

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1

Caracterização da coluna d' água na região do recife arenoso

Para a caracterização da coluna d' água na região estuda, foram determinados para água superficial, os parâmetros físicos e químicos tais como, pH, Eh, salinidade, temperatura (Tabela 2). Esses parâmetros são importantes para determinar as condições as quais a região está submetida. A determinação desses parâmetros, foi feita no momento da coleta do recife, numa sexta-feira dia 16 de abril de 2010

Segundo De Gregori, (1994); O' Connor, (1990) propriedades físico-químicas como temperatura e salinidade podem influenciar na concentração de contaminantes nos tecidos organismos aquáticos, assim como o pH interfere na solubilidade dos metais, favorecendo ou não sua deposição nos sedimentos.

Tabela 2. Propriedades físico-químicas da água

pH	7,81
Eh	+142 mV
Temperatura	25°C
Salinidade	33 ‰

Nos oceanos, o pH varia de 7,5 a 8,4, o que indica um caráter básico da água marinha, decorrente da presença de sais. Outros fatores como temperatura e mesmo a fotossíntese, podem ajudar na promoção da alcalinidade (Freire et al., 2007). O pH medido no local da coleta foi de 7,81 mostrando uma tendência alcalina, que é característica das águas salinas costeiras.

A condição biogeoquímica pode está, muitas vezes, associada à transferência de elétrons entre as espécies químicas. Tais processos podem definir condições de deficiência de elétrons (meio redutor) ou transferência de elétrons (meio oxidante) e podem ser avaliados por meio de medidas *in situ* e são denominadas medidas de potencial redox (Eh) (CETESP, 2009).

Segundo Lynch e Poole (1979), a distribuição espacial de micro-organismos aeróbicos e anaeróbicos pode ser determinada principalmente pelo potencial redox do ambiente. Os micro-organismos aeróbicos são metabolicamente ativos a potenciais positivos, já os anaeróbicos apresentam atividade metabólica somente em potenciais redox negativos. Os resultados mostram uma boa oxigenação da água coletada na área estudada.

Outro fator preponderante em ambientes costeiros é a temperatura. Sua variação, influenciada pela temperatura atmosférica, costuma ser muito grande e letal para muitas espécies marinhas, pois ela afeta a dessecação. As mudanças de temperatura podem interferir em reações químicas e físicas, tais como a solubilidade de gases (Freire et al., 2007)

Segundo a classificação climática de Köeppen, a região Norte Fluminense insere-se na classe Aw, isto é, tropical úmido, com verão chuvoso, inverno seco e temperatura do mês mais frio superior a 18 °C. A temperatura média anual situa-se em torno de 24 °C, sendo a amplitude térmica pequena e a normal climatológica da precipitação pluviométrica igual a 1.055,3 mm (Ramos et al., 2009). A temperatura da água superficial amostrada apresentou um valor pouco acima da média anual (Tabela 2).

A água dos oceanos contém, em solução, uma quantidade variável de sólidos e de gases dissolvidos, expressa como S (%o). A salinidade em oceanos gira em torno de 33 a 37 %o, porém nas regiões costeiras é bem variável, podendo chegar próximo de 0 %o, nas regiões adjacentes a estuários. A salinidade no litoral pode variar drasticamente em duas situações. Diminuindo quando ocorrem chuvas durante as marés baixas ou aumentando quando ocorre uma grande evaporação em poças de marés durante as marés baixas. (Freire et al., 2007)

Apesar da complexidade estrutural da teia alimentar dos ecossistemas marinhos, é possível avaliar a produção da vida marinha com base nas medidas de produção primária (Ryther, 1969). Segundo Berg et al. (2002) o principal foto receptor nos cloroplastos das plantas verdes é a clorofila *a*, tornando-a uma das indicadoras da presença de organismos autotróficos, fundamentais na determinação da produção

primária em uma dada região. A utilização da medida de clorofila *a* como uma estimativa da biomassa fito planctônica tem sido bastante utilizada desde o aperfeiçoamento do método por Richards & Thompson (1952). Entretanto, tem sido sugerida a utilização deste método em conjunto com a contagem das células fito planctônicas pelo método clássico de Utermöhl (1958), uma vez que a quantidade de clorofila sintetizada pela célula varia em função da intensidade luminosa, da disponibilidade de nitrogênio, do estado fisiológico da célula e do grupo ou espécie de organismos fito planctônicos presentes. As concentrações de clorofila *a* variam entre 0,2 e 3,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ no litoral do estado do Rio de Janeiro (Ekau & Knoppers, 1999), já a concentração determinada no momento da coleta no Farol de São Tomé foi de 0,004 $\mu\text{g L}^{-1}$, classificando o ambiente como oligotrófico (pobre em nutrientes).

A área de plataforma leste do Brasil é influenciada pela Água Tropical (AT) proveniente da Corrente do Brasil (CB) que é constituída por água oligotrófica – pobre em nutrientes (Ekau & Knoppers, 1999). Na zona de plataforma mais próxima do continente, a AT é influenciada pela massa de Água Costeira (AC) – quente e de baixa salinidade (< 36). Este é o caso da massa d água da região do recife arenoso do Farol de São Tomé, que é oligotrófica, quente e apresenta baixa salinidade.

A quantidade de sólidos em suspensão calculada através dos sólidos retidos nos filtros de 1,2 μm , foi de 50 mg L^{-1} . Entretanto deve-se observar que esta área apresenta um mar muito revolto, com ondas em constante batimento nos recifes, o que provoca o carreamento de partículas para a coluna d' água, e conseqüentemente em um aumento na quantidade de sólidos em suspensão. A elevada concentração de sólidos em suspensão nesta região também pode estar relacionada aos processos hidrodinâmicos, que causam a ressuspensão do sedimento superficial para a coluna d'água (Cervetto, et al., 2002).

6.2

Mercúrio total no recife de poliquetas

Na Tabela 3 encontram-se as quatro frações de recife obtidas através do peneiramento do recife bruto bem como, a concentração média de mercúrio total encontrada para cada uma delas e o coeficiente de variação obtido com a análise em triplicata de cada fração.

Nesta mescla de fragmentos de minerais de composição química e tamanhos físicos diferentes, os pesquisadores Fang & Hong, (1999) e Salomons & Förstner, (1984), recomendam que a análise dessas partículas sejam feitas na fração menor que 63 μm . No entanto, se reconhece que a composição química e mineralógica de um determinado sedimento pode mudar com o tamanho da partícula. Em geral, a fração mais fina (composta por minerais argilosos) apresenta conteúdos de metais relativamente elevados; nas frações seguintes (composta por silte e areia) o conteúdo de metal decresce (Seibert, 2002) (figura 18).

Tabela 3. Concentração média de mercúrio total encontrada em quatro frações de recife obtidas através do peneiramento, em peso seco, desvio padrão (DP) e coeficiente de variância (CV).

Fração (μm)	Média ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	DP (95%)	CV
<63	21,46	1,15	5,36
63-220	6,81	0,26	3,80
220-1000	3,03	0,14	4,66
>1000	2,96	0,14	4,78

Com relação aos sedimentos contaminados, sabe-se que as frações de granulometria mais finas, que apresentam uma área específica maior, favorecem os processos que se desenrolam na interface sólido-líquido, por exemplo, a adsorção, precipitação e interação com a matéria orgânica (Fiedler, 1995). O íon metálico pode interagir com compostos e íons orgânicos ou inorgânicos, formando novos compostos de coordenação, complexos, quelatos, etc. Todos estes aspectos devem ser considerados para uma melhor compreensão dos mecanismos de transporte e acumulação dos elementos traço nessas partículas (Seibert, 2002).

Foi possível, utilizando o Microsoft Excel[®], perceber que a distribuição dos dados da concentração total de mercúrio em relação ao tamanho das partículas, descreve uma função polinomial de segundo grau, como apresentado na figura 17. Uma função linear

também foi proposta, porém, o coeficiente de determinação, R^2 , que indica quanto da variação total é comum aos elementos que constituem os pares analisados, ficou muito baixo ($R^2 = 0,7593$). É importante notar que R^2 varia entre 0 (zero) e 1 (um), logo, quanto mais próximo da unidade for o coeficiente de determinação, tanto maior será a validade da regressão. No caso da função polinomial, o coeficiente de determinação ficou perto de 0,99, descrevendo assim este sistema. Através de tal função, é possível realizar previsões de concentrações de mercúrio total em determinadas dimensões de partículas deste recife de poliquetas.

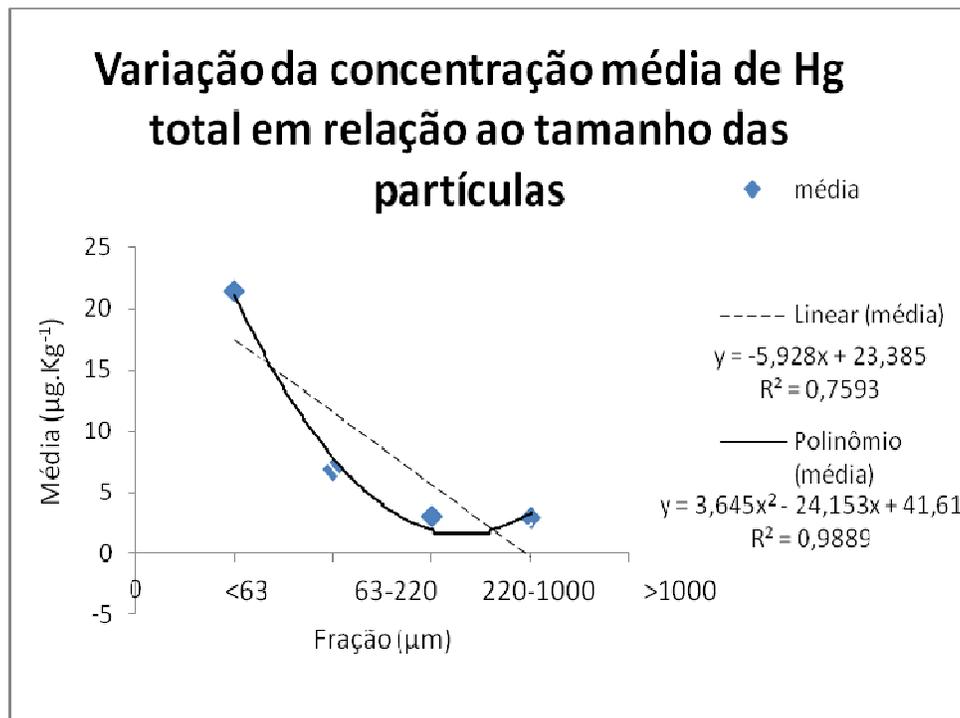


Figura 17. Gráfico da concentração média ($\mu\text{g Kg}^{-1}$) de mercúrio total em relação à ao tamanho das partículas do recife de poliquetas.

Um teste ANOVA não paramétrico para os resultados encontrados, no intuito de verificar o quanto as concentrações de mercúrio total diferem entre si em relação às dimensões das partículas. O teste estatístico realizado no programa de computador STATISTIC[®] 7.0 apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) entre a menor fração (< 63 μm) e todas as demais. Na comparação entre todas as frações, a diferença foi significativa ($p < 0,05$) para todos os casos, exceto, entre as frações 220-1000 e > 1000, onde a diferença não foi significativa para o referido teste.

A menor fração obtida do recife ($< 63 \mu\text{m}$) torna-se mais importante para biodisponibilidade do mercúrio no ambiente, não só pela sua concentração, mas também pelo seu tamanho, já que na biota de hábito alimentar suspensivo, estudada neste trabalho, absorve partículas de dimensões menores que $63 \mu\text{m}$, por exemplo, nos mexilhões esse diâmetro fica entre 1 e $10 \mu\text{m}$ (EPAGRI, 1994).

Apesar de ter sido feita uma digestão para matéria orgânica nas frações mais grossas do recife, onde se esperava que houvesse resíduos de poliquetas, a concentração do mercúrio se apresentou muito baixa nessas frações. O que nos leva a crer que além do mercúrio não se adsorver fortemente a essas partículas maiores, estas amostras não apresentaram resíduos consideráveis de mercúrio das poliquetas.

A figura 18 nos mostra as concentrações de mercúrio total em relação ao tamanho da partícula do recife de poliqueta, apresentando também o erro padrão.

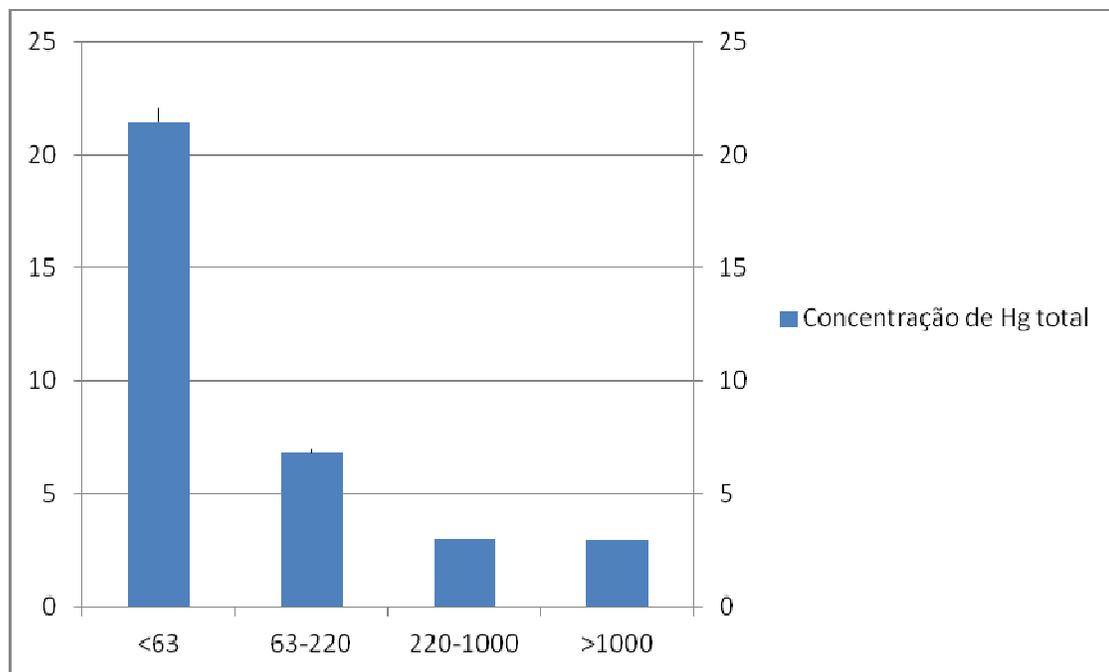


Figura 18. Gráfico da concentração média ($\mu\text{g Kg}$) de mercúrio total e os seus respectivos erros padrão em relação às frações do recife de poliquetas.

6.3 Mercúrio total no material particulado em suspensão (MPS)

A determinação do mercúrio no material particulado torna-se importante para biota local, uma vez que muitos dos organismos estudados são filtradores ou suspensivos. Organismos com essas características alimentares podem introduzir o mercúrio disponível na coluna d'água em toda a cadeia alimentar, atingindo dessa forma até mesmo os seres humanos, dado a capacidade de biomagnificação deste metal. Na Tabela 4, encontram-se as concentrações média de Hg_{total} no MPS e na fração fina de sedimento ($< 63 \mu m$) obtidas neste trabalho, bem como as encontradas no trabalho anterior desenvolvido no estuário do Rio Paraíba do Sul (Chequer, 2010).

Tabela 4. Concentração média de Hg_{total} e os respectivos desvios padrão no MPS e na fração fina de sedimento ($< 63 \mu m$) encontradas neste trabalho, bem como as encontradas no trabalho anterior desenvolvido na região do estuário do Rio Paraíba do Sul por Chequer (2010).

[Hg_{total}] ($\mu g Kg^{-1}$)	Farol de São Tomé (FST)	Estuário do Rio Paraíba do Sul (RPS)
Material particulado em suspensão	$156,78 \pm 0,61$	$286,15 \pm 67,30$
Fração fina do recife (sedimento)	$21,46 \pm 1,15$	$114,76 \pm 0,43$

Verificou-se que na região do Farol de São Tome, o Hg_{total} no material particulado em suspensão (MPS) foi em média, 7,4 vezes maior do que o encontrado na fração fina do recife (Tabela 4). Essa diferença pode ser explicada pelos diferentes processos biogeoquímicos que envolvem a formação dos sedimentos e a formação do recife de poliquetas, já que esses recifes são construídos através do uso de uma muco-proteína bioadesiva produzida por esses organismos. Essa condição pode oferecer ao recife de poliquetas uma menor influência do mercúrio presente coluna d'água.

É possível notar através dos dados reportados na Tabela 4, que provavelmente esta região do Farol de São Tome não está sob a interferência da pluma do Rio Paraíba do Sul. A região em estudo apresenta concentrações de Hg_{total} tanto no MPS, quanto na

fração fina do recife, consideradas baixas e estas também, são inferiores às aquelas reportadas anteriormente para a área estuarina sob influência do Rio Paraíba do Sul. Devendo-se lembrar de que o Rio Paraíba do Sul recebe lançamentos antrópicos de mercúrio.

6.4 Mercúrio total na biota acompanhante do recife

A assimilação do mercúrio dissolvido na coluna d'água é um importante meio para a sua bioacumulação nos organismos aquáticos que apresentam pequeno tamanho corporal e uma maior área superficial relativa, tal como o microplâncton. Entretanto, com o aumento do tamanho corporal dos organismos aquáticos, no caso dos moluscos, crustáceos e peixes, verifica-se que há uma diminuição na contribuição do mercúrio dissolvido na água; e conseqüentemente a transferência trófica torna-se o meio mais eficiente para a assimilação e acumulação de mercúrio (Kehrig, 2011; Kehrig et al., 2011). Os peixes assimilam o metilmercúrio principalmente através da ingestão do alimento, isto é, através da transferência trófica do mercúrio da presa para predador, logo, deve-se salientar que o hábito alimentar é um fator importante que influi na acumulação do mercúrio pela biota aquática.

Na tabela 5, figura 19 e na figura 20, estão reportadas as espécies de organismos aquáticos agregados ao recife arenoso bem como, as concentrações médias de Hg_{total} , encontradas nos seus tecidos. As concentrações em negrito na Tabela 5 indicam às maiores e às menores encontradas na biota agregada.

A biota agregada ao recife arenoso da região do Farol de São Tomé é composta por espécies que apresentam diferentes comportamentos alimentares, contribuindo assim para obtenção de diferentes concentrações de mercúrio em seus tecidos. É importante lembrar que nos ambientes aquáticos, a bioacumulação do mercúrio ocorre principalmente por via alimentar. A espécie que apresentou a maior concentração de Hg_{total} , foi o gastrópodo *Thais haemastoma*.

Neste trabalho a *Thais haemastoma*, que é uma espécie predadora, foi identificada como a espécie de topo da cadeia alimentar neste recife, dentre todas as espécies estudadas. Entretanto a anêmona-do-mar apresentou a menor concentração de

mercúrio total nos seus tecidos. Isso se dá, pelo fato desse organismo ser se encontrar na base da cadeia trófica

Tabela 5. Concentração média de mercúrio total, em peso seco, nos tecidos da biota agregada ao recife arenoso

Espécies	Média ($\mu\text{g Kg}^{-1}$)	DP (95%)	CV(%)
<i>Thais haemastoma</i> (tecidos moles)	82,75	5,78	6,99
<i>Thais haemastoma</i> Postura (ovas)	7,36	0,71	9,71
<i>Porcellanidae</i> <i>pachycheles</i> (carapaça e tecidos moles)	25,25	0,24	0,93
Mexilhão <i>Perna perna</i> (tecidos moles)	18,03	0,82	4,55
Anêmona (inteira)	16,49	0,92	5,56
Alga <i>Ulva spp</i> (inteira)	19,13	0,58	3,02

Tanto a anêmona quanto o mexilhão, que tem hábitos alimentares semelhantes, apresentaram também concentrações de Hg_{total} semelhantes ($p < 0,05$), já o caranguejo

Porcellanidae pachycheles, espécie onívoro, apresentou a concentração de Hg_{total} nos seus tecidos aproximadamente 3,2 vezes menor do que a observada no gastrópodo, que é um de seus predadores. Provavelmente, a concentração de Hg_{total} nos tecidos do caranguejo sofreu influência do mercúrio acumulado nas frações do recife, de acordo com Fransozo e Bertini (2001), os processos biológicos dessas espécies são fortemente dependentes (Figura 17).

As concentrações de mercúrio total se mostraram bem distintas entre o gastrópodo *Thais haemastoma*, de hábito alimentar carnívoro, e os animais de hábitos alimentares suspensivos. Na comparação dessas espécies, as anêmonas apresentam concentrações cinco vezes menores que o animal topo de cadeia do estudo. Esse dado reforça a importância do hábito alimentar na bioacumulação do mercúrio na biota aquática.

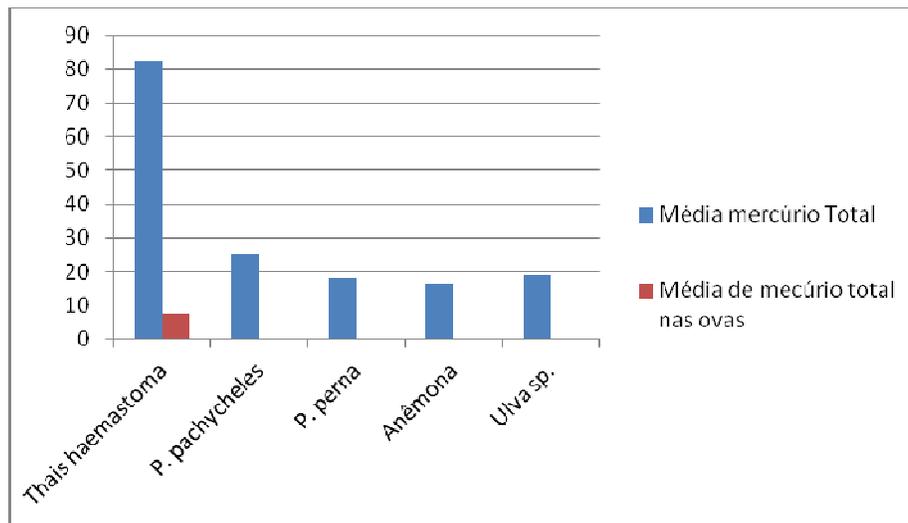


Figura 19. Gráfico concentração ($\mu\text{g Kg}^{-1}$) média de mercúrio total para cada organismo.

Outro dado importante é a presença de mercúrio nas ovas do gastrópodo *Thais haemastoma*, confirmando a condição teratogênica do metal. A concentração de mercúrio se mostrou mais onze vezes maiores nos indivíduos adultos em relação às concentrações encontradas em suas ovas. Esse aumento da concentração nos indivíduos adultos nos pode mostrar a forte acumulação do metal nesses organismos durante a vida.

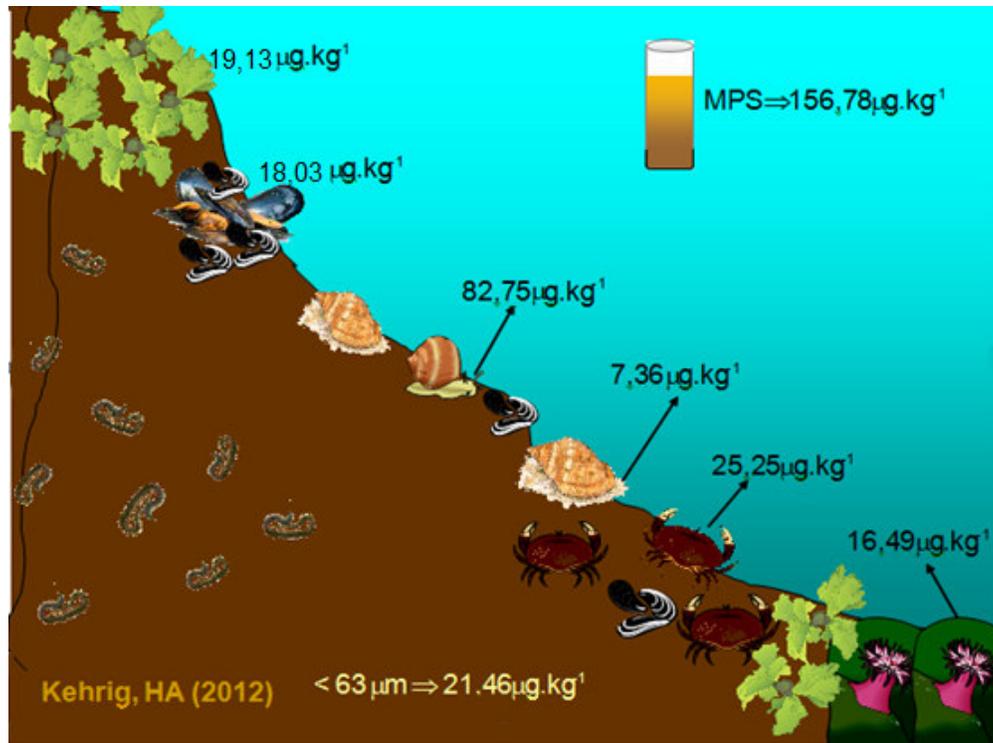


Figura 20. Mercúrio total no recife (fonte: Kehrig, HA-2012).

É importante ressaltar a escassez de estudos relacionados ao mercúrio nas espécies pesquisadas. Porém há uma exceção, onde existem vários trabalhos na literatura que reportam as concentrações de mercúrio nos tecidos moles do mexilhão *Perna perna* (Costa et al., 2000; Kehrig et al., 2001; 2002; 2006; 2007 Baraj et al., 2003).

Certas espécies de organismos marinhos como os moluscos e algas já demonstraram o seu potencial como bioindicadores da contaminação do ecossistema aquático por diversos metais (Chan, 1989; Cossa, 1989; Cossa et al., 1997; Francione et al., 2004; Kehrig et al., 2001; 2006; 2007). Os moluscos são propostos frequentemente como bioindicadores de boa qualidade da água, pois refletem de uma maneira de semi-quantitativa os níveis de poluição ambiental (O'Conner, 1996).

No trabalho de monitoramento de mercúrio desenvolvido nas Baías de Sepetiba e Guanabara com amostras dos tecidos moles de mexilhão *Perna perna*, mostrou que os organismos coletados na Baía de Sepetiba, localizada no litoral sul do estado do Rio de Janeiro, apresentou uma concentração média de mercúrio de $75,5 \pm 7,1 \mu\text{g Kg}^{-1}$, inferior à encontrada nos organismos da Baía de Guanabara (Tabela 6) (Kehrig et al., 2006). Vale ressaltar que o ecossistema aquático da Baía de Guanabara recebe rejeitos de diversas fontes de poluentes, incluindo-se o mercúrio de uma unidade de cloro-soda

localizada no interior da baía. Já a Baía de Sepetiba recebe uma carga bem menor de mercúrio proveniente de diversas fontes.

Os resultados dos mexilhões também puderam ser comparados com outras regiões de impacto antropogênico reduzido. A Praia da Cocanha no norte de Caraguatatura e a Ilhabela, ambos no norte do estado de São Paulo, apresentam pouca influência antropogênica (CETESP, 2005). Essas áreas foram estudadas no trabalho de Semmler (2007), que determinou os valores de mercúrio total nos tecidos do mexilhão *Perna perna*. Os níveis encontrados no Farol de São Tomé foram ainda menores.

Os mexilhões agregados ao recife arenoso do Farol de São Tomé, que não está sob a influência de nenhuma fonte de mercúrio, apresentaram uma concentração média de Hg_{total} bem inferior às concentrações observadas no trabalho de Kehrig e colaboradores (2006) e Semmler (2007), (Tabela 6).

No trabalho de monitoramento desenvolvido ao longo da costa Portuguesa com a espécie do gastrópode *Nassarius reticulatus*, as concentrações de mercúrio total nos seus tecidos variaram entre 60 e 830 $\mu g Kg^{-1}$ (peso seco) nas fêmeas (♀) e entre 70 e 1020 $\mu g Kg^{-1}$ (peso seco) nos machos (♂) (Pimenta, 2007).

No âmbito mundial, as macroalgas aquáticas vêm sendo utilizadas como ferramentas muito proveitosas em monitoramentos de metais e pesticidas em regiões tropicais e subtropicais (Klumpp et al., 2002). O fato da alga *Ulva spp.* apresentar uma baixa concentração de Hg, reforça a ideia da pouca influência antrópica na área estudada.

Estudos nas concentrações de mercúrio com as marcoalgas da Lagoa Rodrigo de Freitas na cidade do Rio de Janeiro, apresentaram resultados que variaram entre 17 $\mu g Kg^{-1}$ e 104 $\mu g Kg^{-1}$. No mesmo estudo, a espécie *Ruppia marítima* apresentou concentrações de Hg_{total} variando entre 17 $\mu g Kg^{-1}$ a 40 $\mu g Kg^{-1}$. A concentração média de Hg_{tot} nas algas da Lagoa Rodrigo de Freitas foi de 24 $\mu g Kg^{-1}$, classificando assim os fitobentos locais como moderadamente contaminado por mercúrio (Araujo, et al. 2008).

As anêmonas-do-mar, também são consideradas boas indicadoras da bioacumulação do mercúrio. Esses organismos sugerem uma relação da concentração de Hg no MPS com a concentração da Hg nos tecidos das anêmonas. Isso ocorre devido ao comportamento suspensivo destes organismos, uma vez que as partículas suspensas são a ligação dos constituintes químicos entre a coluna d' água, sedimentos e cadeia alimentas (Cabelo-García & Prego, 2003). Nesse caso, a concentração de mercúrio total

nos tecidos das anêmonas, mostraram-se 8,7 vezes menor do que o determinado no material particulado em suspensão.

Entretanto, pode-se de salientar que não foi encontrado nenhum estudo na literatura que reportasse a concentração de Hg_{total} em um recife arenoso formado por poliquetas e sua fauna agregada, como o desenvolvido nesta dissertação.

Tabela 6. Mercúrio total para mexilhões *Perna perna* em pontos do litoral sudeste do Brasil

	Mercúrio total ($\mu g.Kg^{-1}$)	DP(95%)
Baía de Guanabara*	126,3	77,2
Baía de Sepetiba*	75,5	7,1
Ilhabela	28	1
Caraguatatuba -SP (Praia da Cocanha)	26	1
Farol de São Tomé	18,03	0,92

*Kehrig et al., 2006

6.5 Transferência trófica entre as espécies

Segundo Kehrig e colaboradores (2009), o aumento sucessivo nas concentrações de Hg_{total} com relação à posição trófica corresponde à transferência trófica do Hg_{total} desde a base da cadeia alimentar, até a espécie predadora mais voraz, no topo da cadeia. Essa observação alerta para o potencial risco ambiental relacionado à biotransferência deste elemento, a outros elos da cadeia alimentar, podendo alcançar o homem.

A transferência trófica dos elementos-traço ao longo da cadeia alimentar é, reconhecidamente, um importante processo que influi na bioacumulação e nos ciclos geoquímicos dos metais e dos metaloides (Fisher & Reinfelder, 1995) (figura 21). A transferência trófica pode ser considerada como um dos meios mais importantes de exposição aos contaminantes para os animais predadores, (Hopkins et al., 2005) sendo definida como a transferência de um elemento da fonte através do alimento para o consumidor, isto é, da presa para o predador (Barwick & Maher, 2003). Reconhecidamente, a transferência trófica é o principal meio para a incorporação e bioacumulação dos elementos-traço pelos animais aquáticos (Fisher & Reinfelder, 1995; Bustamante, et al. 1998).

Neste trabalho, a transferência trófica do mercúrio entre as espécies de biota agregada ao recife foi avaliada. O fator de biotransferência (FBT) é uma ferramenta empregada neste estudo com o objetivo de se comparar as concentrações do mercúrio total acumulado nos tecidos do predador em relação a sua presa, resultando, então, em um incremento na concentração do mercúrio nos tecidos do predador (Gray, 2002). Esse fator já foi utilizado anteriormente em muitos outros trabalhos, como Gray, (2002),; Kehrig et al., (2011).

$$FBT = ([Hg]_{predador}/[Hg]_{presa}).$$

A principal fonte de alimento do gastrópode, *Thais haemastoma*, é o mexilhão *Perna perna*, que apresentou uma concentração de Hg_{total} quatro vezes menor do que a encontrada nos tecidos moles do seu predador. A partir destes dados, pode-se concluir que a transferência trófica do Hg_{total} foi positiva entre o mexilhão e o gastrópode.

Com relação ao caranguejo *Porcellanidae pachycheles*, que também faz parte da dieta alimentar do gastrópode, o predador apresentou uma concentração 3,2 vezes maior do que a encontrada na sua presa.

A biotransferência de mercúrio foi notada em duas das espécies estudadas, sendo elas o gastrópode, *Thais haemastoma* e o caranguejo, *Porcellanidae pachycheles*, que apresentaram fator de transferência positiva.

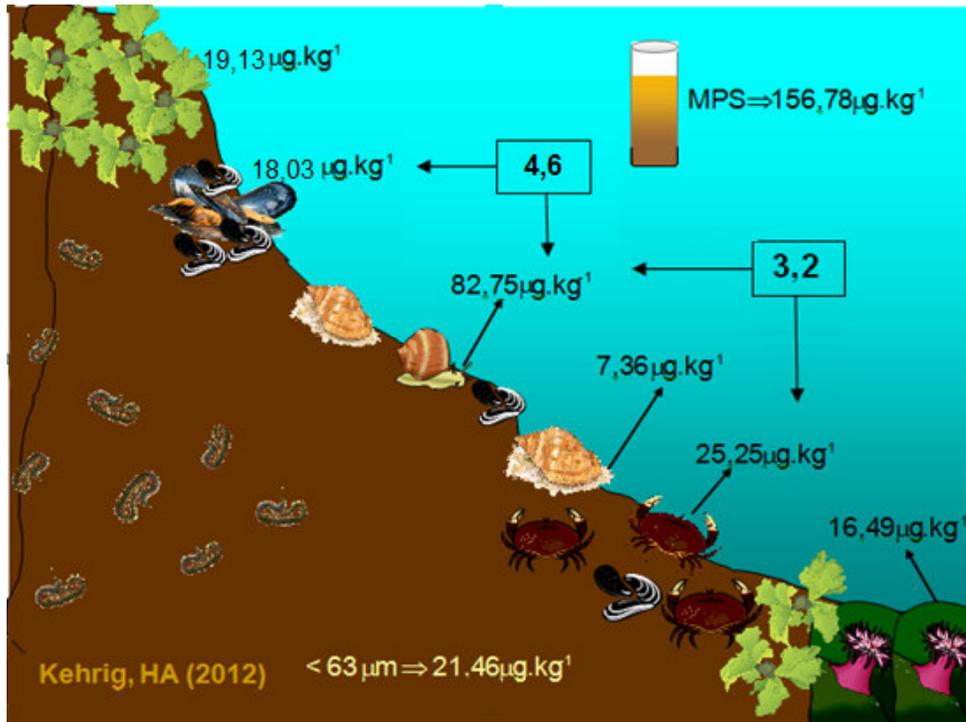


Figura 21. Fator de biotransferência no recife de poliquetas.