



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE OCEANOGRAFIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR**

JÉSSYCA HELLEN LIMA RIOS

**OSTRA DE MANGUE (*Crassostrea rhizophorae*) COMO BIOMONITOR DE
POLUIÇÃO POR MERCÚRIO EM QUATRO ESTUÁRIOS CEARENSES**

FORTALEZA

2016

JÉSSYCA HELLEN LIMA RIOS

OSTRA DE MANGUE (*Crassostrea rhizophorae*) COMO BIOMONITOR DE
POLUIÇÃO POR MERCÚRIO EM QUATRO ESTUÁRIOS CEARENSES

Monografia apresentada ao Curso de graduação em Oceanografia do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda

Coorientadora: Dra. Karen Figueiredo de Oliveira

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Rui Simões de Menezes

R453o Rios, Jéssyca Hellen Lima.

Ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae*) como biomonitor de poluição por mercúrio em quatro estuários cearenses. / Jéssyca Hellen Lima Rios – 2016.
48 f. : il. color., enc. ; 30 cm.

Monografia (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Curso Bacharelado em Oceanografia, 2016.

Orientação: Prof^o. Dr^o. Luiz Drude de Lacerda.

Co-Orientação: Prof^a. Dr^a. Karen Figueiredo de Oliveira.

1. Mercúrio- toxicologia. 2. Estuários 3. Zona costeira I. Título.

CDD 615.925663

JÉSSYCA HELLEN LIMA RIOS

OSTRA DE MANGUE (*Crassostrea rhizophorae*) COMO BIOMONITOR DE
POLUIÇÃO POR MÉRCURIO EM QUATRO ESTUÁRIOS CEARENSES.

Monografia apresentada ao Curso de graduação em Oceanografia do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Bacharel em Oceanografia.

Aprovada em ____/____/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luiz Drude de Lacerda (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dra. Karen Figueiredo de Oliveira (Coorientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Rozane Valente Marins
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Breno Gustavo Bezerra Costa
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia (IFCE) - Acaraú

Aos meus pais, Keely Lima e Antônio Rios, que com amor, dedicação, ensinamentos e apoio me proporcionaram chegar até aqui. Amo vocês.

Á todos os estudantes, pesquisadores e amantes de Ciências do Mar.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais que sempre me incentivaram a prosseguir mesmo diante as dificuldades da vida sempre com muito amor, alegria, e compreensão.

Ao meu irmão que sempre me apoiou com suas palavras de sabedoria.

Aos familiares e amigos da vida, pela solidariedade durante toda esta etapa e pela força que me deram para seguir.

Ao Professor Dr. Luiz Drude pela orientação, ensinamentos e conhecimentos compartilhados, sem os quais não seria possível desenvolver este trabalho.

À Professora Dra Rozane Valente Marins por me receber de braços abertos no laboratório dando a oportunidade de desenvolver este trabalho e pela confiança e incentivo à minha formação profissional.

À minha co-orientadora Dra. Karen Figueiredo de Oliveira pela atenção, orientação, conselhos, conhecimentos compartilhados e auxílio necessários para realização do mesmo.

À todos do Laboratório de Biogeoquímica Costeira, pelo ajuda e colaboração no desenvolvimento do trabalho: Isabelle, Edvar, Moisés, Karen, Andrea, Mariany, Isabel, Agda, Samara, Ana Paula em especial Victor, Júlia, e Carla que me ajudaram com as análises.

Aos irmãos que a Oceanografia me deu: Olga, Sandrinha, Bia, Nay, Aminda, Luanny, Iury, Bruno, Wallace, Rhayan, Ana Cristhyna.

À todos os amigos do Ciências sem Fronteiras em especial Thaysa, Marcus, Carol, Marcelle, Tales, Rick, Lume, pelos momentos inesquecíveis vividos em Vigo, Espanha.

Ao time PET oceanografia: os Tutores Professores Dra. Maria Ozilea e Dr. Carlos Texeira, e aos petianos Ana Lu, Rafa Xavier, Edie, Marianna, Thais, Matheus, Camena, Davi, Lucas, Nalu, Karina e Ana Beatriz. Muito bom fazer parte do PET com todos vocês.

A todos os professores, pesquisadores e funcionários do LABOMAR pela dedicação e ensinamentos.

A todos que mesmo não tendo sido mencionados de alguma forma contribuíram para esta conquista.

“Assim como um rio caudaloso que desagua no mar é reabastecido pelo mar, assim vos deveis esvaziar-vos no Amor para que sejais sempre preenchidos no amor. O lago que retém o presente que o mar lhe dá, torna-se uma poça de água estagnada.”

O livro de Mirdad (Mikhail Naimy)

RESUMO

Metais pesados são os principais poluentes encontrados nos ambientes estuarinos. Dentre os metais, o mercúrio (Hg) recebe atenção especial devido a sua toxicidade, oferecendo riscos ao homem. Indicadores biológicos têm sido utilizados para avaliar o estado de contaminação por metais nesses ambientes. O presente estudo visou utilizar a ostra de mangue, *Crassostrea rhizophorae*, como biomonitor de Hg em quatro estuários cearenses em diferentes níveis de contaminação. O material analisado foi digerido em forno microondas (MARS XPRESS – CEM) e a quantificação de Hg foi realizada por espectrofotometria de absorção atômica por vapor frio – CVAAS, modelo NIC RA-3 da NIPON. Os resultados mostraram maiores concentrações de Hg nas ostras obtidas no estuário do Ceará ($95 \pm 14 \text{ ng.g}^{-1}$) e as menores no estuário do Pacoti ($52 \pm 3 \text{ ng.g}^{-1}$). O estuário do rio Jaguaribe ($69 \pm 6 \text{ ng.g}^{-1}$), apesar de ser um rio rural, apresentou uma concentração média de Hg nas ostras maior do que o do Cocó, rio urbano ($61 \pm 7 \text{ ng.g}^{-1}$). Comparando os dados obtidos nesse trabalho com estudos prévios realizados no mesmo local foram observados uma diminuição nas concentrações de Hg dos estuários Cocó e Ceará e um aumento nas áreas rurais, Jaguaribe e Pacoti. Os valores encontrados nesse estudo foram os menores do que os reportados na literatura, no entanto ainda representam valores de áreas contaminadas.

Palavras-chave: Mercúrio. Estuários. Biomonitor.

ABSTRACT

Heavy metals are the most serious pollutants found in estuarine environments. Among the metals, mercury receives special attention due to their toxicity, posing risks to humans. Biological indicators have been used to assess the state of contamination by metals in these environments. This study aimed to use the mangrove oyster (*Crassostrea rhizophorae*) as biomonitor Hg in four estuaries of Ceará State at different levels of contamination. The analyzed material was digested in microwave (MARS XPRESS - CEM) and the quantification of Hg was carried out by atomic absorption spectrophotometry by cold vapor - CVAAS, model NIC RA-3 NIPON. The results showed higher concentrations of Hg in oysters in the estuary of the river Ceará ($95 \pm 14 \text{ ng.g}^{-1}$) and the lowest in Pacoti ($52 \pm 3 \text{ ng.g}^{-1}$). Despite being an rural river, the Jaguaribe estuary ($69 \pm 6 \text{ ng.g}^{-1}$) had an average concentration of Hg larger than the Cocó, urban estuary ($61 \pm 7 \text{ ng.g}^{-1}$). Comparing the data obtained in this study with previous studies on the same site it was observed a decrease of Hg concentrations in Cocó and Ceará estuaries and an increase in rural areas, Jaguaribe and Pacoti estuary. The values found in this study were lower than those found in the literature, however they are still represent values of contaminated areas.

Keywords: Metals. Estuaries. Biomonitor.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Ciclo Biogeoquímico do Mercúrio.....	14
Figura 2 - Ciclo Biogeoquímico do Mercúrio.....	15
Figura 3 - Crassostrea rhizophorae (Guilding, 1828)	18
Figura 4 – Localização dos estuários estudados ao longo da costa do Ceará.....	20
Figura 5 – Definição das dimensões da concha da ostra de acordo com Galtsoff(1964).....	23
Figura 6 - Fluxograma de quantificação de Hg total.....	25
Figura 7 - Gráfico da concentração de mercúrio (ng.g^{-1} –peso seco) nas ostras por categoria de tamanho	28
Figura 8 –Relação entre altura e comprimento da concha da ostra de mangue e a concentração de Hg (ng.g^{-1})no Rio Cocó.....	29
Figura 9 - Relação entre altura da concha da ostra de mangue e a concentração de Hg (ng.g^{-1})no Rio Ceará	29
Figura 10 - Comparativo da concentração de mercúrio (ng.g^{-1} –peso seco) nas ostras por categoria de tamanho nos diferentes estuários	31
Figura 11 - Níveis médios de Mercúrio total em ostras (ng.g^{-1} – peso seco) e sedimento superficial (ng.g^{-1}) nos estuários estudados	32
Figura 12 - Comparação entre estudos da media da concentração de mercúrio das ostras de mangue e sedimentos dos estuários estudados.....	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Pontos da coleta	22
Tabela 2- Categorias de Amostragem por Tamanho	23
Tabela 3 – Resultados da análise do material padrão de referência DORM-2, DOLT-3 e NIST 1646-a.....	26
Tabela 4 - Concentração de Mercúrio (ng.g^{-1} – peso seco) em diferentes categorias de tamanhos das ostras <i>Crassostrea Rhizophorae</i> nos quatro estuários em estudo.....	27
Tabela 5 - Concentração de Mercúrio (ng.g^{-1} – peso seco) na ostra de mangue e sedimento	32
Tabela 6 – Concentração de mercúrio em ostras (ng.g^{-1} – peso seco) <i>Crassostrea</i> spp. na América.....	37

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
1.1	Mercúrio: histórico, ocorrência e ciclo biogeoquímico	13
1.2	A utilização de organismos filtradores como indicadores de poluição	16
2	OBJETIVOS	19
2.1	Objetivo Geral	19
2.2	Objetivos Específicos	19
3	ÁREA DE ESTUDO.....	20
4	MATERIAIS E MÉTODOS	22
4.1	Amostragem e preparação das amostras	22
4.1.1	Ostras.....	22
4.1.2	Sedimentos.....	24
4.2	Digestão das amostras e quantificação de Hg Total	24
4.3	Limite de detecção	25
4.4	Validação da metodologia empregada	26
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	27
5.1	Tamanho da concha e concentração de Hg nos tecidos moles da ostra de mangue nos diferentes estuários.....	27
5.2	Concentrações totais de mercúrio em sedimentos e a comparação com os teores de ostras	31
5.3	Outros estudos de avaliação de contaminação dos estuários do Ceará, Cocó, Pacoti e Jaguaribe.....	33
5.4	Concentrações de concentrações de Hg em ostras no Brasil e no mundo	36
6	CONCLUSÃO	39
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

1 INTRODUÇÃO

Os oceanos funcionam como um grande reservatório acumulando materiais de origem continental e atmosférica. A região que compreende a ligação entre os componentes terrestres e oceânicos é a zona costeira, um ecossistema único e dinâmico, que envolve bacias hidrográficas, mares costeiros e plataforma continental, sendo, governada por uma série de variáveis oceanográficas, atmosféricas, pela biogeoquímica dos solos, rios e estuários e um conjunto de atividades antrópicas (CROSSLAND *et al.*, 2005; LACERDA, 2009).

A zona costeira abriga 45% da população mundial devido a sua importância ecológica, econômica política e sociocultural para a civilização (CROSSLAND *et al.*, 2005). A ocupação intensa e desordenada do ambiente costeiro, em especial das áreas estuarinas, aumenta as pressões de origem antrópica nesses ecossistemas, tornando esses sistemas particularmente suscetíveis a vários impactos, destacando-se a contaminação ambiental por poluentes persistentes, particularmente metais. Dessa forma, estuários têm atraído cada vez mais atenção, sendo o foco de investigação em todo o mundo nas últimas décadas (YIN *et al.*, 2015).

Os metais estão entre os principais contaminantes presentes nos efluentes antrópicos podendo acumular no ambiente aquático. As características ambientais do sistema estuarino fazem com que este atue como um filtro natural mediando o transporte de contaminantes do continente para o mar. Assim, os estuários funcionam como reatores biogeoquímicos promovendo alterações importantes na química dos metais, o que tanto pode aumentar a mobilidade desses elementos em águas e sedimentos como também sua capacidade de incorporação por organismos (LACERDA, MIGUENS, 2011; LACERDA; MALM, 2008).

Metais têm recebido atenção considerável devido à sua persistência, à toxicidade e ao risco ambiental (PAULA FILHO *et al.*, 2015). Dentre os metais de maior interesse ambiental, o mercúrio é um dos que tem seu ciclo mais afetado por atividades antrópicas e cuja especiação química responde mais fortemente ao gradiente físico-químico típico das águas costeiras (PARAQUETTI *et al.*, 2007). Além disso, o mercúrio pode ser consideravelmente tóxico quando incorporados à biota

em ambiente aquático, representando, um risco à população humana, quando exposição via cadeia alimentar, gerando não só problemas de saúde, mas também de ordem social e econômica (COSTA; LACERDA, 2014).

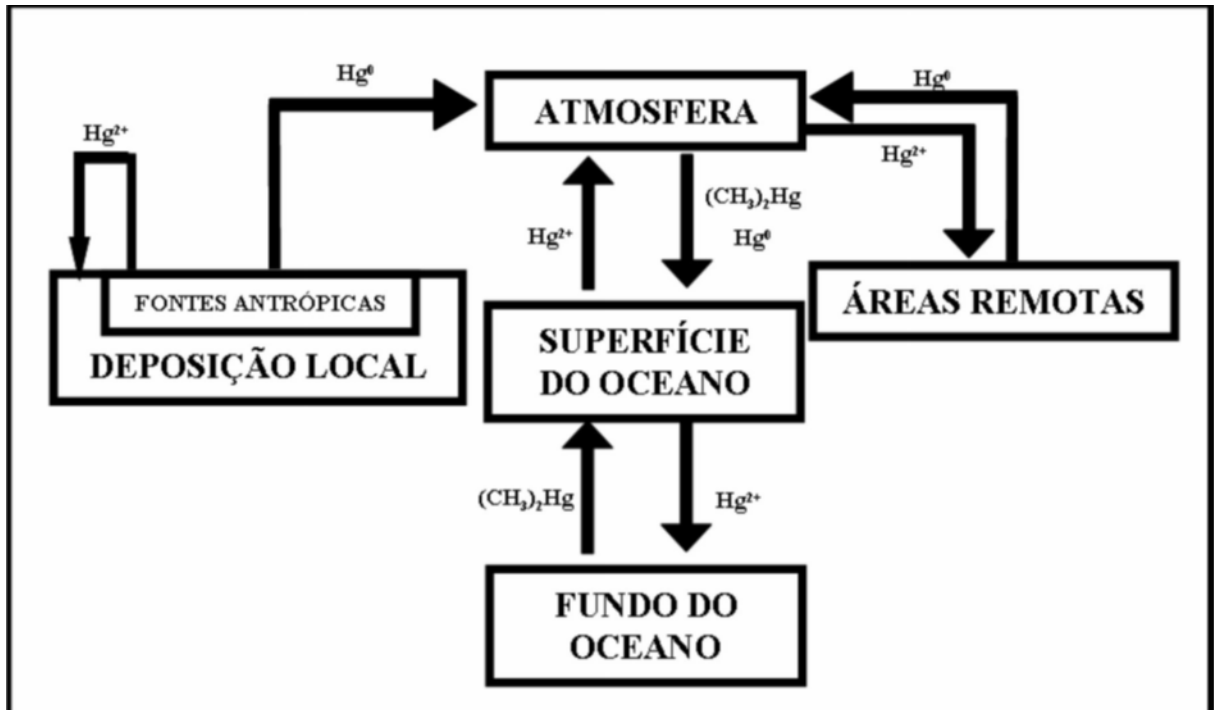
1.1 Mercúrio: histórico, ocorrência e ciclo biogeoquímico

O mercúrio (Hg), apresenta número atômico 80 e massa atômica 200,5 u. É um líquido denso, prateado nas condições normais de temperatura e pressão. Em sua forma elementar (Hg^0), ele é também um gás, com pouca tendência a se dissolver em água (MOREL *et al*, 1998). A relação entre o homem e este elemento remonta à antiguidade, com a utilização do mineral cinábrio (HgS) como pigmento vermelho para pinturas rupestres (AZEVEDO; CHASIN, 2003). Atualmente, o uso industrial do mercúrio ainda é bastante amplo (lâmpadas e termômetros), embora haja proibição em alguns produtos como tintas, agrotóxicos e fármacos químicos (ANVISA, 2010).

O Hg pode ser mobilizado e emitido por meio de processos naturais como emissões de vulcões, desgaseificação do solo e águas, ressuspensão de partículas do solo pelos ventos, queimadas de florestas e emanações do solo e águas superficiais (MARINS, 2004; LACERDA; MARINS, 1997). Adicionalmente, fontes antrópicas também podem estar associadas às descargas, tanto de fontes pontuais, como o lançamento no meio ambiente de efluentes industriais ou esgotamento urbano; ou à fontes difusas como a queima de combustíveis fósseis, mineração de ouro, produção de metais não ferrosos, produção de cimento, e desmatamento (COSTA *et al*, 2012; SELIN, 2009; LACERDA; MARINS, 1997).

O ciclo natural do Hg envolve o transporte entre os sistemas atmosférico, terrestre e aquático (SELIN, 2009). O transporte e a distribuição ambiental do Hg são regidos por dois ciclos: o ciclo global, que envolve a circulação atmosférica do Hg^0 , proveniente da crosta terrestre para os oceanos, e o ciclo local que depende da metilação do mercúrio inorgânico oriundo de fontes antrópicas (MIRANDA *et al.*, 2007; AZEVEDO; CHASIN, 2003). Isso acontece porque o Hg^{2+} possui um curto tempo de vida na atmosfera sendo susceptíveis a depositar em uma escala regional. No entanto o Hg^0 emitido para a atmosfera é oxidado muito lentamente, resultando na deposição em uma escala global. Assim, mesmo de fontes antrópicas pontuais, o Hg pode atingir as áreas mais remotas do planeta (Figura 1) (SELIN, 2009).

Figura 1- Ciclo Biogeoquímico do Mercúrio



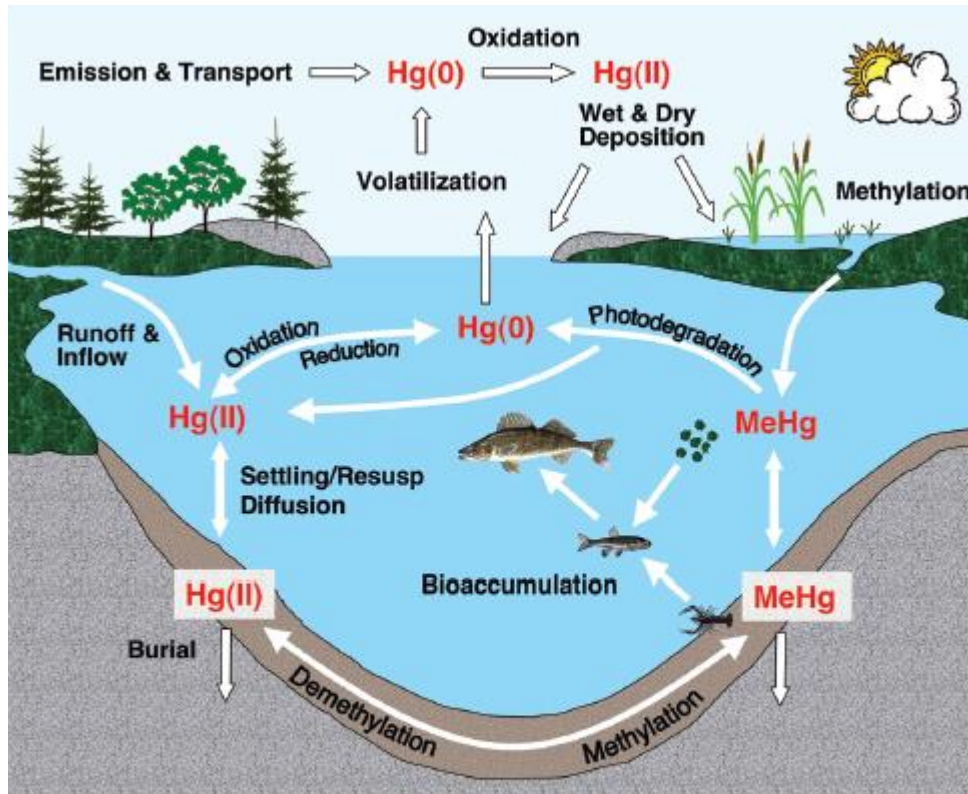
Fonte: Miranda et al (2007)

O Hg pode apresentar-se sob diversas formas químicas nos ambientes aquáticos: estado elementar (Hg^0), mercúrio iônico (Hg^{2+}) e o mercúrio orgânico, principalmente o metilmercúrio (MeHg) e dimetilmercurio (Di-MeHg). Em ecossistemas estratificados, as concentrações de Hg^0 são maiores próximas da interface ar-água, enquanto os níveis totais de Hg e MeHg são maiores no sedimento (MOREL et al, 1998). A especiação do mercúrio em ambientes aquáticos é influenciada pela interação com a biota e com complexos orgânicos e inorgânicos presentes na coluna d'água e sedimentos (MIRANDA et al, 2007).

O ciclo do mercúrio entre o sistema atmosférico e aquático é controlado por um ciclo de precipitação e volatilização dependente das reações de oxidação e redução (Figura 2) O transporte do mercúrio na atmosfera para a superfície terrestre ocorre então principalmente na forma Hg^{2+} resultante do processo de oxidação de Hg^0 utilizando oxigênio e ozônio como agente oxidante. Uma vez na água, o Hg^{2+} pode ir para o sedimento ou pode ser reduzido à Hg^0 , sendo volatilizado para a

atmosfera ou permanecer em formas solúveis mais disponíveis ao transporte e as incorporações biológicas (MOREL, 1998; SELIN, 2009).

Figura 2 - Ciclo Biogeoquímico do Mercúrio



Fonte: retirado de SELIN (2009)

Nos sedimentos aquáticos em condições anaeróbicas, as bactérias são responsáveis por converter Hg inorgânico Hg^{2+} a MeHg (KEHRIG et al., 2006). Alguns elementos como enxofre e carbono orgânico, e a estrutura e composição dos sedimentos afetam a produção de MeHg, alterando a quantidade de Hg inorgânico biodisponível e estimulando a atividade microbiana (SELIN, 2009).

A metilação do Hg tem sido reconhecida como um sério problema nos ecossistemas aquáticos, porque este processo facilita a entrada do Hg nas teias alimentares, gerando assim perigos de contaminação. O MeHg é lipossolúvel sendo absorvido diretamente da água e do alimento ou pela ingestão de sedimentos. No entanto, o metilmercúrio acumula-se mais eficientemente do que o mercúrio inorgânico na maioria dos organismos aquáticos. Além disso, apenas o Hg orgânico sofre biomagnificação desde a sua base (microorganismos e plâncton) até os organismos de topo de cadeia (peixes predadores e mamíferos) (MASON et al, 1995; KEHRIG et al , 2011; COSTA, 2012; APETI, 2012).

A absorção e depuração do Hg dependem de sua forma química, da via de exposição e do tipo de tecido receptor, resultando em diferentes padrões de acumulação. Os níveis de Hg na biota aquática variam entre espécies de mesma localidade e para uma mesma espécie em diferentes localidades (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

O MeHg é uma neurotoxina que apresenta grande risco principalmente para os organismos de níveis tróficos superiores, dentre os quais estão os seres humanos quando fazem uso do pescado como fonte protéica (KEHRIG *et al.*, 2011). Os organismos expostos a contaminação tem diferentes respostas metabólicas que podem variar desde modificações no seu comportamento e fisiologia até a simples tolerância ou intolerância aos contaminantes (AGUILAR *et al.*, 2012).

Segundo WHO (2012) a exposição aos diferentes compostos de Hg, seja por inalação, ingestão ou pela absorção cutânea pode produzir efeitos nocivos ou/e fatais sobre o sistema nervoso, digestivo, pulmões e rins. No sistema nervoso, o Hg pode causar de lesões leves até a vida vegetativa, ou a morte, conforme seja a concentração do mesmo e o tempo de exposição a ele (ANVISA, 2010).

1.2 A utilização de organismos filtradores como indicadores de poluição

Na tentativa do controle das emissões de mercúrio, estudos de biomonitoramento de metais tem se tornado cada vez mais frequentes, pois são capazes de fornecer um melhor conhecimento do estado de contaminação de oceanos, rios e estuários e podem auxiliar os tomadores de decisão no controle da emissão de mercúrio para o ambiente, refletindo assim em benefícios na saúde da população humana.

O monitoramento de Hg no ambiente aquático estuarino pode ser realizado utilizando indicadores bióticos e abióticos que acumulam o contaminante refletindo sua concentração no meio. A diferença entre os indicadores biológico e abiótico é refletir efetivamente a concentração biodisponível no meio, ou seja, a fração potencialmente tóxica e ecotoxicologicamente relevante, que será incorporada pela biota (PHILLIPS, 1977; RAINBOW, 1995; VAISMAN, 2003). No entanto, embora o estudo de matrizes abióticas, como o sedimento, não ofereça a fração totalmente biodisponível, pode oferecer uma estimativa integral da

contaminação do ecossistema aquático, sendo importante estabelecer uma relação entre o Hg presente no sedimento e na biota (AGUILAR *et al.*, 2012).

Rainbow(1995) afirma que as espécies utilizadas para biomonitoramento devem ser de hábito sedentário, de fácil identificação, abundantes e disponíveis ao longo de um ano, possuírem tamanho suficiente para fornecer tecido para análises, resistir a mudanças de parâmetros químico-físicos da água e ao manuseio, e ser acumuladora do poluente em questão. Dessa forma, diferentes tipos de organismos podem fornecer uma avaliação da contaminação dos estuários.

Os bivalves são organismos bastante utilizados ao redor do mundo todo em estudos de biomonitoramento de metais por atenderem a todas as características colocadas acima (WENG; WANG, 2014; FATTORINI *et al.*, 2008; KEHRIG *et al.*, 2006; MORA *et al.*, 2004; LIANG *et al.*, 2003; ASTUDILLO *et al.*, 2002; FRANCO *et al.*, 2002). São predominantemente bentônicos, consumidos por peixes e pássaros marinhos. Assim, a participação na teia trófica das águas costeiras inclui o fluxo através da comunidade bentônica em direção à comunidade pelágica, podendo fazer parte da dieta para os seres humanos, sendo possível uma avaliação de risco à saúde humana devido ao consumo de ostras ser frequente nas zonas costeiras (COSTA *et al.*, 2012).

Bivalves são organismos filtradores, e obtêm metais não só do alimento e da água, mas também da ingestão de material particulado inorgânico. A assimilação de Hg por estes animais depende da concentração total e da composição química orgânica e inorgânica das espécies de Hg associados com fitoplâncton e material particulado (PHILIPS, 1977; APETI; LAUENSTEIN; EVANS, 2012).

O *Mussel Watch Program* (Programa de observação de mexilhões) liderado pela NOAA (Administração Nacional Oceânica e Atmosférica) nos Estados Unidos tem utilizado bivalves e sedimentos desde 1986 nas águas costeiras do Golfo do México com o objetivo de recolher e publicar informação relevante sobre o estado de distribuição do mercúrio e outros contaminantes. Esse organismos têm respondido à mudanças na qualidade da água e aos níveis de Hg em modo proporcional, como tem sido demonstrado em experimentos de translocação (APETI; LAUENSTEIN; EVANS, 2012).

No entanto, alguns autores afirmam que variáveis fisiológicas do organismo, como idade, sexo, tamanho, dieta, desova, crescimento e variáveis ambientais como, temperatura e salinidade, podem diretamente alterar a

concentração final de Hg no organismo, afetando os resultados de pesquisas com bivalves como indicadores de contaminação (PHILIPS, 1977; AGUILAR *et al.*, 2012; KERIHG *et al.*, 2006).

Dentre os bivalves, as ostras têm sido largamente usadas em todo mundo para determinar os níveis de contaminações por metais em estuários, em especial o mercúrio (DELGADO-ÁLVAREZ *et al.*, 2014; OTCHERE; JOIRIS; HOLSBECK, 2003; SHIRNESHAN *et al.*, 2012, AGUILAR *et al.*, 2012; APETI; LAUENSTEIN; EVANS, 2012; OCHOA *et al.*, 2013). Além do mais são ecologicamente importantes e são consumidas por humanos e conseqüentemente apresentam significância econômica e risco ecotoxicológico (OCHOA *et al.*, 2013, KEHRIG *et al.*, 2006).

A Ostra de mangue (*Crassostrea rhizophorae*) (Figura 3), bivalve abundante em afloramentos rochosos e em raízes de árvore de mangue ao longo dos estuários brasileiros tem sido utilizada em monitoramento de poluição estuarina de vários metais (SILVA; SMITH; RAINBOW, 2006; ALFONSO *et al.*, 2013, KANHAI *et al.*, 2014), e é considerada como bom bioindicador de poluição por mercúrio devido a sua capacidade de acumulação, podendo diferenciar locais sob diferentes níveis de contaminação (MEYER; HAGEN; MEDEIROS, 1998; VAISMAN; MARINS; LACERDA, 2005; OLIVARES-RIEUMONT *et al.*, 2012).

Figura 3 - *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828)



Fonte: retirado de <http://www.costadevenezuela.org/?p=5611>

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O presente estudo tem como objetivo principal a utilização de ostras de mangue (*Crassostrea rhizophorae*) como biomonitor de mercúrio (Hg) em quatro estuários cearenses sob diferentes níveis de exposição a ações antrópicas (Ceará, Cocó, Pacoti e Jaguaribe).

2.2 Objetivos Específicos

- a) Determinar a concentração total de Hg em ostras e sedimentos dos estuários cearenses.
- b) Avaliar o grau de contaminação de cada estuário baseado nas concentrações de Hg em ostras;
- c) Comparar a concentração de Hg em diferentes classes de tamanho das ostras obtidas nos estuários;
- d) Comparar resultados com estudos feitos anteriormente nos estuários estudados e em estuários da América.

3 ÁREA DE ESTUDO

Os quatro estuários escolhidos para este estudo estão localizados no estado do Ceará, Nordeste do Brasil. Os estuários dos rios Ceará, Cocó e Pacoti estão localizados na Região Metropolitana de Fortaleza, maior cidade do estado, com cerca de 2.452.185 de habitantes em uma área de 314,930 km² (IBGE, 2014). O estuário do Rio Jaguaribe está localizado no litoral leste do Ceará entre os limites dos municípios de Aracati, Fortim e Itaiçaba (PAULA; MORAIS; PINHEIRO, 2006)

Figura 4 – Localização dos estuários estudados ao longo da costa do Ceará



Fonte: Dados do trabalho

As quatro regiões possuem características semelhantes com relação ao manguezal possuindo um ambiente florestal denso, mas floristicamente pobre em espécies vegetais, sendo representada pelas espécies: mangue vermelho (*Rhizophora mangle*), mangue siriúba (*Avicenia germinans*), e mangue branco (*Laguncularia racemosa*) e mangue de botão (*Conorcapus erecta*) (CAMPOS, 2003).

O clima da região é marcado por dois períodos bem definidos: um úmido, e irregular, localizado no primeiro semestre do ano, apresentando cerca de 90% das

precipitações anuais; e outro no segundo semestre seco e longo, aliado a fortes ventos alísios. Os rios apresentam características intermitentes sendo perenes apenas na região estuarina devido à penetração da água do mar nos rios, durante as marés cheias, impedindo que estes fiquem sem a comunicação com o oceano durante o período de estiagem. O regime de maré é semidiurno, sendo caracterizado pela presença de dois preamares e dois baixa-mares (MORAIS et al, 2006; CAMPOS, 2003).

Localizado a leste do Município de Fortaleza, o Rio Cocó possui uma bacia hidrográfica com área de aproximadamente 485 km², e cerca de 50 km de comprimento total (SEMACE, 2015). O estuário, inserido dentro do Parque Ecológico do Cocó, apresenta elevada taxa de urbanização e está sujeito à poluição de antigos aterros sanitários e efluentes lançados pelos esgotos domésticos e industriais, sendo, portanto, fontes de contaminação de metais pesados (SOUZA, 2008).

O Rio Pacoti possui 150 km de comprimento, e vai desde a serra de Baturité até o mar. O estuário compreende cerca de aproximadamente 15 km e a maior parte deste está dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) do Estuário Pacoti, e protege os manguezais locais (LACERDA *et al.*, 2007a). Apesar da expressiva dinâmica mais natural do local, ocorre um crescente processo de urbanização, devido ao incentivo a atividade turística e de lazer, que junto a atividade agrícola são as principais fontes de poluição hídrica no estuário em questão (GORAYEB; SILVA; MEIRELES, 2005).

A Bacia do Rio Ceará possui cerca de 600 km² e inclui paisagens naturais, rurais e urbanas, recebendo, portanto, água de efluentes urbanos e industriais, através do seu um afluente principal, Rio Maranguapinho (DAVANSO *et al.*, 2013). O Rio Ceará está sob crescente pressão antrópica, sendo as principais fontes de contaminação os esgotos não tratados, drenagem urbana e efluentes industriais (galvanoplastia, têxteis, plásticos, curtumes) e agricultura (NILIN *et al.*, 2013).

Por fim, a bacia do Rio Jaguaribe cobre aproximadamente 72.000 km² é o maior curso de água do território cearense com 610 km de extensão, desde as nascentes a sudoeste até o litoral a nordeste (IBGE, 1999). O rio tem sido acometido por um rápido aumento da urbanização, agricultura e aquicultura intensiva de camarão, que são fontes potenciais de mercúrio à bacia hidrográfica (COSTA; LACERDA, 2014).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

As amostras foram coletadas nas desembocaduras dos rios Jaguaribe, Cocó, Pacoti e Ceará no ano de 2015, em maré vazante. Em cada ponto foram obtidas amostras de ostra e sedimento.

Tabela 1 – Pontos da coleta

Pontos	Pacoti	Cocó	Ceará	Jaguaribe
Latitude	S 3°49'59.95"	S 3°46'49.55"	S 3°41'59.64"	S 04°29'55.12"
Longitude	O 38°25'13.76"	O 38°26'09.77"	O 38°35'18.07"	O 37°47'18.40"

Fonte: Dados do trabalho

4.1 Amostragem e preparação das amostras

O procedimento de coleta e preparação das amostras foi diferente para ostras e sedimento, como descrito abaixo.

4.1.1 Ostras

As ostras de mangue foram coletadas em raízes de plantas de mangue ou em afloramentos rochosos, conforme a disponibilidade do local. As ostras foram retiradas com faca de aço inoxidável, escovadas e lavadas com água do local para eliminar resíduos de sedimento e biota das conchas. Em seguida, foram acondicionadas em sacos plásticos limpos, fechadas com lacres, identificadas e conservadas em isopor com gelo, até a chegada ao Laboratório de Biogeoquímica Costeira/LABOMAR, onde foram refrigeradas a -20° C.

No laboratório, as ostras foram descongeladas a temperatura ambiente, medidas com paquímetro, e em seguida abertas com o uso de uma faca aço inoxidável, sendo o líquido intervalvar drenado com cuidado para evitar contaminação. Com auxílio de uma colher plástica, o material foi colocado sobre papel alumínio para pesagem. Depois foram envolvidas em isofilme e refrigeradas a -20°C novamente. Após um dia, foram retiradas do congelador e liofilizadas (L101-LIOTOP) por três dias para a retirada da umidade.

O material liofilizado foi macerado e homogeneizado utilizando almofariz e pistilo e acondicionado em frascos de vidros a temperatura ambiente. Todo material utilizado no procedimento foi previamente lavado com Extran 5% e HCl 10%.

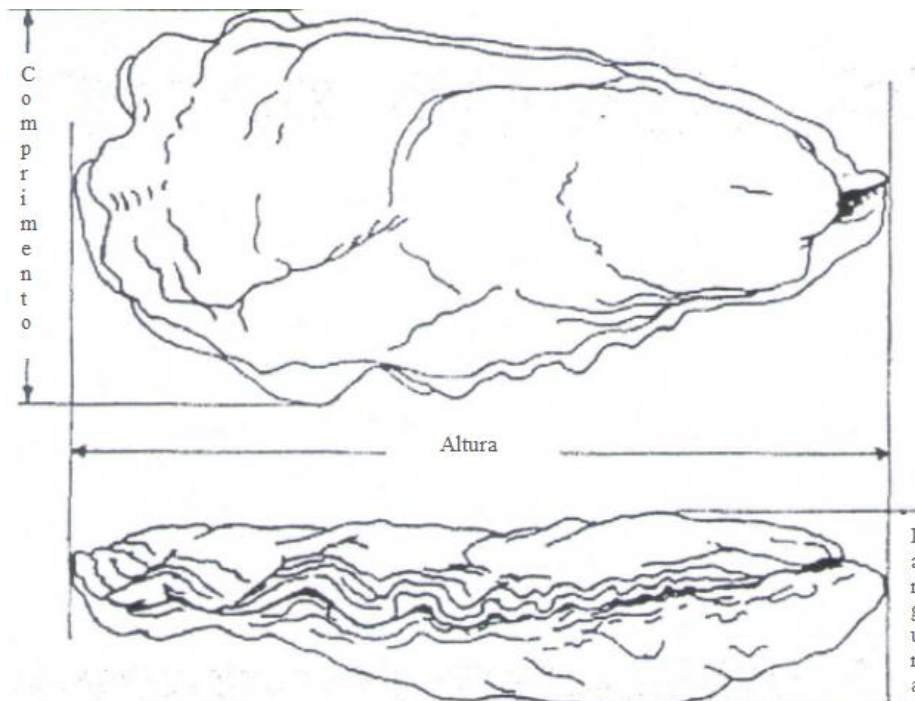
As ostras foram separadas em categorias segundo faixas de altura e comprimento da concha. A definição de altura e comprimento da ostra foram classificados de acordo com Galtsoff(1964) *apud* Vaisman(2003) na figura 5. Sendo a altura a área que vai do umbo até a região posterior, e o comprimento a região referente a largura da valva. A tabela 2 apresenta as faixas de amostragem por tamanho. Assim, por exemplo, uma ostra com altura entre 20 e 40mm e comprimento inferior a 30mm foi inserida na classe de tamanho 1A.

Tabela 2- Categorias de Amostragem por Tamanho

Altura(mm)	Comprimento(mm)
1) 20-40	A) <30
2) 40-60	B) 31-35
	C) >35

Fonte: Dados do trabalho

Figura 5 – Definição das dimensões da concha da ostra de acordo com Galtsoff(1964)



Fonte: retirado de Vaisman(2003)

4.1.2 Sedimentos

Sedimentos da camada superficial foram coletados próximo ao local das ostras sendo retirada uma única amostra de sedimento mais arenoso de cada estuário, utilizando uma pá de aço inox. Em seguida, as amostras foram acondicionadas em sacos plásticos limpos, fechados com lacres, identificados e levados ao laboratório em isopor com gelo e posteriormente refrigeradas também a -20°C.

Em Laboratório, o sedimento foi descongelado a temperatura ambiente e seco em estufa a 60°C, para evitar a volatilização do Hg. As amostras secas foram maceradas com auxílio de almofariz e pistilo e em seguida peneiradas em peneira de 0,063 mm de malha, para obtenção da fração fina para análise de Hg.

Para quantificação de Hg foram utilizadas duas alíquotas de uma mesma amostra de cada estuário em duplicata.

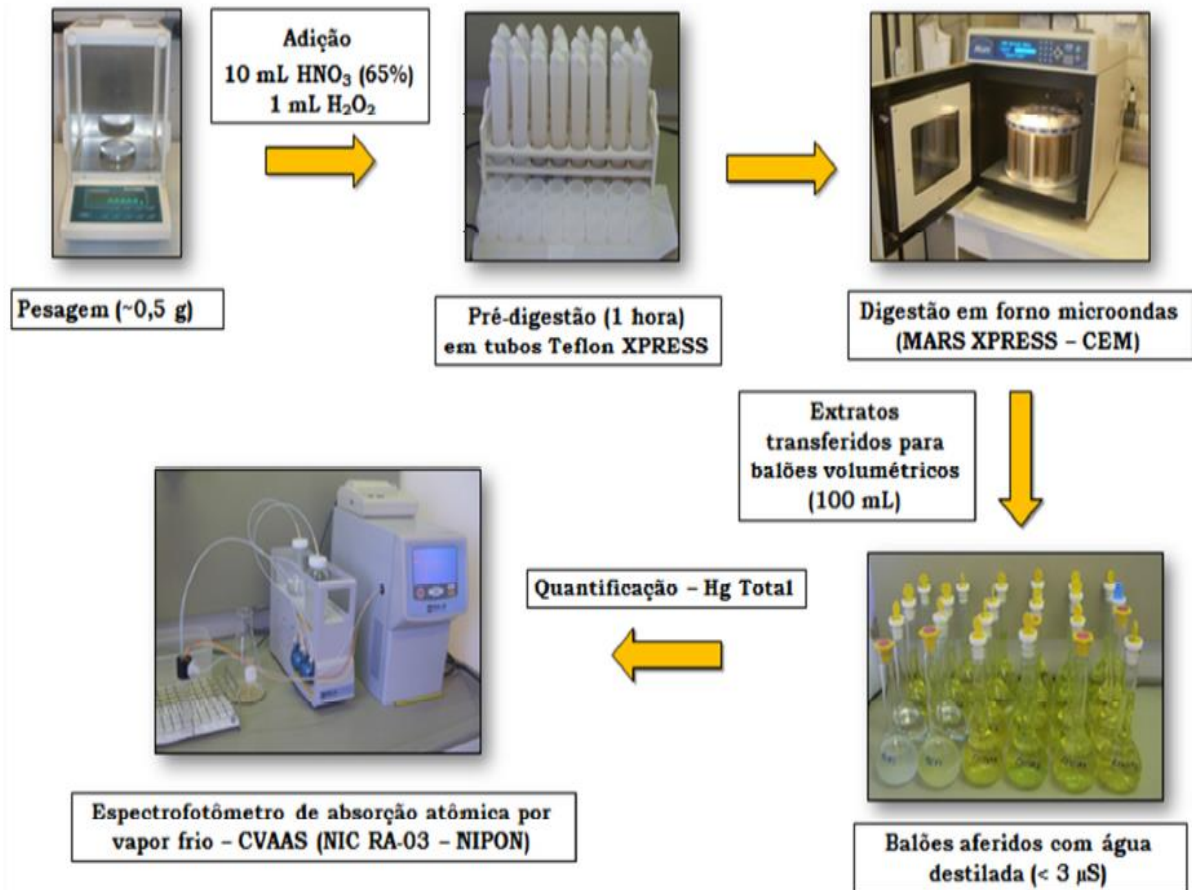
4.2 Digestão das amostras e quantificação de Hg Total

Seguindo a metodologia empregada por BEZERRA (2011) foram pesadas aproximadamente 0,5 g das amostras (em duplicatas) em tubos de teflon. Com auxílio de um pipetador automático foram adicionados a cada tubo 10 ml de ácido nítrico (HNO_3) 65%. Após 1 hora de pré-digestão, as amostras foram levadas para o forno microondas (MARS XPRESS -CEM) com potência de 800 Watts, temperatura de até 200°C por 30 minutos, para a digestão efetiva. Em seguida, apenas nas amostras biológicas, 1ml de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) foi adicionado, afim de evitar a recomplexação do mercúrio ao material biológico. Logo depois, o extrato foi transferido quantitativamente para balões volumétricos de 100ml aferidos com água destilada (< 3 μS).

A quantificação de Hg total foi realizada por espectrômetro de absorção atômica por geração de vapor frio (CVAAS), modelo NIC RA-3 da NIPON, Para a redução do Hg^{2+} para Hg^0 , forma volátil lida pelo equipamento, foi utilizada uma solução preparada a partir do sal de cloreto estanhoso dihidratado (SnCl_2) diluído em ácido sulfúrico 20 % (H_2SO_4). O equipamento de quantificação foi calibrado utilizando uma solução padrão (MERCK) de 1000 $\text{ng}\cdot\text{mL}^{-1}$ de Hg, a qual foi diluída

para determinação dos pontos da curva de massa de Hg(ng) e suas respectivas absorbâncias(Abs).

Figura 6 - Fluxograma de quantificação de Hg total



Fonte: retirado de Bezerra (2011)

4.3 Limite de detecção

O limite de detecção (LD) é definido como a menor massa de analito possível de ser quantificada no aparelho. Este foi medido pelo cálculo do desvio da leitura de sete brancos de amostra multiplicado por 3,14(USEPA, 2000) O limite de detecção nas amostras foi de 0,27 ng de Hg, que em concentração pode ser considerado igual 10,8 ng.g⁻¹ de Hg. Todas as amostras quantificadas apresentaram valores acima do limite de detecção.

4.4 Validação da metodologia empregada

Para validar o método empregado foram digeridos juntamente com as amostras materiais padrão de referência em duplicata. Para as amostras biológicas foram utilizados dois materiais com matriz biológica certificados pelo National Research Council Canada, DORM-2(músculo de peixe) e DOLT-3(fígado de peixe). Para as amostras de sedimento, foi utilizado o padrão certificado pelo National Institute of Standard and Technology – NIST, NIST 1646-a (sedimento estuarino).

Tabela 3 – Resultados da análise do material padrão de referência DORM-2, DOLT-3 e NIST 1646-a.

Material Padrão de Referência	n	Valores certificados (ng.g⁻¹)	Valores obtidos (ng.g⁻¹)	Recuperação(%)
DOLT – 3	3	3370	3236,8 ± 293,3	96,7±8,7
DORM – 2	2	4640	4332,8 ± 34,0	93,4±0,7
NIST 1646-a	2	40	37,5 ± 4,3	93,6±10,7

Fonte: Dados do trabalho

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um total de 303 ostras foi coletado nos quatro estuários estudados. Em um primeiro momento, as concentrações de mercúrio foram relacionadas de acordo com o comprimento e a altura da ostra, sendo a altura representada pelo número ordinal e a altura pela letra, conforme a tabela 2. As amostras estão dispostas do menor para o maior tamanho em cada estuário na tabela 4. Onde n é o número de ostras utilizadas para compor cada amostra de mesmo tamanho. As maiores concentrações foram obtidas nas ostras coletadas no Rio Ceará ($117,1 \pm 2,6 \text{ ng.g}^{-1}$) e as menores no Rio Pacoti ($51,4 \pm 4,2 \text{ ng.g}^{-1}$).

Tabela 4 - Concentração de Mercúrio (ng.g^{-1} – peso seco) em diferentes categorias de tamanhos das ostras *Crassostrea Rhizophorae* nos quatro estuários em estudo.

Estuário	Tamanho	n	[Hg] \pm SD	Min-Max
Pacoti	1A	58	$51,4 \pm 4,2$	45,1 - 59,7
	2B	4	$53,7 \pm 3,9$	51,2 - 59,4
Cocó	1A	78	$58,6 \pm 3,1$	43,9 - 67,2
	2A	8	$71,0 \pm 5,2$	65,1-75,2
	2B	8	$73,2 \pm 3,1$	69,9-76,3
Jaguaribe	1A	15	$69,2 \pm 15,4$	55,5-83,3
	2A	12	$81,2 \pm 2,9$	79,2-86,0
	2B	6	$68,9 \pm 3,6$	67,0-75,2
	2C	9	$80,1 \pm 8,0$	69,6-85,8
Ceará	1A	97	$88,2 \pm 12,0$	59,7-114,5
	2A	8	$117,1 \pm 2,6$	115,6-120,9

Fonte: Dados do trabalho

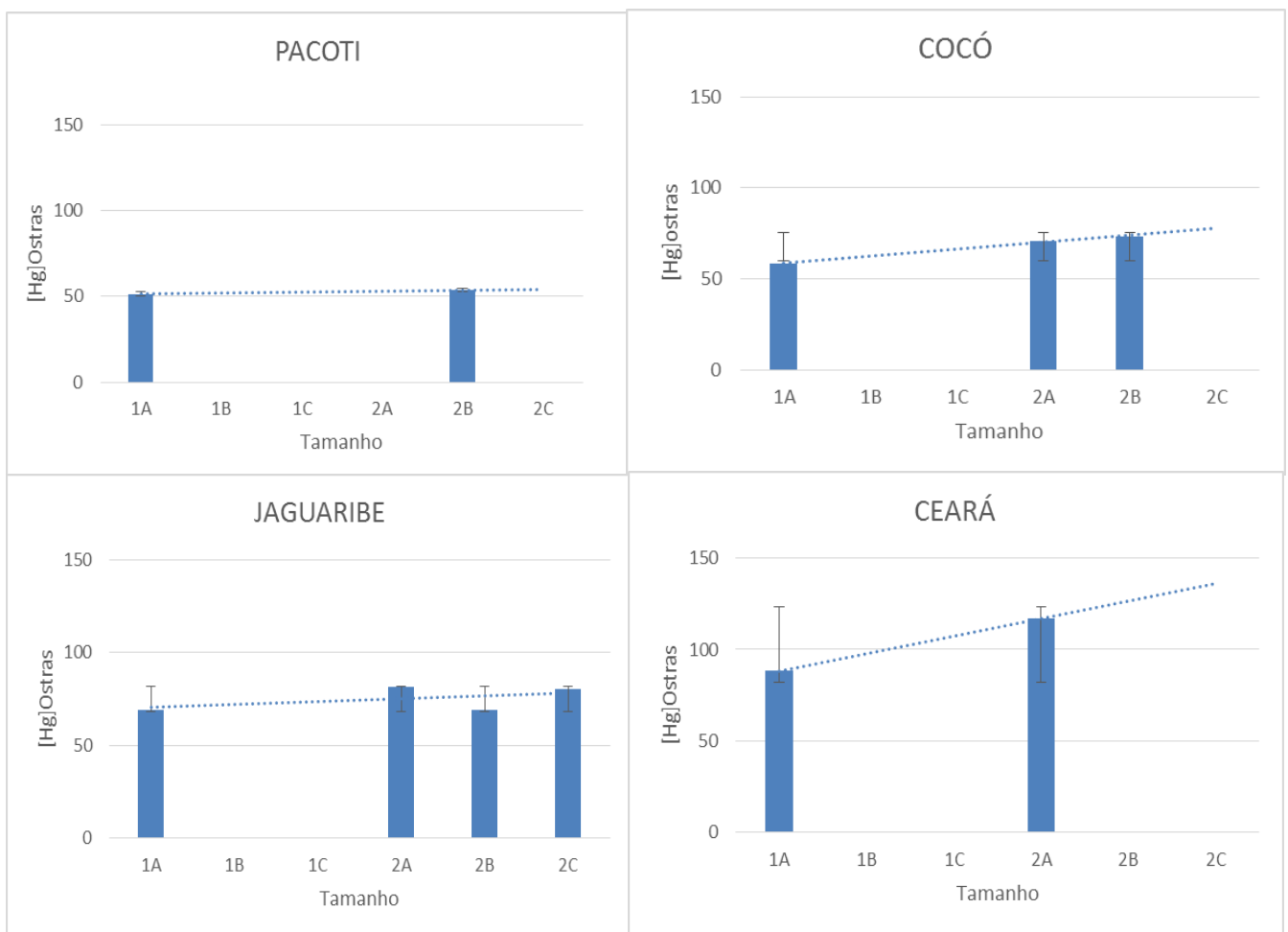
5.1 Tamanho da concha e concentração de Hg nos tecidos moles da ostra de mangue nos diferentes estuários

A acumulação de metais pesados em bivalves marinhos pode ser afetada pela idade, peso e tamanho. Três padrões de relações têm sido mencionados com frequência na literatura, sendo a concentração do metal independente, positiva ou negativa com relação a essas características (MUBIANA; VERCAUTEREN; BLUST, 2006). Para realizar uma boa amostragem e avaliar a significância dos dados obtidos é conveniente analisar o efeito do tamanho nas ostras sobre a concentração de metais (VAISMAN, 2003). Para este trabalho, foi considerado apenas o tamanho

da concha utilizado por autores como Meyer, Hagen e Medeiros(1998), Vaisman, Marins e Lacerda(2005) e Olivares-Rieumont *et al* (2012).

Ao analisar a concentração das ostras com relação ao seu tamanho total nos diferentes estuários (figura 7) pode-se observar que embora o número de amostras seja pequeno para afirmar que esta tendência seja significativa, pode ser observada uma tendência no aumento da concentração de Hg com o aumento do tamanho das conchas das ostras no estuário do Rio Cocó, Jaguaribe e Ceará, que são os rios que apresentaram maiores concentrações. No entanto, essa tendência praticamente não existe no estuário do Pacoti, com menores concentrações.

Figura 7 - Gráfico da concentração de mercúrio (ng.g^{-1} – peso seco) nas ostras por categoria de tamanho

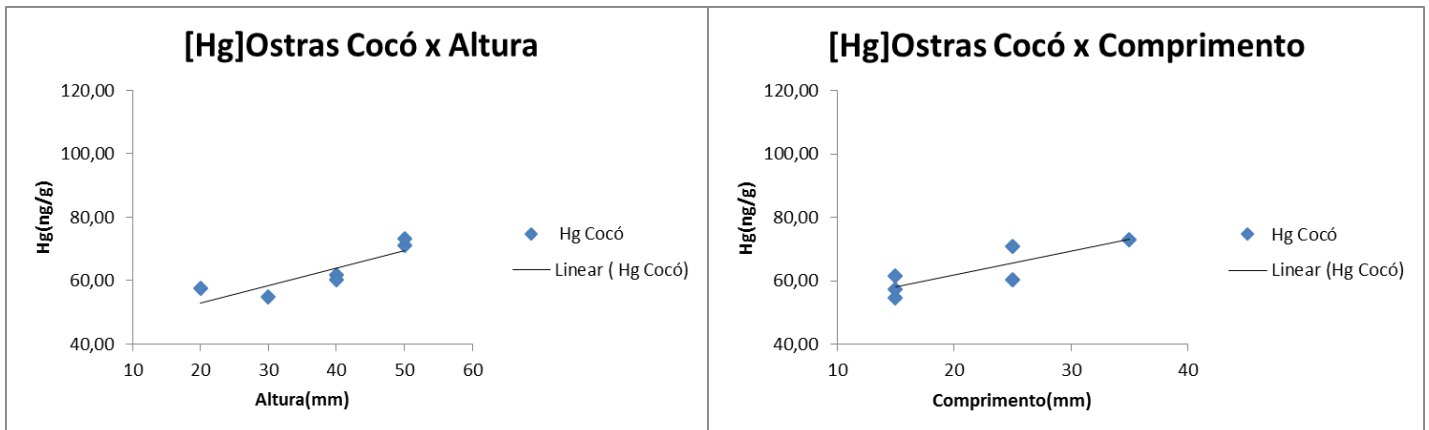


Fonte: Dados do trabalho

Essa relação entre tamanho da concha e concentração de metais pode criar incertezas na interpretação das concentrações de Hg em ostras, visto que a acumulação de metais depende de fatores externos como temperatura, exposição a luz, salinidade, marés, disponibilidade de alimento, coexistência de outros metais no meio, competição de espaço com ostras vizinhas, como também de fatores internos de absorção, metabolismo, acumulação e excreção (MEYER; HAGEN; MEDEIROS, 1998; VAISMAN, 2003).

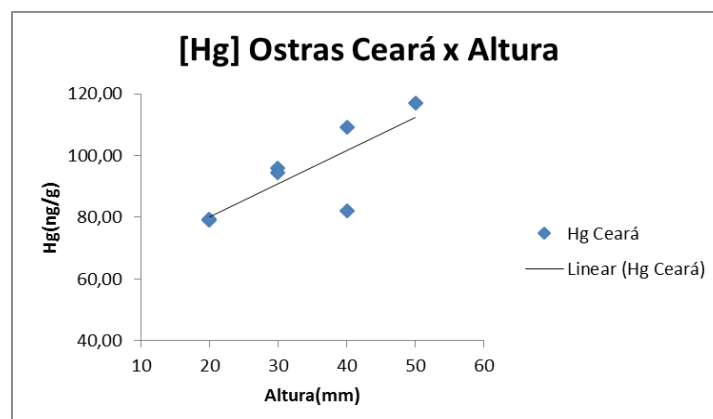
Para melhor compreender esta relação foi relacionado individualmente o comprimento (mm) e a altura (mm) com as concentrações de mercúrio (ng.g^{-1}). Apenas as ostras dos rios Cocó e Ceará existiu uma tendência de aumento de Hg entre altura e os teores de mercúrio (Figuras 8 e 9). Já a tendência do aumento de Hg com aumento do comprimento da ostra foi encontrada apenas nas ostras do rio Cocó (Figura 8).

Figura 8 –Relação entre altura e comprimento da concha da ostra de mangue e a concentração de Hg (ng.g^{-1})no Rio Cocó



Fonte: Dados do trabalho

Figura 9 - Relação entre altura da concha da ostra de mangue e a concentração de Hg (ng.g^{-1})no Rio Ceará



Fonte: Dados do trabalho

Liang *et al* (2003) investigando a contaminação em diferentes moluscos por Hg no Mar Bohai, China, verificou que a bioacumulação de mercúrio em diferentes tamanhos de gastrópodes diferiu evidentemente. Duas espécies *Rapana venosa* e *Neverita didyma* mostraram tendências de aumento na concentração de Hg com o tamanho crescente das conchas, e outras duas espécies *Scapharca subcrenata* e *Mya arenaria* não apresentaram esta tendência. O autor observou também que *Rapana venosa* apresentou esta tendência em três das áreas estudadas, as quais eram mais gravemente contaminadas. No entanto, o mesmo molusco não apresentou esta tendência no estuário com menor grau de contaminação. Concluindo que, a acumulação de metais em organismos depende tanto da espécie quanto da biodisponibilidade do metal no ambiente estudado.

Meyer, Hagen e Medeiros(1998) e Vaisman(2003) utilizando a ostra de mangue como bioindicador de mercúrio em estuários do Nordeste brasileiro não detectaram correlação significativa entre concentração de mercúrio e tamanho da concha, sugerindo que o efeito do tamanho da ostra sobre a acumulação de mercúrio na ostra de mangue é insignificante.

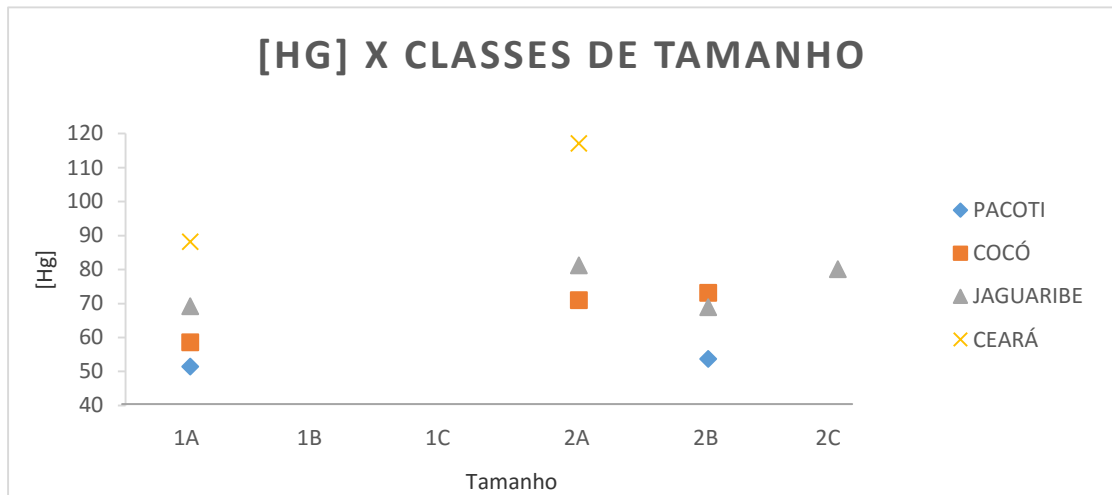
Olivares-Rieumont *et al* (2012) analisando os níveis de mercúrio em sedimento e ostra de mangue na costa norte da Villa Clara, Cuba, também observaram a relação de tamanho da concha com níveis de mercúrio total e não foi encontrado uma correlação significativa, indicando que a variabilidade dos níveis de Hg refletem mais com aspectos ambientais do que com fatores específicos como tamanho e idade.

Apesar da correlação não significativa entre o tamanho da concha e concentração de Hg, alguns autores optam por analisar a concentração de Hg em bivalves de tamanhos similares a fim de evitar variações ambientais ou amostras polarizadas, ou quando querem fixar uma característica, para analisar outra, como a variação temporal (SHIRNESHAN *et al.*, 2012; OCHOA; BARATA; RIVA, 2013; FATTORINI *et al.*, 2008).

Um comparativo da concentração de mercúrio nas ostras por categoria de tamanho nos diferentes estuários foi apresentado na figura 10, sendo possível observar que as ostras com mesma classe de tamanho apresentaram diferentes concentrações de Hg total nos diferentes estuários, de acordo com seu grau de contaminação. Assim, as classes de tamanhos das ostras do rio Ceará apresentaram maior concentração de mercúrio, seguidas do Jaguaribe, Cocó e

Pacoti, indicando assim que a concentração de Hg em ostras espelha a maior biodisponibilidade do Hg nos diferentes estuários.

Figura 10 - Comparativo da concentração de mercúrio (ng.g^{-1} –peso seco) nas ostras por categoria de tamanho nos diferentes estuários



Fonte: Dados do trabalho

Embora o número relativamente pequeno de amostras nesse estudo, dificulta uma melhor discussão sobre essas relações, pode-se afirmar que os resultados concordam com os trabalhos acima citados, mostrando que a concentração de Hg pode depender não apenas do tamanho da ostra, mas também por outros fatores já citados.

5.2 Concentrações totais de mercúrio em sedimentos e a comparação com os teores de ostras

As concentrações médias de Hg obtidas nos tecidos moles das ostras de mangue (tabela 5) foram maiores no estuário do rio Ceará $94,40 \text{ ng.g}^{-1}$ e menores no estuários do rio Pacoti $51,85 \text{ ng.g}^{-1}$. O estuário do rio Jaguaribe, apesar de ser uma área rural apresentou uma média de $74,66 \text{ ng.g}^{-1}$ de Hg nas ostras, em comparação com o estuário do Cocó, rio urbano, que apresentou a concentrações média de $60,99 \text{ ng.g}^{-1}$.

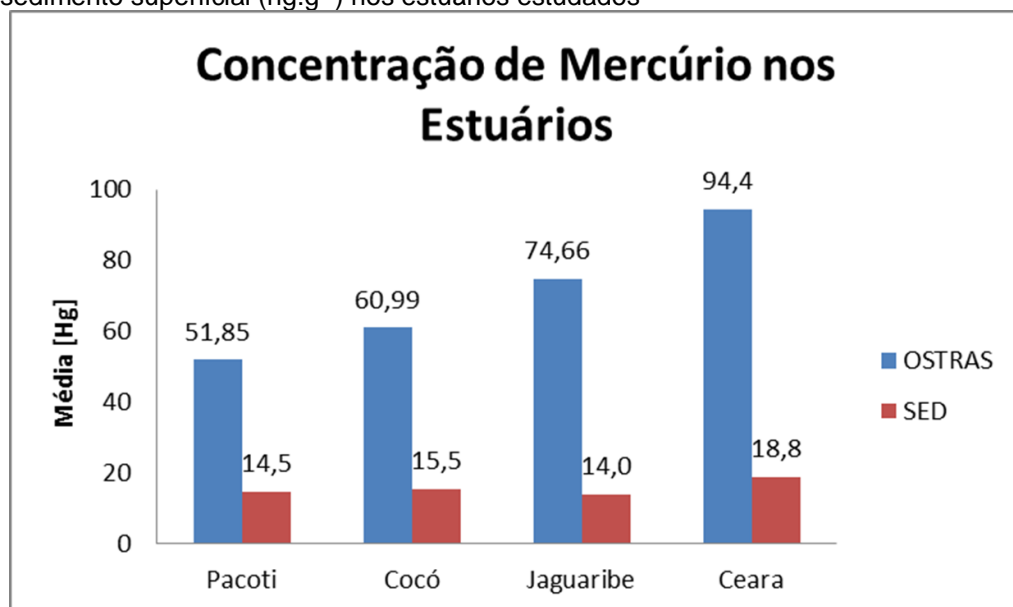
Tabela 5 - Concentração de Mercúrio (ng.g^{-1} – peso seco) na ostra de mangue e sedimento

Estuário	N	Média da [Hg] em ostras Min-Max	n	Média da [Hg] em sedimentos Min-Max
Pacoti	10	51,85 ± 3 47 - 57	2	14,5 ± 2 13 – 16
Cocó	12	60,99 ± 7 55 - 71	2	15,5 ± 1 14 – 17
Jaguaribe	8	74,66 ± 6 69 - 81	2	14,0 ± 1 13 – 15
Ceará	14	94,4 ± 14 79 - 119	2	18,8 ± 6 13 – 24

Fonte: dados do trabalho

A figura 11 mostra que as concentrações médias de mercúrio em ostras em relação as concentrações em sedimento. As maiores concentrações foram obtidas no estuário do Ceará 18,8 ng.g^{-1} . O estuário do Pacoti apresentou uma média de 14,5 ng.g^{-1} e o do Cocó 15,5 ng.g^{-1} . As menores concentrações foram obtidas no estuário do Jaguaribe 14,0 ng.g^{-1} , o que provavelmente pode se dever a modificações biogeoquímicas devidas as alterações da hidrodinâmica do rio, principalmente durante a estação seca (LACERDA et al., 2012).

Figura 11 - Níveis médios de Mercúrio total em ostras (ng.g^{-1} – peso seco) e sedimento superficial (ng.g^{-1}) nos estuários estudados



Fonte: Dados do trabalho

Como as amostras dos sedimentos e ostras foram obtidas de um mesmo corpo água, é esperado que haja uma forte interação entre eles. A relação entre metais pesados nos sedimentos e organismos vivos é possível de ser estabelecida porque o estudo de sedimentos permite uma estimativa integradora da contaminação de um ecossistema aquático, visto que esses são os principais acumuladores da maioria dos contaminantes emitida para a coluna de água. Assim, os níveis totais de Hg de tecido de ostras e sedimentos podem ser usados para monitorar as condições do estuário, constituindo-se bons indicadores dos poluentes (OLIVARES-RIEUMONT *et al.*, 2012). Entretanto, o baixo número das amostras de sedimento nesse estudo pode dificultar uma discussão entre essa relação, sendo necessárias mais análises de sedimento para a confirmação dos resultados obtidos.

5.3 Outros estudos de avaliação de contaminação dos estuários do Ceará, Cocó, Pacoti e Jaguaribe

O nível de contaminação dos rios Ceará e Pacoti foram previamente estudados por outros autores e confirmam com os resultados nesse estudo. Marins *et al* (2002) analisou a distribuição e especiação do mercúrio nesses dois estuários e afirmou que as atividades antropogênicas têm alterado a hidroquímica do rio Ceará, mas ainda não apresentou um efeito significativo no rio Pacoti. No sedimento superficial do rio Ceará, aqueles autores encontraram teores de mercúrio que variaram de 1,85 a 39,74 ng.g⁻¹ ao longo do estuário, com a porção inferior do estuário, local próximo a coleta deste trabalho, possuindo uma concentração média de aproximadamente 15 ng.g⁻¹. Entretanto, em ambos os rios as concentrações de Hg dissolvido biodisponível aumenta em direção ao mar, sugerindo que os recursos biológicos possam estar sendo afetados na região do estuário mais próxima ao mar.

Devanso *et al* (2013) em estudo com biomarcadores na espécie de caranguejos *Goniopsis cruentata* avaliando a qualidade dos estuários tropicais afirma que no estuário do rio Ceará os caranguejos parecem ser afetados por poluição, confirmando que a contaminação do rio Ceará possa estar relacionada a contaminantes de várias fontes. Já o estuário do Pacoti mais uma vez não apresentaria sinais de estresse ambiental.

Com relação ao rio Cocó, Almeida (2015), com objetivo de avaliar a concentração de Hg no pescado e sedimento em trechos desse rio, encontrou

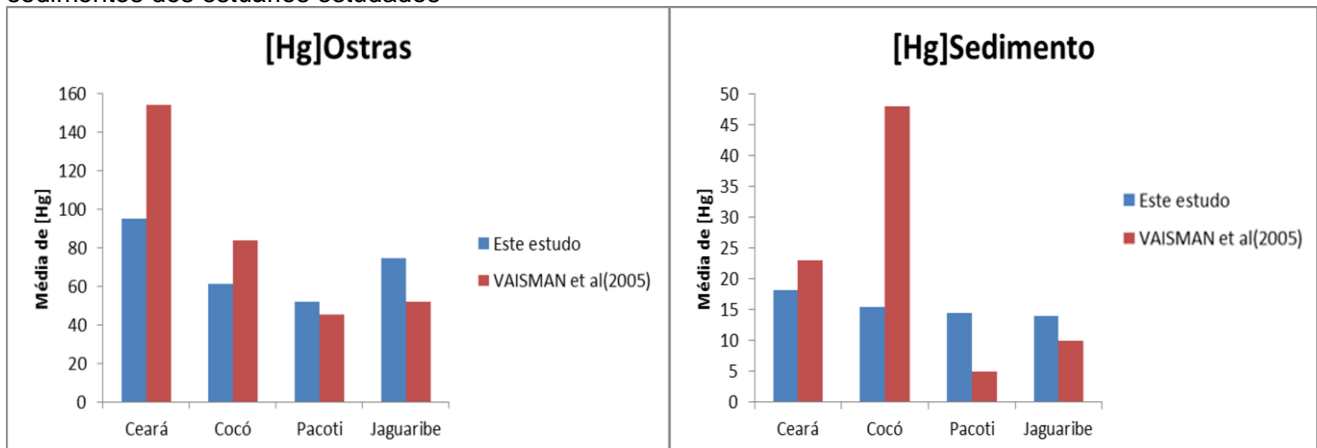
concentrações de Hg abaixo do limite de detecção no sedimento no mesmo trecho do rio amostrado neste trabalho. Nos peixes as concentrações médias de Hg foram de $10,5 \text{ ng.g}^{-1}$ em *Oreochromis niloticus* (tilápia) e de $41,9 \text{ ng.g}^{-1}$ no *Prochilodus rubrotaeniatus* (curimatã). Apesar dos valores médios em ambos serem menores que os padrões estabelecidos pelas normas ambientais vigentes, o autor chama atenção aos impactos ambientais sobre o rio e as fontes potenciais de contaminantes ambientais, como o aterro sanitário do Jangurussu.

No caso do rio Jaguaribe, apesar de não ser caracterizado como rio urbano, apresentou as concentrações médias de Hg nas ostras superiores às obtidas no estuário do rio Cocó. Estudos realizados no estuário do Baixo Jaguaribe, apresentaram concentrações médias de aproximadamente 27 ng.g^{-1} nos peixes analisados, sendo valores insuficientes para representar riscos para consumidores (COSTA; LACERDA, 2014), embora sejam semelhantes aqueles observados nos peixes do Rio Cocó (ALMEIDA, 2015). Em sedimentos superficiais de um canal de maré no Cumbe, estuário médio do Rio Jaguaribe, que recebem grande quantidade efluentes de fazendas de camarão, Costa *et al.* (2013) encontrou uma concentração de Hg de 1,6 a $10,3 \text{ ng.g}^{-1}$, estando abaixo dos níveis encontrados neste trabalho.

Em estudos prévios (12 anos atrás em 2003) nos mesmos locais amostrados no presente estudo, resultados apresentados por Vaisman (2005) mostraram-se similares aos observados neste estudo (2015). O estuário do rio Ceará também apresentou as maiores taxas de contaminação e do rio Pacoti, as menores. No entanto, mesmo obtendo o mesmo padrão, podemos observar comparando os dois estudos na figura 12, que a concentração de Hg das ostras diminuiu nos rios mais poluídos, que são Ceará e Cocó, e aumentou nos rios que eram menos impactados, Jaguaribe e Pacoti.

No caso do rio Cocó, no estudo de Vaisman, Marins e Lacerda (2005) as amostras de sedimento foram coletadas próximas ao centro comercial Iguatemi, o que responde aos altos índices de contaminação do rio e a diferença elevada entre os valores encontrados nesse estudo, onde os sedimentos foram coletados na foz do rio sob forte influência marinha. As ostras, entretanto, foram coletadas na mesma região, permitindo, portanto, comparar os dois estudos. Desta forma, os resultados sugerem fortemente que a mudança no padrão de distribuição do Hg entre os quatro estuários, baseado na concentração em ostras, é real.

Figura 12 - Comparação entre estudos da média da concentração de mercúrio das ostras de mangue e sedimentos dos estuários estudados



Fonte: Dados do trabalho

A mudança desse cenário pode ser devida a uma série de atributos diferenciados entre as quatro áreas, como medidas públicas de restrição ao uso do Hg, e maior controle dos efluentes industriais e urbanos nos rios urbanos; aumento das pressões antrópicas nos locais mais remotos, particularmente agricultura e carnicultura que apresentam elevados fatores de emissão de Hg (LACERDA *et al.* 2011), mudanças na hidrodinâmica dos rios Jaguaribe e Pacoti devido a ação de barragens (LACERDA *et al.*, 2007), ou até mesmo mudanças climáticas (LACERDA *et al.*, 2012).

Apesar da alta pressão antrópica, os rios Ceará e Cocó apresentaram uma menor concentração de Hg que no passado. Medidas públicas, normativas e resoluções recentes gerenciando o uso do Hg poderiam explicar sua diminuição nesses estuários. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010), por exemplo, que obriga aos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes a realizarem o gerenciamento e a destinação ambientalmente adequada de seus produtos como tais como agrotóxicos, pilhas e baterias, lâmpadas fluorescentes, produtos eletroeletrônicos e seus componentes, que são fontes potenciais de Hg em resíduos sólidos urbanos. Além disso, a Instrução Normativa do IBAMA nº 31/2009 obriga a declaração de informações a todo fabricante, comerciante e usuário de Hg metálico sobre as atividades exercidas, sejam elas potencialmente poluidoras ou não. Ademais, o aumento da cobertura de coleta e tratamento de águas servidas na região metropolitana, que é a principal fonte de Hg, verificada nos 7 últimos anos (0,9% ao ano), pode ter contribuído para a

redução das concentrações nos rios Cocó e Ceará. (DIÁRIO DO NORDESTE, 2015).

No caso dos estuários menos impactados por áreas urbanas e industriais, como é o caso do Jaguaribe, o aumento da concentração de Hg pode-se dever ao crescimento exponencial da área de fazendas de criação intensiva de camarão, que aumentou no período entre os dois estudos por um fator de 10, e que contribui com $0,35 \text{ kg.ano}^{-1}$ de Hg anualmente para o estuário. Além da criação de camarão, o expansão da agricultura irrigada devido a conclusão das obras do açude Castanhão, também pode ter contribuído com cargas adicionais de Hg ao estuário. (LACERDA et al., 2011). Aliado a esse fato, Costa et al. (2013) avaliando a concentração de Hg em sedimentos de testemunhos na mesma área de estudo observou que as concentrações desse metal na área vêm aumentando nas últimas duas décadas.

Em paralelo às emissões diretas de Hg para o meio, Lacerda *et al.* (2012) afirma que o aumento do tempo de residência da massa de água fluvial nas regiões estuarinas, devido as alterações regionais nos usos do solo e as mudanças climáticas globais (aumento da temperatura, diminuição da pluviosidade, aumento do nível do mar), tem proporcionado modificações nas condições biogeoquímicas do estuário que favorecem a mobilização e aumento da biodisponibilidade de contaminantes como o Hg, resultando em um aumento na incorporação de Hg da biota, o que poderia explicar o aumento nas concentrações de Hg em ostras do estuário.

Aguiar (2005) analisando a geoquímica de metais traços em sedimentos, relatou um aumento de outros metais, como Cu e Zn, no estuário médio e superior no rio Pacoti, provavelmente devido ao contínuo processo de ocupação de sua bacia. Na foz do rio Ceará afirma um aumento de Cu e Zn devido a fontes antrópicas difusas e runoff urbano.

5.4 Concentrações de concentrações de Hg em ostras no Brasil e no mundo

Uma comparação entre os valores mínimos e máximos encontrados no tecido da ostra de mangue em varias partes do mundo (tabela 6) mostra que os valores encontrados nesse estudo ($47 - 117 \text{ ng.g}^{-1}$) está dentro da maioria dos valores encontrados na literatura, com exceção dos valores encontrados por Kehrig

et al. (2006) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, onde a concentração de mercúrio em ostras (*Crassostrea rhizophorae*) foi bem menor e variou entre 15-23 ng.g⁻¹.

Tabela 6 – Concentração de mercúrio em ostras (ng.g⁻¹ – peso seco) *Crassostrea* spp. na América

Espécies	Local	Hg Total (min - max)	Origem da Contaminação	Fonte
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Costa do Ceará, Nordeste do Brasil	47 -117	Urbano - Industrial, agricultura e aquicultura.	Este estudo
<i>Crassostrea</i> spp.	Costa Noroeste do México	120 -250	Urbano – industrial, mineração e agricultura.	Delgado - Alvarez et al (2014)
<i>Crassostrea virginica</i>	Campeche, Golfo do México, México	200- 2000	Urbano - industrial e agricultura	Aguilar et al(2012)
<i>Crassostrea virginica</i>	Nordeste do golfo do México, EUA	30 -500	Urbano - industrial e agricultura	Apeti et al (2012)
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Villa Clara, Cuba	190-690	Planta cloro –álcali	Olivares-Rieumont et al(2012)
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Baía de Sepetiba, Brasil	15 -23	Urbano- industrial	Kehrig et al(2006)
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Costa do Ceará, Nordeste do Brasil	22 – 300	Urbano - Industrial, agricultura e aquicultura	Vaisman et al(2005)
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	Canal de Santa Cruz, Brasil	270 -2210	Planta cloro-álcali	Meyer et al (1998)

Fonte: o autor.

Os maiores valores encontrados de contaminação foram observados nos estudos de Meyer, Hagen e Medeiros (1998), Olivares-Rieumont et al. (2012) e Aguilar et al. (2012). Esses trabalhos possuem em comum o fato de abordarem regiões altamente industrializadas e onde existem ou existiram plantas de cloro-soda responsáveis pela produção de matéria-prima para as indústrias de grande porte como papel e celulose, alumínio, química, petroquímica, sabão e detergentes, têxtil, alimentos, bebidas, embalagens e tratamento de água, entre outras, com tecnologia baseada em células de Hg, podendo gerar resíduos muito enriquecidos com o metal (IBAMA, 2015).

Em resumo os valores encontrados nesse estudo, apesar estarem dentro dos valores reportados em outros estudos, foram os menores valores, com exceção

daqueles da Baía de Sepetiba. Ainda assim, representam valores de áreas contaminadas, sendo, portanto, necessária atenção a essas áreas e a realização de mais estudos, bem como o controle do consumo e/ou dietas rotineiras.

6 CONCLUSÃO

Ficou evidente que a ostra de mangue pode ser utilizada como biomonitor de poluição por mercúrio nos estuários. As maiores concentrações de Hg em ostras de mangue foram obtidas nos estuários do rio Ceará, seguidas do estuário do Jaguaribe, Cocó, e Pacoti. No entanto, as concentrações foram muito inferiores em comparação com as concentrações observadas na literatura científica para áreas industrializadas ou pesadamente urbanizadas. Foi observado também que as concentrações médias de Hg no sedimento acompanharam a das ostras, porém o baixo número de amostras de sedimento, compromete tal resultado, sendo necessário mais amostras para a confirmação do uso mútuo de ambos para monitoramento da poluição por Hg nos estuários.

Comparando-se com dados observados no início do presente século nas mesmas áreas, foi observada uma diminuição nas concentrações de Hg nas áreas da região metropolitana, provavelmente devido ao reflexo do sucesso de políticas públicas voltadas ao controle da contaminação ambiental. Entretanto, nas áreas rurais, ocorreu um aumento nas concentrações de Hg nas ostras, supostamente refletindo a ocupação das bacias de drenagem por atividades potencialmente poluidoras além de alterações nos usos dos solos e das mudanças climáticas globais, que afetam as descargas das bacias para a região costeira.

No que concerne a relação do tamanho da concha da ostra e concentração de Hg nos tecidos moles foi observada uma tendência de crescimento da concentração de Hg com o tamanho da concha apenas naqueles estuários onde as ostras apresentaram as maiores concentrações. Devido ao baixo número amostral, não se pode afirmar se a tendência é significativa ou não, sendo necessários mais estudos com um maior número de amostras.

Estudos relacionando a concentração de Hg nesses animais com as suas características fisiológicas, como tamanho, e características ambientais em que se encontrem, são recomendados, a fim de compreender o que controla a bioacumulação do mercúrio nesses organismo em estuários sob diferentes níveis de contaminação.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, J. E. **Geoquímica de metais-traço em sedimentos superficiais nos estuários dos rios Ceará e Pacoti, Ce.** 2005. 64 f. Monografia (graduação em Geologia) – Universidade Federal do Ceará, Departamento de Geologia, Fortaleza-CE, 2005

AGUILAR, C. A. *et al.* American oyster (*Crassostrea virginica*) and sediments as a coastal zone pollution monitor by heavy metals. **International Journal Of Environmental Science And Technology**, [s.l.], v. 9, n. 4, p.579-586, 1 jun. 2012.

ALFONSO, J. A. *et al.* Temporal distribution of heavy metal concentrations in oysters *Crassostrea rhizophorae* from the central Venezuelan coast. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 73, n. 1, p.394-398, ago. 2013.

ALMEIDA, B. F. M. A. de. **Determinação da concentração de mercúrio total e do valor econômico ambiental o trecho do rio Cocó, Ceará.** 2015 50 f. Monografia (graduação em Ciências Ambientais) - Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza-CE, 2012.

ANVISA. **Gerenciamento dos resíduos de mercúrio nos serviços de saúde.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010.

APETI, D. A.; ROBINSON, L.; JOHNSON, E. Relationships between Heavy Metal Concentrations in the American Oyster (*Crassostrea virginica*) and Metal Levels in the Water Column and Sediment in Apalachicola Bay, Florida. **American Journal Of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 1, n. 3, p.179-186, 1 mar. 2005.

APETI, D.a.; LAUENSTEIN, G.g.; EVANS, D.w.. Recent status of total mercury and methyl mercury in the coastal waters of the northern Gulf of Mexico using oysters and sediments from NOAA's mussel watch program. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 64, n. 11, p.2399-2408, nov. 2012.

ASTUDILLO, L. R. de *et al.* Heavy Metals in Green Mussel (*Perna viridis*) and Oysters (*Crassostrea* sp.) from Trinidad and Venezuela. **Archives Of Environmental Contamination And Toxicology**, [s.l.], v. 42, n. 4, p.410-415, 1 maio 2002.

AZEVEDO, F. A. de; CHASIN, A. A. da M.. **Metais: Gerenciamento da Toxicidade**. São Paulo: Atheneu, 2003. BRASIL. Ministério da Saúde. Cap 11, p. 299-341.

BEZERRA, M. F. **Teores de mercúrio total em duas espécies de tartaruga marinha encontradas no litoral do ceará**. 2011 47 f. Monografia (graduação em Engenharia de Pesca) - Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia de Pesca, Fortaleza-CE, 2011.

BRASIL. **Lei Nº 12.305, de 2 de Agosto De 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm> Acesso 26 jan. 2016.

CAMPOS, A. A. *et al.*(Co.) **A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para estação integrada**. Fortaleza: AQUASIS, 2003

CAVALCANTE, R. M. *et al.* The impact of urbanization on tropical mangroves (Fortaleza, Brazil): Evidence from PAH distribution in sediments. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 91, n. 2, p.328-335, nov. 2009.

COSTA, B. G. B.; LACERDA, L. D. Mercury (Hg) in fish consumed by the local population of the Jaguaribe River lower basin, Northeast Brazil. **Environmental Science And Pollution Research**, [s.l.], v. 21, n. 23, p.13335-13341, 15 ago. 2014.

COSTA, B.G.B *et al.* Mercury Distribution in a Mangrove Tidal Creek Affected by Intensive Shrimp Farming. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 90, p. 537-541, 2013.

COSTA, B.G.B; LACERDA, L.D. Mercury (Hg) in fish consumed by the local population of the Jaguaribe River lower basin, Northeast Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p.13335-13341, 2012.

COSTA, M. F. *et al.* Mercury in tropical and subtropical coastal environments. **Environmental Research**, [s.l.], v. 119, p.88-100, nov. 2012.

CROSSLAND, Christopher J. *et al.* The Coastal Zone – a Domain of Global Interactions. In: CROSSLAND, Christopher J. *et al* (Ed.). **Coastal Fluxes in the Anthropocene: The Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone Project of the**

International Geosphere-Biosphere Programme. Berlin: Springer, 2005. Cap. 1. p. 2-3.

DAVANSO, M. B. et al. Biomarkers in mangrove root crab *Goniopsis cruentata* for evaluating quality of tropical estuaries. **Marine Environmental Research**, [s.l.], v. 91, p.80-88, out. 2013.

DELGADO-ÁLVAREZ, C. G. et al. Total Mercury Content in Cultured Oysters from NW Mexico: Health Risk Assessment. **Bull Environ Contam Toxicol**, [s.l.], v. 94, n. 2, p.209-213, 17 dez. 2014.

DIARIO DO NORDESTE (Fortaleza). **Rede de esgoto cresce 0,9% ao ano**. 2015. Disponível em: <<http://diariodonordeste.verdesmares.com.br/cadernos/cidade/rede-de-esgoto-cresce-0-9-ao-ano-1.1227352>>. Acesso em: 26 jan. 2016.

FATTORINI, Daniele et al. Seasonal, spatial and inter-annual variations of trace metals in mussels from the Adriatic sea: A regional gradient for arsenic and implications for monitoring the impact of off-shore activities. **Chemosphere**, [s.l.], v. 72, n. 10, p.1524-1533, ago. 2008. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.04.071.

FRANCO, J. et al. Heavy metals in molluscs from the Basque Coast (Northern Spain): results from an 11-year monitoring programme. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 44, n. 9, p.973-976, set. 2002.

GORAYEB, A., SILVA, E., MEIRELES, A.J.A., 2005. Impactos ambientais e propostas de manejo sustentável para a planície flúvio-marinha do Rio Pacoti-Fortaleza/Ceará. **Sociedade e Natureza** 17 (33), 143 e152.

HALPERN, B. S. et al. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. Science. **American Association for the Advancement of Science (AAAS)**, [s.l.], v. 319, n. 5865, p.948-952, 15 fev. 2008.

IBAMA. **Instrução Normativa Nº 31, De 3 De Dezembro 2009**. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/Qualidade_Ambiental/in%2031_2009.pdf> Acesso 26 jan. 2016.

IBAMA. **Mercúrio Metálico**. Brasília: 2015. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/areas-tematicas-qa/mercurio-metalico-v2>> Acesso 26 jan. 2016.

IBGE. **Diagnóstico ambiental da bacia do rio Jaguaribe**: diretrizes gerais para a ordenação territorial. Salvador: 1999. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/diagnosticos/jaguaribe.pdf> Acesso 26 jan. 2016.

IBGE. **Infográficos**: dados gerais do município. Fortaleza: 2014. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/painel/painel.php?codmun=230440>> Acesso 26 jan. 2016.

KANHAI, La Daana K. et al. Metals in sediments and mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*) from the Caroni Swamp, Trinidad. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 186, n. 3, p.1961-1976, 8 nov. 2013.

KEHRIG, H. A. et al. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de Guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**, [s.l.], v. 34, n. 3, p.377-384, 2011.

KEHRIG, H. A. *et al.* Total and methyl mercury in different species of molluscs from two estuaries in Rio de Janeiro State. **J. Braz. Chem. Soc.**, [s.l.], v. 17, n. 7, p.1409-1418, 2006.

LACERDA, L. D. de; MALM, O. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. **Estudos Avançados**, [s.l.], v. 22, n. 63, p.173-190, 2008.

LACERDA, L. D. de; MENEZES, M. O. T. de; MOLISANI, M. M. Changes in mangrove extension at the Pacoti River estuary, CE, NE Brazil due to regional environmental changes between 1958 and 2004. **Biota Neotrop.**, Campinas , v. 7, n. 3, p. 67-72, 2007a.

LACERDA, L. D. de; MIGUENS, F. C. A ressurreição do metal: A contaminação em sedimentos de estuários e deltas. **Ciência hoje**, v. 48, n. 287, p.38-41, nov. 2011. Disponível em: <

tmcocean.com.br/pdfs/Produtos/Div_cientifica/9_A_ressurreicao_do_metal.pdf>.

Acesso em: 07 dez. 2015.

LACERDA, L. D. de; SANTOS, A. F. dos; MARINS, R. V.. Emissão de mercúrio para a atmosfera pela queima de gás natural no Brasil. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 366-369, Apr. 2007.

LACERDA, L. D. et al. Mercury Emission Factors from Intensive Shrimp Aquaculture and Their Relative Importance to the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. **Bull Environ Contam Toxicol**, [s.l.], v. 87, n. 6, p.657-661, 16 set. 2011.

LACERDA, L. D. et al. O Paradoxo Ártico: Impacto das Mudanças Climáticas Sobre Rios Árticos e do Semiárido Aumentam a Exportação de Mercúrio para o Oceano. **Revista Virtual Química**, [s.l.], v. 4, n. 4, p.456-463, 5 jul. 2012.

LACERDA, L.D. Transferência de materiais na interface continente-oceano. CNPq/UFC, Fortaleza, 78 p., 2009 ISBN: 978-85-7282-374-6. Disponível em: <http://www.inct-tmcocean.com.br/pdfs/Produtos/47_LivroTMCOcean.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2015.

LACERDA, L.d.; MARINS, R.v.. Anthropogenic mercury emissions to the atmosphere in Brazil: The impact of gold mining. **Journal Of Geochemical Exploration**, [s.l.], v. 58, n. 2-3, p.223-229, abr. 1997.

LIANG, Li-na et al. Investigation of Methylmercury and Total Mercury Contamination in Mollusk Samples Collected from Coastal Sites along the Chinese Bohai Sea. **J. Agric. Food Chem.**, [s.l.], v. 51, n. 25, p.7373-7378, dez. 2003. American Chemical Society (ACS). DOI: 10.1021/jf034199l.

MARINS R. V. *et al.* Caracterização hidroquímica, distribuição e especiação de mercúrio nos estuários dos rios Ceará e Pacoti, Região Metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 16, p.37-48, 2002. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/261596686_Caracterizacao_hidroquimica_distribuiçao_e_especiacao_de_mercurio_nos_estuarios_dos_rios_Ceara_e_Pacoti_Regiao_Metropolitana_de_Fortaleza_Ceara_Brasil>. Acesso em: 14 jan. 2016.

MARINS, R. V. et al. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. **Química Nova**, [s.l.], v. 27, n. 5, p.763-770, 2004.

MASON, R. P.; REINFELDER, J.R.; MOREL, F.M.M.. Bioaccumulation of Mercury na methymercury. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s.l.], v. 80, n. 1, p. 915-921, fev. 1995.

MEYER, U.; HAGEN, W.; MEDEIROS, C.. Mercury in a northeastern Brazilian mangrove area, a case study: potential of the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae* as bioindicator for mercury. **Marine Biology**, [s.l.], v. 131, n. 1, p.113-121, 29 abr. 1998. Springer Science + Business Media. DOI: 10.1007/s002270050302..

MIRANDA, M. R. *et al.* Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. **Oeco. Bras.**, [s.l.], v. 11, n. 2, p.240-251, nov. 2007. Oecologia Australis. DOI: 10.4257/oeco.2007.1102.08.

MORA, Stephen de et al. Distribution of heavy metals in marine bivalves, fish and coastal sediments in the Gulf and Gulf of Oman. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 49, n. 5-6, p.410-424, set. 2004.

MORAIS, J.O. *et al.* CEARÁ. In: **Dieter Muehe. (Org.). Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro**. 154ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006, v. 1.

MOREIRA, F.R., MOREIRA, J.C.A. Importância da Análise de Especificação do Chumbo em Plasma para a Avaliação dos Riscos à Saúde. **Química Nova**, v. 27, n. 2. 2004.

MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, A. M. L.; AMYOT, M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, [s.l.], v. 29, n. 1, p.543-566, nov. 1998.

MUBIANA, Valentine K.; VERCAUTEREN, Kathleen; BLUST, Ronny. The influence of body size, condition index and tidal exposure on the variability in metal bioaccumulation in *Mytilus edulis*. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 144, n. 1, p.272-279, nov. 2006. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.envpol.2005.12.017.

NILIN, J. et al. Sediment quality assessment in a tropical estuary: The case of Ceará River, Northeastern Brazil. **Marine Environmental Research**, [s.l.], v. 91, p.89-96, out. 2013. Elsevier BV. DOI: 10.1016/j.marenvres.2013.02.009.

OCHOA, V.; BARATA, C. ; RIVA, M. C. Heavy metal content in oysters (*Crassostrea gigas*) cultured in the Ebro Delta in Catalonia, Spain. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 185, n. 8, p.6783-6792, 17 jan. 2013.

OLIVARES-RIEUMONT, S. et al. Mercury Levels in Sediments and Mangrove Oysters, *Crassostrea rizophorae*, from the North Coast of Villa Clara, Cuba. **Bull Environ Contam Toxicol**, [s.l.], v. 88, n. 4, p.589-593, 10 fev. 2012.

OTCHERE, Fred A.; JOIRIS, Claude R.; HOLSBEEK, Ludo. Mercury in the bivalves *Anadara (Senilia) senilis*, *Perna perna* and *Crassostrea tulipa* from Ghana. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 304, n. 1-3, p.369-375, mar. 2003.

PARAQUETTI, H.H.M.; LACERDA, L.D.; ALMEIDA, M.D.; MARINS, R.V.; MOUNER, S. (2007). Mercury Speciation Changes in Waters of the Sepetiba Bay, SE Brazil during Tidal Events and Different Seasons. **Jornal da Sociedade Brasileira de Química**, vol.18, p.1259- 1269.

PAULA FILHO, F. J. de et al. Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments in the Parnaíba River Delta estuary, NE/Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 91, n. 2, p.424-428, fev. 2015.

Paula, D. P.; Morais, J. O. & Pinheiro, L. S., (2006) – Análise Geoambiental do estuário do Rio Jaguaribe – CE: Tensores naturais e antrópicos., **VI Simpósio Nacional de Geomorfologia / Regional Conference on Geomorphology**, Goiânia 6 a 10 de setembro de 2006.

PHILLIPS, David J.h.. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments—a review. **Environmental Pollution (1970)**, [s.l.], v. 13, n. 4, p.281-317, ago. 1977. Elsevier BV. DOI: 10.1016/0013-9327(77)90047-7.

RAINBOW, P. S.. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 31, n. 4-12, p.183-192, abr. 1995.

SELIN, N. E.. Global Biogeochemical Cycling of Mercury: **A Review. Annual Review Of Environment And Resources**, [s.l.], v. 34, n. 1, p.43-63, nov. 2009.

SEMACE. **Parque Ecológico do Rio Cocó**. 2015. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/2010/12/paque-ecologico-do-rio-coco/>> acesso em 06. Jan. 2015.

SHIRNESHAN, Golshan et al. Oyster *Saccostrea cucullata* as a Biomonitor for Hg Contamination and the Risk to Humans on the Coast of Qeshm Island, Persian Gulf, Iran. **Bull Environ Contam Toxicol**, [s.l.], v. 88, n. 6, p.962-966, 20 abr. 2012.

SILVA, C. A. R. e; SMITH, Brian D.; RAINBOW, P. S. Comparative biomonitors of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil). **Marine Environmental Research**, [s.l.], v. 61, n. 4, p.439-455, maio 2006.

SOUZA, D. N de. Análise multivariada dos parâmetros de qualidade de água no parque ecológico do rio Cocó. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Ceará, 2008.

USEPA. **Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories**. Vol.1: Fish Sampling and analysis. EPA 823-B-00-007. Office of Science and Technology Office of Water U.S Environmental Protection Agency Whashington, DC, v.2. 2000.

VAISMAN, A. G.; MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.. Characterization of the Mangrove Oyster, *Crassostrea rhizophorae*, as a Biomonitor for Mercury in Tropical Estuarine Systems, Northeast Brazil. **Bull Environ Contam Toxicol**, [s.l.], v. 74, n. 3, p.582-588, mar. 2005.

VAISMAN, Ariel Gustavo. Caracterização da ostra de mangue, *Crassostrea rhizophore* (Guilding, 1828), como biomonitor de poluição por mercúrio em estuários cearenses. Fortaleza, 2003. 48 f. : **Dissertação (Mestrado)** - Universidade Federal do Ceará. Instituto de Ciências do Mar.

VIANA, P.P. Aporte continental de mercúrio e arsênio em três estuários da costa norte do estado do Rio de Janeiro, sob diferentes impactos antrópicos. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Estadual do Norte Fluminense, 2013.

VIEIRA, L.r. et al. Acute effects of copper and mercury on the estuarine fish *Pomatoschistus microps*: Linking biomarkers to behaviour. **Chemosphere**, [s.l.], v. 76, n. 10, p.1416-1427, set. 2009.

WENG, Nanyan; WANG, Wen-xiong. Variations of trace metals in two estuarine environments with contrasting pollution histories. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 485-486, p.604-614, jul. 2014.

WHO. **Mercury and health**. Geneva, 2012. (Fact sheet nº 361). Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/en/>> acesso em: 30 nov. 2015.

YIN, Su et al. Heavy metal pollution in the surface water of the Yangtze Estuary: A 5-year follow-up study. **Chemosphere**, [s.l.], v. 138, p.718-725, nov. 2015.