

SELÊNIO EM TECIDOS DE QUATRO ORGANISMOS MARINHOS DA BAÍA DE GUANABARA-RJ

Tércia Guedes **SEIXAS**¹
Helena do Amaral **KEHRIG**²
Isabel **MOREIRA**¹
Olaf **MALM**²

¹ Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 22453-900, Rio de Janeiro, Brasil. e-mail: tercia@rdc.puc-rio.br; isabel@rdc.puc-rio.br

² Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca, Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, CCS, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 21949-900, Rio de Janeiro, Brasil. e-mail: kehrig@biof.ufrj.br; olaf@biof.ufrj.br.

Recebido: 13/05/2005
Aceito: 09/09/2005

RESUMO

As concentrações de selênio foram determinadas em tecidos de diferentes organismos marinhos coletados na Baía de Guanabara, entre 2000 e 2003. Foram analisados o tecido muscular e o fígado de 79 indivíduos de peixe com diferentes hábitos alimentares, *Micropogonias furnieri*, *Bagre* spp., *Mugil liza*, (carnívoro, onívoro e iliófago) e os tecidos moles de 40 indivíduos de mexilhão, *Perna perna*, (filtrador). As amostras sofreram uma digestão ácida e foram analisadas por Absorção Atômica com forno de grafite (GF-AAS) equipado com corretor Zeeman. O fígado foi o órgão que apresentou as maiores concentrações de selênio para todas as espécies de peixe. As concentrações de selênio no tecido muscular foram mais elevadas no peixe carnívoro (0,12-1,25 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u.). As espécies de peixe onívoro e iliófago apresentaram concentrações de selênio no tecido muscular similares, na faixa de $< 0,05$ -0,18 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u., e estas foram similares às encontradas nos tecidos moles do mexilhão (0,16-0,21 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u.). O tecido muscular mostrou ser o único tecido a sofrer influência direta do hábito alimentar. Os peixes carnívoro e iliófago apresentaram uma correlação significativa (Spearman) e positiva entre a concentração de selênio no tecido muscular e o comprimento total dos indivíduos. O peixe carnívoro foi a única espécie que apresentou uma correlação significativa entre as concentrações de selênio nos dois tecidos analisados (músculo e fígado). O mexilhão apresentou uma correlação significativa entre a concentração de selênio nos tecidos moles e o índice de condição (IC). Não foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as concentrações de selênio nos tecidos moles dos mexilhões entre os diferentes locais de coleta dentro da baía. As espécies estudadas apresentaram concentrações de selênio em seus tecidos semelhantes às encontradas em ecossistemas considerados não impactados.

Palavras-chave: selênio, peixes, mexilhão, Baía de Guanabara, hábito alimentar.

SELENIUM IN TISSUES OF FOUR MARINE ORGANISMS FROM GUANABARA
BAY/RJ

ABSTRACT

Selenium concentrations were measured in different marine organisms collected at Guanabara Bay in different periods between 2000 and 2003. The muscle tissues and the liver of a total of 79 fish specimens with different feeding habits, *Micropogonias furnieri*, *Bagre* spp., *Mugil liza*, (carnivorous, omnivorous and planktivorous) and the soft tissues of a total of 40 mussel specimens, *Perna perna*, (filter-feeding) were analysed by graphite furnace-atomic absorption spectrometry (GF-AAS) using Zeeman background correction. The liver of all fish species presented the highest selenium concentration. The carnivorous fish presented the highest selenium concentrations in the muscle tissues (0.12-1.25 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w.w.). The omnivorous and the planktivorous fish presented similar selenium concentration in their muscle, ranging from < 0.05 to 0.18 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w.w. These concentrations were similar to those found in the soft tissues of the mussel (0.16-0.21 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w.w.). The carnivorous and the planktivorous fish species presented a high positive correlation (Spearman) between the selenium concentration and their total lengths. A significant correlation was observed between the selenium concentration in the mussel soft tissues and the condition index (IC). Meanwhile, the selenium concentrations in the mussel soft tissues did not show any significant difference ($p < 0,05$) among the different sampling points within the bay. All studied species presented the selenium concentrations in the tissues similar to that found in the literature for non-impacted environment.

Key words: selenium, fish, mussel, Guanabara Bay, feeding habit.

INTRODUÇÃO

O selênio (Se) é conhecido como um micronutriente essencial para a maioria dos animais, porém em concentrações elevadas é considerado tóxico (CHATTERJEE; BHATTACHARYA, 2001). Há um grande interesse em se entender o seu comportamento nos organismos marinhos devido a sua importância fisiológica e toxicológica. Existem poucos estudos dedicados ao metabolismo e a acumulação do selênio no meio ambiente aquático, entretanto seu ciclo biogeoquímico já é parcialmente conhecido (PELLETIER, 1985). Alguns estudos relacionados ao metabolismo do selênio nos produtores primários (FRIES, 1982; PRICE et al., 1987) e a sua acumulação pelos consumidores (FOWLER; BENAYOUN, 1976) forneceram informações básicas a respeito da importância e do papel deste elemento para a biota marinha. Os bivalvos e os peixes são reconhecidamente empregados como biomonitores de selênio em ambientes aquáticos (CHATTERJEE; BHATTACHARYA, 2001). PETERS e colaboradores (1999) concluíram que a cadeia alimentar bentônica é uma importante fonte de selênio para os peixes e que a principal rota para a bioacumulação é via transferência trófica. Porém, uma variedade de parâmetros abióticos e bióticos pode influir na eficiência com que os organismos aquáticos acumulam os metais pesados e o selênio em seus tecidos e órgãos (REINFELDER et al., 1998). A concentração de selênio nos detritos orgânicos dos sedimentos é mais importante para a contaminação da cadeia alimentar aquática do que a concentração de selênio dissolvido na coluna d'água (PETERS et al., 1999). Estudos vêm mostrando que a contaminação dos sistemas aquáticos por selênio pode causar sérios danos à biota, inclusive deformações e a mortalidade de peixes (GILLESPIE; BAUMANN, 1986).

Neste trabalho, avaliaram-se as concentrações de selênio no tecido muscular e no fígado de três espécies bentônicas de peixe, que apresentam diferentes hábitos alimentares (*Mugil liza* – tainha, peixe iliófago; *Bagre* spp. – bagre, peixe onívoro; *Micropogonias furnieri* – corvina, peixe carnívoro) e também, nos tecidos moles do *Perna perna* - mexilhão, molusco filtrador coletados na Baía de Guanabara.

A Baía de Guanabara (22° S, 43° W) é um estuário de aproximadamente 400 Km², no estado do Rio de Janeiro, na região sudeste brasileira (Figura 1). É uma importante área com relação à produção pesqueira, porém recebe fortes impactos na forma de esgotos domésticos e efluentes industriais não tratados, provenientes de uma área densamente povoada, com aproximadamente 10.000 indústrias, além de uma intensa atividade portuária e um pólo petroquímico (FEEMA, 1990). Sua bacia de drenagem pode ser considerada como uma região bastante impactada por matéria orgânica, óleo e um grande número de outros compostos, incluindo-se os metais pesados (REBELLO et al., 1986). Como consequência, elevadas concentrações de metais tóxicos e hidrocarbonetos são encontrados nos sedimentos e também alterações nas comunidades bentônicas e pelágicas que nela habitam (FEEMA, 1990; CARREIRA et al., 2002). Este estuário tem sido objeto de vários estudos ambientais porém, na literatura científica, não são encontrados dados a respeito de selênio, tanto no ambiente quanto na biota deste importante ecossistema. Até onde se sabe, este é o primeiro trabalho sobre selênio em organismos marinhos a ser realizado no Brasil.

MATERIAIS E MÉTODOS

Durante os anos de 2000 e 2003, foram coletados na Baía de Guanabara (22° S, 43° W) um total de 119 indivíduos pertencentes as quatro espécies de organismos marinhos, que são característicos da região tropical. Os organismos foram coletados em diferentes locais dentro da Baía de Guanabara (Figura 1) com o auxílio da colônia de pesca da Praia de Mauá. Procurou-se selecionar sempre, os organismos de uma mesma espécie, dentro de uma determinada faixa de comprimento total para os peixes (300 – 600 mm) e de comprimento da concha para o mexilhão (45 – 80 mm). Desta maneira, todos os indivíduos de cada uma das espécies de peixe e também os mexilhões apresentavam-se dentro de uma mesma faixa etária e provavelmente no mesmo estágio de amadurecimento sexual.

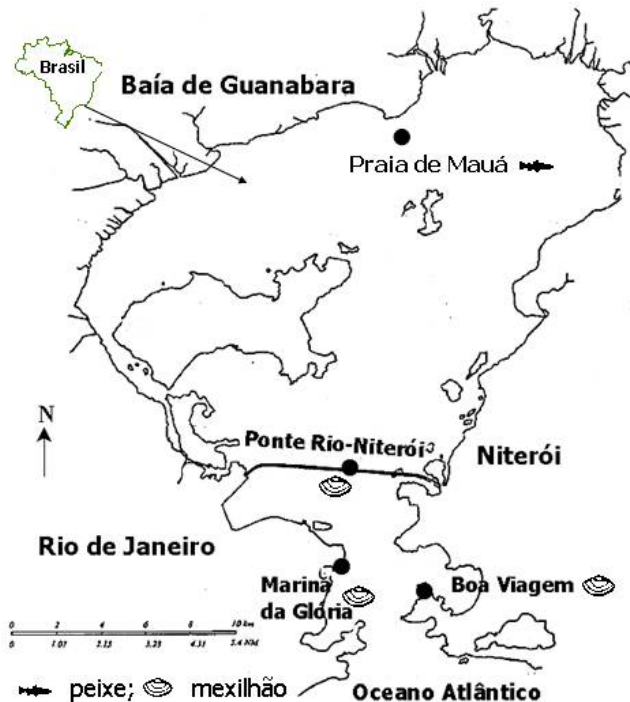


Figura 1 – Localização da Baía de Guanabara no estado do Rio de Janeiro.

Analisaram-se 34 indivíduos de *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1824), vulgarmente conhecida como corvina que é um peixe carnívoro bentônico, e cuja alimentação básica é constituída por alguns invertebrados marinhos, como poliquetas, macro e microcrustáceos (copépodos), moluscos, e também de pequenos peixes (VAZOLLER, 1975).

A segunda espécie de peixe estudada (N=14) foi *Bagre* spp., vulgarmente conhecida como bagre, caracterizada como espécie onívora bentônica que se alimenta desde detritos orgânicos até peixes pequenos e invertebrados (BLABER, 1997).

A outra espécie de peixe estudada (N=31) foi *Mugil liza* (Valenciennes, 1836), vulgarmente conhecida como tainha, que é uma espécie iliófaga (BLABER, 1997), que se alimenta próximo ao sedimento, de detritos orgânicos e filamentos de alga, mas predominantemente de algas diatomáceas bentônicas (BLABER, 1997).

O quarto organismo estudado (N= 40) foi o mexilhão *Perna perna* (Linné, 1758), molusco bivalvo. Estes organismos são filtradores que, para a obtenção do alimento, dependem do batimento dos cílios branquiais, os quais criam correntes de água no interior da concha, e de um sistema de seleção das partículas que serão encaminhadas ao tubo digestivo (COSSA, 1989). Esses moluscos filtradores selecionam o alimento através do tamanho da partícula do material em suspensão, que varia desde bactérias de 1 μm até poliquetas e planárias (invertebrados bentônicos) de 4 mm de comprimento (FERNANDES; MARTINS, 1978), mostrando também elevada capacidade para acumular metais pesados.

Os mexilhões foram coletados em três pontos dentro da Baía de Guanabara: nos costões da Marina da Glória (Rio de Janeiro), na Praia da Boa Viagem (Niterói), e no pilar 79 da Ponte Rio

Niterói (Figura 1). Estes locais de coleta na Baía de Guanabara estão sujeitos a diferentes condições ambientais e por isso apresentam diferenças na qualidade da água.

As amostras de tecidos dos peixes foram preparadas de acordo com as recomendações da FAO (FAO/SIDA, 1983). Após cada coleta, mediu-se o comprimento total e tomou-se o peso de cada indivíduo de peixe. Posteriormente foi retirado o fígado e o músculo dorso lateral esquerdo branco de cada indivíduo de peixe para análise individual. As amostras de tecidos moles dos mexilhões foram preparadas de acordo com as recomendações da NOAA (NOAA/NS&T, 1986). Mediu-se a concha e retiraram-se e pesaram-se os tecidos moles de cada indivíduo de mexilhão. Em seguida, fez-se uma amostra composta homogênea de aproximadamente 10 indivíduos de molusco por amostra. Especial atenção foi dada à uniformidade das amostras.

Aproximadamente 0,2 g de amostra úmida foram digeridas em ácido nítrico (DEAKER; MAHER, 1997) a 60 °C por 2 horas, em sistema fechado. A concentração de selênio foi determinada por Absorção Atômica com Forno de Grafite (AAS ZEE nit 60, Analytic Jena) equipado com corretor de background Zeeman, forno de grafite com plataforma PIN e um auto-amostrador AS52. O paládio foi utilizado como modificador de matriz (SEIXAS, 2004). A precisão e exatidão do método analítico foram determinadas utilizando-se materiais certificados de referência fornecidos pelo National Research Council Canadá (DORM-2, tecido muscular) e pelo National Institute for Science and Technology (EUA, NIST 2976, tecidos moles de mexilhão). As concentrações de Se total para DORM-2 (N=26) e NIST 2976 (N=10) foram $1,39 \pm 0,23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. e $1,91 \pm 0,14 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s., respectivamente. Sendo os valores certificados de $1,40 \pm 0,09 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. para o DORM-2 e $1,80 \pm 0,15 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.s. para o NIST 2976. O limite de detecção (3σ) para o método foi de $1,00 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ e a quantidade mínima de selênio determinada foi de $0,05 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Todas as análises químicas foram processadas no Laboratório de Radioisótopos Eduardo Penna Franca do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, na Universidade Federal do Rio de Janeiro.

ÍNDICE DE CONDIÇÃO

O índice de condição (IC) foi utilizado para se normalizar as concentrações de selênio nos tecidos moles de mexilhão, uma vez que os organismos estudados apresentaram uma variação de comprimento da concha, principalmente os que foram coletados na Ponte Rio-Niterói (50 mm a 80 mm). Pode-se fazer esta normalização das concentrações de selênio uma vez que os mexilhões apresentaram uma correlação significativa e positiva entre a concentração de selênio e o IC.

O IC é um parâmetro frequentemente utilizado na normalização dos dados de acumulação de elementos traço pelos bivalvos (JOIRIS et al., 2000), pois, através deste pode-se compensar diferenças individuais como tamanho da concha, massa, estágio de vida e ciclo sexual, que influem no processo de bioacumulação de metais traço pelos mexilhões (WANG, 1987; COSSA, 1989). Segundo SAAVEDRA e colaboradores (2004), alguns dos principais fatores que podem afetar a acumulação dos metais nos tecidos dos mexilhões são: a idade, a capacidade de aquisição de alimento e o peso do indivíduo que, conseqüentemente influem na bioacumulação dos metais nos tecidos dos mexilhões. Estes parâmetros por sua vez estão refletidos no tamanho da concha. Para se evitar este tipo de interferência, alguns autores (COSSA, 1989; JOIRIS et al., 2000; AMARAL et al., 2001) normalizam os seus dados através de uma relação entre o comprimento e a massa dos tecidos moles dos bivalvos, denominada índice de condição (IC). Outros autores preferiram eliminar estas possíveis imprecisões utilizando indivíduos de tamanhos uniformes (SAAVEDRA et al., 2004). O IC aplicado neste estudo foi calculado de acordo com a seguinte equação:

$$IC = \{[\text{massa de tecidos moles (g)}] / [\text{comprimento da concha (mm)}]\}.$$

Análise Estatística

Após se verificar a não normalidade na distribuição dos dados tanto nos tecidos dos peixes quanto nos do mexilhão (*teste W*; $p=0,00$), aplicaram-se então, os testes não paramétricos: análise de variância (*Kruskal-Wallis* – ANOVA), para se testar as diferenças na concentração de selênio entre as espécies, níveis tróficos e tecidos e; o teste de *Mann - Whitney (Teste U)* para se comparar a concentração de selênio nos diversos tecidos dos organismos. Também, utilizou-se a correlação de Spearman para se verificar se há correlação entre os parâmetros estudados. A análise de discriminantes multivariada foi aplicada para comparar a concentração de selênio entre os tecidos e determinar se existiam variações representativas entre as espécies estudadas, nos fornecendo o percentual correto de classificação, a distância de Mahalanobis (D^2), o valor de F referente às medianas dos vetores. A distância de Mahalanobis fornece a distância entre os grupos no espaço multivariado e, quando estas são altas indicam grandes diferenças entre os grupos. Todos os testes estatísticos foram realizados utilizando-se a versão 5.0 do pacote estatístico STATISTICA para “Windows” (StatSoft, Inc. 1984-95).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As medianas e os intervalos de concentração de selênio nos tecidos e órgãos das espécies estudadas, assim como seus parâmetros biológicos e seus respectivos hábitos alimentares estão apresentados na Tabela 1.

As maiores concentrações de selênio (em peso úmido) no tecido muscular foram encontradas na corvina, peixe bentônico carnívoro, que se alimenta principalmente de copépodos e invertebrados bentônicos, tais como, poliquetas e pequenos crustáceos. Nos ecossistemas aquáticos, os invertebrados bentônicos são uma importante fonte de selênio para os peixes (PETERS et al., 1999) uma vez que estes organismos habitam o sedimento, a principal fonte de selênio para a teia trófica aquática (BOWIE et al., 1998).

Estudos preliminares verificaram a influência do hábito alimentar na acumulação de selênio (BESSER et al., 1996; BARWICK; MAHER, 2003; BHATTACHARYA et al., 2003). Todos os estudos anteriores observaram que as espécies carnívoras ou piscívoras, geralmente, apresentaram as maiores concentrações de selênio no tecido muscular do que nas espécies onívoras (que se alimentam desde detritos orgânicos até peixes pequenos e invertebrados) ou iliófagas (que se alimentam de detritos orgânicos e fitoplâncton).

Tabela 1 – Medianas das concentrações de selênio total ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ p.u.) em tecidos e órgãos dos organismos da Baía de Guanabara e seus respectivos parâmetros biológicos.

Análise	<i>Micropogonias furnieri</i> (corvina)	<i>Bagre</i> spp. (bagre)	<i>Mugil liza</i> (tainha)	<i>Perna perna</i> (mexilhão)
Hábito alimentar	carnívoro	onívoro	iliófago	filtrador
Comprimento total médio (mm)	390 (340-580)	400 (320-540)	360 (290-500)	63 (45-80)
Peso médio (g)	750 (360-1900) (N=34)	710 (330-1700) (N=14)	560 (310-1620) (N=31)	7,8 (2,69-14,95)
Tecido muscular	0,29 (0,12-1,25) (N=14)	0,07 (<QMD ^a -0,12) (N=14)	0,11 (<QMD ^a -0,18) (N=13)	-
Fígado	2,47 (0,39-7,53)	1,30 (1,17-1,71)	2,44 (1,04-13,67)	-
Tecidos moles	-	-	-	(N=40) 0,18 (0,16-0,21)

^aQMD = quantidade mínima detectada, calculada a partir do limite de detecção do método (3σ).

As três espécies de peixe (*Micropogonias furnieri*, *Bagre* spp. e *Mugil liza*) apresentaram acumulação de selênio no tecido muscular de forma significativamente diferente. Muitos fatores podem ter afetado esta bioacumulação. Provavelmente, o mais importante deles é a concentração de selênio à qual o organismo está exposto, seja através da água, sedimento e, principalmente, através do alimento. Segundo NIELSEN et al.. (2000) e ZHANG et al.. (1990), a acumulação e a retenção de elementos traço em organismos marinhos são processos complexos em que a dieta é o caminho mais importante para a acumulação de selênio nestes organismos. Este fato foi observado por PETERS e colaboradores (1999) onde em seu estudo observaram haver uma correlação significativa ($p < 0,05$) entre as concentrações de selênio no tecido muscular de espécies de peixe bentônicas iliófagas (*Mugil cephalus*) e as do sedimento superficial de onde habitavam e se alimentavam. No entanto, MAHER et al.. (1997) concluíram que o efeito da dieta alimentar sobre o organismo deve ser considerado juntamente com a idade, sexo, guilda trófica/ecológica ou condições físico-químicas predominantes no ecossistema.

No presente estudo, pôde-se observar, assim como BARWICK; MAHER (2003) e BHATTACHARYA et al.. (2003), que as concentrações de selênio no tecido muscular das diferentes espécies de peixe se mostraram significativamente diferentes ($H=31,90$; $p < 1 \times 10^{-4}$). No entanto, não houve diferença estatística ($p=0,65$) entre as concentrações de selênio no tecido muscular da tainha (iliófago) e do bagre (onívoro). Porém, as concentrações de selênio obtidas no presente estudo apresentaram-se menores, e com uma variabilidade semelhante às observadas em estudos em outros ecossistemas aquáticos, como mostra a Tabela 2.

Neste trabalho a corvina, que é um peixe bentônico carnívoro, e ocupa o nível trófico mais elevado na cadeia alimentar da Baía de Guanabara, apresentou uma mediana da concentração de selênio no tecido muscular maior do que a observada no mesmo tecido das outras duas espécies de

peixe. Entretanto, o fígado da corvina apresentou uma concentração de selênio similar ($p=0,88$) a encontrada no mesmo órgão da tainha, que é um peixe iliófago, e significativamente diferente e maior que a observada no fígado do bagre (peixe onívoro) ($H=17,46$; $p=1 \times 10^{-4}$). Porém, deve-se observar que a tainha é a espécie de peixe dentre todas as estudadas, que ocupa o nível trófico mais inferior da cadeia alimentar dentre as espécies estudadas.

Tabela 2 – Comparação dos intervalos das concentrações médias de selênio ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) reportadas no tecido muscular de peixes em diversos ecossistemas.

ECOSSISTEMA, (PAÍS)	[SeT] ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	REFERÊNCIA
Estuário de Lake Macquarie, <i>Austrália</i>	0,1-0,3 (p.u.)	MAHER et al., 1992
	0,3-13 (p.u.)	ROBERTS, 1994
	0,33-3,47 (p.u.)	WŁODARCZYK; BEATH, 1997
	3,4 ^b -9,3 ^c (p.s.)	BARWICK; MAHER, 2003
Raine Island, <i>Austrália</i>	0,39-0,80 (p.u.)	RAYMENT; BARRY, 2000
Todo <i>E.U.A.</i>	0,7-0,82 (p.u.)	SCHMITT; BRUMBAUGHT, 1990
Savannah River, <i>E.U.A.</i>	0,21-0,64 (p.u.)	BURGER et al., 2001
Sunderban delta, <i>Índia</i>	1,08 ^a -1,64 ^c (p.s.)	BHATTACHARYA et al., 2003
	1,27-1,96 (p.s.)	CHATTERJEE; BHATTACHARYA, 2001
Baía de Guanabara, <i>Brasil</i>	0,07 ^d -0,29 ^c (p.u.)	ESTUDO ATUAL

(p.u.) concentração expressa em peso úmido; (p.s.) concentração expressa em peso seco.

^a peixe iliófago; ^b peixe herbívoro; ^c peixe carnívoro; ^d peixe onívoro.

Em geral, as amostras de tecido muscular de peixe quando liofilizadas perdem aproximadamente de 70 a 75 % de água.

Todas as espécies de peixe estudadas apresentaram a concentração de selênio no fígado sempre maior e estatisticamente diferente ($H=95,87$; $p=1 \times 10^{-4}$), da concentração de selênio encontrada no tecido muscular (Figura 2). Estas observações estão consistentes com outros estudos realizados com peixes em outros ecossistemas (EISLER, 1985; GILLESPIE; BAUMANN, 1986; BALDWIN et al., 1996)

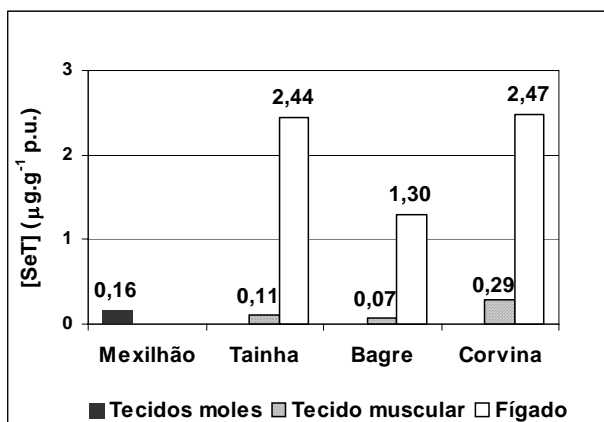


Figura 2 – Medianas das concentrações de selênio nos tecidos dos organismos estudados.

A literatura revela que a taxa de incorporação de elementos, como o selênio, via dieta alimentar ou via absorção direta da água, pode influenciar no metabolismo e subsequente acumulação deste elemento pela biota (SANDHOLM et al., 1973; WRENCH; MEASURES, 1979; HODSON; HILTON, 1983). Então, as diferenças encontradas nas concentrações de selênio nos diferentes tecidos podem ser reflexo das diferentes formas de exposição dos organismos estudados ao selênio.

A tendência do selênio em se acumular principalmente, no fígado pode ser explicada através da participação deste elemento essencial no metabolismo da biota aquática. HODSON e HILTON (1983) propuseram modelos diferentes para a distribuição do selênio absorvido via brânquias e o incorporado via dieta alimentar. O selênio absorvido pelas brânquias, diretamente da água, circularia através da maioria dos tecidos do peixe antes de chegar ao fígado, tornando-se disponível para a maioria dos tecidos enquanto, o selênio incorporado, via dieta, passaria todo pelo fígado após absorção intestinal e teria uma maior acumulação neste órgão. Este mecanismo pode explicar as maiores concentrações de selênio observadas no fígado dos peixes estudados. Porém, não se pode esquecer de que as concentrações encontradas no tecido muscular também são resultado, principalmente, da transferência trófica via cadeia alimentar, uma vez que esta é a principal rota para a bioacumulação do selênio pelos organismos marinhos (FOWLER; BENAYOUN, 1976; ZHANG et al., 1990).

O teste H de Kruskal-Wallis-ANOVA também foi aplicado ao conjunto de todos os dados com o intuito de se verificar entre os tecidos (músculo e fígado) dos peixes, qual deles sofre uma maior influência do hábito alimentar na acumulação de selênio. Observou-se que apenas o tecido muscular apresentou uma diferença significativa ($H=31,90$; $p=1 \times 10^{-4}$) entre as concentrações de selênio neste tecido e o hábito alimentar dos peixes. Este fato indica, portanto, que o tecido muscular parece ser o único tecido a ser influenciado pelo hábito alimentar.

A mediana da concentração de selênio obtida para os tecidos moles do mexilhão foi similar àquela encontrada por BALDWIN; MAHER (1997). Porém, foi inferior às concentrações encontradas em moluscos bivalvos de ambientes relativamente não impactados da Austrália (LOBEL et al., 1991) e da costa indiana (CHATTERJEE; BHATTACHARYA, 2001), como mostra a Tabela 3.

Tabela 3 – Intervalos das concentrações médias de selênio ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) reportadas nos tecidos moles de bivalvos em diversos ecossistemas tropicais.

País	[SeT] ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	Referência
Austrália	1,3-11 (p.s.)	LOBEL et al., 1991
	0,7-1,8 (p.s.)	BALDWIN; MAHER, 1997
Índia	3,94 (p.s.)	CHATTERJEE; BHATTACHARYA, 2001
Brasil	0,16-0,21 (p.u.)	ESTUDO ATUAL
	0,71-0,93 (p.s.)	

(p.u.) concentração expressa em peso úmido; (p.s.) concentração expressa em peso seco.

Em geral, as amostras de tecidos moles de bivalvos quando liofilizadas perdem aproximadamente de 80 % de água.

Neste trabalho, as concentrações de selênio encontradas nos tecidos moles dos mexilhões apresentaram-se inferiores as encontradas no peixe carnívoro (Figura 2). Esta observação contraria assim, a seqüência de acumulação de selênio observada por outros autores, onde os bivalvos acumularam mais selênio do que os peixes (CHATTERJEE; BHATTACHARYA, 2001). Tanto nos peixes, quanto nos mexilhões, as concentrações de selênio encontradas nos tecidos apresentaram-se abaixo do limite recomendável pela OMS ($1,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ em peso úmido) para o consumo humano e também, apresentaram-se menores e dentro de uma variação habitual quando comparadas às concentrações naturais reportadas em estudos anteriores (EISLER, 1985; ANON., 1994; BESSER et al., 1996; CHATTERJEE et al., 2001; BARWICK; MAHER, 2003; BHATTACHARYA et al., 2003).

A análise de discriminantes multivariada foi aplicada a fim de se comparar a concentração de selênio entre os tecidos (músculo, fígado e tecidos moles) e determinar se existiam variações representativas entre as espécies estudadas. As distâncias de Mahalanobis (D^2) sempre foram baixas (Tabela 4) entre todos os grupos (corvina x tainha; corvina x bagre; corvina x mexilhão; tainha x bagre; tainha x mexilhão; bagre x mexilhão) no espaço multivariado, indicando então haver pequenas diferenças entre os grupos e o percentual correto de classificação foi de 55,17 %.

Pode-se observar (Tabela 4) que o grupo formado pela corvina foi o que apresentou as maiores e significantes ($p < 0,05$) distâncias de Mahalanobis (D^2) entre ele e os outros três grupos formados pela tainha, bagre e mexilhão. Uma vez que não foram observadas diferenças significativas entre as concentrações de selênio em três espécies de organismos posicionadas em níveis tróficos distintos (bagre, tainha, mexilhão) e além também, destes grupos apresentarem distâncias de Mahalanobis (D^2) muito pequenas e não significativas (Tabela 4), pode-se sugerir que o selênio não parece sofrer o processo de biomagnificação ao longo da teia trófica da Baía de Guanabara.

Segundo GRAY (2002), a biomagnificação é normalmente definida como a transferência de um poluente do alimento para um organismo, resultando em uma maior concentração no organismo predador do que na presa.

Tabela 4 – Valor de F e a distância de Mahalanobis (D^2) entre as diferentes espécies da biota aquática da Baía de Guanabara analisadas, dados a partir da análise de discriminante.

Espécie x espécie	Valor de F	Distância De Mahalanobis (D^2)
Corvina x tainha	34,93	2,22
Corvina x bagre	25,19	2,70
Corvina x mexilhão	7,99	1,38
Tainha x bagre	0,21	0,02
Tainha x mexilhão	0,56	0,10
Bagre x mexilhão	0,99	0,22

percentual correto de classificação = 55,17 %

Através dos resultados obtidos neste estudo pôde-se observar, assim como GILLESPIE e BAUMANN (1986), que existe uma tendência do selênio em se acumular preferencialmente em tecidos que apresentam metabolismo muito intenso, como o fígado (órgão de detoxificação). Porém, a acumulação de selênio neste órgão reflete uma exposição recente do organismo ao selênio via dieta alimentar, diferenciando-se, portanto, da acumulação de selênio no tecido muscular que reflete uma exposição do organismo ao selênio via dieta alimentar ao longo do seu tempo de vida. Entretanto, uma variedade de parâmetros abióticos e bióticos pode influir na eficiência com que os organismos marinhos acumulam os metais pesados e metalóides em seus tecidos e órgãos (REINFELDER et al., 1998). Algumas relações entre a concentração de selênio e os comprimentos totais (L) dos peixes e o índice de condição (IC) dos mexilhões estudados foram testadas e estas são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Resultados das análises de regressão linear para as concentrações de selênio nos tecidos úmidos dos organismos da Baía de Guanabara e o comprimento total (L) dos peixes e o índice de condição (IC) dos mexilhões.

Tecido	Espécie	Equação de regressão	
Tecido Muscular	<i>M. furnieri</i> (N=34)	[SeT] = 0,041L - 1,251	R = 0,84; $p = 0,00$ *
	<i>Bagre</i> spp. (N=14)	[SeT] = 0,046L + 0,0005	R = 0,15; $p = 0,61$ ns
	<i>M. liza</i> (N=31)	[SeT] = 0,006L - 0,099	R = 0,64; $p = 1 \times 10^{-4}$ *
Fígado	<i>M. furnieri</i> (N=14)	[SeT] = 0,242L - 5,304	R = 0,28; $p = 0,34$ ns
	<i>Bagre</i> spp. (N=14)	[SeT] = 0,007L + 1,057	R = 0,26; $p = 0,37$ ns
	<i>M. liza</i> (N=13)	[SeT] = - 0,559L + 21,270	R = - 0,29; $p = 0,33$ ns
Tecidos Moles	<i>P. perna</i> (N=40)	[SeT] = 2,25IC - 0,079	R = 0,91; $p = 5 \times 10^{-4}$ *

(ns) – correlação não significativa; (*) - correlação altamente significativa ($p < 0,001$)

O teste H de Kruskal-Wallis-ANOVA mostrou não haver diferença significativa entre as concentrações normalizadas de selênio nos tecidos moles dos mexilhões nos diferentes locais de coleta na Baía de Guanabara (Praia de Boa Viagem, Marina da Glória e Ponte Rio - Niterói) ($H=4,19$; $p=0,12$). Este fato indica que provavelmente, não devem existir lançamentos antrópicos pontuais deste elemento na Baía de Guanabara, uma vez que estes locais de coleta apresentam diferença na qualidade da água e tem diferenças para outros metais (COSTA et al., 2000; KEHRIG et al., 2002).

Neste estudo, também foram verificadas as possíveis relações entre as concentrações de selênio nos diferentes tecidos dos peixes. Na Tabela 6 são apresentadas as correlações testadas entre as concentrações de selênio no músculo (M) e fígado (F) dos peixes estudados.

Tabela 6 – Resultados das análises de regressão linear (R) entre as concentrações de selênio bioacumuladas nos dois tecidos dos peixes estudados, músculo (M) e fígado (F).

Espécie	Hábito alimentar	Relação testada	Equação de regressão	R	P	N
<i>M. furnieri</i>	carnívoro	M x F	F = 9,418M + 1,886	0,60	0,02327*	14
<i>Bagre</i> spp	onívoro	M x F	F = - 0,205M + 1,347	-	0,92449ns	14
<i>M. liza</i>	iliófago	M x F	F = - 11,16M + 4,412	-	0,66963ns	13
				0,01		

ns – não significativo; (*) $p < 0,05$; N = número de indivíduos analisados

Observando-se a Tabela 6, verifica-se que o peixe carnívoro foi a única espécie de peixe que apresentou correlação significativa entre as concentrações de selênio nos dois tecidos analisados. A concentração de selênio no tecido muscular do peixe carnívoro mostrou ser uma função linear e positiva da concentração de selênio no fígado do mesmo. Estes resultados sugerem, portanto, que provavelmente, o hábito alimentar possa estar influenciando este tipo de relação

observada no peixe carnívoro, uma vez que esta espécie de peixe, dentre as estudadas, é a que está mais exposta ao selênio através do alimento.

CONCLUSÃO

Embora o ecossistema da Baía de Guanabara seja um ambiente altamente impactado por diferentes poluentes provavelmente, este estuário não deve estar sofrendo lançamentos antrópicos de selênio uma vez que, a biota analisada sempre apresentou concentrações de selênio em seus tecidos semelhantes à de áreas consideradas não impactadas. Pode-se sugerir então, que a Baía de Guanabara é um ambiente não impactado por selênio. Sendo assim, estes organismos que são uma importante fonte de proteína animal de origem marinha, de selênio e Vitamina E, no que concerne este elemento, podem continuar a fazer parte da alimentação da população humana.

Há uma tendência do selênio se acumular em órgãos com atividade metabólica muito intensa, como o fígado, e esta pode não ser somente influenciada pelo hábito alimentar, mas sim pela forma de incorporação do selênio (via dieta ou água).

As correlações encontradas entre o selênio no tecido muscular dos peixes e o comprimento total dos mesmos sugerem que estas espécies tendem a bioacumular o selênio com o aumento do seu tempo de vida e conseqüentemente, com o tempo de exposição ao ambiente.

Observou-se que provavelmente o selênio não deve estar sofrendo o processo de biomagnificação ao longo da teia trófica da Baía de Guanabara.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o suporte financeiro concedido pela CAPES, CNPq e FAPERJ e também, as relevantes observações sugeridas pelo revisor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMARAL, M.C.R.; REBELO, M.F.; SILVA, M.A.; SANTOS, V.C.L.; PFEIFFER, W.C. Variação temporal do índice de condição em ostras *Crassostrea rhizophorae* em experimento de transplante na Baía de Sepetiba, Brasil. In: 4^a REUNIÓN DE SETAC-LA, Buenos Aires, **Resumo** Buenos Aires 2001, p.32.

ANON. **Food Standards Code**. National Food Authority, Canberra, 1994.

BALDWIN, S.; MAHER, W. Spatial and Temporal Variation of Selenium Concentration in Five Species of Intertidal Molluscs from Jervis Bay, Australia. **Marine Environmental Research**, v. 44, n. 3, p. 243-262, 1997.

BARWICK, M.; MAHER, W. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. **Marine Environmental Research**, v. 56, p. 471-502, 2003.

BESSER, J.M.; GIESY, J.P.; BROWN, R.W.; BUELL, J.M.; DAWSON, G.A. Selenium Bioaccumulation and Hazards in a Fish Community Affected by Coal Fly Ash Effluent. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 35, p. 7-15, 1996.

BHATTACHARYA, B.; SARKAR, S.K.; DAS, R. Seasonal variations and inherent variability of selenium in marine biota of a tropical wetland ecosystem: implications for bioindicator species. **Ecological Indicators**, v. 2, p. 367-375, 2003.

BLABER, S.J.M. **Fish and Fisheries in Tropical Estuaries**. Fish and Fisheries Series, v. 22, Chapman; Hall, London, 1997.

BOWIE, G.; PARALKAR, A.; PORCELLA, D.; CARLTON, R.; SANDERS, J.; RIEDEL, G.; GILMORE, C.; BREITBURG, D.; GOULDEN, C.; SANDERS, R.; OSMAN, R.; CUTTER, G.. Selenium. Modeling Selenium in Aquatic Ecosystems. 1998. Disponível em: <http://www.epa.gov/ost/selenium/report.html>.

BURGER, J.; GAINES, K.F.; BORING, C.S.; STEPHENS, W.L. Jr.; SNODGRASS, J.; GOCHFELD, M. Mercury and Selenium in Fish from the Savannah River: Species, Trophic Level, and Locational Differences. **Environmental Research Section A**, v. 87, p. 108-118, 2001.

CARREIRA, R.S.; WAGENER, A.L.R.; READMAN, J.W.; FILEMAN, T.W.; MACKO, S.A.; VEIGA, A. Changes in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker approach. **Marine Chemistry**, v. 79, p. 202-227, 2002.

CHATTERJEE, A.; BHATTACHARYA, B. Temporal and organ-specific variability of selenium in marine organisms from the eastern coast of India. **Advances in Environmental Research**, v. 5, p. 167-174, 2001.

COSSA, D. A review of the *Mytilus* spp. as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. **Oceanologica Acta**, v. 12, n. 4, p. 417-432, 1989.

COSTA, M.; PAIVA, E.; MOREIRA, I. Total mercury in *Perna perna* mussels from Guanabara bay – ten year later. **Science of the Total Environment**, v. 261, p. 69-73, 2000.

DEAKER, M.; MAHER, W. Low volume microwave digestion for the determination of selenium in marine biological tissues by graphite furnace atomic absorption spectroscopy. **Analytica Chimica Acta**, v. 350, p. 287-294, 1997.

EISLER, R. Selenium hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. **U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 85**, v. 1.5, 1985. 57 p.

FAO/SIDA. **Manual de métodos de investigación del medio ambiente acuático. Parte 9**. Análisis de presencia de metales y organoclorados en los peces. FAO, Doc. Téc. Pesca, v. 212, p. 1-35, 1983.

FEEMA. **Projeto de recuperação gradual do ecossistema da Baía de Guanabara**: Rio de Janeiro, partes 1 e 2, p.203, 1990.

FERNANDES, M.; MARTINS, Estudo sobre parasitismo por trematodo Bucephalidae em populações naturais e em balsas de cultivo de mexilhões *Perna perna* na região de Arraial do Cabo – RJ. In: I SIMP. BRAS. DE AQUICULTURA, 1978, **Resumo** 1978, p.18-19.

Tropical Oceanography, Recife, v. 33, n. 2, p. 207-222, 2005.

- FOWLER, S.W.; BENAYOUN, G. Accumulation and distribution of selenium in mussel and shrimp tissues. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 16, p. 339-346, 1976.
- FRIES, L. Selenium stimulated growth of marine macroalgae in axenic culture. **Journal of Phycology**, v. 18, p. 328-331, 1982.
- GILLESPIE, R.B.; BAUMANN, P.C. Effects of high tissue concentrations of selenium on reproduction by bluegills. **Transactions of American Fisheries Society**, v. 115, p. 208-213, 1986.
- GRAY, J.S. Biomagnification in marine systems: the perspective of an ecologist. **Marine Pollution Bulletin**, v. 45, p. 46-52, 2002.
- HODSON, P.V.; HILTON, J.W. The nutritional requirements and toxicity to fish of dietary and waterborne selenium. **Ecological Bulletin**, v. 35, p. 335-340, 1983.
- JOIRIS, C.R.; HOLSBEEK, L.; OTCHERE, F.A. Mercury in the Bivalvos *Crassoatrea tulipa* and *Perna perna* from Ghana. **Marine Pollution**, v. 40, n. 5, p. 457-460, 2000.
- KEHRIG, H.A.; COSTA, M.; MOREIRA, I.; MALM, O. Total and methylmercury in a Brazilian estuary, Rio de Janeiro. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 1018-1023, 2002.
- LOBEL, P.B.; LOGERICH, H.P.; JACKSON, S.E.; BELKHODE, S.P. A major factor contributing to the high degree of unexplained variability of some elements concentrations in biological tissue: 27 elements in 5 organs of the mussel *Mytilus edulis* as a model. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 21, p. 118-125, 1991.
- MACKAY, N.J.; KASACOS, M.N.; WILLIAMNS, R.J.; LEEDOW, M.I. Selenium and heavy metals in black marlin. **Marine Pollution Bulletin**, v. 6, p. 57-61, 1975.
- MAHER, W.; BALDWIN, S.; DEAKER, M.; IRVING, M. Characteristic of selenium in Australian marine biota. **Applied Organometallic Chemistry**, v. 6, p. 103-112, 1992.
- NOAA/NS&T. **US National Oceanic and Atmospheric Administration**. Mussel Watch Project Within The National Status and Trends, 1986.
- PELLETIER, E. Mercury-selenium interactions in aquatic organisms: a review. **Marine Environment Research**, v. 18, p. 111-132, 1985.
- PETERS, G.M.; MAHER, W.A. KRIKOVA, F.; ROACH, A.C.; JESWANI, H.K.; BARFORD, J.P.; GOMES, V.G.; REIBLE, D.D. Selenium in sediments, pore water and benthic infauna of Lake Macquarie, New South Wales, Australia. **Marine Environmental Research**, v. 47, p. 491-508, 1999.
- PRICE, N.M.; THOMPSON, P.A.; HARRISON, P.J. Selenium an essential element for growth of the coastal marine diatom *Thalassiosira pseudomona* (*Bacillariophyceae*). **Journal of Phycology**, v. 23, p. 1-9, 1987.

RAYMENT, G.E.; BARRY, G.A. Indicator tissues for heavy metal monitoring – additional attributes. **Marine Pollution Bulletin**, v. 41, n. 7-12, p. 353-358, 2000.

REBELLO, A.L.; HAEKEL, W; MOREIRA, I.; SANTELLI, R.; SCHROEDER, F. The fate of heavy metals in an estuarine tropical system. **Marine Chemistry**, v. 18, p. 215-225, 1986.

REINDFELDER, J.R.; FISHER, N.S.; LUOMA, S.N.; NICHOLS, J.W.; WANG, W.X. Trace element trophic transfer in aquatic organisms: a critique of the kinetic model approach. **The Science of the Total Environment**, v. 219, p. 117- 135, 1998.

ROBERTS, B. **The accumulation and distribution of selenium in sea mullet (*Mugil cephalus*) from Lake Macquarie, NSW, Australia**. Canberra, 1994. Honours thesis, University of Canberra.

SAAVEDRA, Y.; GONZÁLEZ, A.; FERNÁNDEZ, P.; BLANCO, J. The effect of size on trace metal levels in raft cultivated mussels (*Mytilus galloprovincialis*). **The Science of the Total Environment**, v. 318, p. 115- 1247, 2004.

SANDHOLM, M., OKSANSEN, H.E.; PESONEN, L. Uptake of selenium by aquatic organisms. **Limnology and Oceanography**, v. 18, p. 496-499, 1973.

SCHMITT, C.J.; BRUMBAUGH, W.G. National contaminant biomonitoring program: Concentrations of arsenic, cadmium, copper, lead, mercury, selenium and zinc in U.S. freshwater fish, 1976-1984. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.19, p.731-747, 1990.

SEIXAS, T.G. **Selênio Total em Tecidos de Quatro Diferentes Organismos Marinhos da Baía de Guanabara, RJ, Brasil**. Rio de Janeiro, 2004. 121f. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) - Departamento de Química. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

VAZZOLER, G. Distribuição da fauna de peixes demersais e ecologia dos Sciaenidae da plataforma continental brasileira, entre as latitudes 29°21' S (Tórres) e 33°41' S (Chuí). **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, v. 24, p. 85-169, 1975.

WANG, W. Factors affecting metal toxicity to (and accumulation by) aquatic organisms- overview. **Environmental International**, v. 13, p. 437-457, 1987.

WLODARCZYK, J.; BEATH, K. **Heavy metals in seafood in Lake Macquarie: a cross-sectional survey (Report to the Hunter Public Health Unit)**. University of Newcastle Research Association, Callaghan NSW and John Wlodarczyk Consulting Services, New Lambton, New South Wales, 1997.

WRENCH, J.J.; MEASURES, C.I. Uptake and metabolism of selenium by oysters. **Marine Science Communication**, v. 5, p. 47-59, 1979.

ZHANG, G. H.; HU, M.H.; HUANG, Y.P. Se uptake and accumulation in marine phytoplankton and transfer of Se to the clam *Puditapes philippinarum*. **Marine Environmental Research**, v. 30, p. 179-190, 1990.