de 2.600°C. Isto quer dizer que todo o mercúrio usado no processo acaba sendo lançado no sistema. Com a finalidade de apresentar a gravidade do problema, deve-se ressaltar que, para cada tonelada de acetaldeído produzido pela indústria Minamata Sectors of the Shin-Nihon-Chisso-Hiryō Company (mais conhecida como a indústria Chisso), no Japão, onde se verificou o problema do "mal de Minamata", eram lançados cerca de 500 g a 1.000 g de mercúrio para cada tonelada produzida (Nomura, *in* Study Group of Minamata Disease, 1968), e Nishimura & Kumagay (1983) estimaram que a baía de Minamata recebeu, entre os anos de 1932 e 1968, cerca de 260 t de mercúrio.

O uso do mercúrio nos garimpos é agravado devido ao fato de que a pessoa mais exposta, o chamado "queimador", inspira todos os gases de mercúrio na hora da "queima" do ouro amalgamado. Resultados preliminares obtidos em garimpos mostraram grandes diferenças nos níveis de contaminação de um queimador e um não queimador. Nesse trabalho, foram constatados níveis de mercúrio na urina e no sangue acima dos limites estabelecidos pela legislação brasileira (Portaria Nº 12 SSMT/MTb, 14/6/83). Enquanto esta legislação permite até 50 µg Hg/l na urina e 2,1 µg Hg/100 g no sangue, foram verificados, principalmente na população diretamente exposta (queimadores), níveis de até 333 µg Hg/l na urina e numerosos casos com níveis de mercúrio acima do permissível no sangue, demonstrando estar ocorrendo uma exposição ocupacional excessiva, com significativo risco de comprometimento dessa população (CETESB, 1985).

A saturação do gás de mercúrio no ambiente atmosférico depende muito da temperatura. A 24°C, uma atmosfera saturada de vapores de mercúrio contém aproximadamente 18 ng/m³, e a 40°C este valor pode subir para 68 ng/m³ (Knight, *apud* CETESB, 1984), o que deixa o queimador em maior desvantagem ainda, uma vez que a temperatura na Amazônia é bastante elevada. Segundo a OMS (1974), a concentração máxima permissível de mercúrio no ar é de 0,01 ng/m³, equivalente a 10 ng/m³. O fato de as altas temperaturas favorecerem a ocorrência da metilação do mercúrio no sedimento (Callister, 1986) faz com que o uso deste metal em regiões amazônicas atinja outra dimensão.

Além do problema da contaminação por mercúrio, a exploração das reservas auríferas de forma tão primária não leva em conta a agressão feita ao próprio ambiente, principalmente quando este é altamente dinâmico e frágil, como o Pantanal. Os efeitos desta agressão far-se-ão sentir em caráter irreversível em curto espaço de tempo - desde a remoção do fundo dos rios, pelo assoreamento e desvio dos seus cursos naturais, até uma grave consequência nos campos sócio-econômico e de toxicologia humana.

CONSIDERAÇÃO FINAL

Os fatos apresentados demonstram a necessidade de se promover a aplicação da política do ambiente e das leis ambientais, por todos os órgãos competentes. É também de suma importância que se desenvolvam estudos visando diagnosticar precocemente a presença e o reflexo que as substâncias tóxicas têm nos ambientes, assim como a revisão dos critérios estabelecidos para os limites máximos permissíveis da sua presença nos ecossistemas. Ao mesmo tempo, devem ser oferecidas tecnologias alternativas que eliminem ou minimizem os impactos ambientais causados.

A questão do garimpo (ou melhor, do mercúrio) deve ser estudada com mais atenção, dando-se prioridade absoluta à questão do meio ambiente. O uso deste metal de forma tão indiscriminada pode seguramente resultar, em breve prazo, em um quadro tão assustador que, sem dúvida, fará mudar o nome da doença de "mal de Minamata" para "mal tupiniquim".

AGRADECIMENTO

Às Dras. Denise Navas Pereira e Celina Vargas-Boldrinni, pelas sugestões e críticas.

REFERÊNCIAS

- 1 - ALBERT, A. L. *Curso básico de toxicologia ambiental 1985*. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, 1985. 371 p.
- 2 - AMERICAN CONFERENCE OF GOVERNMENTAL INDUSTRIAL HYGIENISTS INC. *Documentation of the threshold limit values and biological exposure indices*. 5 ed. Cincinnati, American Conference of Governmental Industrial Hygienists, 1986. 360 p.
- 3 - BACHE, A.C.; GUTTENMANN, W.H.; LIST, D.J. *Residues of total mercury and methylmercury salts in lake trout as function of age*. *Science*, (172): 951-2, May 1971.
- 4 - BERMAN, M. & BARTHA, R. Control of the methylation process in a mercury polluted aquatic sediments. *Environment Pollution Series B*, 11:41-53, 1986.
- 5 - BLEVINS, R.D. & PANCORBO, O.C. Metal concentrations in muscle of fish from aquatic systems in East Tennessee, U.S.A. *Water, Air and Soil Pollution*, 29 (4):361-71 Aug. 1986.
- 6 - CALLISTER, S.M. & WINFREY, M.R. Microbial methylation of mercury in Upper Wisconsin River sediments. *Water, Air and Soil Pollution*, 29 (4): 453-68, Aug. 1986.
- 7 - CETESB, São Paulo. *Estudo de mercúrio nas águas e estuários do rio Botafogo*. Pernambuco. Fase 1 – *Estudo Preliminar*. São Paulo, CETESB, 1981. 32 p.
- 8 - ———. *Metodologia analítica para quantificação do mercúrio em sangue e urina: Relatório 055/GAQ-CETESB/SP*. 1983. 29 p.
- 9 - ———. Mercúrio. In: *Avaliação toxicológica da exposição da população infantil de Cubatão a poluentes químicos do meio ambiente*. São Paulo, CETESB, 1984. V. 1 p. 63-94.
- 10 - ———. *Levantamento prévio do grau de exposição ao mercúrio de alguns segmentos populacionais do Estado de Mato Grosso*. São Paulo, CETESB, 1985. 11 p.
- 11 - ———. *Avaliação dos níveis de contaminação por mercúrio na água, sedimento e peixes na Represa de Barra Bonita e seus rios formadores: Piracicaba e Tietê*. São Paulo, CETESB, 1986. 115 p.
- 12 - COELHO, S.C. Terra arrasada. *Jornal da Tarde*, São Paulo, 17 ago. 1987.
- 13 - COHEN, B.L. Bioaccumulation factor in marine organism. *Health Physics*, 49 (6): 1290-94, 1985.
- 14 - CHARBONNEAU, J.P. et alii. Enciclopédia de ecologia. EPU/EDUSP, São Paulo, 1979. 479 p.
- 15 - DEMAYO, A.; DAVIS, A.R.; FORBES, M.A. *Forms of metals in water*. Canada, Environment Canada. 1978. 24 p. (Scientific Series Nº 87).
- 16 - DHEW. Secretary Pesticides Advisory Committee. Study group mercury hazards. In: Krakbill, H.F. & Reynolds, A.L. *Problems of mercury concentration*. FDA, 1972 cap. 6 p. 271-89.
- 17 - EGANHOUSE, R.P.; JOHNSON, J.N.; YOUNG, D.R.; MCDERMOTT, D.J. *Mercury in Southern California Waters: inputs distribution and fate*. California, Southern California Coastal Water Research Project. 1976. 57 p.
- 18 - EPA. *Water quality criteria*. Washington, 1972. 594 p.
- 19 - ———. *Quality criteria for water*. Washington, 1976. 256 p.
- 20 - ———. *Action levels for poisons or deleterious substances food and animal feed*. Washington, 1981.
- 21 - ERIKSON, E. Mercury in nature. Copenhagen. *Oikos*. 1967. Supl. 9, p. 13.
- 22 - FELLEBERG, G. *Introdução aos problemas da poluição ambiental*. São Paulo, EDUSP/SPRINGER, 1980. 196 p.
- 23 - GUTTIERREZ, M. & ESTABLIER, R. Accumulación de mercurio inorgánico y orgánico a partir del agua de mar por la dorada *Sparus aurata* L. y sus efectos histopatológicos. *Inv. Pesq.* 43 (2): 533-43. Jul. 1979.
- 24 - JENSEN, S. & JERNELOV, A. Behavior of mercury in the environment. In: *Mercury contaminations in man and his environment*. Vienna, IAEA, 1972. p. 43-7. (Tech. Rep. Ser., 137).
- 25 - JERNELOV, A. & LANN, H. Studies in Sweden of feasibility of some methods restoration of mercury contaminated bodies of water. *Environment Science Technology* 7 (8): 712-18. 1973.
- 26 - ———. LANDNER, L.; LARSSON, T. Swedish perspectives on mercury pollution. *Journal Water Pollution Control Federation*, 47 (4): 810-22. 1975.
- 27 - JOENSUU, O.J. Fossils fuels as a source of mercury pollution. *Science*, 172 - (3987): 1027-28. 1971.
- 28 - MOHARRAM, J.G. et alii. Mercury and Selenium Content in bauri (*Mugil cephalus*). *Water, Air and Soil Pollution*, 32 (1987): 455-9.
- 29 - NAUTILUS. El mercúrio y sus peligros. *Nautilus*, R. Geigy S.A., Basilea, Suíça, s.d.
- 30 - NELSON, H.; BRANDLY, R.D.; EVERETT, A.J.; DENNIS, H.S. Mercury dispersal from lode sources in the Kuskokwim River drainage, Alaska. *Science*, 198: 820-4. 1977.
- 31 - NISHIMURA, H. & KUMAGAI, M. Mercury pollution of fishes in Minamata bay and reuranding water: analysis of polhway of mercury. *Water, Air and Soil Pollution*, 20: 401-11. 1983.
- 32 - OMS. *Evolución de diversos aditivos alimentarios y de los contaminantes mercurio, plombo y cadmio*. Ginebra, FAO/OMS. 1972. 39 p. (Series Informes Técnicos, 505).
- 33 - ———. *El uso de mercúrio y compuestos alternativos en el tratamiento de semillas*. Ginebra, FAO/OMS. 1974. (Série de Informe Técnico, 555).
- 34 - ———. *Mercúrio*. OMS, 1978. 148 p. (Critérios de Salud Ambiental-1).
- 35 - OTTAWAY, J.H. *Bioquímica da poluição*. São Paulo, EDUSP, 1982. 74 p.
- 36 - OURO: perda de 123 toneladas ao ano. *Jornal da Tarde*, São Paulo, 19 set. 1987.
- 37 - PETERSON, C.L.; KLAWE, W.L.; SHARP, G.P. Mercury in tunas: a review. *Fishery Bulletin*, 71 (3): 603-13, 1973.
- 38 - RADA, R.G.; FINDLEY, J.E., WIENER, J.G. Environmental fate of mercury discharged into the upper Wisconsin wales. *Water, Air and Soil Pollution* 29: 57-76, 1986.
- 39 - REEDER, S.W.; DEMAYO, A.; TAYLOR, M.C. *Mercury*. Ottawa, Environment Canada, 1979. 15 p. (Guidelines for surface water quality inorganic chemical substances).
- 40 - REICHENBACH-KLINKE, H.H. *Enfermedades de los peces*. Zaragoza, España, Acribia, 1982. 507 p.
- 41 - SCHUMACHER, E.S. *O negócio é ser pequeno*. 4 ed. São Paulo, Zahar, 1983. 261 p.

- 42 - STUDY GROUP OF MINAMATA DISEASE. Epidemiology of Minamata disease. In: *Minamata disease*. 1968. Cap. 2, p. 5-35.
- 43 - TAYLOR, G.R. *A ameaça ecológica*. São Paulo, USP, 1978. 289 p.
- 44 - UNDERWOOD, E.J. Mercury. In: *Trace elements in human and animal nutrition*. London, Academic Press New York, 1977. 4 ed., Cap. 14, p. 375-87.
- 45 - VARGAS-BOLDRINNI, C.; PADUA, H.B. de; NAVAS PEREIRA, D.; KAWAKAMI de RESENDE, E.; JURAS, A.A. Contaminação por mercúrio nos rios Mogi-Guaçu e Pardo (SP). *Revista DAE*, São Paulo, SABESP, 43 (135): 106-17. 1973.
- 46 - WHO, Geneve. *Mercury*. World Health Organization, 1976. (Environment Health Criteria, 1).

Uma metodologia para controle de odores

João Baptista Galvão Filho¹

RESUMO

As fábricas de celulose foram durante muito tempo consideradas não saneáveis, ou seja: mesmo utilizando-se da melhor tecnologia prática disponível para o controle de suas emissões odoríferas, principalmente de ácido sulfídrico e metil mercaptana, não equacionavam o problema do odor perceptível na circunvizinhança. Tomando-se como base uma unidade de celulose localizada em São Paulo, foi possível implantar um plano para resolvê-lo. Este plano compõe-se de duas fases: a de definição do problema e a de controle das emissões. A questão-chave reside em definir o que vem a ser, do ponto de vista econômico, um nível de odor suportável pela comunidade vizinha.

Palavras-chave: controle de odores, poluição do ar, fabricação de celulose, emissão de compostos de enxofre.

ABSTRACT

For a long time the kraft pulp mills were considered as an unsolvable problema, i. e., even applying the best practical available technology to control the odor emissions, mainly hydrogen sulphide and metil mercaptan, it was common to say that the threshold odor limit in the neighborhood had not been controlled yet. Taking as a base one the kraft pulp mills situated in the State of São Paulo (Brazil) it was possible to implement a plan to solve this problem, wich consists of two phases: the definition of the matter and the emission control. The main part of the issue was to define what would be economically the level of the odor wich could be bearable for the neighboring community.

Key words: odor control, air pollution, kraft pulp mills and sulphur compounds.

INTRODUÇÃO

O maior problema enfrentado, quando se tenta oferecer uma solução para as reclamações de odor feitas por uma comunidade, é a falta de padrões adequados que possam orientar as autoridades e os administradores ambientais das empresas emissoras de tais poluentes em relação às fontes da indústria e/ou do empreendimento prioritariamente responsável pela emissão de odor; e também quanto ao nível de controle necessário para a solução deste problema.

Existem na natureza cerca de 40 mil tipos distintos de odores, dos quais somente 10 mil podem constituir-se numa preocupação para as autoridades ambientais na medida em que sua concentração pode, em certas ocasiões, oferecer incômodos e eventuais riscos para a saúde pública quando se apresentam em doses (concentração x tempo de exposição) acima dos limites permitidos.

Com exceção dos casos muito específicos, como o dos hidrocarbonetos, por exemplo, cujos padrões de emissão existentes claramente orientam o que vem a ser um "problema", os regulamentos, para a maioria dos casos – onde se incluem as emissões altamente perceptíveis de compostos de enxofre de uma fábrica de celulose –, são orientados a partir do critério "inconvenientes ao bem estar público", convencionalmente chamados

¹ Engenheiro Químico, Sanitarista, Mestre em Ciências de Engenharia Ambiental pela Universidade de Cincinnati, consultor de Meio Ambiente do Grupo Ripasa e diretor da empresa ECP – Engenharia de Controle da Poluição Ltda.

de incômodo. Dessa forma, para um determinado nível de odor, o critério utilizado é o quanto de incômodo pode representar e o quanto de controle se faz necessário para a sua eliminação.

A solução mais coerente seria, pois, controlar suficientemente, até a eliminação completa, os odores detectáveis pela comunidade. Normalmente, porém, esse tipo de resposta não é viável do ponto de vista econômico e, em algumas situações, como no caso da fabricação de celulose, pode até ser tecnologicamente impossível. Conseqüentemente, a solução para os problemas de odor emitidos por uma fábrica de celulose acaba recaindo no estabelecimento de um nível de odor perceptível que seja suportável para a comunidade adjacente. É lógico que, se por exemplo duas indústrias estão emitindo odores similares (compostos de enxofre), mesmo assim cada uma necessitará de avaliações e níveis de controle diferentes para equacionar seus problemas de odor.

Pretende-se, portanto, prevenir a ocorrência de situações em que uma indústria venha a gastar vários milhões de dólares na redução de cerca de 90 % dos níveis de odor, por exemplo, para descobrir posteriormente que o nível necessário e adequado seria 98 %. Esse tipo de situação leva a população invariavelmente à revolta e à perda total de credibilidade por parte da indústria e da agência de controle, na medida em que os proprietários ou acionistas passam a desacreditar realmente da possibilidade de serem controlados os odores de sua fábrica.

METODOLOGIA

Existem duas fases distintas para a solução de um problema de qualidade do ar. A primeira implica na sua definição e a segunda, no seu controle. Para se obter uma visão precisa de onde se está e aonde se deve chegar, esta metodologia enfatiza o processo de definição que é de crucial importância para se determinar o grau de controle necessário que torne compatível a utilização do recurso natural ar tanto pela população quanto pela indústria.

A definição do problema deve abordar os seguintes aspectos:

- avaliar o problema e identificar suas causas;
- determinar as características químicas dos poluentes, bem como quantificar as taxas de emissão; e
- estimar o impacto das fontes poluidoras identificadas e confirmar a relação existente entre as fontes de emissão e a alteração da qualidade do ar, determinando o grau de controle necessário.

A fase do controle de odores, por sua vez, deve estabelecer a estratégia e, então, instalar os equipamentos adequados e aplicar os mecanismos seguros de dispersão. A seguir se deve operar e manter os sistemas de controle da poluição – o processo produtivo e os equipamentos de controle da poluição – e monitorar os resultados.

Esta proposta de plano de controle é aplicável para o controle das emissões odoríferas das fábricas de modo geral. Entretanto, cuidados adicionais deverão ser tomados em cada caso, como, por exemplo, contar com o trabalho de um bom profissional de controle da poluição que deverá se encarregar de estabelecer a melhor estratégia possível.

Avaliação do problema

Os incômodos causados por odor geralmente ocorrerão em períodos de inverno após o entardecer e antes do amanhecer, quando as inversões térmicas acontecem com maior intensidade e frequência. Durante estas horas a atmosfera encontra-se mais estável com turbulência atmosférica limitada. Entretanto, com o intuito de se confirmar as reclamações de odor e se obter amostras representativas, é necessário descobrir na região, com suas condições meteorológicas e topográficas específicas, quais são os piores momentos do ano em que ocorrem concentrações odoríferas incomodativas. Fazer esta verificação é uma tarefa complicada, pois, na maioria das vezes, os funcionários, tanto da indústria quanto das agências de controle da poluição, responsáveis pela sua execução, são em número reduzido e somente trabalham durante o clássico período das 8h00 às 17h00. Nesse intervalo de tempo a turbulência é maior e o problema de odor, menos intenso. Disso resulta uma verificação inadequada do problema e o conhecimento incompleto de sua significância.

Outra situação muito comum, relacionada com a verificação das reclamações, é a descrição que se obtém das características do odor. Ao invés das descrições feitas através de expressões como “é fedido” ou “cheira mal”, deve-se procurar obter informações que possam melhor precisar as características desse odor – por exemplo, cheiro de “ovo podre” ou de “repolho estragado” – e indicar suas diversas graduações que podem ser: limiar da percepção; levemente perceptível; detectável; facilmente detectável; forte; insuportável.

Mesmo não sendo difícil detectar externamente o odor emitido por uma fábrica de celulose, pode-se verificar que os odores emitidos pelas várias fontes internas são diferentes entre si. Daí se chegar a níveis de complicação muito grandes, principalmente quando outros odores semelhantes – como o do esgoto doméstico, refinaria de petróleo etc. – encontram-se misturados e adquirem características de percepção completamente diferentes. A direção e a velocidade dos ventos e a umidade relativa do ar, no campo meteorológico, são fatores importantíssimos e, quanto mais profundo o seu conhecimento, mais útil será.

Outro problema importante é o da regulamentação legal do odor, que pode ser tão variado quanto se queira. A maioria dos critérios de qualidade do ar utilizados para poluentes comuns ou tóxicos são expressos em mg/m³, ppm etc. No caso dos odores, o critério se expressa através do termo “incomodidade” que é muito subjetivo e sujeito a muitas interpretações.

Em Nevada, EUA, por exemplo, mesmo com todas as incertezas do “cheirômetro” (Scentometer), este é usado como instrumento de medição. Quando, numa amostra de 20 pessoas, 30 % delas forem incomodadas pelo odor exalado, será considerada infração. Em outros locais, são levados em conta outros fatores: intensidade, qualidade, duração e frequência do odor, hora do dia e da semana e direção do vento. Estes fatores são proporcionalmente pesados e combinam-se de maneira a se obter, através de uma fórmula, o “índice de percepção de odor” e o seu equivalente grau de incômodo.

Apesar de todos os inconvenientes que estas regulamentações apresentam, elas constituem, pelo menos, um ponto intermediário entre as situações de não se ter reclamações e se estar dentro da lei, ou de se ter reclama-

ções – mesmo que sejam poucas – e se estar fora da lei.

A dificuldade em se obter uma verificação precisa reside, ainda, no fato de a reclamação do incômodo ser geralmente afetada por fatores não aparentes, como emocional, político e econômico, cujo conhecimento, com certeza, está fora do campo da engenharia, mas deve fazer parte do universo daqueles que exercem a função de administrador ambiental e que, assim, estarão capacitados para encontrar uma solução adequada para o problema, tanto do ponto de vista da indústria quanto da população envolvida.

Determinação das características dos poluentes

O odor emitido por uma fábrica de celulose é usualmente resultante da mistura de compostos odoríferos, a qual será ainda mais complexa se existirem, nas redondezas, outras fontes de compostos de enxofre. Raramente um composto de enxofre é responsável pelo odor percebido pela comunidade. Contudo, conhecendo-se os diferentes tipos de odor emitidos por uma fábrica de celulose, pode-se detectar se o cheiro incomodativo vem do processo de cozimento ou da caldeira de recuperação, por exemplo. Técnicas analíticas modernas são capazes de separar e detectar os vários tipos de componentes do odor. Infelizmente estas análises são muito difíceis e caras, o que as torna adequadas somente para a pesquisa mas não para o monitoramento rotineiro.

Existem, no caso das emissões de compostos de enxofre, alguns tipos de monitoramento contínuo muito úteis para se detectar as emissões em tempo real e que servem não só para efetuar sua estimativa em determinado período, mas, principalmente, para descobrir a origem dos seus picos. Estes, por sua vez, podem ter origem conhecida – como as manufaturas programadas, por exemplo – ou desconhecidas. A origem desses picos de emissão é desconhecida em razão da inexistência de equipamentos automáticos de controle de processos ou pela necessidade de ainda ser pesquisada a composição química dos subprodutos da fabricação de celulose.

De qualquer forma, o engenheiro ambiental responsável pelo problema deverá:

- obter taxas de emissões de odor;
- estabelecer padrões ou metas a se alcançar;
- descrever a magnitude do problema; e
- demonstrar a eficácia da metodologia de controle.

O maior problema para a medição do odor não se encontra na fonte poluidora, já que existem métodos padronizados (método 16A), mas na comunidade, que não dispõe de métodos padronizados. Durante anos, os cientistas que trabalham com a medição de odor desenvolveram muitos métodos, tais como o do limite da percepção, o da intensidade, o do grau de agradabilidade etc., mas estabeleceram para cada uma dessas categorias de medidas várias maneiras de apresentar o odor aos julgadores do painel – painelistas –, resultando desse procedimento vários valores para uma mesma medida. Por exemplo, a detecção do limite de percepção de odor com a utilização da técnica da seringa (ASTM) pode aparecer com um valor duas vezes menor do que o verificado através da técnica da diluição dinâmica (olfatômetro dinâmico). No olfatômetro, odores com taxas de vazão maiores são sempre mais fáceis de serem detectados do que aqueles com taxas de vazão menores. Entretanto, se se conhecer os detalhes da técnica de

medição usada, esse conhecimento será muito útil na hora de se interpretar e se elaborar a conclusão sobre os resultados.

Outros fatores que podem ter significativa importância nas medições são as técnicas utilizadas na coleta da amostra, o material de que é feito o saco de coleta ou o absorvente, a forma de armazenamento da amostra, sua unidade e, até mesmo, a fadiga ou o potencial de sensibilidade de olfato, representativo ou não, da comunidade em questão. Todos esses problemas devem ser encarados e englobados como problemas da amostragem.

A toxicidade química é outra via importante para se conhecer quais características das substâncias envolvidas na formação do odor e relacioná-las através de suas doses (concentração, tempo de exposição e meio de penetração no organismo) com os efeitos sobre a saúde da comunidade envolvida. Por exemplo, o ácido sulfídrico em alta concentração é considerado tóxico e também “incomodativo”, mas é somente incomodativo quando se encontra em baixa concentração. Diferentemente, o dióxido de enxofre só será considerado fora do padrão de qualidade do ar pela sua exposição percebida pela comunidade, por mais de uma hora.

Hoje em dia, com o desenvolvimento das pesquisas, está cada vez mais fácil conhecer as relações entre o odor de uma substância e sua toxicidade.

Estimativa do impacto

Uma vez identificada a fonte, torna-se necessária a utilização de um modelo de dispersão que confirme a relação existente entre a taxa de emissão dessa fonte e o impacto do poluente na qualidade do ar da comunidade. Geralmente o odor de uma fábrica, especialmente de celulose, é facilmente identificado em qualquer pesquisa comunitária. Dada a existência de outras fontes de odor similares na região, torna-se imprescindível que o órgão de controle inventarie as emissões dessas fontes e acompanhe, detalhadamente, o cronograma de reduções. Por exemplo, a existência de uma lagoa de tratamento de efluentes líquidos domésticos de 30 m x 40 m pode ser a fonte mais importante, pois, apesar de sua baixa concentração de odor, pode apresentar uma grande vazão.

Uma vez de posse dos dados de emissão da fonte e dos que se referem à qualidade do ar na comunidade, só resta viabilizar um modelo de dispersão adequado que possa associar emissão e recepção. Entretanto, esta não é uma tarefa muito fácil para fontes existentes no Brasil, pois, se por um lado, elas causam grandes incômodos à população, por outro os dados de qualidade do ar sequer são imaginados. Só resta realizar o melhor inventário de emissões possível e fazer um levantamento de todos os dados da região: suas condições meteorológicas, as influências topográficas e as ocorrências microclimáticas observáveis, para depois se escolher e aplicar um modelo de dispersão que se ajuste com os dados de percepção de odor, obtidos através de uma amostra representativa da comunidade.

A experiência e a técnica do manuseio de programas de controle da poluição ambiental propiciarão o estabelecimento da relação entre a fonte emissora e a comunidade receptora.

O inadequado ajuste de todas estas partes poderá acarretar erros absurdos de 50% a 1.000%. Com o mo-

delo de dispersão calibrado é possível se determinar o grau de controle necessário e conseqüente rateio dessas reduções entre as várias fontes de emissão.

Estabelecimento das estratégias de controle

Após a definição do problema, efetuar o controle do odor de uma fábrica de celulose, como a tomada como exemplo, constitui uma tarefa semelhante à realização de qualquer outro tipo de controle. Isto implica na escolha de matérias-primas variadas com as quais se possa obter, através do controle do processo, menor emissão de compostos de enxofre; a introdução de alterações no processo, como a implantação *large economizer* nas caldeiras de recuperação existentes; e no encaminhamento de soluções apropriadas de controle da poluição, principalmente no que se refere ao processo de combustão e ao aumento em altura da chaminé – a qual deverá ser preferencialmente única.

Todos esses procedimentos podem levar à solução do problema de odor de uma fábrica de celulose do tipo Kraft, tido convencionalmente como impossível de ser definitivamente solucionado. Entretanto, devido às várias limitações que envolvem os diversos estágios de definição do problema, as estratégias de controle precisam ser mais flexíveis. Mais ainda: dados como a localização física das unidades de celulose e as condições meteorológicas e topográficas já mencionadas implicarão na adoção de estratégias de controle próprias para cada fábrica de celulose.

Finalmente, considerando a necessidade de desenvolvimento das fábricas de celulose existentes, é de vital importância que, com o conhecimento das possibilidades de redução de odor através das melhores tecnologias existentes e com o auxílio da modelagem matemática de dispersão dos poluentes odoríficos se obtenha informação acerca do quanto de percepção de odores a comunidade pode suportar, para que se estabeleça um dado limite máximo de produção de celulose. Se se conhece antecipadamente a visão do limite de produção da fábrica existente, a posse dessa informação facilitará a implantação e aplicação rentável de novos investimentos em locais apropriados.

Monitoramento de resultados

Dentro do campo do controle da poluição de odores, o monitoramento da emissão de compostos de enxofre por equipamentos em tempo real e a utilização da amostragem de chaminé das principais fontes de uma fábrica de celulose constituem uma vantagem enorme sobre todos os outros tipos de avaliação de odor e devem ser indubitavelmente aplicados para a obtenção de um bom equilíbrio entre o “residir” da população e o “produzir” da indústria que objetiva uma boa rentabilidade do enorme capital ali investido.

REFERÊNCIAS

- 1 - SHEREMISINOS, PAUL N. *Industrial odor technology assessment*. Newark, New Jersey, Institute of Technology, 1975, 457-468 p.
- 2 - YOUNG, RICHARD A. Ed. *Industrial odor technology assessment*. Barrington, Illinois, Pollution Engineering Technical Publishing, 1975, 487-493 p.
- 3 - GRUBER, C. W. *Odor potential from the official's viewpoint*. Chicago, ASTM Annual Meeting, 57. ASTM, 1954.
- 4 - TURK, A. *Selection and training of judges for sensory evaluation of the intensity character of odor*. DHEW - Department of Health Education and Welfare, PHS - Public Health Service (EUA), 1967.

Disposição de resíduos perigosos em aterros

Cyro Bernardes Júnior¹

RESUMO Este trabalho discute as exigências para aterros de resíduos perigosos previstas no projeto de Norma ABNT 2:09.60 – “Aterros de Resíduos Perigosos – Critérios para Projeto, Construção e Operação”. Como ilustração, é apresentado o caso de um lixão para resíduos industriais existente na região de Campinas, no qual não foi seguido o estabelecido na Norma, o que levou à poluição das águas subterrâneas próximas.

Palavras-chave: resíduos sólidos, aterro, resíduo perigoso, normas, contaminação de águas subterrâneas, mantas.

ABSTRACT This paper discusses the requirements for hazardous wastes landfills in accordance with ABNT Standard 2:09.60 project – “Hazardous Wastes Landfills – Design Construction and Operation Criteria”. To illustrate it, the paper presents a dumping site for industrial waste in Campinas area in which the standard's requirements have not been met. This fact led to the pollution of the neighbouring groundwaters.

Key words: solid wastes, landfill, hazardous wastes, standards, groundwater contamination.

INTRODUÇÃO

A disposição de resíduos perigosos em aterros foi recentemente regulamentada pela aprovação, na ABNT, do projeto de Norma 2:09.60 – “Aterros de Resíduos Perigosos – Critérios para Projeto, Construção e Operação”. Para melhor ilustrar o que esta Norma propõe, será comparado um caso real com aquele por ela preconizado.

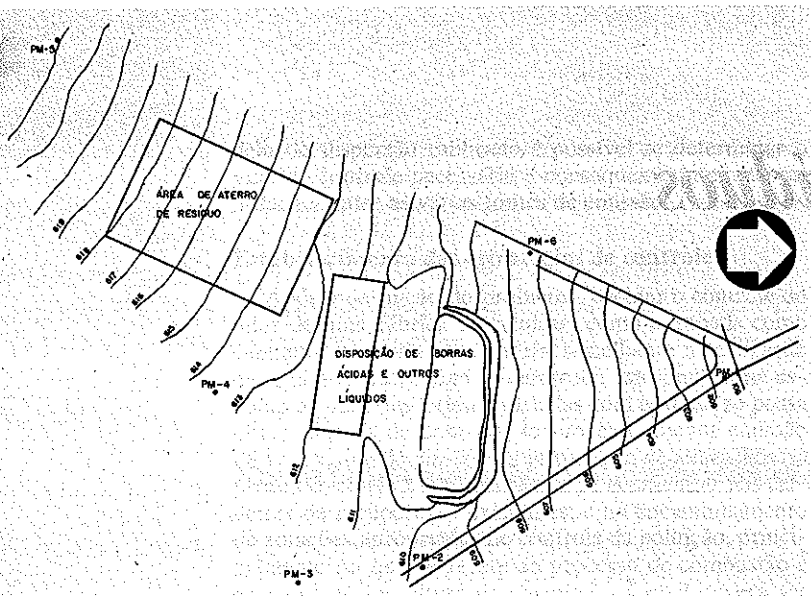
O aterro em questão localiza-se na região de Campinas. A área com cerca de 35 mil m² vem sendo utilizada desde 1974, para disposição final de borras originárias do refino de óleo, recebendo atualmente cerca de 70 m³/d de resíduo (1). Em área contígua, que pertence ao mesmo proprietário, vêm sendo depositados, desde 1984, resíduos contendo metais pesados, cujo projeto foi aprovado pela CETESB. Entretanto, só será analisado aqui o caso da disposição de borras.

Além das borras, tem-se notícia de que, de forma clandestina, foram também depositados resíduos de fundos de coluna de recuperação de solventes e outros resíduos líquidos industriais (ver Figura 1).

Localização

A área em questão se localiza em uma zona rural, distante mais de 500 m de aglomerados populacionais,

¹ Engenheiro da CETESB, Mestre em Engenharia Ambiental.



Fonte: Levantamento planialtimétrico feito pelo proprietário.

Figura 1 - Situação e aterro de resíduos incluindo poços de monitoramento.

não contendo nenhum tipo de vegetação significativa. O terreno tem uma declividade suave, da ordem de 3%. Os acessos são adequados e se situam a poucos metros de estrada asfaltada. Não existindo cursos d'água próximos, a área não está sujeita a inundação. Além disso, ela foi suficiente para uso por dez anos ou mais. Dentro dos objetivos que a Norma estabelece, "o local deve ser tal que:

- o perigo de contaminação ambiental seja minimizado;
- a aceitação da instalação, pela população, seja maximizada;
- evitada ao máximo a alteração da ecologia da região;
- esteja de acordo com o uso do solo local, e
- possa ser utilizado por um longo espaço de tempo".

Esta instalação atende aos itens b, c, d e e. Quanto ao atendimento ao item a, a contaminação das águas superficiais não está ocorrendo, dada a inexistência de cursos d'água próximos. Em relação às águas subterrâneas, a área se situa no chamado sistema aquífero Tubarão (2). Por outro lado, a nível local, de acordo com os dados de sondagem fornecidos pelo proprietário, o lençol se situa de 8 m a 12 m (1) abaixo do nível do solo, devendo, contudo, observar-se que foi feita uma escavação de 4 m a 6 m (1) e assim o lençol estaria localizado a 2 m a 6 m do fundo das valas.

A região insaturada é constituída por solo não muito homogêneo de argila arenosa com condutividade hidráulica da ordem de $0,5 \times 10^{-5}$ cm/s (1), muito embora tenha sido encontrada uma lâmina de 1 m (1) $k_s = -0,3 \times 10^{-7}$ cm/s (1) entre os 8 m e 5 m da superfície. Estes dados indicam que o nível natural de proteção pode ser considerado médio, pois atende aos requisitos mínimos estabelecidos pela Norma (1,5 m de solo insaturado com condutividade inferior a 10^{-5} cm/s), embora seja absolutamente insuficiente de per si para o recebimento de resíduos perigosos, principalmente pelo fato de este resíduo ser extremamente ácido, o que, ao ocasionar uma destruição da estrutura das argilas, aumenta sua permeabilidade (3). Este local, portanto, é inadequado para a disposição pura e simples de resíduos, exigindo, como aliás estabelece a Norma, medidas adicionais de proteção, como sua impermeabilização inferior.

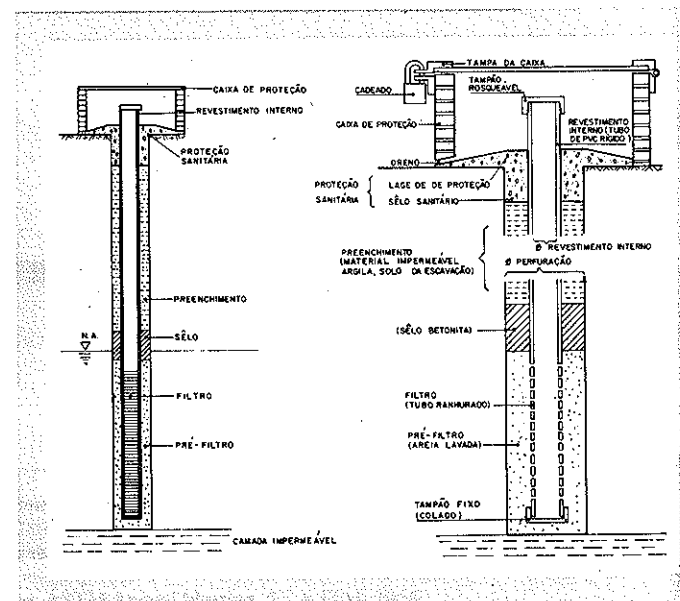
Proteção das Águas

A Norma estabelece que os padrões para águas subterrâneas são aqueles estabelecidos para a água potável e que uma instalação não poderá causar poluição que ultrapasse esses valores. Para a verificação da obediência a essa prescrição, todo aterro deverá possuir uma rede de monitoramento (no mínimo quatro poços como os da Figura 2), bem como um programa de coleta e análise, independentemente daquele realizado pelo órgão de controle. Caso haja contaminação, o responsável deverá apresentar proposta para solução do problema. Nenhuma destas exigências havia sido atendida pelo proprietário da área até o início deste ano, quando a CETESB exigiu a construção de seis piezômetros (ver Figura 2), o que possibilitou o monitoramento do local. Os dados principais obtidos pela CETESB estão demonstrados na Tabela 1.

Através desta tabela pode-se verificar que ocorre forte contaminação nos poços 2, 3 e 6, principalmente por compostos orgânicos, destacando-se: 1,2 dicloroetano, benzeno, tolueno, xileno, clorofórmio, percloroetileno e tricloroetileno. A maioria deles são carcinógenos e, como estão presentes nos resíduos dispostos, evidencia-se a insuficiência do nível de proteção natural existente.

IMPERMEABILIZAÇÃO

Em virtude das incertezas associadas às consequências do movimento de poluentes tóxicos no solo, foi adotado o conceito de contenção total, ou seja, o aterro deve ser realizado de modo a não possibilitar que os poluentes escapem para o ambiente. A forma para alcançar esse resultado é através da impermeabilização, que não foi feita nesse local, e, como consequência, ocorreu a poluição do lençol. Por outro lado, as condições definidas nos próximos itens possibilitam que a impermeabilização cumpra seu papel.



Fonte: Misawa, W.J. - Comunicação pessoal.

Figura 2 - Poço de monitoramento - Principais elementos.

Tabela 1 - Dados de monitoramento de local de disposição de resíduos oleosos.

| Parâmetros mg/l | Padrão de Potab. | Ponto 1 | | | Ponto 2 | | | Ponto 3 | | | Ponto 4 | | | Ponto 5 | | | Ponto 6 | | | Ponto 7 |
|-----------------------------|---------------------|---------|---------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|--------|---------|
| | | 23/1/86 | 16/4/86 | 6/8/86 | 23/1/86 | 16/4/86 | 6/8/86 | 23/1/86 | 16/4/86 | 6/8/86 | 23/1/86 | 16/4/86 | 6/8/86 | 23/1/86 | 16/4/86 | 6/8/86 | 23/1/86 | 16/4/86 | 6/8/86 | 23/1/86 |
| 1,1,2-tricloroetano (µg/l) | - | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| 1,2-dicloroetano (µg/l) | 10 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 6.400 | 9,2 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 6.560 | 5,7 | nd | nd |
| Arsênio | - | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Bário | - | 0,1 | nd | nd | 0,15 | nd | nd | 0,1 | nd | 0,1 | nd | nd | 0,1 | nd | nd | nd | 0,3 | nd | nd | nd |
| Benzeno (µg/l) | 10 | nd | traços | nd | 13,7 | 9,2 | nd | 41,3 | 39,6 | nd | traços | nd | nd | traços | traços | nd | 87,3 | 58,6 | traços | nd |
| Cádmio | - | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Carbono Org. Total | - | nd | 6,4 | nd | 3,4 | nd | nd | 7,5 | nd | nd | 4,6 | nd | 4 | nd | nd | nd | 278 | nd | nd | nd |
| Chumbo | - | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Cloroformio (µg/l) | 0,05 | nd | nd | nd | 13,6 | 12 | nd | 19,2 | 24,6 | nd | 1,6 | 4 | nd | nd | nd | nd | 267 | 168 | nd | nd |
| Cobre | 30 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 0,01 | nd | nd | nd |
| Condut. Esp. (µ S/cm) | - | 16 | 21 | 32 | 33 | nd | 31 | 32 | 46 | 21 | 50 | 25 | 471 | 1.500 | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Cromo Hexavalente | - | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Cromo Total | 0,05 | 0,08 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 0,06 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| DGO | - | 70 | 33 | nd | 27 | 8 | nd | 38 | 39 | nd | 38 | 6 | nd | 6 | 22 | nd | 740 | 460 | nd | nd |
| Estanho | - | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Fenóis | - | nd | nd | nd | 0,014 | nd | nd | 0,044 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 0,07 | nd | nd | nd |
| Manganês | - | 0,04 | nd | nd | 0,1 | nd | nd | 0,15 | nd | 0,07 | 0,09 | nd | nd | nd | nd | nd | 8,5 | nd | nd | nd |
| Mercurio | - | nd | nd | nd | 0,0001 | nd | nd | 0,0005 | nd | 0,0003 | 0,0003 | nd | nd | 0,0001 | nd | nd | 0,0001 | nd | nd | nd |
| Níquel | - | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Óleos e Graxas | - | nd | nd | 3 | 5 | nd | 4 | 3 | nd | 5 | nd | nd | 4 | 3 | nd | nd | nd | nd | nd | 4 |
| Percloroetileno (µg/l) | 10 | nd | nd | nd | 80 | 80 | nd | 5,4 | 4,9 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 12 | 25,6 | nd | nd |
| pH (campo) | - | nd | 4,8 | 5,1 | nd | 4,3 | 4,5 | nd | 4,5 | 5,3 | nd | 4,8 | 5,5 | nd | 4,6 | 5,2 | 3,7 | 4,2 | 5,5 | nd |
| Prata | - | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Selênio | - | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 0,04 |
| Tetracloro de C (µg/l) | 3 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 0,04 |
| Tolueno (µg/l) | - | nd | nd | nd | 12,2 | nd | nd | 33,9 | 48,1 | nd | traços | nd | nd | nd | traços | nd | 73,4 | 29,3 | traços | nd |
| Tricloroetileno (µg/l) | 30 | nd | nd | nd | 29 | 23 | nd | 57,6 | 42,8 | nd | nd | 2,5 | nd | nd | nd | nd | 72 | 60 | nd | nd |
| Xileno (µg/l) | - | nd | nd | nd | nd | traços | nd | 54,3 | 94 | nd | nd | nd | nd | nd | traços | nd | 39 | 11,3 | traços | nd |
| Zinco | 5,0 | nd | nd | 0,01 | 0,01 | nd | 0,01 | nd | nd | 0,01 | nd | nd | 0,01 | 0,03 | nd | 0,04 | 0,25 | nd | 0,3 | nd |
| Descrição | | poço | | | poço | | | poço | | | poço | | | poço | | | poço | | | poço |
| Cota N.A. (m) sondagem | | 589,7 | | | 597,6 | | | 600,5 | | | 605,2 | | | 613,17 | | | 596,3 | | | córrego |
| Prof. Total Piezômetro (m) | | 16 | | | 15,25 | | | 14,35 | | | 12 | | | 12 | | | 15 | | | |
| Comp. do Filtro (m) | | 4,8 | | | 4,1 | | | 4,4 | | | 4,6 | | | 4,6 | | | 4,3 | | | |
| Cota de Sup. Piezômetro (m) | | 601,86 | | | 609,76 | | | 611,36 | | | 613,6 | | | 622,12 | | | 608,06 | | | |
| Diâmetro (pol) | | 4 | | | 4 | | | 4 | | | 4 | | | 4 | | | 4 | | | |

Fonte: E.L.S. Grinbaum - Parecer CETESB 007/86-DPRS/GPRS

Compatibilidade do Resíduo

Na Figura 3 encontram-se demonstradas as alterações de uma propriedade física da impermeabilização (alongamento na ruptura) em função do tempo de imersão em um resíduo, no caso do líquido percolado de aterro sanitário. Como se pode ver, a manta de CSM (borracha cloro-sulfonada) não resistiria ao líquido, indicando que após um certo tempo poderia ocorrer vazamentos e, por este motivo, torna-se desaconselhável o uso desta manta para este tipo de resíduo. Foi com esta preocupação que a CETESB elaborou a Norma LI-030 "Mantas Poliméricas e Resíduos - Determinação da Compatibilidade", com o objetivo de estabelecer um teste padronizado para se avaliar a compatibilidade de mantas e resíduos.

Instalação da Manta

Este aspecto é fundamental, pois, caso seja mal feita, provavelmente apresentará falhas, o que implicará na perda de sua função. Por exemplo: estudos realizados pela USEPA (4) indicaram que tanto a base quanto a cobertura da membrana não podem ser feitas com material cuja granulometria seja superior à da areia grossa e que possua partículas com diâmetro superior a 3/8", para prevenir perfurações.

Líquido Percolado

Na medida em que o aterro permanecer aberto, haverá necessidade de se prever a remoção e o tratamento do líquido originário do volume de água de chuva precipitado sobre a vala. Em aterros situados fora de áreas industriais a construção de um sistema de tratamento pode ser extremamente complexa, sendo portanto necessário buscar soluções que evitem essa necessidade.

Uso do Solo

A USEPA recomenda (5) que impermeabilizações que utilizem somente solo compactado ou com algum tipo de aditivo devem ser consideradas como proteções secundárias à membrana principal, dada a dificuldade de se obter um material homogêneo e efetivamente impermeável.

Drenagem Superficial

Para diminuir o volume de água que será percolada através do aterro e evitar o arraste de poluentes por escoamento superficial, a Norma exige que a instalação seja provida de rede de drenagem para que tais águas sejam desviadas da área com resíduos. O aterro em questão não possuía tal sistema.

EXIGÊNCIAS OPERACIONAIS

Em aterros, especialmente para resíduos perigosos, a operação é delicada e exige dos responsáveis um nível de treinamento nem sempre encontrado. E a Norma tenta definir mais claramente quais as exigências operacionais mínimas:

- Plano de análise de resíduos – visa controlar a qualidade do resíduo que chega;
- Controle e registro da operação – controlar a quantidade, origem e manuseio do resíduo. Este registro servirá de base para a quantificação do material depositado no local. Ver um exemplo desse registro na Figura 4;
- Programa de inspeção e manutenção – estabelecer, de forma explícita, quais as estruturas que devem sofrer mais atenção;
- Plano para controle de emergências – estabelecer os procedimentos a serem adotados caso ocorra algum acidente;
- Treinamento – é uma exigência da Norma que os operadores recebam treinamento do encarregado.

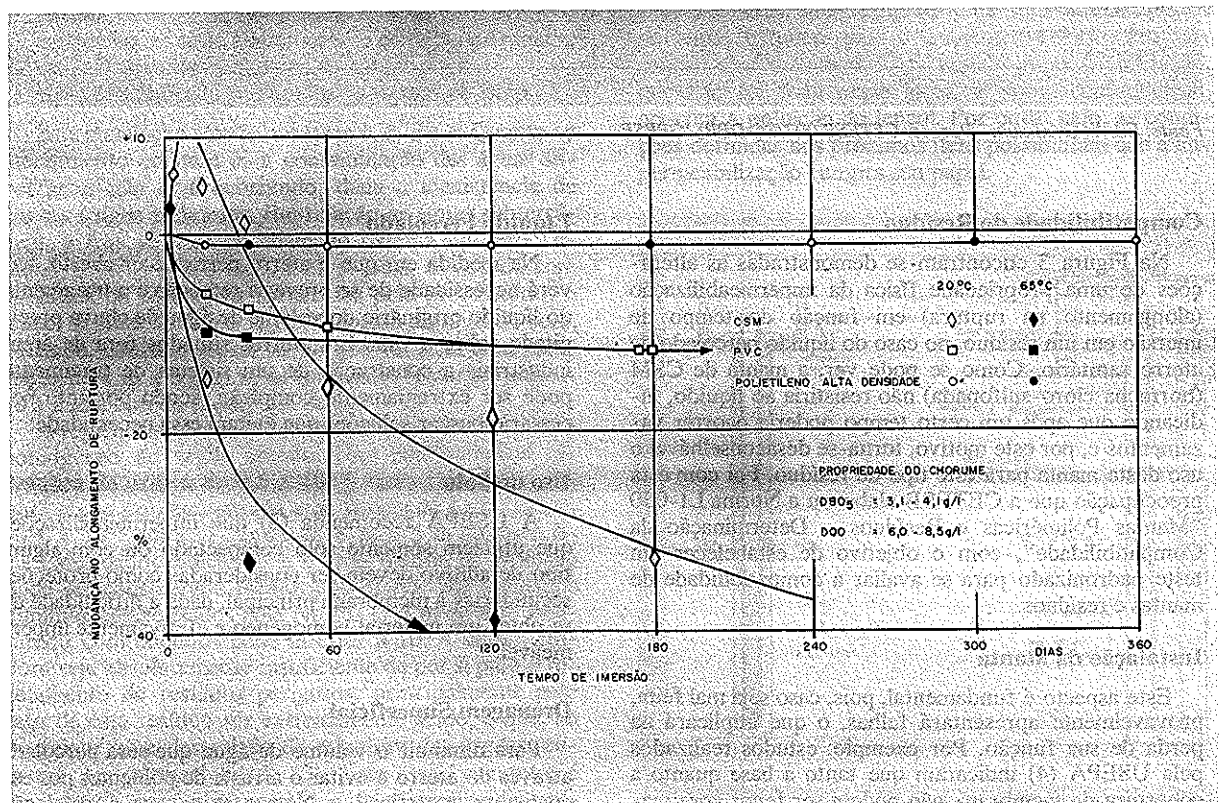
Destas exigências, o responsável pela área mantém somente registro do material que chega, para onde é levado e qual o gerador que o originou. Além disso, pelas normas CETESB recentemente aprovadas, o encarregado deve enviar anualmente a este órgão um relatório contendo: descrição e quantidade de resíduos recebidos; registros das análises efetuadas; dados do monitoramento (ver Figuras 5 e 6).

ENCERRAMENTO DO ATERRO

Estabeleceu-se que o projeto já deve prever a forma como ocorrerá o fechamento parcial ou final do aterro. Neste fechamento, a cobertura deve ser feita de forma a minimizar ao máximo a infiltração de água na célula, a não favorecer o surgimento da erosão, a acomodar assentamento sem fratura e a possuir permeabilidade inferior do solo natural da área. Além disso, o responsável deve manter um serviço de manutenção por 20 anos após o fechamento final. Essas exigências são pertinentes, uma vez que os problemas com resíduos podem levar muitos anos para aparecer. No caso do aterro de borras, o único cuidado dispensado foi a sua cobertura com solo. Caso esse sistema não seja melhorado, o problema de poluição já detectado só tenderá a piorar, mesmo que as atividades de disposição dos resíduos sejam interrompidas imediatamente. Isto explica os cuidados que se deve ter no encerramento das atividades no local.

Cerca, Acesso e Comunicação

É importante cercar um aterro que recebe resíduos perigosos, impedindo assim que pessoas e animais possam, ao ter acesso ao local, ferir-se de alguma forma. Deve contar também com algum meio de comunicação no caso de ocorrer alguma emergência. Por esta mesma razão, e também levando em conta a questão operacional, a área deve ter acessos internos adequados. No caso do aterro em discussão, estas exigências se encontram atendidas.



Fonte: Knipschild, F.W.; Taprogge R. - Requirements for plastic liners employed in groundwater protection - Müll und Abfall 11/83 - Original em alemão.

Figura 3 – Alteração no alongamento de ruptura de mantas como função do tempo de imersão e da temperatura.

REFERÊNCIAS

- 1 - GRIMBAUM, E. L. S. *Disposição de resíduos líquidos na V. Mantovani Transportes*. São Paulo, CETESB, 1986.
- 2 - GERÔNICO, A. ROCHA. *Riscos de poluição das águas subterrâneas no Estado de São Paulo*. São Paulo, DAEE, 1986, 30 p. (Trabalho apresentado na Reunião do Programa de Prevenção e Controle das Águas Subterrâneas. México, 1986.)
- 3 - BROWN, K. S.; THOMAS, J. C.; GREEN, J. W. Permeability of compacted soils to solvents mixtures and petroleum products - land disposal of hazardous waste. In: ANNUAL RESEARCH SYMPOSIUM, 10. Kentucky, 1984. *Proceedings ...* Washington, USEPA, 1985.
- 4 - CARR, G. L. & GUNREL, R. *Laboratory studies of soil bedding requirements for flexible membrane liners*. USEPA, 1984, 21 p. (EPA 600/52-84-021).
- 5 - COPE, F.; KARDINSKI, G.; PACEY, J.; STAINER, L. Use of liner for containment at hazardous waste landfills. *Pollution Engineering*: 22-32, Mar. 1984.
- 6 - USEPA, Washington. Hazardous waste management system; land disposal restrictions, final rule, *Code of Federal Regulations*, Washington, 40 part. 260: 40641-43.