

2

Caracterização da área de estudo e das espécies estudadas

2.1.

Área estudada

A área escolhida para realização deste estudo foi o estuário da Baía de Guanabara com uma superfície de 384 Km² da qual 56 Km² são ocupados por ilhas. Apresenta um volume médio de água de 1,87 x 10⁹ m³. A bacia de drenagem voltada para a baía abrange uma área de 4.080 Km², sendo composta por 32 sub-bacias, e drenada por 45 rios e canais. Destes, apenas seis respondem por 85% da descarga média anual de 100 m³s⁻¹ (Mueche & Valentini, 1988; Bizerril, 2001). Na margem nordeste da porção mais interior da baía encontra-se, em associação com os estuários dos Rios Guapimirim e Guaxindiba, uma densa cobertura de formações pioneiras flúvio-marinhas (mangues) remanescentes, que constitui área de Proteção Ambiental (Bizerril, 2001). Figura 2.



Figura 2: Baía de Guanabara

A circulação da água torna-se mais lenta no trecho entre o continente e a ilha do Fundão devido, à delimitação de um canal de circulação principal que acompanha o eixo de maior profundidade da entrada até a ilha de Paquetá, do qual divergem ramos secundários que promovem a circulação nas enseadas

laterais e também pela presença de dois tombos de maré localizados, um a noroeste da ilha do Governador e outro entre o continente e a ilha do Fundão. Esses fatores fazem com que as taxas de sedimentação sejam aumentadas promovendo assoreamento local (Bizerril, 2001).

Como reflexo do crescimento desordenado, aliado à implantação de complexos industriais, atividades portuárias, petrolífera e agrícola este ecossistema vem sofrendo uma série de transformações. A transformação da Baía de Guanabara em um receptor natural de rejeitos (domésticos e industriais) vem trazendo sérios prejuízos ecológicos e econômicos (Bizerril, 2001; Geo Brasil, 2002). Dentre os impactos sofridos, destacam-se:

- Elevação do fundo, prejudicando a navegação.
- Alteração da circulação e dos fluxos das correntes internas, comprometendo a vegetação da orla (manguezais) e as zonas pesqueiras.
- Assoreamento das áreas de manguezais, que altera a flutuação das marés pelo avanço da linha de orla, podendo comprometer este importante ecossistema.
- O material fino em suspensão na coluna d'água (turbidez), é uma barreira à penetração dos raios solares, prejudicando a biota que realiza fotossíntese e conseqüentemente, diminuindo a taxa de oxigênio dissolvido na água (Bizerril, 2001; Geo Brasil, 2002).

Na Baía de Guanabara são lançados $18,6 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ de esgoto bruto, sendo diariamente despejados 470 toneladas de carga orgânica, 64 toneladas de despejos industriais, 0,3 toneladas de metais pesados, 7 toneladas de óleo e 6 toneladas de lixo doméstico (Geo Brasil, 2002).

O tempo médio de renovação de 50% da água da baía é de apenas 11,4 dias justificando, portanto, a boa qualidade da água na metade distal da baía. No interior da baía este tempo é mais longo devido ao maior aporte de efluentes, principalmente na metade oeste, criando zonas altamente poluídas com teores mais elevados de fósforo, nitrogênio, clorofila a, coliformes fecais e baixas concentrações de oxigênio. Essas condições anóxicas das áreas do interior da baía

favorecem a incorporação de metais pesados nos sedimentos, cuja exposição a oxidantes, deverá levar à liberação desses metais e incorporação na cadeia trófica (Mueche & Valentini, 1988).

Também o fato da Baía de Guanabara ser um ambiente de mistura (águas doces e salgadas) é considerada uma zona de alta atividade reacional o que modifica importantes parâmetros físico-químicos tais como a força iônica, razões entre os componentes maiores, pH, potencial de oxi-redução, turbidez, etc. Esses parâmetros vão modificar não somente as propriedades físico-química da solução aquosa como também modificar a biodisponibilidade dos metais-traço (Marins et al., 2002).

A presença de mercúrio no estuário da Baía de Guanabara está ligada a uma indústria de cloro soda localizada em uma de suas bacias de drenagem. O transporte deste elemento através da coluna d'água é o principal passo em seu ciclo. A forma predominante neste tipo de ecossistema é a divalente, que quando associada a ligantes orgânicos poderá dar origem, entre outras, ao metilmercúrio, que é a espécie mais tóxica de mercúrio facilmente incorporada pela biota (Kehrig et al., 2001; Marins et al., 2002).

As áreas costeiras são as principais fontes de proteína animal de origem marinha para uma parcela significativa da população. Assim, contaminações nessas águas litorâneas, como no da caso na Baía de Guanabara, poderão tornar a produção pesqueira desse ecossistema a principal via de transferência de diversos poluentes aos consumidores humanos (Kehrig et al., 1997).

2.2.

O comportamento do mercúrio nos compartimentos abióticos e bióticos

2.2.1. Na coluna d' água

A literatura vem apresentando medidas recentes da concentração de mercúrio em sistemas aquáticos globais, cujos valores que podem ser considerados representativos para o mercúrio dissolvido são (WHO, 1989):

- | | |
|-----------------------------|------------------------------|
| ➤ Oceano aberto | 0,5 – 3,0 ngL ⁻¹ |
| ➤ Águas costeiras oceânicas | 2,0 – 15,0 ngL ⁻¹ |
| ➤ Rios e lagos | 1,0 – 3,0 ngL ⁻¹ |

As variações desses valores são consideráveis, especialmente, em águas oceânicas costeiras, em lagos e rios onde o mercúrio associado com o material em suspensão pode contribuir para a circulação total (WHO, 1989).

Em estudos realizados, na Baía de Guanabara, por Kehrig et al. (2002) obtiveram valores que variaram entre 0,5 – 5,2 ngL⁻¹ de mercúrio na água filtrada. Essa faixa está de acordo com a esperada para as águas costeiras oceânicas. Ainda neste estudo, foi verificado que a variação da concentração de mercúrio no material particulado estava entre 60,7 – 380 µgKg⁻¹. Esses dados demonstram, como previsto no parágrafo supracitado, a contribuição do material particulado na circulação total de mercúrio nos sistemas aquáticos.

O mercúrio encontrado nos sistemas aquáticos pode ser devido à deposição atmosférica e lixiviação superficial, que chegam nesses ambientes principalmente na forma dissolvida e são rapidamente disponibilizados para a biota através da metilação e/ou absorção biológica (Lacerda et al., 2001).

As rápidas variações das condições físico-químicas na coluna de água são influenciadas pelo regime das marés, inputs de água doce, variações sazonais e o grau de influência antrópica. Esses eventos também promovem a partição do metal traço entre as fases aquosa e sólida. A eutrofização pode ser também um ponto chave de controle químico da água e do sedimento nos estuários (Lacerda et al., 2001).

Nos sistemas estuarinos as variações sazonais, a turbulência, a precipitação, a salinidade, a temperatura, o teor de carbono orgânico dissolvido e principalmente material particulado em suspensão, promovem variações nas concentrações de mercúrio total (HgT). Essas variações foram observadas tanto em análises de amostras filtradas como nas não filtradas (Conaway et al., 2002; Pempkowiak et al., 1998; Frenet et al., 1980).

Os sólidos suspensos têm um papel importante na geoquímica estuarina do mercúrio. Esta importância pode ser explicada por três fatores:

- O material fino em suspensão possui uma grande área superficial específica e conseqüentemente uma maior capacidade de reações de adsorção/desorção deste elemento.
- Os sólidos suspensos estão relacionados principalmente com a absorção biológica dos metais traço por organismos filtradores que eventualmente ingerem material em suspensão.
- O transporte estuarino de mercúrio é fortemente influenciado pelo comportamento dos sólidos suspensos (Aston et al., 1982).

Assim, devido a forte associação de mercúrio presente na coluna de água com a matéria orgânica em suspensão, o carbono orgânico dissolvido e o comportamento não conservativo do mercúrio, fazem do estuário um depósito natural para o mercúrio (Conaway et al., 2002).

A distribuição de HgT e metilmercúrio entre as fases particulada e entre os complexos orgânicos e inorgânico dissolvidos é uma função da salinidade e da circulação das partículas (Conaway et al., 2002).

A Baía de Guanabara é um ambiente eutrofizado com elevada carga de material em suspensão e também alta produtividade biológica. Nestas condições o mercúrio tende a complexar-se fortemente ou absorver no material

particulado em suspensão, diluindo os lançamentos de mercúrio no meio e diminuindo seu tempo de residência na coluna d'água (Kehrig, et al 2001).

Em estudos comparativos realizados na Baía de Guanabara verificou-se que as amostras coletadas na Marina da Glória apresentaram as maiores concentrações de HgT tanto no material dissolvido ($5,2 \pm 0,4 \text{ ngL}^{-1}$) quanto no particulado ($380 \text{ } \mu\text{gKg}^{-1}$). Esses valores estão de acordo com o esperado uma vez que, este é um dos pontos onde a qualidade e a circulação da água são comprometidas pelos elevados descartes de esgoto doméstico não tratado (Kehrig et al., 2002). Através desses valores também é possível notar a diluição do mercúrio total na coluna d'água devido, à sua capacidade de complexação e adsorção ao material particulado.

O estuário da Baía de Guanabara apresenta um equilíbrio metaestável que se for quebrado remobilizará as substâncias adsorvidas no material particulado e no sedimento ocorrendo assim, um súbito aumento da concentração de mercúrio afetando tanto a coluna de água como a sua disponibilidade para a biota (Lacerda et al., 2001).

2.2.2. No sedimento

Devido a vários processos físico-químicos a maior parte dos metais pesados introduzidos no sistema aquático é depositado no sedimento. A acumulação dos metais pesados no sedimento de fundo depende não somente dos lançamentos fluviais, mas também das interações químicas entre o metal e os constituintes do sedimento (Goldberg, 1979; Kehrig et al., 2003a). Os principais processos de adsorção de metais ao sedimento são aqueles envolvendo co-precipitações e co-reações com óxidos e hidróxidos de ferro e magnésio, ácido húmicos, argilas e sulfetos (Kehrig et al., 2003a).

Foi observado que nas camadas superiores do sedimento (1 – 10 cm) o sulfeto alcança seu máximo de concentração, portanto a espécie mais abundante

de mercúrio é o sulfeto de mercúrio (HgS) que é extremamente insolúvel e quimicamente estável (Pereira et al., 1998; Nakamura et al., 1999; Trombini et al., 2003).

Se a maioria do mercúrio depositado existisse na forma inorgânica a metilação de mercúrio inorgânico ocorreria em torno do sedimento sob algumas condições e o metilmercúrio (MeHg) formado seria rapidamente solubilizado e transportado através da coluna de água (Haraguchi et al., 2000).

Foram medidas razões de metilação no sedimento em inúmeros estudos, e essas se apresentaram relativamente baixas. Sendo assim, foi concluído que possivelmente ocorresse a síntese de mercúrio pela microbiota e desta forma estaria explicado o alto nível de mercúrio observado nos peixes (Nriagu, 1979; French et al., 1999).

O metilmercúrio (MeHg) sintetizado no sedimento pode ser rapidamente degradado por microorganismos em metano e mercúrio inorgânico. Assim, bactérias em sedimento podem remobilizar mercúrio ou pela síntese de MeHg e/ou pela degradação e volatilização, ou ainda reduzindo mercúrio inorgânico a formas mais voláteis (Nriagu, 1979).

Para estimar a metilação de mercúrio nos sedimentos geralmente utiliza-se a razão MeHg/HgT e em áreas impactadas normalmente verifica-se um teor elevado de MeHg em relação a HgT. Esta tendência provavelmente é devido ao fato de bactérias serem mais expostas aos metais tóxicos que os organismos eucarióticos assim, elas adquirem durante sua evolução a capacidade de detoxicar ou bombear a contaminação para fora da célula ou então, transportar (oxidação, redução) esses metais transformados em espécies menos tóxicas, a elas, no interior das células (Trombini et al., 2003).

No que se refere ao mercúrio, há bactérias, por exemplo, as sulfato redutoras, que são capazes de metilar o Hg(II) a MeHg (metilação com a cobalamina); outras são capazes de reduzir Hg(II) a Hg(0) assegurando a volatilização do Hg para fora da célula; e há as que são capazes de demetilar

MeHg a Hg(II). Assim, no sedimento as concentrações de MeHg estão balanceadas entre metilação e demetilação (Trombini et al. 2003).

Estudos realizados por Mauro et al., (1997) e Kehrig et al., (2003a) demonstram que o potencial de metilação (metilação menos demetilação) na camada superficial do sedimento (0 – 12 cm) foi relativamente baixo (<0,1 – 1 %), provavelmente, devido ao alto teor de sulfeto presente neste sedimento, uma vez que a concentração de sulfeto está correlacionada com a produção de metilmercúrio (Craig & Moreton, 1986).

Segundo Godoy et al. (1998) a razão de sedimentação no estuário da Baía da Guanabara é de 1 – 2 cm/ano e as concentrações de mercúrio no sedimento são relativamente baixas (0,69 – 9,78 mgKg⁻¹), exceto para as amostras coletadas na região do rio São João de Meriti (≈ 10 mgKg⁻¹), apesar das descargas de efluentes industriais em algumas de suas bacias de drenagem (De Luca et al., 1986; Rego et al., 1993 Kehrig et al., 2003). Amostras coletadas no mangue de Jequiá também apresentaram concentrações relativamente baixas tanto para o HgT (0,52 – 2,38 mgKg⁻¹ p.s.) quanto para o MeHg (1,11 – 11,44ngg⁻¹ p.s.). Essas análises demonstraram a ocorrência de um enriquecimento nas concentrações de mercúrio nas camadas superficiais e um decréscimo gradual nas camadas inferiores (Kehrig et al., 2003a).

No sedimento da Baía de Guanabara foram encontrados valores de carbonato que variaram entre 7 – 23 % e de carbono orgânico de 0,04 – 7,05 %. As tendências gerais foram valores baixos para o carbono orgânico no sedimento de fundo, enquanto o carbonato aumenta nesta direção (da superfície para o fundo). Os sedimentos são compostos principalmente por kaolinita e quartzo (De Luca et al., 1986).

No estuário em estudo as altas razões C/N (maiores que 16) encontradas na maioria dos sedimentos amostrados e as elevadas concentrações do íon amônio, tanto nas camadas de águas intersticiais quanto nas de fundo, demonstram uma rápida e substancial perda de carbono protéico. Isto, junto com as correntes rápidas e com a ação dos ventos nas regiões rasas da baía, provém uma boa

mistura de sedimentos anóxicos e águas ricas em oxigênio, favorecendo a remobilização do mercúrio (De Luca et al., 1986).

2.2.3. Na biota aquática

2.2.3.1. Plantas marinhas

As plantas marinhas microscópicas, principalmente unicelulares que compõe a comunidade fitoplânctônica, têm um papel importante no transporte vertical de metais (Windom & Kendall et al., 1979). Elas são uma força energética para o metabolismo do ambiente aquático devido a várias características: metabolismo intenso com alta reatividade para químicos; energia baseada na atividade fototrófica (fonte de oxigênio e matéria orgânica); e ampla e sucessiva distribuição por uma variedade de ambientes aquáticos. Os componentes biológicos, químicos e físico-químicos do ecossistema irão influenciar a extensão da interação com as forças biológicas (Pedrosa et al., 1995).

Microalgas têm grande capacidade de concentrar metais pesados da água, por isso elas ocupam a base da cadeia alimentar aquática. Entretanto fitoplâncton pode vir a ser um importante agente de entrada de metais ou um simples carreador biogênico (Pedrosa et al., 1995).

Fatores ambientais (força das marés, irradiação solar, ressurgência, pH, salinidade, presença de quelantes, etc) e antropogênicos (descargas industriais) podem influenciar as concentrações de metais pesados nos fitoplânctons. O próprio fitoplâncton pode ser causador da variação na concentração de metais pesados, incluindo mercúrio, devido a capacidade de algumas espécies em concentrar metais pesados. Comparado a macroalga, o fitoplâncton possui maior capacidade de bioacumular metais sendo, portanto, considerado um bom bioindicador de poluição ambiental (Goldberg, 1979; Pedrosa et al., 1995).

Existem poucas informações disponíveis a respeito da absorção de mercúrio pelo zooplankton. Um estudo realizado recentemente demonstrou que os níveis de

mercúrio nestes organismos são maiores que os encontrados nos fitoplânctons. De acordo com este estudo os valores encontrados foram (Palermo et al., 2002):

- Plâncton total (zoo + fito) - 76 ± 32 ng HgT g^{-1} ; 10 ± 4 ng MeHg g^{-1} ;
14 % MeHg
- Fitoplâncton - 86 ± 32 ng HgT g^{-1} ; 7 ± 4 ng MeHg g^{-1} ; 8 % MeHg
- Zooplâncton - 95 ± 30 ng HgT g^{-1} ; 27 ± 10 ng MeHg g^{-1} ; 28 % MeHg.

Tanto o fitoplâncton como o zooplankton são responsáveis pelo tempo de residência do mercúrio na coluna d'água e são importantes na avaliação do enriquecimento de metais pesados na cadeia alimentar (Goldberg, 1979).

A estrutura das comunidades de macroalgas é determinada pela interação de variáveis físico-químicas e biológicas, onde a luz, movimento da água, temperatura, nutrientes e interações bióticas como: competição, herbivoria e predação são as mais importantes. Esses vegetais representam uma parte considerável da produção primária e da base da cadeia alimentar em regiões costeiras (Gomes et al., 1994).

As macroalgas marinhas são organismos bentônicos (fixos ao substrato do fundo), que se repartem em três grupos principais de acordo com seus pigmentos preponderantes: clorofíceas, algas verdes, feofíceas, pardas, e rodofíceas, as vermelhas (Gomes et al, 1994).

Esses organismos acumulam metais principalmente da fração dissolvida e podem refletir as concentrações encontradas na água (Seeliger & Knak et al., 1982). Esse acúmulo de metais é resultado da interação de vários fatores, como absorção, adsorção, interação com sítios metabólicos estocagem e eliminação do metal. A importância de cada um desses mecanismos na resposta do organismo depende não somente das características biológicas mas também das condições ambientais (Gomes et al, 1994).

Algumas espécies têm sido particularmente recomendadas para estudos de monitoramento por atenderem aos seguintes requisitos: elevada capacidade para acumular metais; longo ciclo de vida; ser sedentária; possuir o tamanho adequado para determinação analítica dos metais; ser abundante na área de estudo e apresentar correlação positiva entre os níveis de metais acumulados e os níveis determinados na água (Karez et al., 1994).

Kauner e Martin (1972) informaram que mais de 67 % do mercúrio determinado na baía de Moterey, na Califórnia, estava na forma de mercúrio orgânico sugerindo que ele ou foi absorvido nesta forma ou foi transportado pelas algas e subseqüentemente absorvido, pois as algas são aparentemente capazes de transportar uma forma ou outra.

A passagem dos metais através da membrana plasmática das células das algas pode ser reduzida por meio de dois mecanismos extracelulares importantes: 1) formação de complexo entre os cátions metálicos e os metabolitos produzidos pelas algas, 2) absorção e fixação nas paredes celulares (Gomes et al., 1994; Boening et al., 2000). A formação de complexos de íons metálicos em formas menos tóxicas pode diminuir a biodisponibilidade dos metais nos organismos (Gomes et al., 1994).

A absorção de metais nas superfícies externas das algas envolve a formação de complexos que pode ser acompanhada por uma troca de íons presentes nos sítios de ligação da parede da célula por íons metálicos. Pode também ocorrer adsorção física através de interações íon-dipolo ou de ligações por ponte de hidrogênio (Gomes et al., 1994).

2.2.3.2. Organismos macroinvertebrados

Os macroinvertebrados possuem grande importância na avaliação ambiental de sistemas marinhos e costeiros, uma vez que estes apresentam variações na

salinidade, temperatura e comportamento químico da água e assim influenciam consideravelmente a acumulação de mercúrio pelos macroinvertebrados (Windom & Kendall, et al 1979; Costa et al., 2000).

Os níveis de MeHg observados em invertebrados bênticos são relativamente mais baixos que os de HgT. Isto sugere que esses organismos são expostos a níveis relativamente baixos de MeHg no sedimento, embora eles absorvam preferencialmente esta forma de mercúrio orgânico, quando este está presente, em razões muito mais rápidas que mercúrio inorgânico. Assim, mercúrio ligado à matéria orgânica no sedimento está indisponibilizado para a coluna d' água e conseqüentemente para os organismos (Windom & Kendall, et al 1979).

Os bivalves marinhos podem assimilar mercúrio pela ingestão de material particulado em suspensão ou dissolvido na coluna d' água. A importância de cada uma dessas fontes de mercúrio para o HgT assimilado é uma função da forma química do metal disponível para o organismos e do seu nível trófico (Windom & Kendall, et al 1979; Haraguchi et al., 2000; Kehrig et al., 2001). A eficiência de eliminação depende da composição química (orgânica ou inorgânica) do material particulado (Kehrig et al., 2001).

Análises de HgT e MeHg realizadas em bivalves (Tabela 4) do estuário da Baía de Guanabara demonstraram que nesses organismos a concentração média de HgT, comparada a outros organismos com diferentes hábitos alimentares, foi a segunda maior (Kehrig et al., 2002, 2001). Isto se deve, provavelmente, as condições eutróficas deste ecossistema, que apresenta uma elevada carga de material particulado entrando diariamente em seu sistema aquático. A distribuição da matéria orgânica dissolvida e particulada na coluna d' água de um estuário, influi na disponibilidade biológica do mercúrio (Windom & Kendall, et al 1979).

Estudos medindo a razão de acumulação de mercúrio dissolvido indicam que ele é rapidamente assimilado da água pelos invertebrados estuarinos. Além disso, o acúmulo é relativamente constante ao longo do tempo e depende da temperatura da água e da concentração do metal (Windom & Kendall, et al 1979).

A absorção de mercúrio é dependente do tamanho em populações naturais ou experimentais de invertebrados bênticos (Kehrig et al., 2001, 2002), sugerindo assim um mecanismo complexo que influenciará a razão de acumulação e perda do metal. Além do tamanho corpóreo outros fatores podem influenciar a razão de absorção do metal e a perda entre as espécies: a razão metabólica, longevidade, frequência de mobilidade, forma como se encontra o metal e a qualidade da água. Todos esses fatores sugerem diferenças na razão de transformação bioquímica e na permeabilidade fisiológica do mercúrio, influenciando, portanto, diferenças interespecíficas de absorção e susceptibilidade ao metal (Windom & Kendall, et al 1979; Goldberg, 1979; Costa et al., 2000).

A acumulação do metal pelos macroinvertebrados parece ser um processo primeiramente ativo ao invés de passivo. A absorção passiva está ligada a atividade metabólica das células e tem um coeficiente de temperatura maior que a difusão passiva simples. A dependência da temperatura de absorção dos metais é considerada como uma indicação positiva de que a absorção está intimamente ligada aos caminhos metabólicos no organismo (Windom & Kendall, et al 1979).

A forma físico-química do metal no meio ambiente é que determina sua biodisponibilidade para a biota. Tem sido observado que o monometilmercúrio possui uma maior e mais eficiente assimilação (ao longo da cadeia trófica) comparada ao mercúrio inorgânico, por outro lado o dimetilmercúrio apresenta baixa eficiência de assimilação e toxicidade. Da mesma forma, o mercúrio inorgânico é fortemente complexado pela matéria orgânica dissolvida e particulada com subsequente redução de sua disponibilidade para a biota (Jernelov and Lann, 1971; Windom & Kendall, et al 1979; Haraguchi et al., 2000).

Foi verificado por Kehrig et al. (2001) que o fator de bioacumulação do mercúrio pelos tecidos moles dos mexilhões em relação à água variou entre $7,5 \times 10^3 - 41 \times 10^3$ sendo provavelmente influenciado pelo tamanho do organismo.

2.2.3.3. Organismos vertebrados

Há uma concordância geral que as maiores espécies de peixes marinhos têm, presumivelmente, a maior expectativa de vida, bem como a maior concentração de mercúrio (Windom & Kendall, et al 1979; Eisler, 1987).

A dependência do tamanho (comprimento) dos organismos com as concentrações de mercúrio é também aparente nas espécies individuais sendo inclusive, verificado que a concentração aumenta com o aumento do tamanho do organismo marinho (Windom & Kendall, et al 1979; Kehrig et al., 2001, 2002).

A forma predominante deste elemento no tecido muscular é a metilada. Em outros tecidos, como fígado, rins e baço, sua forma predominante é a inorgânica excedendo os valores encontrados no músculo (Windom & Kendall et al., 1979; Malm et al., 1995; Kehrig et al., 2002). Uma exceção ocorre com o marlin azul do Pacífico, que apresenta em seu tecido muscular apenas 20% do mercúrio sob a forma metilada (Windom & Kendall, 1979). Em geral os valores para % MeHg seguem o seguinte padrão: músculo > brânquias > rins > fígado (Sanzgiry et al., 1988).

É possível perceber, em alguns estudos, que a percentagem de MeHg no tecido muscular é maior nos níveis tróficos mais elevados. Em ecossistemas marinhos foi verificado que esta percentagem foi maior nos peixes carnívoros terciários (C₃) que nos secundários (C₂) enquanto seu conteúdo de HgT seguiu a mesma escala. Essas observações vêm demonstrar a capacidade de biomagnificação do mercúrio ao longo da cadeia trófica ainda que essas concentrações elevadas reflitam o fato de que peixes de níveis tróficos superiores ingerem, em sua dieta, altos níveis de MeHg (Windom & Kendall, et al 1979; Meili et al., 1996; Gray et al., 2002).

Esses estudos sugerem que a absorção de mercúrio em peixes é um processo cumulativo. Isto resulta no aumento da concentração do metal com o comprimento (idade) e que a forma orgânica predominantemente acumulada é a

metilada. Outros fatores, além dos supracitados, podem influenciar a absorção e a bioacumulação do mercúrio, tais como: a maturidade sexual, variações sazonais, qualidade da água e níveis de contaminação ambiental (Huchabee et al., 1979; Kehrig et al., 1998 e 2002).

Na Baía de Guanabara as concentrações de HgT e de MeHg determinadas em vários estudos são baixas quando comparadas às concentrações permitidas pela WHO ($0,5 \text{ mgHg.Kg}^{-1} \text{ p.u.}$) para consumo humano. Esses valores estão provavelmente correlacionados com as condições eutróficas, elevados conteúdos de material em suspensão e alta produtividade biológica (Moreira et al., 1998; Kehrig et al., 2002; Carrera et al., 2002). Nestas condições o mercúrio pode ser fortemente complexado ou absorvido ao material particulado, causando uma elevada capacidade de diluição na coluna d' água e conseqüentemente diminuindo a disponibilidade aos organismos (Moreira et al., 1998; Kehrig et al., 2002).

Na Tabela 4 estão representadas as concentrações de HgT, MeHg e as % MeHg nos diferentes compartimentos da Baía de Guanabara.

Tabela 4: Concentração de HgT e MeHg nos diversos compartimentos da Baía de Guanabara. (N = n° de locais ou indivíduos coletados).

Compartimento	[HgT]	[MeHg] % MeHg	Citações
Água filtrada (N = 3)	0,7 – 5,2 (ng L ⁻¹)	-	Kehrig et al., 2002
Material Particulado (N = 3)	60,7 – 380,0 (µg kg ⁻¹ p.u.)	-	Kehrig et al., 2002
Sedimento (N=27)	0,7 – 9,78 (µg g ⁻¹ p.s.)	-	De Luca et al., 1986; Rego et al., 1993
Sedimento (N = 3)	0,52 – 2,38 (µg g ⁻¹ p.s.)	1,11 – 11,44 (ng g ⁻¹ p.s.) 0,71 %	Kehrig et al., 2003
Biota			
Mexilhões (tecidos moles) (N = 125)	22,8 – 53,5 (µg Kg ⁻¹ p.u.)	-	Costa et al., 2000
(N = 190)	22,8– 51,3 (µg Kg ⁻¹ p.u.)	8,5 – 18,0 (µg Kg ⁻¹ p.u.) 30 – 35 %	Kehrig et al., 2001
(N = 114)	25,3 – 51,3 (µg Kg ⁻¹ p.u.)	8,5 – 21,0 (µg Kg ⁻¹ p.u.) 29 – 46 %	Kehrig et al., 2002
<i>M. liza</i> – mullet (N = 66)	4,1 – 48,7 (µg kg ⁻¹ p.u.)	2,2 – 15,1 (µg kg ⁻¹ p.u.) 54 %	Kehrig et al., 2001
<i>M. furnieri</i> (N = 81)	17,4 – 556,1 (µg kg ⁻¹ p.u.)	65 – 561 (µg kg ⁻¹ p.u.) 98 %	Kehrig et al., 2002

2.3.

As espécies de peixes estudadas

As espécies estudadas são características da região tropical com ocorrência ao longo de toda a costa brasileira sem grande variação sazonal. Esses indivíduos são considerados os mais abundantes da baía bem como aqueles que são mais freqüentemente consumidos (Vazzoler, 1971, Kehrig et al., 2002).

As características ambientais do habitat marinho da plataforma sudeste do Brasil, são constituídas principalmente por águas subtropicais, misturadas com águas tropicais e costeiras influem na morfologia do peixe, afetando o crescimento e a reprodução dos animais (Kehrig, 1992; Marins et al, 2002). A temperatura é o principal fator limitante da reprodução, influenciando diretamente na produção de ovos e na desova. A eclosão da desova coincide temporalmente, com período de maior disponibilidade de alimentos (Isaac-Nahum e Vazzoler, 1983).

2.3.1.

***Micropogonias furnieri* (Demarest, 1824) – Corvina**

A corvina (Figura 3) é um peixe da ordem dos pecomorfos, da família dos scianídeos; possui corpo comprido, com coloração prateada, estrias amarelas nos flancos e pretas no dorso. Possui temperatura corpórea um grau acima da temperatura do meio, pois é pecilotérmico (variação da temperatura corporal de acordo com a da água). Os indivíduos jovens têm um forte cheiro de iodofórmio, que desaparece no indivíduo adulto (Figueiredo, 1970).

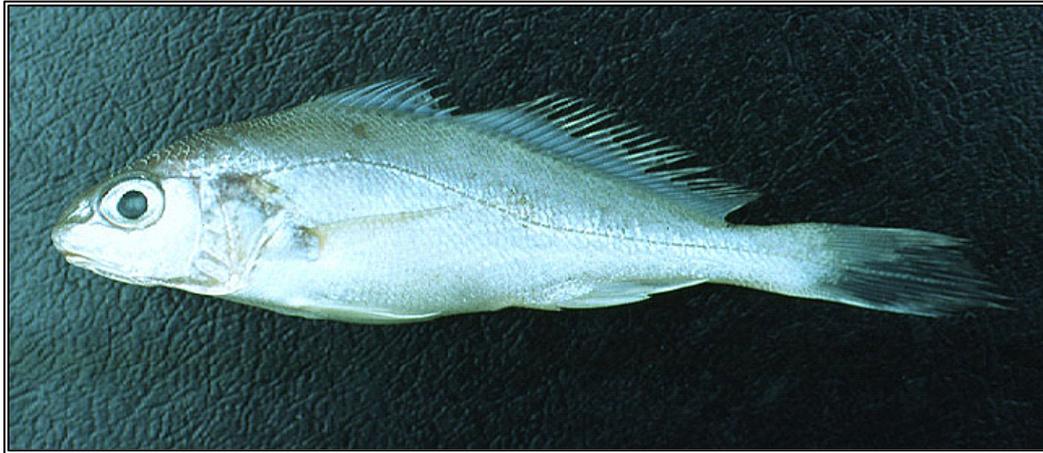


Figura 3: *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1824) - Corvina

Segundo Vazzoler (1971), a densidade populacional das corvinas é considerada equilibrada durante todo o ano, na área entre 23° S e 28° S (Cabo Frio – RJ a Ilha de Santa Catarina – SC), pois esta região possui águas frias e muito produtivas. Este fato ocorre devido às influências da ressurgência na região de Cabo Frio a São Sebastião.

Sendo assim, esta espécie de peixe apresenta três períodos de desova ao longo do ano, se tornando uma das mais empregadas na dieta alimentar das populações costeiras (Isaac-Nahum e Vazzoler, 1983; Kehrig et al., 2002).

Estudos realizados por Vazzoler (1971), demonstraram as variações fisiológicas e morfológicas das corvinas bem como da curva de crescimento da espécie (baseada no comprimento total médio) por classe de idade e por sexo (Figura 3).

Vazzoler et al., (1973) concluíram, que a amplitude de comprimento total das corvinas variava de 190 – 610 mm sendo que, todos os indivíduos da população atingiram a maturidade sexual por volta de 450 mm ou 4 anos de idade. É necessário chamar atenção para o fato de que indivíduos com mais de 500 mm,

não constituem número representativo; assim, o comprimento total, máximo, apresentado na curva de crescimento é de 500 mm.

No que diz respeito ao hábito alimentar, a corvina, é um indivíduo bentófago que se alimenta no fundo do mar de organismos vivos ou mortos (Vazzoler et al., 1975 ; Kehrig et al., 1997, 2001). Sua alimentação básica inclui copépodes, macro e microcrustáceos, poliquetas, moluscos e pequenos peixes (Vazzoler et al., 1975). Devido a esses fatores seu aparato bucal é adaptado a essa captura, ou seja, voltado para baixo refletindo portanto a influência da região costeira onde vive (Fernandez, 1991).

Neste trabalho, a corvina é considerada como representante dos peixes predadores não vorazes estando desta forma posicionada no nicho trófico superior e normalmente apresenta concentrações de mercúrio, em sua forma metilada, entre 90 a 95% no tecido muscular.

2.3.2.

***Bagre spp.* – Bagre**

O bagre (Figura 4) é um peixe da ordem dos Ostariophysi; é facilmente reconhecido pelas longas barbelas que possui perto da boca usada como órgão tátil e gustativo. Possui uma série de vértebras largas perto da cabeça, utilizadas como órgão auditivo, conhecido como aparelho de Weber. Suas narinas estão localizadas lateralmente e equidistantes. Não possuem dentes e sim placas ósseas que funcionam como grosas (Suzuki, 1986).



Figura 4: *Bagre spp.* - Bagre

O bagre possui nadadeiras peitorais e as dorsais são armadas de um forte espinho serrilhado. As ventrais estão afastadas na altura da barriga. E também apresenta nadadeira adiposa (Suzuki, 1986).

Essa espécie é encontrada, normalmente, em águas rasas das baías, embocaduras de rios e praias, mas à medida que essas águas esfriam afastam-se para zonas mais profundas. E no período de reprodução procuram águas salobras, subindo o curso dos rios (Suzuki, 1986).

Os machos dessa espécie apresentam uma característica bastante interessante em relação às outras que é o fato de carregar os ovos, e posteriormente os alevinos, dentro do aparelho bucal ou até mesmo do estômago por cerca de dois meses, para desta forma garantir a sobrevivência da espécie. Ficando durante este período sem ingerir alimento e podendo carregar até 50 ovos (Suzuki, 1986).

Segundo Suzuki (1986), a densidade populacional dos bagres é equilibrada e abundante ao longo do ano, fazendo com que esses indivíduos tenham importância econômica na dieta da população costeira, apesar de sua carne ser

considerada de qualidade inferior comparada a outras espécies de peixes. A amplitude de seu comprimento total varia de 50 – 1500 cm chegando a pesar até 30 Kg em média.

Segundo a literatura o hábito alimentar desses indivíduos é onívoro bentófago o que quer dizer, que se alimenta no fundo do mar, de toda a sorte de detritos orgânicos e organismos vivos ou mortos tais como: detritos orgânicos, caranguejos, camarões, peixes, algas etc. Por isso possui o aparato bucal, como descrito anteriormente, adaptado para esse tipo de captura refletindo desta forma seu habitat (Suzuki, 1986).

O estudo deste organismo se faz necessário para que se possa avaliar um nicho ecológico intermediário entre a corvina, peixe predador de topo de cadeia (citado anteriormente) e tainha, peixe inferior a ambos na cadeia trófica.

2.3.3. *Mugil liza* (Valenciennes, 1836) – Tainha

A tainha (Figura 5) é considerada um peixe de um nicho ecológico inferior aos supracitados organismos, faz parte da ordem dos Percosoces e da família Mugilidae. Possui corpo normal ou um pouco alongado, coberto por escamas ciclóides de coloração olivácea escura no dorso, flancos prateados e ventre branco. Apresenta duas nadadeiras dorsais, a primeira com raios espinhosos que podem ser dorsais anais ou ventrais. Esses raios podem ser moles e segmentados. É um teleósteo, com bexiga natatória geralmente sem ligação com o estômago por meio de canal aéreo (Suzuki, 1986).



Figura 5: *Mugil liza* – mullet (Valencienis, 1836) – Tainha

Segundo Suzuki (1986) a tainha mede normalmente de 300 – 400 cm e os indivíduos desta população atingem a maturidade sexual quando alcançam 400 cm.

É um peixe comum no litoral brasileiro com uma população equilibrada ao longo do ano aparecendo em grandes cardumes sendo, portanto, consumida freqüentemente pela população (Suzuki, 1986). Por essa razão e também por apresentar uma dieta alimentar bem diferente da corvina e do bagre esta espécie foi escolhida para esse estudo.

A tainha possui uma particularidade interessante que é viver em diversas salinidades se dividindo portanto, entre água do mar e as águas doces ou salobras de lagoas litorâneas e estuários (Suzuki, 1986).

Esta é uma espécie fitófaga e planctívora, que se alimenta próximo ao sedimento de limos, algas e matéria orgânica minúscula (Suzuki, 1986; Kehrig et al 2002). De acordo com Da Silva & Sergipense et al. (1997) em um estudo realizado a respeito do hábito alimentar desse mugilídeo as análises do conteúdo

estomacal demonstraram que fração vegetal representava mais de 80 % dos itens alimentares, sendo as diatomáceas bentófugas, o conteúdo mais abundante. Demonstrado, portanto, que esses organismos alimentam-se sem seletividade alimentar, com preferência por diatomáceas, uma vez que apresentam modo filtrador de captura de alimento.