

**O MERCÚRIO NA BAÍA DE GUANABARA:
UMA REVISÃO HISTÓRICA**

P.R. Barrocas, J.C. Wasserman

Programa de Pós-Graduação em Geoquímica - UFF- Niterói, RJ

Recebido em: 09/94. Aprovado para publicação em: 09/95

ABSTRACT

The problems concerning pollutants in Guanabara Bay, Brazil, arose from the occupation of the region, some 400 years ago. Although quite more recent, the problem of mercury has shown to be alarming, considering the historical accidents described in literature. In this review, it was intended to outline mercury contamination problem within the degradation picture of The Guanabara Bay by the critical survey of existing informations.

RESUMO

Os problemas com poluentes na Baía de Guanabara surgiram quase junto com a própria ocupação da região. O problema do mercúrio, embora bem mais recente, não deixa de ser preocupante, em função do histórico de acidentes envolvendo este elemento. Pretendeu-se nesta revisão, situar o problema do mercúrio na Baía de Guanabara dentro do contexto de degradação do sistema, através do levantamento crítico das informações existentes.

INTRODUÇÃO

Atualmente, um dos tipos mais preocupantes de poluição dos sistemas aquáticos e terrestres é resultante do despejo de metais pesados. A sua crescente utilização em indústrias e outras atividades consideradas indispensáveis na vida do homem moderno levou à alteração do ciclo geoquímico natural destes elementos, resultando na sua maior dispersão no meio.

No caso do mercúrio, o equilíbrio de seu ciclo vem sendo modificado nos últimos 50 anos, graças às emissões artificiais decorrentes da crescente atividade industrial (Bezerra, 1990).

Do ponto de vista toxicológico, o mercúrio é considerado como o metal pesado mais nocivo. É o único metal que, comprovadamente, sofre biomagnificação ao longo da cadeia trófica, sofrendo, ainda, eficiente organificação à sua forma mais tóxica (metilmercúrio) no ambiente aquático. Este tipo de dinâmica sugere que a exposição ao mercúrio pode ser potencialmente muito danosa, difícil de ser detectada e de ação muito ampla (Moore & Ramamoorthy, 1984; Lindberg et al. 1987; Lacerda, 1990).

Embora alguns metais, como o cádmio (Hagino & Yoshida, 1961) e o chumbo (Bryan, 1971), tenham sido relatados como responsáveis por diversos distúrbios na saúde de alguns grupos humanos, o mercúrio é o único metal que, comprovadamente, causou um número de óbitos expressivo em populações humanas, conseqüência de acidentes no Iraque e no Japão. No Iraque, agricultores receberam sementes de trigo tratadas com fungicidas à

base de mercúrio para plantio, mas utilizaram-nas para alimentação. Acredita-se que 50.000 pessoas morreram e 500.000 foram seriamente afetadas, inclusive com problemas teratogênicos (Bakir et al., 1973).

Foi no Japão onde ocorreu o primeiro caso de contaminação ambiental, que resultou em epidemia a nível populacional. Durante o período de 1953 a 1960, ocorreram 121 mortes, causadas por uma estranha síndrome na baía de Minamata. Entre 1964 e 1965, ocorreu um segundo surto da mesma síndrome, desta vez causando 26 mortes em Niigata.

Em ambos os casos, a poluição industrial por mercúrio (em sua forma metilada), contaminando a água e o sedimento e, em seguida, os peixes, crustáceos e moluscos, até atingir o homem, foi apontada como causa da síndrome fatal (Fujiki, 1972; Souza & Donier, 1975).

A partir dos acidentes de Minamata, o problema da contaminação pelo mercúrio em ambientes aquáticos começou a tomar vulto e chamar a atenção das autoridades, gerando diversas publicações sobre a dinâmica deste poluente, enfatizando os aspectos da metilação mediada por bactérias (e.g. Langley, 1973; Bisogne et al, 1975).

Este interesse pelo mercúrio, a nível mundial, levantou, no Brasil, a questão da utilização de mercúrio em garimpos de ouro, principalmente nas regiões amazônica e pantaneira, ambientes úmidos, nos quais a água é importante carreador e meio onde ocorrem os processos de metilação. Embora exista grande interesse dos pesquisadores brasileiros

e estrangeiros com relação ao mercúrio, dos muitos trabalhos já realizados (Hacon et al., 1990; Veiga e Fernandes, 1991; Farid, 1992; Lacerda e Salomons, 1992 fizeram revisões sobre o assunto), pouco foi feito quanto à sua dinâmica e físico-química. Este aspecto é da maior importância, pois a pouca mobilidade do mercúrio no ambiente amazônico suscitou a constatação de que o mercúrio pode se transformar em uma bomba relógio química (Lacerda e Salomons, 1992). Este fenômeno é observado em antigos garimpos de ouro e prata do estado de Nevada, Estados Unidos, onde depois de mais de 100 anos do esgotamento das atividades garimpeiras, o mercúrio ainda aparece em concentrações bastante elevadas, tanto nas pilhas de rejeitos, como em reservatórios nas proximidades da área (Miller et al., 1993; Lechler & Miller, 1993).

Durante o acidente de Minamata, percebeu-se que dentre os ambientes aquáticos, o ambiente costeiro talvez seja o mais sensível. Muitos trabalhos relacionados em grandes revisões (deGroot et al., 1976; Förstner & Wittmann, 1983) demonstraram que as características deposicionais, condições reductoras e altas concentrações de matéria orgânica, inerentes aos ambientes costeiros e estuarinos, controlam a dinâmica do mercúrio e, freqüentemente, funcionam como armadilhas para este metal. No caso de Minamata, vários anos após o acidente, eram relatadas concentrações de até 2.000 mg Kg⁻¹ no sedimento (Kitamura, 1968).

Dadas as suas características, estes ambientes de transição vêm sua qualidade degradar-se muito rapidamente com a introdução de rejeitos. Esta degradação terá consequência direta e mensurável na cadeia alimentar costeira como um todo, uma vez que estes ambientes servem de berçário para a maioria das espécies que compõem esta cadeia.

A questão da poluição por mercúrio em ambientes costeiros vem sendo estudada com relativa intensidade no Brasil, uma vez que a experiência de Minamata chamou a atenção para o perigo deste poluente. Embora os estudos sejam numerosos, resumem-se a grandes monitoramentos, ficando o conhecimento dos processos negligenciados.

Grande parte dos trabalhos sobre o problema do mercúrio em ambientes costeiros foram realizados na Baixada Santista, São Paulo (CETESB, 1986a; Vargas-Boldrini & Navas-Pereira, 1987; Vargas-Boldrini, 1990); Cananéia, São Paulo (CETESB, 1986b; Eysink et al., 1988); Enseada dos Tainheiros, Salva-

dor, BA (CEPED, 1975; Carvalho et al., 1985); Baía de Sepetiba (Quevauviller et al., 1992) e Baía de Guanabara (Mósca, 1980; Rebello et al., 1986; FEEMA, 1990; Rego et al., 1993; Barrocas & Wasserman, 1993; Barrocas et al., 1993), Rio de Janeiro.

Neste trabalho, pretendeu-se sumarizar o estado atual, assim como a evolução da poluição por mercúrio na Baía de Guanabara. Embora grande quantidade de dados tenha sido recolhida sobre o sistema, pouca concordância existe entre os valores, o que pode ser o resultado da utilização de metodologias diversas, além da própria variação ambiental. Procuramos discutir estas discordâncias. A comparação do sistema que constitui a Baía de Guanabara com outros sistemas, em condições temperadas ou tropicais, foi inevitável. Conclui-se o trabalho pela colocação do problema do mercúrio dentro do quadro de degradação da Baía de Guanabara, e propõe-se novas linhas de pesquisa a serem adotadas para a melhor compreensão do comportamento do mercúrio e melhor avaliação do risco potencial deste poluente.

DESCRIÇÃO DA ÁREA

A Baía de Guanabara, localizada no Estado do Rio de Janeiro, é uma das maiores baías do litoral brasileiro. A área de sua bacia de drenagem é da ordem de 4.000 Km², onde vivem cerca de 7 milhões de habitantes, banhando os municípios do Rio de Janeiro, Duque de Caxias, Magé, Itaboraí, São Gonçalo e Niterói (Fig. 1). Possui um perímetro de 143 Km e sua área é de 381 Km² sendo 337 Km² de área de espelho d'água, contendo cerca de 3,5 x 10⁹ L de água. A sua profundidade média é de 7,7 metros e a profundidade máxima de 50 metros, sendo 80 % de sua área com profundidades inferiores a 10 metros. A sua barra é de apenas 1,5 Km, onde a profundidade é de aproximadamente 30 metros. As trocas de água com o oceano são de 1,7 x 10⁶ L s⁻¹, sendo o tempo de residência de suas águas estimado em 20 dias. As correntes de maré são eficientes, sendo que, a cada ciclo, são bombeados, para dentro e para fora da baía, cerca de 10⁸ L de água, perfazendo 10% do seu volume total (Coelho & Fonseca, 1981; Rebello et al., 1986).

Na Baía, desaguam vários rios e canais, constituindo-se em várias sub-bacias. Os dados de qualidade da água destes rios revelam uma situação crítica, principalmente aqueles

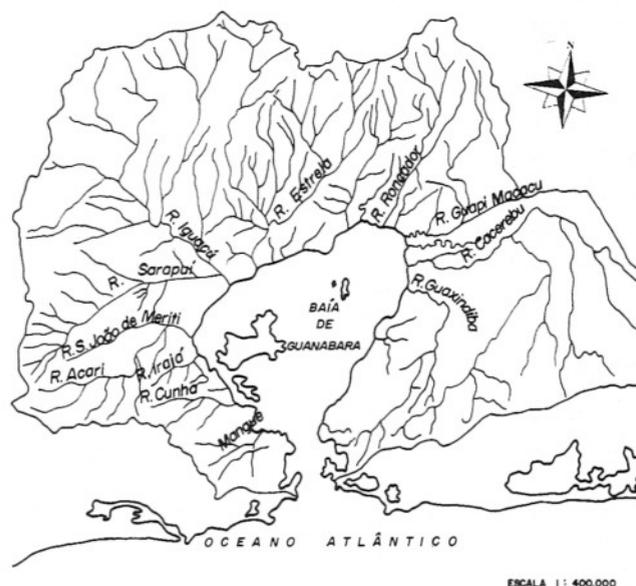


Figura 1 - A baía de Guanabara com seus afluentes.

localizados a Oeste. Embora o volume de água doce seja pequeno, comparado à entrada de águas oceânicas (a salinidade média das águas da baía varia entre 21 e 30), a carga média de materiais trazida pelos rios é de 2×10^8 Kg ano⁻¹ e de natureza bastante variada (FEEMA, 1985; Rebello et al., 1986; FEEMA, 1990).

Na bacia da Baía de Guanabara localiza-se o segundo polo industrial do país, com cerca de 7.000 indústrias, responsáveis por 25 % da poluição orgânica e pela quase totalidade da poluição por substâncias tóxicas e metais pesados. Em termos de substâncias tóxicas provenientes de efluentes industriais são lançados, diariamente, 22 Kg de cianetos, 4.200 Kg de fenóis, 1.800 Kg de sulfetos e 4.800 Kg de metais pesados (FEEMA, 1985; 1990).

Ocorrem ainda despejos de mais de 3×10^6 Kg, por dia, de resíduos sólidos de origem doméstica e industrial e a descarga de mais de 6.000 Kg, por dia, de óleo, provenientes de indústrias, terminais, postos de gasolina e outras fontes que em grande parte são lançados "in natura" (FEEMA, 1985; 1990).

Trata-se de ecossistema fundamental para a manutenção da flora e fauna marinha do litoral fluminense e o grau de poluição da baía vem interferindo seriamente nos diversos usos de suas águas. A pesca comercial decresceu 90 % nos últimos 15 anos e todas as praias do interior da baía ultrapassam os padrões de balneabilidade. Os manguezais da baía, indispensáveis para a manutenção dos ecossistemas adjacentes, vêm sendo paulatina-

mente destruídos por assoreamento, descarga de óleo e despejos industriais (FEEMA, 1990).

MERCÚRIO EM SEDIMENTOS DA BAÍA DE GUANABARA

Um resumo das concentrações de mercúrio obtidas em diversos locais por diferentes trabalhos é apresentado na Tabela 1. As maiores concentrações são observadas no Rio Acari, afluente do Rio São João de Meriti e em sua saída para a Baía de Guanabara. Nesta região, as concentrações variaram de 0,7 a 20 mg Kg⁻¹ (Mósca, 1980; FEEMA, 1986; Rego et al., 1993), bem acima de valores em torno de 0,1 mg Kg⁻¹, medidos pela FEEMA (1986) na saída da Baía de Guanabara, valores estes considerados naturais.

A maioria das indústrias da Baía localizam-se na parte noroeste. Entre estas, a Eletroquímica Panamericana (mercúrio metálico, proveniente de célula eletrolítica) e o Curtume Carioca (fenil mercúrio, usado para a preservação do couro) são considerados as principais fontes de mercúrio, despejando seus efluentes no Rio Acari e Irajá (os mais poluídos), que seguem para a Baía de Guanabara, e se depositam em uma região de circulação reduzida, devido à presença de uma ilha (Ilha do Governador), onde a alternância de divergência e convergência de correntes de maré engendra águas quase estagnantes (Amador, 1980) (Fig. 2). Além das indústrias citadas anteriormente, a Refinaria Duque de

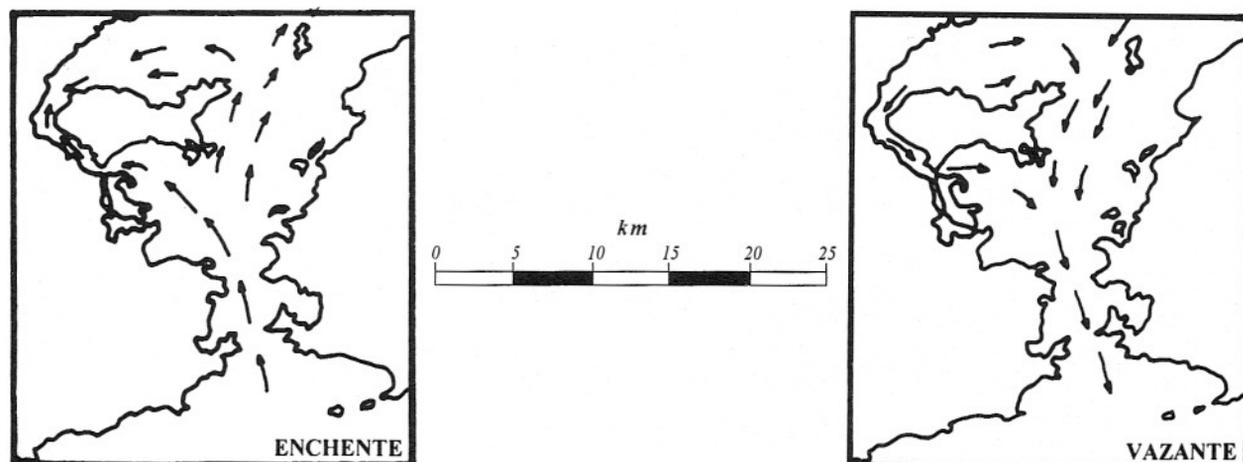


Figura 2 - Correntes de Maré na Baía de Guanabara, gerando pontos críticos de circulação, como entre o continente e a Ilha do Governador a oeste (segundo Amador, 1980).

Caxias - REDUC (o mercúrio é lançado na forma metálica e também associado aos hidrocarbonetos), Fábrica de Tecidos Bangú (compostos organo-mercuriais são usados para preservação dos tecidos) e a General Electric (o mercúrio metálico é usado na fabricação de lâmpadas e tubos de descarga) lançam mercúrio em menores quantidades através de seus efluentes (FEEMA, 1985)

Segundo dados da FEEMA (1985), 1.460 Kg de mercúrio eram lançadas, por ano, no Rio São João de Merití, até 1979, pela indústria Eletroquímica Panamericana, sob a forma metálica. Neste ano, foi instalada uma planta de tratamento de efluentes líquidos, reduzindo a contribuição da indústria para 20 Kg de mercúrio por ano. Em estudo mais recente, Rego et al. (1993) estimaram lançamentos da ordem de 160 Kg de mercúrio por ano, além de concentrações bem acima dos níveis naturais à montante da indústria. Segundo estes autores, este excesso de mercúrio tem a mesma fonte (Indústrias Panamericanas), mas é transportado pela atmosfera.

Embora os níveis de poluição por mercúrio sejam bastantes elevados, outras áreas sujeitas a importantes fontes de poluentes mostram concentrações bem mais elevadas, como em áreas de mineração de mercúrio na Itália (Reservatório do Monte Amiata; Batti et al., 1975), onde as concentrações chegam a atingir 288 mg Kg⁻¹; na antiga Iugoslávia (Monte Avala, Maksimovic & Dangic, 1973), com concentrações de até 6000 mg Kg⁻¹; ou, ainda, nas proximidades do complexo industrial de Estarreja, Portugal, onde as concentrações podem ultrapassar 117 mg Kg⁻¹ em

córrego, por onde são lançados os efluentes (Inácio et al., 1993).

A FEEMA (1986) ainda mediu níveis de concentração de mercúrio relativamente elevados em alguns outros rios da bacia de drenagem da baía de Guanabara (Canal do Cunha, do Mangue, Estrela, Guapi-Macacu, Guaxindiba, Alcântara; ver Tabela 1), justificando o caráter generalizado da poluição por mercúrio na Baía de Guanabara. Em contrapartida, Rebello et al. (1986), que estudaram diversos elementos poluentes em sedimentos da Baía de Guanabara, não consideraram generalizada a contaminação por mercúrio. Tendo medido níveis de até 10 mg Kg⁻¹ próximo à desembocadura do Rio São João de Merití, estes autores observaram três tipos de distribuição de mercúrio em perfis sedimentares. O primeiro tipo apresentou padrão decrescente de concentração com a profundidade, indicando fontes antropogênicas e ausência de processos de ressuspensão. O segundo tipo de perfis apresentou concentrações de mercúrio bastante homogêneas, caracterizando ambientes de pouca contaminação por este elemento. O terceiro tipo foi caracterizado por aumento das concentrações com a profundidade, tendo os autores sugerido ser tais ambientes deposicionais influenciados por atividades de dragagens ou outro tipo de remoção dos sedimentos. Ainda segundo Rebello et al. (1986), os aumentos de concentrações observados nos perfis sedimentares do primeiro tipo (contaminados e não perturbados) indicam o início da contaminação, há algumas dezenas de anos, coincidente com o início das atividades industriais na região. Mais recentemente, Moreira et al. (1991) estudaram a

Tabela 1 - Concentrações de mercúrio em sedimentos da Baía de Guanabara.

Local	Varição de Concentrações (mg.Kg ⁻¹)	Autor
Rio São João de Meriti	9.01 - 19.45	Mósca(1980)
Rio S. J. de Meriti	0.26 - 9.76	FEEMA (1986)
Rio S. J. de Meriti	4.6	Rego et al. (1993)
Rio Acari	4.0	Rego et al. (1993)
Rio Sarapuí	0.21	Mósca (1980)
Rio Sarapuí *	0.91	Rebello et al. (1986)
Rio Sarapuí	<0.05 - 0.38	FEEMA (1986)
Canal Mangue	2.16 - 8.55	FEEMA (1986)
Canal do Cunha	0.26 - 6.22	FEEMA (1986)
Canal Penha	1.23	FEEMA (1986)
Rio Irajá	0.13 - 3.16	FEEMA (1986)
Rio Guapi-Macacú	0.14 - 0.43	Rebello et al. (1986)
Rio Guapi-Macacú	<0.05 - 1.04	FEEMA (1986)
Rio Iguaçu *	0.91	Rebello et al. (1986)
Rio Iguaçu	<0.05 - 0.20	FEEMA (1986)
Rio Saracuruna	<0.05 - 0.24	FEEMA (1986)
Rio Inhomirim	0.05 - 0.10	FEEMA (1986)
Rio Roncador	<0.05 - 0.35	FEEMA (1986)
Rio Cacerebú	<0.05 - 0.22	FEEMA (1986)
Rio Alcântara	<0.05 - 0.94	FEEMA (1986)
Rio Guaxindiba	<0.05 - 0.95	FEEMA (1986)
Rio Estrela *	1.06	Rebello et al. (1986)
Rio Suruí *	0.20	Rebello et al. (1986)
Baía Guanabara	0.05 - 1.02	Mósca (1980)
Baía Guanabara *	0.08 - 9.78	Rebello et al. (1986)
Baía Guanabara	<0.05 - 12.07	FEEMA (1986)
Baía Guanabara *	0.04 - 11.05	Moreira et al. (1991)

* testemunhos

concentração de mercúrio em amostras de perfis sedimentares datados pelo ²¹⁰Pb e confirmaram o padrão observado por Rebello et al. (1986), acrescentando que níveis naturais de mercúrio são observados em profundidades superiores a 60 cm, atingindo um máximo nas profundidades entre 12 e 15 cm, que seriam correspondentes aos anos 1969 a 1973, quando a atividade industrial da região atingiu o seu máximo, concentração esta que decresce nos centímetros superficiais. Segundo os autores, este decréscimo recente das concentrações seria devido à diminuição da produção e ao controle governamental das descargas.

A questão da mobilidade do mercúrio presente nos sedimentos de ambientes como o da Baía de Guanabara, embora pouco conhecida, é da maior importância. Em

garimpos de ouro na Amazônia e no Pantanal, onde a poluição pelo mercúrio é um problema conhecido, observamos que se trata de um elemento pouco móvel (Jardim, 1988). Pfeiffer et al. (1989) observaram, em Rondônia, concentrações de mercúrio em sedimentos próximos às dragas de extração, que podem atingir 2,6 mg Kg⁻¹, mas que, a alguns quilômetros a jusante, já apresentam concentrações próximas às naturais (<0,2 mg Kg⁻¹). Em outro garimpo de ouro de Poconé, no Pantanal Matogrossense, Veiga e Fernandes (1991) sugerem que o lançamento de mercúrio em sua forma metálica resulta em pouca mobilidade e biodisponibilidade do poluente que se mantém inerte no sedimento durante períodos prolongados. Mesmo as chuvaradas, que podem fazer o potencial redox das águas

subir para 430 mV e baixar o pH para 5,2, são de duração muito curta (10 minutos) e não são capazes de provocar modificações significativas na físico-química do elemento. Até mesmo os peixes, que podem apresentar concentrações altas junto às pilhas de rejeitos (apenas algumas espécies), conforme se distanciam das fontes mostram concentrações sensivelmente mais baixas, sugerindo que o mercúrio absorvido está na forma metálica e não é incorporado aos tecidos na forma metilada. Em situação bastante diferente - estudos da contaminação por mercúrio no deserto de Nevada (Estados Unidos) - observa-se que, embora a garimpagem do ouro com mercúrio tenha terminado há mais de 100 anos, as pilhas de rejeitos continuam até hoje liberando mercúrio que vai se acumular em um reservatório a alguns quilômetros a jusante da fonte, onde fica praticamente imóvel (Lechler & Miller, 1993; Miller et al., 1993).

Em ambientes costeiros como a Baía de Guanabara, a situação parece ser bem diferente. No caso da Baía de Minamata, a contaminação fora causada por rejeitos industriais diversos (principalmente indústrias de PVC, que usam o mercúrio como catalizador) e a transformação das formas inorgânicas em metiladas ficou comprovada (Takeuchi, 1972), sendo a principal causa da grande catástrofe ocorrida. Outros exemplos ainda aparecem na literatura como em Klein & Goldberg (1970) que estudaram o padrão de dispersão do mercúrio (sob diversas formas químicas) saindo de um emissário submarino da cidade de Los Angeles (Estados Unidos). Estes autores observaram que concentrações elevadas de mercúrio são ainda observadas a mais de dez quilômetros do local de lançamento e os níveis naturais só aparecem a quase 30 quilômetros da fonte.

Buscando uma situação mais próxima, temos a distribuição de mercúrio na Baía de Santos, que foi largamente estudada pelos pesquisadores da CETESB, desde 1974 (CETESB, 1986b; Vargas-Boldrini & Navas-Pereira, 1987; CETESB, 1988; Eysink, 1988). A situação da Baía de Santos é bastante semelhante à da Baía de Guanabara, já que boa parte dos rejeitos de toda a área industrial da Baixada Santista são lançados neste sistema, inclusive algumas indústrias de cloro-soda, situadas a montante do Rio Cubatão. A mobilidade do mercúrio neste sistema também parece ser grande, já que a observação dos dados de Vargas-Boldrini (1990) indicam níveis de concentração de até 4,35 mg Kg⁻¹ em sedimentos próximos à foz do Rio Cubatão, enquanto outro trabalho indica

concentrações no próprio rio de até 0,12 mg Kg⁻¹ (CETESB, 1989).

Na Enseada dos Tainheiros (BA), onde a fonte principal de mercúrio é uma indústria de cloro-soda (Companhia Química do Recôncavo), as concentrações de mercúrio chegam a atingir 37,5 mg Kg⁻¹ próximo ao efluente (CEPED, 1975). Embora a quantidade lançada no efluente deste ambiente seja menor que a da Baía de Guanabara, a sua contaminação é muito mais ampla, atingindo toda a enseada que é bordada por extensas áreas de manguezal.

Um problema relacionado à mobilidade do mercúrio nos ambientes costeiros pode ser levantado quando consideramos que as fontes são difusas e muito dificilmente individualizadas, o que é diferente das regiões de garimpo de ouro. Isto leva os pesquisadores a tirarem conclusões muito reservadas, baseadas em resultados de simples distribuição do elemento no ambiente. Melhor conhecimento dos processos dinâmicos que envolvem a físico-química do mercúrio em ambientes costeiros, parece necessário para a compreensão do comportamento do mercúrio nestes ambientes.

MERCÚRIO NAS ÁGUAS DA BAÍA DE GUANABARA

As concentrações de mercúrio dissolvidas na água são extremamente baixas e, mesmo em situações de contaminação, não ultrapassam os 5 µg L⁻¹ (Förstner & Wittmann, 1983). Estas baixas concentrações de mercúrio dissolvido geram um problema analítico complicado que só laboratórios muito bem equipados têm capacidade para abordá-lo. Por outro lado, os órgãos fiscalizadores que determinam os limites máximos permissíveis para concentração de mercúrio em águas naturais consideram apenas as concentrações totais, ou seja, dissolvido + particulado. O significado ecológico destes valores é em muitas situações duvidoso, já que devemos considerar o material dissolvido como prontamente disponível para os organismos (consumidores primários), enquanto o particulado, nem sempre está disponível. Do ponto de vista geoquímico, esta abordagem também deixa a desejar, pois as partículas se apresentam (por definição) sob formas diferentes do material dissolvido. Trata-se de discussão demasiado acadêmica, já que, do ponto de vista prático, a análise do mercúrio dissolvido é

complicada e cara. Por outro lado, a quantidade de metais dissolvidos é pequena, quando comparada com a quantidade de metais ligados ao particulado (Jenne, 1970; Nriagu, 1979). Isto foi demonstrado na Baía de Guanabara por Rego et al. (1993), que estimou em 70% a quantidade de mercúrio ligado ao particulado.

Os dados apresentados na literatura sobre a Baía de Guanabara são para água total (Tabela 2). As concentrações, de maneira geral, são bastante elevadas. Segundo a FEEMA (1986), as concentrações de mercúrio em todos os rios e nas águas da Baía de Guanabara ultrapassam os padrões do CONAMA (1986) para águas fluviais ($0,2 \mu\text{g L}^{-1}$), e para preservação da fauna e da flora marinhas ($0,1 \mu\text{g L}^{-1}$). Os únicos valores abaixo dos limites máximos permissíveis foram obtidos em amostras de água da saída da Baía, nitidamente influenciadas por mistura de águas oceânicas.

MERCÚRIO NOS ORGANISMOS DA BAÍA DE GUANABARA

As concentrações de mercúrio em alguns organismos coletados na Baía de Guanabara são apresentados na Tabela 3. Embora exista uma boa quantidade de espécies analisadas, um estudo, mais aprofundado, com medidas de mercúrio em diversos níveis tróficos não existe.

De uma maneira geral, os níveis de concentração de mercúrio são baixos nos diversos organismos presentes na Baía. A FEEMA (1986), analisando mexilhões, detectou concentrações variando entre $0,02$ e $0,36 \text{ mg Kg}^{-1}$. As concentrações mais elevadas são observadas na enseada de Botafogo, que é severamente poluída com efluentes domésticos. Moreira et al. (1991) encontram níveis de concentração ainda mais baixos, variando entre $0,02$ e $0,05 \text{ mg Kg}^{-1}$. Este comportamento do

Tabela 2 - Concentrações de mercúrio em amostras de água da Baía de Guanabara.

Local	Varição de Concentrações* ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Autor
Rio São João de Meriti	<0.5 - 1.5	Mósca (1980)
Rio S. J. Meriti	0.4 - 1.7	FEEMA (1982)
Canal Mangue	<0.1 - 0.5	FEEMA (1982)
Canal do Cunha	<0.1 - 1.5	FEEMA (1982)
Canal Penha	<0.1 - 1.9	FEEMA (1982)
Canal Canto do Rio	<0.1 - 0.9	FEEMA (1982)
Rio Estrela	<0.1 - 2.1	FEEMA (1982)
Rio Bomba	<0.1 - 0.6	FEEMA (1982)
Rio Irajá	<0.1 - 0.3	FEEMA (1982)
Rio Guapí-Macacú	<0.1 - 0.7	FEEMA (1982)
Rio Sarapuí	<0.1 - 1.2	FEEMA (1982)
Rio Iguaçú	<0.1 - 1.8	FEEMA (1982)
Rio Saracuruna	<0.2 - 0.5	FEEMA (1982)
Rio Inhomirim	<0.1 - 0.9	FEEMA (1982)
Rio Roncador	<0.1 - 1.1	FEEMA (1982)
Rio Cacerebú	0.2 - 0.5	FEEMA (1982)
Rio Alcântara	0.1 - 1.1	FEEMA (1982)
Rio Guaxindiba	<0.1 - 1.7	FEEMA (1982)
Baía Guanabara	<0.5 - 1.9	Mósca (1980)
Baía Guanabara	<0.1 - 12.1	FEEMA (1982)

* amostras não filtradas

Tabela 3 - Concentrações de mercúrio em organismos da Baía de Guanabara.

Organismos	Variação de concentrações ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Autor
Caranguejos	<0.01 - 0.18	FEEMA (1982)
Mexilhões	0.02 - 0.36	FEEMA (1982)
Mexilhões	0.01 - 0.05	Moreira et al. (1991)
Peixes	0.02 - 0.68	FEEMA (1982)
Peixes	0.02 - 0.26	Moreira et al. (1991)

mercúrio nos mexilhões é surpreendente, já que trata-se de organismo filtrador e as concentrações em água (total), como visto anteriormente, ultrapassam os limites máximos permissíveis. Carvalho & Lacerda (1992), medindo concentrações de diversos metais em mexilhões da Baía de Guanabara, observaram que, para a maior parte dos metais, embora as concentrações ambientais sejam elevadas, de uma maneira geral, as concentrações em mexilhões são baixas. O autor sugere que a presença de grandes quantidades de matéria orgânica no ambiente forneceria sítios de troca, suficientes para manter os metais pouco disponíveis, mesmo para os filtradores. Na verdade, a matéria orgânica pode assumir um papel duplo, tornando os metais menos disponíveis, como sugeriram Carvalho & Lacerda (1992), ou aumentar a absorção dos metais, já que estes ficariam ligados a complexos orgânicos nutritivos. Estudos mais aprofundados, abordando a qualidade dos complexos organo-metálicos na Baía de Guanabara, precisariam ser realizados.

Quanto aos peixes, a avaliação da contaminação é ainda mais complexa, já que trata-se de organismos não sésseis, nos quais a concentração varia muito com a idade e com o tipo de alimentação. É reconhecido que as espécies dos níveis tróficos mais elevados (carnívoros) apresentam as maiores concentrações de mercúrio (Moriarty, 1974; Huckabee et al, 1979). Assim, as concentrações em peixes não caracterizam precisamente as condições ambientais. Por outro lado, os peixes, além de serem elo entre as concentrações ambientais e o homem, podem ter grande capacidade de metilação. Em estudo no Rio Tapajós, Padberg (1990) determinou taxas de metilação de até 100% do mercúrio incorporado por várias espécies de peixes. Em outro estudo, Moreira et al (1991) observou concentrações mais baixas, nunca

ultrapassando os limites máximos permissíveis. Embora haja polêmica quanto ao potencial de metilação dos peixes, esta é uma questão muito importante e não muito bem conhecida.

As análises de FEEMA mostram concentrações relativamente elevadas para vísceras de Bagre (até $0,68 \text{ mg Kg}^{-1}$) e músculo de Guaibira (até $0,99 \text{ mg Kg}^{-1}$), valores ultrapassando o limite máximo permissível para o consumo humano de $0,5 \text{ mg Kg}^{-1}$ da OMS (1977). Moreira et al. (1991), analisando 5 espécies de peixes, observou menores concentrações, variando entre $0,02$ a $0,26 \text{ mg Kg}^{-1}$.

Comparando os resultados da Baía de Guanabara com estudos na Enseada dos Tainheiros (BA), CEPED (1975) observou valores extremamente elevados para moluscos (13 a 95 mg Kg^{-1}), crustáceos (4 a 52 mg Kg^{-1}) e peixes ($3,8$ a $4,9 \text{ mg Kg}^{-1}$). Contudo, estes valores não foram confirmados por Tavares e Peso (1979, in Carvalho et al., 1985), que encontraram valores nos moluscos de até $1,67 \text{ mg Kg}^{-1}$, que, embora significativamente inferiores aos de CEPED (1975), ainda são mais elevados que os encontrados na Baía de Guanabara. Um aspecto interessante seria o estudo detalhado da contaminação destes dois ambientes e a tentativa de compreensão de porquê dois ambientes tão semelhantes apresentam concentrações tão díspares.

CONCLUSÕES

O problema do mercúrio na Baía de Guanabara, embora grave, vem sendo tratado com certa indiferença. Efetivamente, quando consideramos as condições de contaminação por diversos poluentes (principalmente a matéria orgânica de origem antropogênica) nas quais se encontra este ecossistema, o problema do mercúrio talvez seja secundário. Ainda mais que, hoje em dia, a pesca e consumo de pro-

duto da Baía quase já não existe (via principal de acesso do mercúrio ao homem).

Existe a preocupação de recuperar lentamente este ecossistema, inicialmente pela realização de obras de saneamento básico em toda a região, de forma a reduzir as entradas de esgotos domésticos. Contudo, deve-se considerar que, no futuro, quando as condições de balneabilidade melhorarem e a fauna local estiver se recuperando, um aumento nas atividades pesqueiras deve sobrevir, e este aumento do consumo de organismos contaminados por mercúrio pode provocar problemas de saúde pública.

Há necessidade de uma melhor compreensão dos processos que atualmente levam às baixas concentrações nos organismos. Da mesma forma, é importante estudar-se a especiação do mercúrio na Baía de Guanabara, afim de fornecer subsídios aos modelos que serão capazes de prever o comportamento do

mercúrio em condições de menor entrada de matéria orgânica antropogênica.

Percebemos que o problema da poluição por mercúrio em sedimentos é preocupante e assim deve permanecer ainda bastante tempo. Sabemos, também, que este mercúrio presente no sedimento é mais móvel do que aquele presente nas áreas de garimpo de ouro, e além disto, mais sujeito aos processos de metilação e, eventualmente, dimetilação, como preconizado por Quevauviller et al (1992). Estes processos deveriam levar a uma contaminação generalizada dos organismos, o que não tem sido observado. A questão da matéria orgânica que reteria o mercúrio, sob a forma de compostos estáveis e pouco assimiláveis, deve ainda ser comprovada. Da mesma forma, o conhecimento de como o mercúrio é transferido até os níveis tróficos mais elevados ainda é muito pequeno.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMADOR, E.S. (1980) Assoreamento da Baía de Guanabara - Taxas de sedimentação. An. Acad. Brasil. Ciênc., 52(4) :723-742.
- BAKIR, F.; DAMLUJII, S.F.; AMIN-ZAKI, L.; MURTADHA, M.; KHALIDI, A.; AL-RAWI, N.Y.; TIKRITI, S.; DHAHIL, H.I.; CLARKSON, T.W.; SMITH, J.C.; DOHERTY, R.A. (1973) Methylmercury poisoning in Iraq. Science, 181:230-241.
- BARROCAS, P.R.G. & WASSERMAN, J.C. (1993) The mercury in Guanabara Bay: a historical summary. In: J.J. Abrão, J.C. Wasserman & E.V. Silva-Filho (eds.) Proceedings of the International Symposium on Perspectives for Environmental Geochemistry in Tropical Countries, Departamento de Geoquímica-Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, p. 454-460.
- BARROCAS, P.R.G. & WASSERMAN, J.C.; JENNERJAHN, T.; PIVETTA, F. (1993) Geochemistry of Mercury in Sediments of São João de Meriti Estuary in Guanabara Bay System. In: J.J. Abrão, J.C. Wasserman & E.V. Silva-Filho (eds.) Proceedings of the International Symposium on Perspectives for Environmental Geochemistry in Tropical Countries Departamento de Geoquímica Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, p. 143-148.
- BATTI, R.; AGNAVAL, R.; LANZOLA, E. (1975) Methylmercury in river sediments. Chemosphere, 1:13-14.
- BEZERRA, J.F.M. (1990) Estimativas de cargas de mercúrio liberadas para o meio ambiente por atividades industriais - caracterização de fontes. In: S. Hacon, L.D. Lacerda, W.C. Pfeiffer, D. Carvalho (eds.) Seminário Nacional Riscos e Conseqüências do Uso do Mercúrio, Rio de Janeiro, p. 91-109.
- BISOGNE, J.J. Jr & LAWRENCE, A.W. (1975) Kinetics of mercury in aerobic and anaerobic aquatic environments. J. Wat. Pollut. Control Fed., 135(1):135-152.
- BRYAN, G.W. (1971) The effects of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms. In: Proc. R. Soc. Lon., B177:389-410.
- CARVALHO, C.E.V. & LACERDA, L.D. (1992) Heavy metals in the Guanabara Bay biota: Why such low concentrations. Cien. Cult., 44(2/3):184-186.
- CARVALHO, F.; TAVARES, T.M.; MENESES, G. (1985) Mercury in a Brazilian Population eating large quantities of shellfish, 37(12):2063.
- CEPED (1975) O Impacto Ambiental Causado pelo Lançamento de Mercúrio no Ecossistema Marinho. Relatório CEPED, Salvador, 49 p.
- CETESB (1986a) Avaliação da contaminação por metais pesados e pesticidas organoclorados na água, ictiofauna, e outros organismos aquáticos do complexo estuarino lagunar de Iguape-Cananéia. Rel. Tec. Comp. Est. Tecnol. San. Bas., São Paulo.
- CETESB (1986b) Metais pesados no estuário e Baía de Santos. Comp. Est. Tecnol. San. Bas., 75 p.
- CETESB (1988) Estudo dos manguezais da Baixada Santista. Rel. Tec. Comp. Est. Tecnol. San. Bas., 70 p.

- CETESB (1989) Avaliação preliminar da contaminação por metais pesados na água, sedimento e organismos aquáticos do Rio Cubatão. Relatório Técnico., 126 p.
- COELHO, V.M.B. & FONSECA, M.R.M.B. (1981) Problemas de eutroficação no Estado do Rio de Janeiro. Cadernos FEEMA, 51 p.
- CONAMA (1986) Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Diário Oficial, 30 de julho de 1986.
- deGROOT, A.J.; SALOMONS, W.; ALLERSA, E. (1976) Processes affecting heavy metals in estuarine sediments. In: J.D. Burton & P.S. Liss (eds.) Estuarine Chemistry. Academic Press, London, p. 131-157.
- EYSINK, G.G.J. (1988) Presença de mercúrio no meio ambiente. Ambiente, 2(1):43-48.
- EYSINK, G.G.J.; PADUA, H.B.; BERTOLETTI, S.A.E.P.; MARTINS, M.C.; PEREIRA, D.N. (1988) Metais pesados no Vale da Ribeira e em Iguape Cananéia. Ambiente, 2:6-13.
- FARID, L.H. (org.) (1992) Diagnóstico Preliminar dos Impactos Ambientais Gerados por Garimpos de Ouro em Alta Floresta/MT: Estudo de Caso. Série Tecnologia Ambiental, nº 2, CETEM., 190 p.
- FEEMA (1980) Levantamento de Metais Pesados no Estado do Rio de Janeiro. Relatório Preliminar. Bacia da Baía de Guanabara, 55 p.
- FEEMA (1985) Levantamento de Metais Pesados no Estado do Rio de Janeiro. Terceiro relatório trimestral, 140 p.
- FEEMA (1986) Levantamento de metais pesados no Estado do Rio de Janeiro. Relatório Final. 2:79p. e 140p.
- FEEMA (1990) Projeto de Recuperação Gradual do Ecossistema da Baía de Guanabara - Indicadores Ambientais de Degradação, Obras e Projetos de Recuperação. Relatório, 2:365 p.
- FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G.T.W. (1983) Metal Pollution in the Aquatic Environment. 2nd ed. Springer-Verlag, Berlin, 486 p.
- FUJIKI, M. (1972) The transitional condition of Minamata Bay and the neighboring sea polluted by factory waste matter containing mercury. In: 6th Int. Conf. Water Pollut. Res., paper 12.
- HACON, S.; LACERDA, L.D.; PFEIFFER, W.C.; CARVALHO, D. (1990) Riscos e Consequências do Uso do Mercúrio. FINEP, IBAMA, Ministério da Saúde e CNPq, 314 p.
- HAGINO, N. & YOSHIDA, K. (1961) A study of the itai-itai disease. J. Jpn. Orthop. Assoc., 35:812-816.
- HUCKABEE, J.W.; ELWOOD, J.W.; HILDEBRAND, S.G. (1979) Accumulation of mercury by freshwater biota. In: Nriagu, J.O. (ed.) The Biogeochemistry of Mercury in the Environment. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, p. 277-307.
- INACIO, M.M.; PEREIRA, V.G.; SERRANO-PINTO, M. (1993) Mercúrio em solos da área do complexo químico de Estarreja. Volume de Resumos Expandidos do 4º Congresso Brasileiro de Geoquímica. Sociedade Brasileira de Geoquímica, Brasília, p. 331-333.
- JARDIM, W.F. (1988) Contaminação por mercúrio: fatos e fantasias. Ciência Hoje, 41:78-79.
- JENNE, E.A. (1970) In: Mercury in the Environment. US Geological Survey, Washington (professional paper nº 713), p. 40-45.
- KITAMURA, S. (1968) Determination of mercury content in bodies of inhabitants, cats, fish, and shells in Minamata District and in mud of Minamata Bay. Minamata Dis., p. 257-266.
- KLEIN, D.H. & GOLDBERG, E.D. (1970) Mercury in the marine environment. Environ. Sci. Technol., 4:765-768.
- LACERDA, L.D. (1990) Distribuição e comportamento do mercúrio no ambiente amazônico. In: S. Hacon, L.D. Lacerda, W.C. Pfeiffer, D. Carvalho (eds.) Seminário Nacional Riscos e Consequências do Uso do Mercúrio, Rio de Janeiro, p. 80-90.
- LACERDA, L.D. & SALOMONS, W. (1992) Mercúrio na Amazônia: Uma bomba relógio Química? Série Geoquímica Ambiental do Departamento de Geoquímica da UFF. CETEM., 78 p.
- LÁNGLEY, D.C. (1973) Mercury methylation in an aquatic environment. J. Water Pollut. Control Fed., 45(1):44-51.
- LECHLER, P.J. & MILLER, J.R. (1993) The dispersion of mercury and silver from contaminated mill tailings at the Carson River mercury superfund site, West-Central Nevada, USA. In: J.J. Abrão, J.C. Wasserman & E.V. Silva-Filho (eds.) Proceedings of the International Symposium on Perspectives for Environmental Geochemistry in Tropical Countries. Departamento de Geoquímica - Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ., p. 433- 436.
- LINDBERG, S.; STOKES, P.M.; GOLDBERG, E. (1987) Mercury. In: T.C. Hutchinson & K.M. Meena (eds.) Lead, Mercury Cadmium and Arsenic in the environment. John Wiley & Sons Inc. New York, p. 17-33.
- MAKSIMOVIC, Z. & DANGIC, A. (1973) Mercury mine at Mont Avala, a source of environmental pollution by mercury and arsenic. Geol. An. Balk. Poluostrva (Serbian), 38:349-358.
- MILLER, J.R.; LECHLER, P.J.; ROWLAND, J. (1993) Heavy metal transport by physical processes in the Carson River Valley, West-Central Nevada, USA: Implications to the distribution and storage of metal pollutants in tropical environments. In: J.J. Abrão, J.C. Wasserman & E.V. Silva-Filho (eds.) Proceedings of the International Symposium on Perspectives for Environmental Geochemistry in

- Tropical Countries. Departamento de Gequímica - Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, p. 131-136.
- MOORE, J.W. & RAMAMOORTHY, S. (1984) Heavy Metals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment. Springer-Verlag, Berlin.
- MOREIRA, I.; GODOY, J.M.; MENDES, L. (1991) In: Anais do Seminário de Desenvolvimento e Meio Ambiente, PUC/Rio, Rio de Janeiro.
- MORIARTY, F. (1974) Pollutants and Animals. A Factual Perspective. George Allen and Unwin Ltd., London. 347 p.
- MÓSCA, N.P. (1980) Concentração de Mercúrio nas Águas e Sedimentos da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Dissertação de Mestrado em Geociências, UFF, Niterói., 101 p.
- NRIAGU, J.O. (1979) Topics in Environmental Health, v.3, The Biogeochemistry of Mercury in the Environment. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, 695 p.
- OMS (1977) Riesgos del Ambiente Humano para la Salud. Publicación Científica, nº 329.
- PADBERG, S. (1990) Mercury determinations in samples from Tapajós (Itaituba). Unpublished measurements. In: Lacerda, L.D. & W. Salomons. Mercury in the Amazon: A Chemical Time Bomb. Dutch Ministry of Housing, Physical and Environment.
- PFEIFFER, W.C.; LACERDA, L.D.; MALM, O.; SOUZA, C.M.M.; SILVEIRA, E.G.; BASTOS, W.R. (1989) Mercury concentrations in inland waters of Rondonia, Amazon, Brazil. *Sci. Tot. Environ.*, **87/88**:233-240.
- QUEVAUVILLER, P.; DONARD, O.F.X.; WASSERMAN, J.C.; MARTIN, F.M.; SCHNEIDER, J. (1992) Occurrence of methylated tin and dimethyl mercury compounds in a mangrove core from Sepetiba Bay, Brazil. *Appl. Organometallic Chem.*, **6**:221-228.
- REBELLO, A.D.L.; HAEKEL, W.; MOREIRA, I. (1986) The fate of heavy metals in an estuarine tropical system. *Mar. Chem.*, **18**:215-225.
- REGO, V.S.; PFEIFFER, W.C.; BARCELLOS, C.C.; REZENDE, C.E.; MALM, O.; SOUZA, C.M. (1993) *Environmental Technology Letters*, **14**:167-174.
- SOUZA, S.P.D. & DONIER, B. (1975) O impacto causado pelo lançamento de mercúrio no ecossistema marinho. CEPED
- TAKEUCHI, T. (1972) Distribution of mercury in the environment of Minamata Bay and the inland Ariake Sea. In: Hartung, R., Dinman, B.D. (eds.) *Environmental Mercury Contamination*. Ann Arbor Sci. Pub. Inc., Ann Arbor, p. 79-81.
- VARGAS-BOLDRINI, C. (1990) Mercúrio na Baixada Santista. In: Hacon, S., Lacerda, L.D., Pfeiffer, W.C. & Carvalho, D. (eds.) *Riscos e Consequências do Uso do Mercúrio*. FINEP, IBAMA, Ministério da Saúde e CNPq, p. 161-195.
- VARGAS-BOLDRINI, C. & NAVAS - PEREIRA, D. (1987) Metais pesados na Baía de Santos e estuarinos de Santos e São Vicente. *Bioacumulação. Ambiente*, **1**(3) :118-127.
- VEIGA, M.M. & FERNANDES, F.R.C. (1991). Aspectos gerais do Projeto Poconé. In: Veiga, M.M. e Fernandes, FR.C. (org.). *Poconé: Um Campo de Estudo do Impacto Ambiental do Garimpo*. Série Tecnologia Ambiental 2, CETEM, p. 1-25.