



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
FACULDADE DE OCEANOGRAFIA- FAOC**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO NO ATLÂNTICO SUL AO LONGO DO
TRANSECTO 24⁰ a 20⁰S, NA ZONA ECONÔMICA DO BRASIL.**

Trabalho apresentado por:

ALINA CRIANE DE OLIVEIRA PIRES

Orientador: Prof. Dr. Vinicius Tavares Kütter

**BELÉM-PA
FEVEREIRO-2021**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
FACULDADE DE OCEANOGRAFIA- FAOC**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO NO ATLÂNTICO SUL AO LONGO DO
TRANSECTO 24⁰ a 20⁰S, NA ZONA ECONÔMICA DO BRASIL.**

Trabalho apresentado por:

ALINA CRIANE DE OLIVEIRA PIRES

Orientador: Prof. Dr. Vinicius Tavares Kütter

**BELÉM-PA
FEVEREIRO-2021**

P667d Pires, Alina Criane de Oliveira.
Distribuição de mercúrio no Atlântico Sul ao longo do
Transecto 240 a 200S, na zona econômica do Brasil / Alina Criane
de Oliveira Pires. — 2021.
xxii, 37 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Vinicius Tavares Kutter
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade
Federal do Pará, Instituto de Geociências, Faculdade de
Oceanografia, Belém, 2021.

1. Água Tropical (AT). 2. Água intermediária da Antartica
(AIA). 3. Água circumpolar Superior (ACS). 4. Água
Profunda do Atlântico Norte (APAN). 5. Água Central do
Atlântico Sul. I. Título.

CDD 551.466



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
FACULDADE DE OCEANOGRAFIA

**DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO NO ATLÂNTICO SUL AO LONGO DO
TRANSECTO 24⁰ a 20⁰S, NA ZONA ECONÔMICA DO BRASIL.**

Trabalho apresentado por:

ALINA CRIANE DE OLIVEIRA PIRES

**Como requisito parcial à obtenção do Grau de Bacharel em Oceanografia, Área de
concentração: Oceanográfica, Linha de pesquisa: Química da água do mar.**

Data de Aprovação: 11 / 02 / 2021

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Vinicius Tavares Kütter – Orientador
Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Emmanoel Vieira da Silva Filho – Membro
Universidade Federal Fluminense

Prof. Dr. Guilherme Castro da Rosa Quintanilha – Membro
Universidade Federal do Rio Grande

Dedico este trabalho de pesquisa aos meus pais. Sua grande força foi à mola propulsora que permitiu o meu avanço, mesmo durante os momentos mais difíceis. Agradeço do fundo do meu coração, à minha querida avó Fátima Pires (in memoriam), cuja presença foi essencial na minha vida, e ao professor orientador Vinicius Kütter por ser uma constante fonte de motivação e incentivo ao longo de todo o projeto. Muito obrigado.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Adineiva Oliveira e Válber Pires, aos meus irmãos, Válber Filho, Marcus Gabriel, Tarsila Pires e Anakin Pires, pela confiança no meu progresso e pelo apoio emocional.

A minha amiga e Madrasta, Josi Andrade, pelo apoio, confiança, durante toda trajetória acadêmica, que fez toda diferença em minha vida.

Ao meu orientador, Vinicius Kütter que apesar da intensa rotina de sua vida acadêmica aceitou me orientar nesta monografia. As suas valiosas indicações fizeram toda a diferença.

A minha professora, Sury Monteiro pela grande atenção dispensada durante toda graduação, que se tornou essencial para que o projeto fosse concluído.

Agradeço ao meu namorado, Walker Motta que sempre esteve ao meu lado durante toda trajetória da monografia, oferecendo todo apoio emocional.

Também agradeço a meu amigo, Willian Oliveira que sempre me ajudou e apoiou durante toda trajetória acadêmica.

Aos meus amigos de curso, Carlos Veiga, João Mescouto, Danilo Sena, Lara Sardinha e Matheus Souza, pelas trocas de ideias e ajuda mútua, além de todo apoio ao longo do curso que fizeram toda diferença em minha vida.

A todos os mestres que contribuíram com a minha formação acadêmica e profissional durante a minha vida.

Aos meus avós e tios que sempre estiveram ao meu lado e contribuíram para eu me tornar um ser humano melhor.

Aos amigos da minha cidade natal, Ana Caroline, Yara Oliveira, Glauciane Dantas Walquíria Batista e Kaique Freitas, pelo apoio e amizade.

A bibliotecária Lucia Imbiriba, pela sua contribuição nas correções da minha monografia, a ser anexada da Biblioteca do Instituto de Geociências da UFPa.

E aos restantes dos meus amigos de Belém-Pa, Suzana Souza, Marcilene Carvalho, Israel Richard, Ian Matheus, Jackson Barros, Allyson Gabriel, Ingrid Tavares, Luana Morais, Paulo Maurity, Rayane Victoria e Jamylle Araújo, por me acompanhar durante muitos anos e fazer toda diferença em minha vida.

RESUMO

O Mercúrio (Hg) é um poluente global com um ciclo complexo, que alterna entre diversos compartimentos como ar, água, sedimentos, solo e organismos. Possui diversas espécies químicas, sendo considerado o metal de maior potencial tóxico lançado no ambiente, o qual sofre biomagnificação ao longo da cadeia trófica. No último século os níveis de mercúrio no âmbito global aumentaram como resultado da crescente poluição oriunda dos usos industriais, ocupacionais e medicinais deste elemento. Para os oceanos é reportado um incremento nas emissões antropogênicas de 150% na concentração da termoclina, desde o período pré-industrial. Esse incremento nas concentrações de Hg nos oceanos tem uma relação direta com a saúde do ecossistema marinho e também humana, devido ao consumo de organismos marinhos contaminados. Sendo assim, o objetivo do presente estudo foi determinar o “baseline” das concentrações de Hg, em diferentes massas d’águas no Atlântico Sul entre 20° e 24°S. A amostragem da água foi realizada em dois períodos: 06 de novembro de 2016 no navio oceanográfico OceanStalwart e 04 a 20 de dezembro de 2016 no NPqHO Vital de Oliveira (H39). Durante a campanha de novembro a água foi coletada utilizando uma garrafa horizontal de Niskin sendo realizada amostragem de água em superfície, no ponto 20°S. Na campanha de dezembro, amostras de água foram coletadas em um sistema de Rossete, sendo amostrado em diferentes profundidades entre 20°(Cabo Frio) e 24°S (cadeia Vitória Trindade). No laboratório da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), as amostras (não filtradas) foram submetidas a tratamento químico, e o HgT foi analisado em fluorescência atômica (série TEKRAN® 2600). Com isso, o mercúrio Total obtido em Água Tropical foi em média $6,3 \pm 1,4\text{pM}$ (n=16). A Água Central do Atlântico Sul apresenta a média de $5,9 \pm 0,7\text{pM}$ (n=8). A Água Intermediária Antártica apresenta média de HgT de $5,3 \pm 0,6\text{pM}$ (n=2). A Água Circumpolar Superior aponta o HgT de $6,5\text{pM}$ (n=1). As Águas Profundas do Atlântico Norte, exibem a média de HgT de $5,8 \pm 0,9\text{pM}$ (n=12). A deposição atmosférica e a circulação geral dos oceanos, foram apontadas como responsáveis pela quantidade de Hg nas massas d’água da região de estudo. Os resultados indicam que a presença de partículas pode ter um papel importante na concentração do Hg. Considera-se a hipótese que Hg se acumula lentamente nas águas profundas do oceano, onde em geral foram registradas as maiores concentrações. As amostras da água Tropicais mais próximas à costa apresentaram os maiores valores, indicando a contribuição das descargas continentais tanto naturais quanto antrópicas. Nesse contexto, propõe-se que as massas de água mais rasas de oceano aberto, parecem ter menor média HgT, em proporções das águas profunda do Atlântico Norte e Água Antártica de

Fundo, que possuem HgT, em proporções excedentes às fontes de emissões mais conhecidas, o que reforça nossos resultados.

Palavras-chave: Água Tropical (AT). Água Central do Atlântico Sul (ACAS). Água Intermediária Antártica (AIA). Água Profunda do Atlântico Norte (APAN). Água Superior Circumpolar.

ABSTRACT

Mercury (Hg) is a global pollutant with a complex cycle, which alternates between different compartments such as air, water, sediments, soil and organisms. It has several chemical species, being considered the metal with the greatest toxic potential released into the environment, which undergoes biomagnification along the food chain. In the last century, mercury levels at the global level have increased as a result of the increasing pollution arising from the industrial, occupational and medicinal uses of this element. For the oceans, an increase of 150% in anthropogenic emissions in thermocline concentration has been reported since the pre-industrial period. This increase in Hg concentrations in the oceans has a direct relationship with the health of the marine and the human ecosystem due to the consumption of contaminated marine organisms. Thus, the objective of the present study was to determine the baseline of Hg concentrations in different water masses in the South Atlantic between 20° and 24°S. Water sampling was carried out in two periods: November 6, 2016, on the oceanographic vessel OceanStalwart and December 4 to 20, 2016, on the NPqHO Vital de Oliveira (H39). During the November campaign, water was collected using a horizontal Niskin bottle, with surface water sampling at 20°S. In the December campaign, water samples were collected in a Rossete system, sampled at different depths between 20° (Cabo Frio) and 24°S (Vitória Trindade chain). In the laboratory of the Federal University of Rio Grande (FURG), the samples (unfiltered) were subjected to chemical treatment, and the HgT was analyzed in atomic fluorescence (TEKRAN® 2600 series). Thus, the total mercury obtained in Tropical Water was on average 6.3 ± 1.4 pM ($n = 16$). The Central Water of the South Atlantic presents an average of 5.9 ± 0.7 pM ($n = 8$). Antarctic Intermediate Water has a mean HgT of 5.3 ± 0.6 pM ($n = 2$). The Upper Circumpolar Water points to an HgT of 6.5 pM ($n = 1$). The North Atlantic Deep Waters exhibit an average HgT of 5.8 ± 0.9 pM ($n = 12$). The atmospheric deposition and the general circulation of the oceans were pointed out as responsible for the amount of Hg in the water masses of the study region. The results indicate that the presence of particles can play an important role in Hg concentration. The data agrees with the hypothesis that Hg accumulates slowly in the ocean's deep waters, where in general, the highest concentrations were recorded. The tropical water samples closest to the coast showed the highest values, indicating the contribution of natural and human-made continental discharges. In this context, it is proposed that the shallower water bodies of the open ocean appear to have a lower average HgT, in proportions of the deep waters of the North Atlantic

and Antarctic Bottom Water, which have HgT, in proportions above the most known sources, which reinforces our results.

Keywords: Water Tropical (TW). Central Water of the South Atlantic (SACW). Antarctic Intermediate Water (AAIW). Deep Water of the North Atlantic (NADW). Upper Circumpolar Water (UCPW).

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Ciclo biogeoquímico de mercúrio e metilmercúrio, representando os principais processos de transporte e transformação, incluindo a metilação de Hg inorgânico em MeHg, com transporte da interface ar/mar.....	2
Figura 2- Massas d'água da região costeira de cabo frio.....	4
Figura 3- Imagem termal do sensor AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) mostrando a ressurgência costeira em Cabo Frio. A região azul está associada com a água costeira ressurgida, enquanto que a região vermelha está associada à presença da Corrente do Brasil, relativamente mais quente. Valores de temperatura em graus célsius.	6
Figura 4- digrama T-S das massas d'água espalhados em radiais oceanográficas. Água tropical (AT), Água central do Atlântico Sul (ACAS), Água intermediária da Antártica (AIA), Água Profunda do Atlântico Norte (APAN).....	8
Figura 5- Distribuição das massas d'água ao longo dos oceanos Atlântico Sul e Atlântico Norte	9
Figura 6- Região de amostragem do Hg.	15
Figura 7- Diagrama TS das massas d'água durante as campanhas de amostragem na região de estudo.	15
Figura 8- Perfil de distribuição do HgT em profundidade nos pontos CTD 16 e CTD 17.	25

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Concentração (pM) de HgT, na coluna d'água de acordo com a profundidade.	18
Tabela 2- Dados comparativos de concentrações totais de Hg, nos oceanos do mundo.	26

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	iv
AGRADECIMENTOS	v
RESUMO	vi
ABSTRACT	viii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	x
LISTA DE TABELAS	xi
1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	7
2.1 PROCESSOS OCEANOGRÁFICOS NA PLATAFORMA CONTINENTAL DO BRASIL, 24 ⁰ A 20 ⁰ S.....	7
2.1.1 Características das massas d'água na região	8
2.2 FONTES DE MERCÚRIO PARA OS OCEANOS	10
2.2.1 Deposição atmosférica.....	10
3 OBEJTIVO GERAL.....	12
3.1 OBJETIVO ESPECÍFICO	12
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	13
4.1 ÁREA DE ESTUDO	13
4.2 AMOSTRAGEM	13
4.3 DETERMINAÇÃO DE MERCÚRIO EM LABORATÓRIO	15
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	17
5.1 CONFIGURAÇÕES HIDROGRÁFICAS DO HgT	17
5.2 O HgT EM ÁGUAS RASAS.....	19
5.2 O HgT EM ÁGUAS PROFUNDAS.....	21
6 CONCLUSÃO	30
REFERÊNCIAS	31

1 INTRODUÇÃO

Devido à utilização de resíduos e subprodutos de processos industriais e na agricultura, tem-se observado um aumento da concentração de diversos metais pesados nos diversos compartimentos ambientais (Hill 1997), dentre eles, um dos metais mais preocupantes ao ambiente no âmbito global é o Mercúrio (Hg).

De acordo com o Programa Ambiental das Nações Unidas (PNUMA), o Hg é um poluente global com um ciclo extenso, que alterna entre diversos compartimentos ambientais como ar, água, sedimentos, solo e organismos (Moreno *et al.* 2005). Esse elemento está naturalmente presente no ambiente em pequenas concentrações (Bens *et al.* 1976), e independente da sua fonte, é submetido a transformações ambientais. Ele possui diversas formas químicas no ambiente: metálica, composto inorgânico, gasoso e composto orgânico.

Entre os metais lançados no meio ambiente, o mercúrio é considerado o de maior potencial tóxico e o único que, comprovadamente, sofre biomagnificação ao longo da cadeia trófica, e ainda organificação, atingindo sua forma mais tóxica (metilmercúrio) no sistema aquático (Siqueira *et al.* 2005). Em ambientes aquáticos, por exemplo, o Hg afeta toda a teia trófica, a começar pela base, onde estudos indicam efeitos deletérios como: aumento do estresse oxidativo e danos no DNA de algas fitoplanctônicas (Satoh & Matsumoto 2008).

O ciclo do mercúrio (Figura 1) está intimamente ligado à interação que este sofre com a biota marinha, sedimentos, outros elementos, o ar e a água. As bactérias anaeróbias, por exemplo, convertem o mercúrio divalente a metil-mercúrio, que depois se difunde para atmosfera e retorna pela água da chuva para rios e oceanos, ou crosta terrestre (Harrison & Mora 1996).

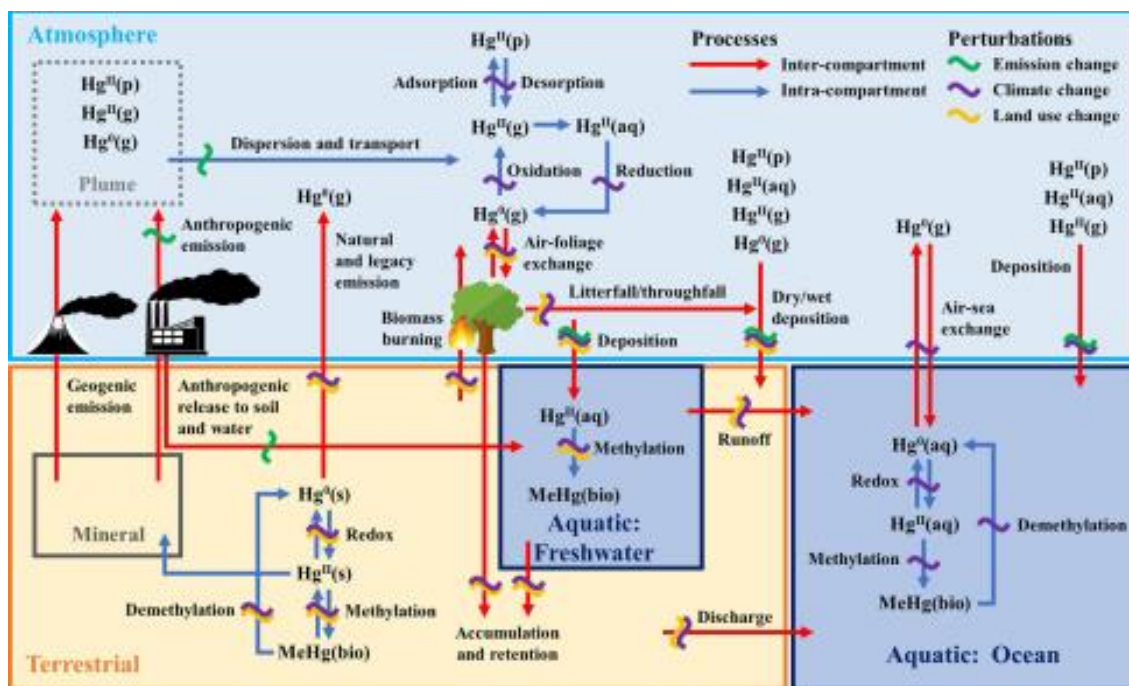


Figura 1- Ciclo biogeoquímico de mercúrio e metilmercúrio, representando os principais processos de transporte e transformação, incluindo a metilação de Hg inorgânico em MeHg, com transporte da interface ar/mar.
Fonte: Modificado de Obrist *et al.* (2018).

Uma vez no ambiente marinho, o mercúrio está sujeito a vários processos biogeoquímicos que incluem associação com vários ligantes, como Cl^- , OH^- , substâncias húmicas, precipitação e dissolução com minerais, reações de oxidação e redução, metilação e desmetilação, adsorção e dessorção; sedimentação, ressuspensão, e transporte para as águas profundas e captação por biota aquática (Fitzgerald *et al.* 2007, Haitzer *et al.* 2003, Liu *et al.* 2012, Stein *et al.* 1996).

A forma elementar é removida da atmosfera após a oxidação em Hg^2 que é então depositado na superfície da terra e no oceano. No oceano, a espécie Hg^2 é facilmente reduzida a Hg^0 , uma vez que No ambiente marinho, o mercúrio tende a sofrer oxidação pois o oceano é um ambiente majoritariamente oxidante, resultando na supersaturação das águas superficiais (na forma elementar), em relação à atmosfera.

Isso torna o próprio oceano uma fonte significativa de Hg, concluindo que a maioria dos sistemas aquáticos é uma fonte de Hg para atmosfera devido à volatilização na interface ar / água (Fitzgerald *et al.* 1991, Vandal *et al.* 1991). Além disso, o afundamento do mercúrio vindo das trocas atmosféricas é uma característica importante do ciclo biogeoquímico global de Hg (Gill & Fitzgerald 1987, Mason *et al.* 1992, Mason *et al.* 1994a), já que ele contribui para a distribuição do elemento para águas mais profundas.

Nos oceanos as concentrações e distribuições de Mercúrio em águas superficiais também ocorrem pelo fenômeno da ressurgência, combinado ao processo de afundamento de

partículas, e ressuspensão de partículas associadas ao elemento (Gill & Fitzgerald 1987). Nesse caso, o fenômeno possui grande importância para o aumento na concentração de Hg em zonas de misturas e na região da termoclina, onde são observados altos valores do elemento (Gill & Fitzgerald 1988; Mason & Fitzgerald 1993, Mason *et al.* 1995).

No ambiente oceânico o Hg pode ser transportado entre as várias massas de água, sendo o transporte vertical o mais importante. Os perfis verticais nas águas geralmente contêm as assinaturas dos seguintes processos: (i) as concentrações da camada mista, de mercúrio total (HgT) podem exibir uma quantidade máxima ou mínima em relações as águas superficiais (dependendo da quantidade de fontes de água, fontes atmosféricas e águas residuais); (ii) A água da linha média / intermediária (entre a camada mais baixa da água até 1 000 m de profundidade) da tendência é exibir o máximo local em HgT (Zhang *et al.* 2014a); (iii) No centro do oceano, as concentrações de HgT são substancialmente comparáveis com a profundidade, onde ocorre um leve aumento deste (por exemplo, Laurier *et al.* 2004, Lamborg *et al.* 2012).

Ainda nesse contexto, muitos estudos têm indicado o acúmulo do mercúrio em animais, na sua forma orgânica, como indicador de poluição deste elemento no ambiente, tanto em águas mais superficiais, ao ser indicadas por zooplânctons (Zhang *et al.* 2020) como por organismos demersais, em águas mais profundas, sugerindo que a maior fonte de mercúrio, na sua forma elementar, é a coluna d'água profunda (C. Anela Choy *et al.* 2009).

O Hg se acumula e se biomagnifica nos animais, principalmente em predadores, como o atum, que pode apresentar altas concentrações de mercúrio (Burger *et al.* 2001, Peterson *et al.* 1973). Já que são espécies migratórias (Zagaglia *et al.* 2004), o atum e espécies semelhantes, podem ser sentinelas da poluição global de mercúrio, ao fornecer informações sobre o status de contaminação das águas offshore (mais próximas à costa), e em mar aberto (Endo *et al.* 2016, Ueno *et al.* 2003).

Embora os fatores que controlam o acúmulo de mercúrio em organismos aquáticos sejam mal compreendidos, é amplamente reconhecido que o acúmulo de metilmercúrio dos alimentos e na água do mar é muito maior do que o do mercúrio inorgânico (por exemplo, Boudou & Ribeyre 1985).

O estudo e a observação da dinâmica do Hg nos oceanos são importantes para uma série de atividades humanas, incluindo a navegação, pesca, esporte, lazer, gerenciamento de zonas costeiras, monitoramento da dispersão de poluentes, estudo de padrões de distribuição de organismos, indústria petrolífera, entre outras (Dohan *et al.* 2009).

Um entendimento das fontes globais, especiação, destino e transporte, e transformações atmosféricas de Hg é necessário para entender a importância de emissões de Hg de fontes naturais e antropogênicas. A atmosfera é o caminho mais importante para a dispersão global e transporte de Hg.

Para o oceano atlântico sul, o valor de deposição atmosférica de Hg gasoso, em relação à deposição global desse elemento, é de 14% em águas marinhas. Isso torna o Atlântico Sul um importante local de estudo das interações do elemento com a biota marinha, meio ambiente, e consequentemente, para a sociedade. Além disso, um entendimento das massas d'águas é de extrema importância, considerando que estas governam a distribuição e concentração de mercúrio na coluna d'água.

Nesse contexto, na região do Atlântico Sul em seus primeiros 3000 m de profundidade são encontradas diversas massas d'água, caracterizadas de acordo com a temperatura e salinidade (Figura 2). Na superfície, verifica-se a presença da Água Tropical (AT), sucedida pela Água Central do Atlântico Sul (ACAS), pela Água Intermediária Antártica (AIA) e pela Água Profunda do Atlântico Norte (APAN) (Silveira *et al.* 2000, Stramma & Schott 1999).

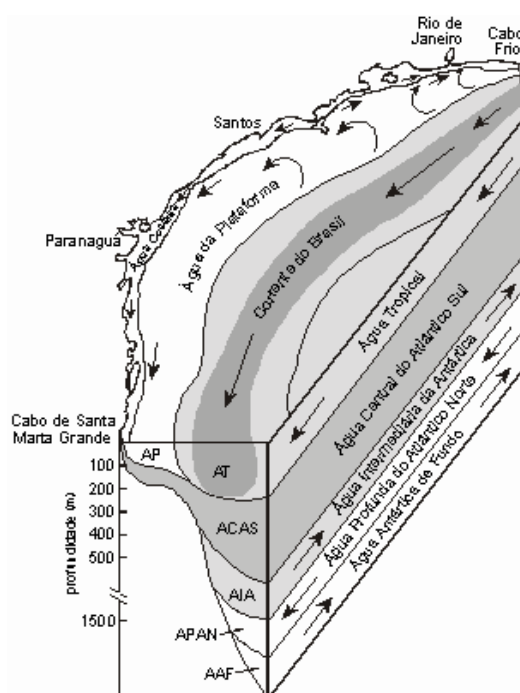


Figura 2- Massas d'água da região costeira de cabo frio.
Fonte: Extraído de Matsuura (1986).

Dependendo da sua origem, essas massas d'águas carregam por quilômetros, ao longo dos oceanos, o mercúrio vindo de outros hemisférios. Como por exemplo, a massa d'água

superior da Antártica (ASA), após ser formada nos Mares de Weddel e Ross, entra na Bacia Argentina em sua parte sudoeste e é redirecionada para o norte, lentamente afundando em águas mais profundas. Se durante sua formação a ASA também foi enriquecida em Hg, isso poderia potencialmente explicar o aumento observado no THg, em uma região com presença dessa massa d'água.

Em função da topografia, e também pela profundidade, na região de 20°S a 24°S (Figura 3) existe uma peculiaridade relacionada à ressurgência de águas frias. Esse fenômeno é caracterizado pela ascensão de águas de maiores profundidades para regiões de plataforma de menor profundidade, e é importante por trazer águas ricas em nutrientes para a superfície (Guimarães *et al.* 2005). Nesse caso, a ressurgência pode ser responsável pela reposição de Mercúrio para águas superficiais, e que corrobora com a ciclagem de nutrientes.

No contexto de concentração e presença de mercúrio na coluna d'água, é importante frisar que a descarga fluvial continental tem uma importância local para o aporte de Hg nas regiões costeiras. Nesse caso, a região do sudeste brasileiro, encontra-se em uma das áreas metropolitanas e economicamente mais importantes do Brasil, a qual detém de muitos despejos efluentes como, esgotos industriais, que liberam contaminação por mercúrio, para essa região da costa do Brasil, e que pode, por conseguinte, chegar ao oceano aberto.

O sudeste brasileiro é um grande polo para pesca, atividades esportivas, turismo, construção de portos e outras atividades antropogênicas que podem ser afetadas com a presença do elemento no ambiente (Marins *et al.* 2004). Diante dessas características, são necessários estudos sobre os processos de contaminação por mercúrio no oceano atlântico Sul, e mais ainda, aos processos que levam as massas d'água acumularem e transportarem este elemento.

Considerando a importância dos recursos marinhos presentes na plataforma sudeste brasileiro, associado à toxicidade do Hg. Faz-se necessários estudos que determinem a concentração deste elemento, nas diferentes massas de água presentes na região a fim de estabelecer valores de “*baseline*” em amostras não filtradas que permitam a verificação de futuras alterações ambientais. Além disso, a legislação ambiental vigente CONAMA 357/2005 que estabelece valores orientadores de concentração de substâncias químicas em águas marinhas, não prevê análise em amostras filtradas. Sendo assim, dados científicos referentes ao Atlântico Sul os quais são baseados na análise de água filtrada não podem ser diretamente comparados aos valores legais.

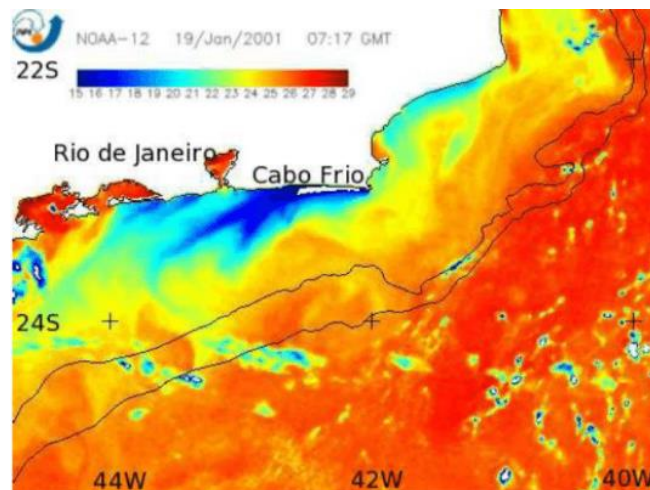


Figura 3- Imagem termal do sensor AVHRR (Advanced Very High Resolution Radiometer) mostrando a ressurgência costeira em Cabo Frio. A região azul está associada com a água costeira ressurgida, enquanto que a região vermelha está associada à presença da Corrente do Brasil, relativamente mais quente. Valores de temperatura em graus celsius.

Fonte: Carriere *et al.* (2009).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 PROCESSOS OCEANOGRÁFICOS NA PLATAFORMA CONTINENTAL DO BRASIL, 24° A 20°S.

As massas d'água exercem extrema influência na dinâmica da distribuição do mercúrio no oceano como um todo, sendo assim, a compreensão sobre o assunto de relevância para o tema abordado.

Segundo Tomczak (1999), uma massa d'água é definida como: “corpo d'água com história de formação comum, tendo sua origem em uma região física do oceano. Em sua região de formação elas têm ocupação exclusiva de uma parte do oceano. Em outros lugares elas compartilham o oceano com outras massas de água com que se misturam. O volume total de uma massa d'água é dado pela soma de todos os seus elementos, como temperatura, salinidade e concentração de oxigênio, e independe de sua localização”.

As regiões tropicais e temperadas demonstram a presença de diferentes massas que geram a estratificação da coluna d'água devido às variabilidades da temperatura atmosférica. Assim, águas mais quentes e menos salinas tendem a ficar perto da superfície, enquanto águas frias e mais salinas tendem a ficar próximas ao fundo (Garrison 2010). Por conta dessas características elas podem ser identificadas através de diagramas TS (temperatura *versus* salinidade em cada profundidade amostrada), que é um método introduzido por Bjorn Helland-Hansen em 1916 (Miranda 1985).

Considerando a região de estudo de 20° a 24°S, na costa continental do Brasil, é possível identificar massas d'água com origens diversas e contrastantes, sendo tropical, subtropical e subantártica. A interação dessas massas gera um ambiente complexo, dinâmico e do ponto de vista biológico muito produtivo, pois provê diferentes níveis de nutrientes e elementos para zona eufótica (Matsuura 1986), regulando a “*biological pump*”, que tem um papel chave na circulação do mercúrio na coluna d'água.

A classificação clássica da Plataforma Continental Sudeste (PCSE), é descrita como uma estrutura de correntes em camadas, onde se observa o empilhamento de massas de água com características diferentes (Figura 4). Sobre a plataforma continental, é importante entender que além da intrusão de massas d'água mais profundas, a intrusão de águas de origem continental também são fontes adicionais que alteram e influenciam a disponibilidade de mercúrio na região.

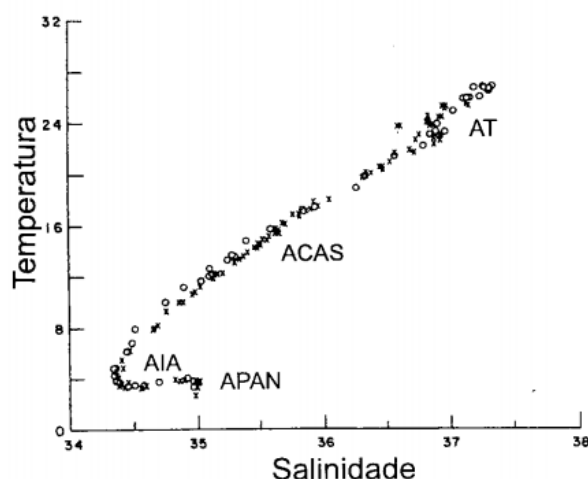


Figura 4- digrama T-S das massas d'água espalhados em radiais oceanográficas. Água tropical (AT), Água central do Atlântico Sul (ACAS), Água intermediária da Antártica (AIA), Água Profunda do Atlântico Norte (APAN).

Fonte: Evans *et al.* (1983).

Do mesmo modo, um fenômeno físico muito recorrente na região, que pode ser significativo para distribuição de Hg em águas superficiais por trazer nutrientes de águas mais profundas até a superfície, é a ressurgência costeira, que tem efeito significativo para a disponibilidade de nutrientes na zona eufótica.

Esse fenômeno ocorre ao longo da costa e é induzido por ventos paralelos a costa, em que a tensão de cisalhamento do vento sob a superfície oceânica tende a defletir a água para a esquerda no Hemisfério Sul, o chamado Transporte de Ekman, e assim são gerados os movimentos verticais que são observados nesta região. Assim, a água superficial se afasta da costa, e a água de fundo, mais fria e enriquecida com nutrientes, consegue emergir atingindo a camada eufótica (Garrison 2010).

2.1.1 Características Das Massas D'água Na Região

De maneira geral, nessa região, as massas d'água estudadas, têm as seguintes características, de acordo com a profundidade: A Água Tropical (AT), é transportada para o sul pela Corrente do Brasil, foi descrita por Emílson (1961) como parte da massa de água quente e salina que ocupa a superfície do Atlântico Sul Tropical. É uma água de superfície, formada devido à intensa radiação e excesso de evaporação em relação à precipitação, característicos do Atlântico Tropical. Em seu trajeto para o sul, mistura-se com águas de origem costeiras mais frias e de baixa salinidade (Figura 5).

Já a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), encontra-se fluindo na região da piconclina, entre 100 à 200 metros de profundidade local. Miranda (1985) sugere 20°C e 36,20 ups como índice termohalino da ACAS no Sudeste brasileiro. Sverdrup *et al.* (1942) mencionam que a ACAS é formada por afundamento das águas na região da Convergência Subtropical, e subsequente espalhamento ao longo da superfície de densidade adequada a seu ajustamento hidrostático.

Wüst (1948) e Defant (1941) exibem a AIA sendo formada na Convergência Subantártica, "espalhando-se" em níveis intermediários e fluindo para o norte. Outros autores, no entanto, como Taft (1963), Buscaglia (1971) apoiam a ideia de que a maior parte da AIA flui para leste na Confluência Brasil-Malvinas, como parte de uma recirculação mais profunda associada ao Giro Subtropical. Segundo Sverdrup *et al.* (1942) os limites termohalinos da AIA são 3° - 6°C para temperatura e 34,2 - 34,6 ups para salinidade.

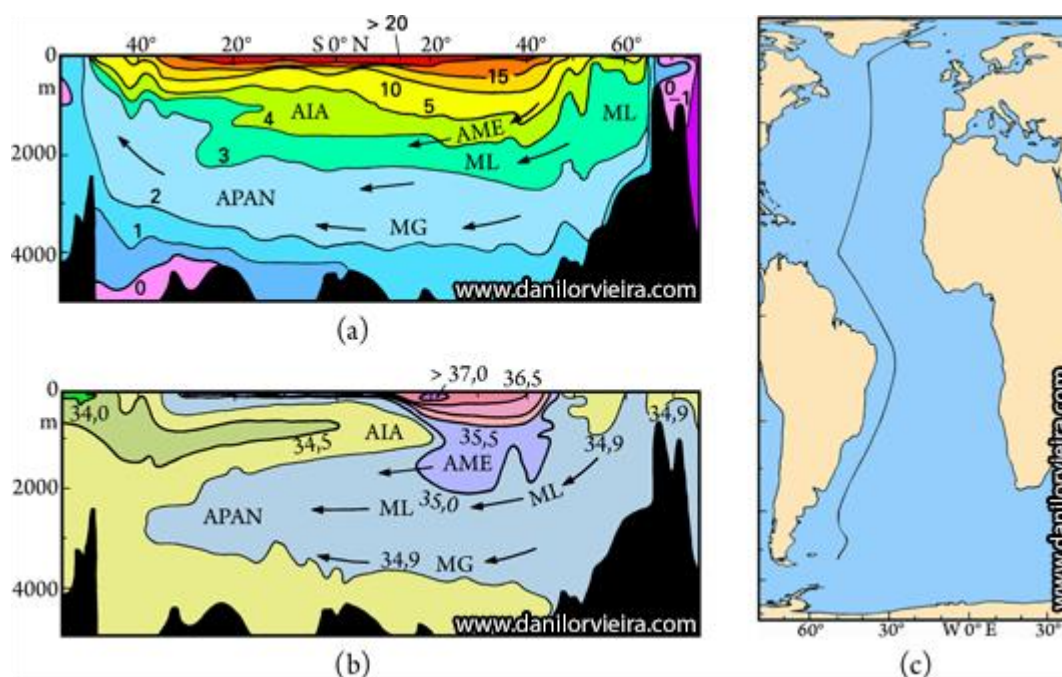


Figura 5- Distribuição das massas d'água ao longo dos oceanos Atlântico Sul e Atlântico Norte.
Fonte: Adaptado de Tomczak & Godfrey (2003).

A Água Profunda do Atlântico Norte (APAN) é caracterizada por valores de temperatura entre 3°C - 4°C e salinidades entre 34,6 e 35 ups, ocupando níveis entre 1500 m e 3000 m, ao largo do Sudeste brasileiro. A APAN se apresenta como um fluxo organizado

fluindo para o sul ao longo do contorno oeste até cerca de 32°S, onde pelo menos parte da corrente retoma em direção ao Equador (Reid 1989, Weatherly 1993). Com formação no Mar de Labrador e influência também de aportes dos mares nórdicos (Smethie *et al.* 2000, Huhn *et al.* 2008), a APAN tem origem em altas latitudes no Hemisfério Norte (Smethie *et al.* 2000, Huhn *et al.* 2008, Krueger *et al.* 2008).

A produção e o transporte dessas massas d'água são importantes na determinação da resposta do oceano as concentrações de elementos nos diversos aportes ambientais.

2.2 FONTES DE MERCÚRIO PARA OS OCEANOS

2.2.1 Deposição atmosférica

Atualmente deposição atmosférica é relatada como o meio pelo qual ocorre maior fonte de Mercúrio nos oceanos, em sua forma gasosa. No entanto, na atmosfera esse elemento é adicionado principalmente por fontes antropogênicas (Fitzgerald *et al.* 1998, Lamborg *et al.* 2002, Mason & Sheu 2002), ainda assim, emissões naturais como fuligem de vulcões em erupção, e insumos associados à biosfera, têm uma grande importância para as concentrações do elemento no meio ambiente.

Dentre estas fontes antropogênicas destaca-se a mineração artesanal e de pequena escala de ouro responsável por 38% das emissões globais e de mais de 70% das emissões na América do Sul. O Brasil é o terceiro maior produtor de ouro via mineração artesanal e de pequena escala de ouro, sendo esta uma importante fonte de Hg para o Atlântico Sul (UNEP 2019, Valdivia & Ugaya 2011).

As emissões de Hg apresentam-se na forma de Hg elementar (Hg^0) e Hg iônico gasoso, no entanto, 95% do total de Hg na atmosfera é Hg^0 , e a maioria das fontes “naturais” de Hg para a atmosfera emitem Hg^0 , embora exista um pequeno sinal devido a entradas de Hg associado a partículas ($Hg(p)$) (por exemplo, vulcões, poeira). Na atmosfera, o tempo de residência do Hg^0 é relativamente curto, com um tempo médio de 0,5 a 1 ano, o que difere nos oceanos, uma vez que esse tempo pode chegar à centena de anos.

Além disso, as fontes antropogênicas, como a mineração, que depositam o Hg nos leitos dos rios, demonstram um grande impacto no conteúdo de mercúrio, devido à descarga fluvial continental, o que é visto em maior extensão nas camadas superficiais dos oceanos

(isto é, na camada superior das águas oceânicas até uma profundidade de cerca de 100 m) (Strode *et al.* 2007).

Ou seja, para atingir o fundo marinho, esse elemento depende de ressuspensão, remineralização, assim como de características locais como, por exemplo, os movimentos locais e regionais das massas de água, a formação e degradação da produção de matéria orgânica (M.O), bem como o acúmulo de substâncias em águas intermediárias (Mason & Sheu 2002).

Sunderland & Mason (2007), realizaram simulações com modelos matemáticos e indicaram que concentrações de mercúrio na maioria dos oceanos não são balanceadas com seu depósito atmosférico.

De forma geral, os oceanos possuem concentrações totais de mercúrio (pM) particularmente diferentes, com média de cerca de 1,5 picomoles (pM) (Lamborg *et al.* 2002). Maiores concentrações foram registradas no Mar Mediterrâneo - 2,5 pM (Cossa *et al.* 1997) e na parte norte do Atlântico - 2,0 pM (Mason *et al.* 1998), enquanto uma concentração mais baixa foi encontrada no Oceano Antártico - 0,8 pM (Laurier *et al.* 2004, Sunderland & Mason 2007).

3 OBEJTIVO GERAL

O trabalho objetiva realizar um *baseline* da distribuição de HgT (amostras não filtradas), nas massas d'água da costa sudeste brasileira e abordar processos envolvidos nesta distribuição.

3.1 OBJETIVO ESPECÍFICO

- Análise crítica da legislação brasileira em relação a valores orientadores de HgT e à sua distribuição atual em diferentes massas d'águas.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A plataforma do Brasil possui extensão de 7.367 Km, banhado pelo oceano Atlântico. Os pontos de coleta ficam entre o transecto 20° a 24°S. As principais massas presentes nessa região de interesse para o estudo são a Água Central do Atlântico Sul (ACAS), Água Tropical (AT), Água intermediária do Atlântico (AIA), Água profunda do Atlântico Norte (APAN).

Essa região possui uma característica marcante devido à ressurgência que ocorre no local. Este processo é responsável pela alta produtividade da área, devido à grande quantidade de nutrientes que ela recicla de águas profundas e intermediárias.

A ressurgência é associada não somente com a persistência de ventos intensos de nordeste, mas também por outros fatores como, a topografia do fundo, geometria da costa e do vento divergente na plataforma média, que modulam o processo de ressurgência costeira, principalmente na ACAS (Castelão & Barth 2006, Cerda & Castro 2014, Palma & Matano 2009, Rodrigues & Lorenzzetti 2001). Processo este, produto da instabilidade no fluxo da Corrente Brasileira (CB), dos ventos predominantes de nordeste e o divergente do vento na plataforma média (Castelão & Barth 2006).

4.2 AMOSTRAGEM

A amostragem da água foi realizada em dois períodos: 06 de novembro de 2016 no navio OceanStalwart, da marinha do Brasil, e 04 a 20 de dezembro de 2016 no NPqHO Vital de Oliveira (H39) da Marinha do Brasil (Figura 6).

Durante a campanha realizada em 06 de novembro, a água foi coletada utilizando uma garrafa horizontal de Niskin sendo realizada amostragem de água em superfície (<2m), no ponto 20°S ao longo da Plataforma de Cabo Frio. Na campanha de dezembro, amostras de água foram coletadas em um sistema de Rosete com sistemas de condutividade-temperatura-profundidade (CTD).

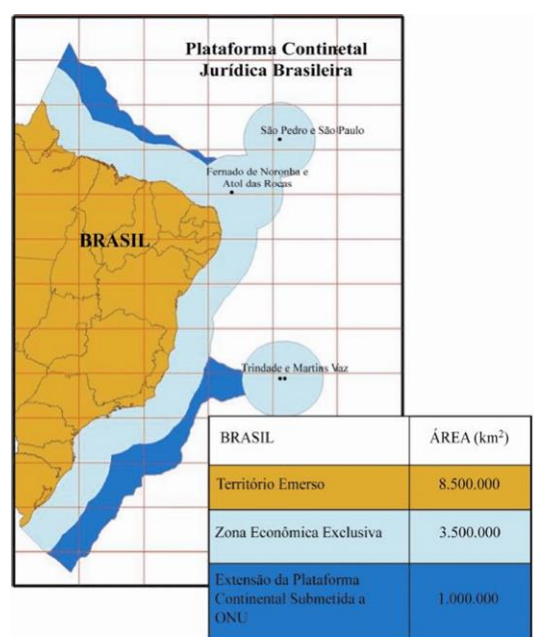
A roseta foi equipada com frascos de amostra Niskin 24 × 12L. A roseta também foi equipada com uma sonda CTD (Seabird SBE 911 plus) (salinidade, temperatura e

profundidade), clorofila, sensor espectrofotométrico (fluorômetro Wet Lab FLNTURD) e sensor para obtenção da concentração de oxigênio.

Imediatamente após as coletas, a água não filtrada foi armazenada em uma garrafa de vidro âmbar previamente descontaminada (Ácido clorídrico- HCl 10% e água ultrapura Milli-Q), e mantida sob refrigeração a 4°C.

Foram realizadas coletas de água do mar com a Rosette em profundidades de até 4300 metros. Para cada uma das estações era especificada uma profundidade, visando às análises para cada massa d’água.

Ao longo da seção transversal durante a viagem, as amostras foram coletadas nas seguintes massas de água: água tropical (AT), Água central do Atlântico Sul (ACAS), Água intermediária antártica (AIA), Água circumpolar superior (ACS), Água profunda do Atlântico Norte (APAN), de acordo com salinidade e temperatura de cada (Figura 7).



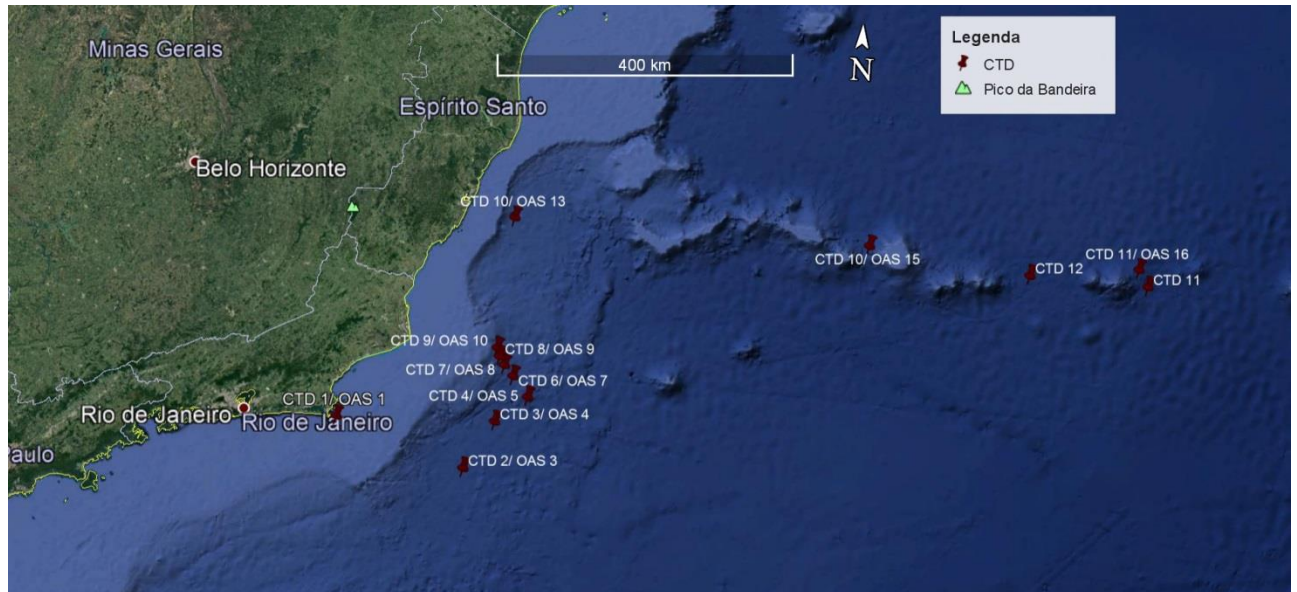


Figura 6- Região de amostragem do Hg.

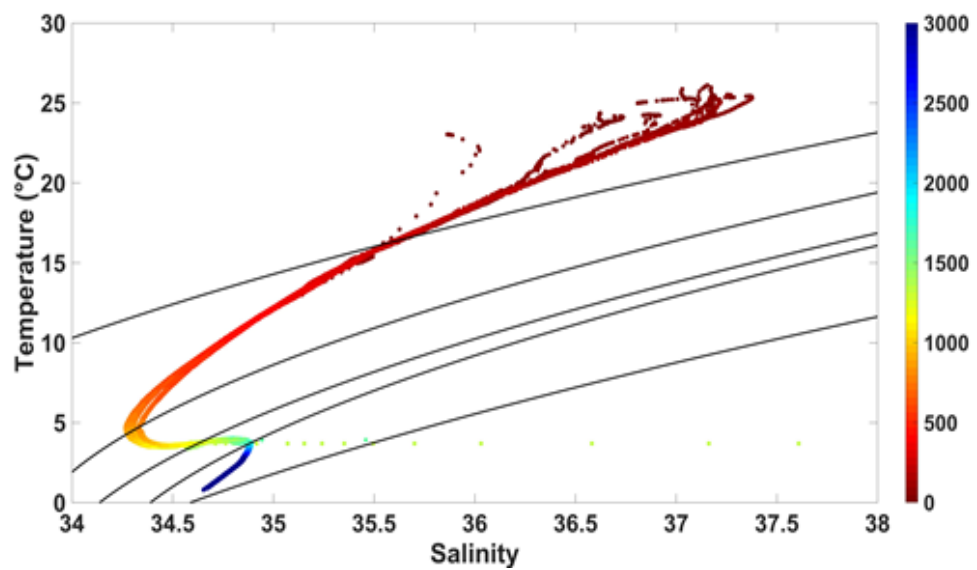


Figura 7- Diagrama TS das massas d'água durante as campanhas de amostragem na região de estudo.

4.3 DETERMINAÇÃO DE MERCÚRIO EM LABORATÓRIO

No laboratório da Universidade Federal do Rio Grande (FURG), as amostras (não filtradas) foram submetidas a tratamento químico com o Bromato de Potássio (KBrO_3), e Brometo de Potássio (KBr) em ácido clorídrico (HCl), segundo o método US EPA 1631. O

HgT foi analisado em fluorescência atômica (série TEKTRAN® 2600). O controle de qualidade da análise e a calibração da fluorescência atômica (TEKTRAN®) foi obtida empregando brancos analíticos, análise em triplicata e padrão de Hg com solução de Hg de 1.000 mg L⁻¹ de Merck®.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir serão apresentados os resultados finais obtidos, na forma de mapas e gráficos, e utilizados na discussão a seguir.

5.1 CONFIGURAÇÕES HIDROGRÁFICAS DO HgT

Os dados da concentração (pM), de mercúrio total encontrados neste estudo de acordo com as estações de coleta, estão presentes na tabela 1.

O mercúrio em Água Tropical ($n = 19$) foi em média $6,3 \pm 1,4$ pM (HgT), e a maior concentração de HgT foi encontrada na estação 1, de 10,6pM, podendo estar relacionado à proximidade desta estação (distância de 10 km) com a costa (Ilha de Cabo Frio). Além disso, esta área é caracterizada por ressurgência periódica da ACAS, a qual produz um aumento na produtividade planctônica. Na proximidade desta região, Silva Filho *et al.* (2014) relatam o predomínio da espécie Hg^{2+} na comunidade planctônica com média anual de $2,0 \pm 1,28 \text{ ng g}^{-1}$ (Hg^{2+}) e $0,15 \pm 0,08 \text{ ng g}^{-1}$ (MeHg) no fitoplâncton (peso úmido) e de $2,5 \pm 2,03 \text{ ng g}^{-1}$ (Hg^{2+}) e $0,25 \pm 0,09 \text{ ng g}^{-1}$ (MeHg) no zooplâncton (peso úmido).

A Água Central do Atlântico Sul ($n = 8$) apresenta média de HgT de $5,9 \pm 0,7$ pM. A Água Intermediária Antártica ($n = 2$) apresenta média de HgT de $5,0 \pm 0,6$ pM. A água Circumpolar Superior ($n = 1$) apresenta concentração de HgT de 6,5pM. As águas Profundas do Atlântico Norte ($n = 12$) apresentam média de HgT de $5,7 \pm 0,9$ pM.

De maneira singular, verificamos uma segregação horizontal significativa de Hg total não filtrados na APAN, entre águas mais jovens no setor ocidental e mais antigas no lado oriental da dorsal mesoatlântica (DMA), que se assemelha aos resultados de Bowman (2015), que observou concentrações de Hg total filtrado de até 13 pM, com segregação horizontal significativa na região do Atlântico Norte.

Tabela 1- Concentração (pM) de HgT, na coluna d'água de acordo com a profundidade.

HgT (pM)	Massas de água	Profundidade (m)
6,0	AT	<2
6,4	AT	<2
5,8	AT	<2
10,6	AT	< 2
5,9	AT	<2
6,0	AT	<2
5,8	AT	<2
4,8	AT	<2
6,5	AT	<2
7,7	AT	<2
5,9	AT	<2
4,6	AT	<2
5,3	AT	<2
6,5	AT	<2
6,4	AT	<2
6,2	AT	<2
5,2	AT	<2
6,5	AT	20
6,9	AT	20
7,5	ACAS	80
5,1	ACAS	80
5,9	ACAS	80
5,4	ACAS	120
5,7	ACAS	150
5,8	ACAS	150
6,3	ACAS	200
5,3	ACAS	200
4,9	AIA	850
5,1	AIA	950
6,5	ACS	1030
4,5	APAN	1600
5,3	APAN	1780
6,3	APAN	1800
5,6	APAN	1800
6,3	APAN	2400
5,9	APAN	2400
5,0	APAN	2700
4,4	APAN	2750
6,0	APAN	3400
7,9	APAN	3400
4,9	APAN	4200
6,0	APAN	4300

As concentrações de HgT obtidas durante este estudo são comparadas com os dados obtidos por outros autores de outras áreas oceânicas, e comparadas, em geral, com as concentrações de HgT obtidas por Canário *et al.* (2017) (tabela 2).

5.2 O HgT EM ÁGUAS RASAS.

De acordo com o que foi pesquisado, podemos afirmar que os dados de distribuição de mercúrio, em águas rasas e águas profundas, na região de estudo, têm uma importante contribuição deste elemento associado a partículas (tabela 2). Este fato é corroborado quando comparamos os dados do presente estudo com outras pesquisas realizadas na fração dissolvida do HgT.

A presença da ACAS, por exemplo, é de grande importância para o estudo, uma vez que a média de 5,8 pM de HgT, sugere que esse alto valor deriva do ciclo de formação do mercúrio, já que a matéria orgânica colabora e é essencial para os processos de acumulação do Hg em massas d'águas, já que esses vão participar diretamente da produtividade biológica, e além disso, por ser rica em nutrientes, pode contribuir no aporte de Hg para a superfície e próxima da costa.

No verão, a presença da ACAS sob a plataforma continental disponibiliza na zona eufótica os nutrientes, e induz à formação da termoclina sazonal. A frente térmica profunda e o estabelecimento dos máximos subsuperficiais de clorofila, corroboram com o pressuposto de que essa massa d'água é a grande responsável pelo aumento nos teores de Hg em águas mais superficiais.

Essa massa d'água colabora com a ressurgência costeira singular da região, propiciando uma recirculação do Hg em águas superficiais. Devido a essa quantidade de nutriente a ACAS controla a oceanografia e a produtividade regional (Castro 2014), principalmente do pescado, que alimenta boa parte da população. Nesse contexto, surge o problema da alimentação por organismos contaminados, ocasionando riscos à saúde humana supracitada. Para esta região, são citados diversos estudos os quais apontam a contaminação por Hg de espécies marinhas como: peixes ósseos (Silva *et al.* 2011) tubarões (Lacerda *et al.* 2000, Pinho *et al.* 2002). Apesar da presença de Hg na biota marinha, Mirlean *et al.* (2019) apontam que é seguro o consumo de organismos marinhos capturados na zona econômica exclusiva.

Foram encontradas concentrações um pouco elevadas no total de Hg na termoclina/sub-termoclina (100 a 800 m), que provavelmente refletem a entrada de partículas durante o movimento lateral dessas águas e / ou estão relacionadas à liberação de mercúrio adsorvido a partículas.

Outro fator que corrobora para a deposição de Hg em águas superficiais é a interação atmosfera/Oceano. Cerca de 90% da entrada de Hg no oceano de superfície é via deposição atmosférica (Strode *et al.* 2007). Além disso, desde 1950, o aumento das emissões de Hg tem sido dominado pela liberação do metal tóxico durante a combustão do carvão com tempo médio de permanência modelado de Hg na termoclina / oceano intermediário de 120 anos e para as águas profundas do oceano (profundidades superiores a 1000 m) é 2000 anos (Zhang *et al.* 2014b).

A grande afinidade do Hg ao material em suspensão (partículas) também pode desempenhar um grande papel para a manutenção desse elemento em águas rasas, uma vez que ele pode ser mantido dentro da camada mista por algum tempo antes de se estabelecer no fundo marinho (Herndl & Rheinthal 2013).

Nesse contexto, as emissões de Hg por atividades antropogênicas (queima de combustíveis fósseis, queima de biomassa, emissões industriais, mineração, etc.) são fatores que contribuem para o aumento da concentração deste elemento na atmosfera. No caso em particular da mineração, infere-se que na América do Norte, que foi breve, mas intensa (de 1850 a 1920), e mais significativa na Califórnia, Alasca e noroeste do Canadá (Hudson *et al.* 1995, Lacerda 1997, Nriagu 1993).

Esse fato colabora com o pressuposto de que as fontes antropogênicas de mercúrio foram mais intensas no Hemisfério Norte e, por conseguinte, maior deposição de Hg nas massas d'água superficiais, como a APAN, que são originadas nessa região.

No entanto, estima-se que as atividades de mineração da América do Sul e América Central (de 1570 a 1900), especialmente Peru e México, tenham liberado quantidades maiores de Hg ao meio ambiente do que as atividades da América do Norte, mas a uma taxa anual muito mais baixa. Uma explicação alternativa é que o Hg emitido durante aquele período não foi removido globalmente, mas depositado localmente e permaneceu indisponível para reemissão. É conhecido na literatura que as relativamente altas concentrações de mercúrio em solos (não mineralizados) da Amazônia se deve a mineração de ouro e prata da era colonial

(Lacerda 2003, Lacerda & Salomons 1998, Roulet *et al.* 1998). Estudos mais recentes têm mostrado que as floresta tropicais desempenham papel importante na retirada do Hg atmosférico, via captação foliar, e posterior transferência aos solos através do litter (Mélières *et al.* 2003, Teixeira *et al.* 2012).

Por outro lado, as emissões antropogênicas de Hg em 1450-1850, por conta da mineração de prata na América do Sul e Central, seguida pela mineração extensiva de Hg e seu uso na extração de ouro e prata na América do Norte entre 1850 e 1920, pode ser uma explicação para concentração do elemento na nossa região de estudo, uma vez que estas poderiam influenciar na consequente deposição atmosférica de Hg em águas rasas. Assim a massa d'água originada no Hemisfério Norte, pode ter trazido o mercúrio até o local de estudo associado à circulação geral dos oceanos.

Assim, as tendências temporais de Hg nesses reservatórios são muito mais rápidas e evasivas do que em camada mista ou em águas profundas.

Em relação aos resultados do presente trabalho em comparação a legislação vigente foram encontrados valores médios de $6,3 \pm 1,4$ pM (AT) a $5,9 \pm 0,7$ pM (ACAS) os quais são cerca de 2 ordens de grandeza inferiores ao máximo legal 997,1 pM. Demonstrando a necessidade de revisão dos valores estabelecidos na legislação brasileira, uma vez que nela, são demonstrados altos valores de concentração em pM, de HgT.

5.2 O HgT EM ÁGUAS PROFUNDAS

A segregação horizontal de HgT foi evidente na APAN. Em relação às maiores concentrações, obtidas neste estudo, tem que ser levado em consideração que o HgT foi medido em água não filtrada, para que os resultados possam ser comparados e discutidos no contexto do que está na literatura. As distribuições horizontais e verticais de Hg no oceano revelam o controle dos processos de deposição atmosférica, vias advectivas oceânicas e a bomba biológica oceânica (Bratki *et al.* 2016), ou mesmo a presença de fontes locais de mercúrio (naturais ou antropogênicas), como as fontes geotérmicas.

Neste estudo, as concentrações de HgT mostram-se mais altas em águas profundas (Figura 8), isso reflete não somente a remoção de Hg da superfície para o oceano profundo por afundamento de partículas seguido de remineralização em profundidade (Lamborg *et al.*

2014, Zhang *et al.* 2014), como também pode ter contribuição antropogênica da região de formação da APAN, no Hemisfério Norte (Bowman *et al.* 2015).

A causa dessa proporção mais alta pode ser atribuída a altas taxa de deposição atmosférica de Hg na água superficial de Labrador (ASL), dado que as massas de água profunda adquirem Hg de suas regiões de origem, como a APAN, que tem origem no mar de Labrador, e continua a acumular Hg a partir da mistura vertical e remineralização de partículas que afundam durante a circulação termohalina. Dessa forma, no Atlântico, a ASL se torna Águas Profundas do Atlântico Norte (APAN) à medida que flui para o sul e acumula Hg.

A entrada de mercúrio nos oceanos é correlacionada com a proximidade das fontes antropogênicas (Bratkič *et al.* 2016). A APAN tem origem em altas latitudes no Hemisfério Norte (Huhn *et al.* 2008, Smethie *et al.* 2000), região do globo mais industrializada (América do Norte e Europa - Atlântico Norte) e, portanto, de maiores fontes emissoras de Hg e que também tiveram prevalência na queima de carvão como fonte antrópica de Hg desde o início da revolução industrial.

Dessa forma, ao ser transportada pelo ramo profundo da célula de revolvimento meridional (Steinfeldt *et al.* 2007), e por atuar no processo de ventilação do Oceano Atlântico, a APAN transfere as águas superficiais ao interior do oceano (Blanke *et al.* 2002), tornando-se, na região do Oceano Atlântico Sul, uma massa d'água antiga e de grandes profundidades, o que sugere que ela transporte o HgT da sua fonte, até as águas profundas da plataforma do Brasil.

Na Tabela 2 nossos dados são comparados aos dados obtidos de HgT com o de outros autores, tanto no Oceano Atlântico Sul, como em outras áreas oceânicas. Esses dados estão sendo comparados, em geral, com as concentrações de Mercúrio Total, obtidos em nosso trabalho, para que dessa forma, possa se obter um arcabouço geral das concentrações encontradas.

Foi possível verificar com isso, que a distribuição vertical das concentrações de HgT no presente estudo segue o reportado em geral pela literatura, com menores concentrações menores em massas d'água superficiais e maiores concentrações do elemento em profundidade. Além disso, características locais como produtividade biológica e de partículas inorgânicas podem influenciar na distribuição vertical do Hg, o qual pode apresentar

diferentes comportamentos a saber: Distribuição vertical tipo nutriente, reativo a partículas (*scavenged*) ou transiente (Bowman *et al.* 2019).

Ainda assim, as diferenças de concentração encontradas na tabela 2, podem ser explicadas por conta de que a maioria dos estudos estão na fração dissolvida, e nossos dados incluem fração particulada. Por conta disso, espera-se que, nesse estágio, a quantidade de Hg dissolvido em água seria menor.

Essa comparação serviria para reênfatizar que após a formação de massas d'águas no Hemisfério Norte, e logo ao se inserir no Atlântico Sul, elas podem ter transportado grandes quantidades de mercúrio, mesmo após centenas de anos. Isso pode ser explicado uma vez que este mercúrio tem tempo de permanência relativamente alto, em massas d'águas mais profundas e antigas.

Nesse contexto, assim como Pacyna *et al.* (2005), propuseram que as massas de água mais rasas parecem ter menor média HgT, em proporções da Água mais profundas, como as Profundas do Atlântico Norte e Água Antártica de Fundo, que possuem HgT, em proporções excedentes às fontes de emissões mais conhecidas, nossos resultados enfatizam que essas concentrações de mercúrio nas águas rasas são menores do que em águas de fundo.

Considera-se a hipótese que Hg se acumula lentamente nas águas profundas do oceano como resultado de remineralização de tecidos moles em profundidade, resultando em águas profundas mais antigas (por exemplo, Pacífico Norte) com concentrações maiores que as profundidades de massas d'águas mais jovens, assim como foi enfatizada por (Hammerschmidt & Bowman, 2012, Lamborg *et al.* 2014), em seus estudos no Atlântico Norte.

Por outro lado, Bowman *et al.* (2014), detectou que nas águas mais jovens da APAN mais jovens no oeste do Atlântico Norte, apresenta concentrações de mercúrio superiores (aproximadamente 15%), a APAN de aproximadamente 150 anos mais antigo no leste da bacia. Maiores concentrações de Hg total filtrado na APAN mais jovem da bacia ocidental em comparação com o norte do leste Atlântico têm sido atribuídos a APAN mais jovem que Hg antropogênico durante a formação em águas profundas (Lamborg *et al.* 2014).

Tal fonte seria uma adição às emissões naturais de Hg antropogênico adicionado às águas profundas de ambos os lados do Cume do Meio-Atlântico como resultado da eliminação e remineralização de partículas.

Em águas com profundidade superior a 4000 m, a semelhança de concentrações entre as águas mais profundas do Atlântico Norte e nas jovens Água Superior da Antártica (ASA), sugerem que o Hg não é efetivamente eliminado de águas profundas em escalas de tempo inferiores a 300 anos. A ineficaz eliminação pode resultar de um fluxo de partículas atenuado em profundidade.

Em um cruzeiro entre a Tasmânia e a Antártica Oriental, Cossa *et al.* (2011), encontraram uma entrada líquida de HgT na superfície do oceano perto do continente antártico a partir da deposição atmosférica, um papel do gelo marinho na formação e na transferência de águas enriquecidas com Hg para a profundidade.

Por exemplo, águas de superfície, próximos da Islândia são enriquecidas em Hg com cerca de 2 pM (Mason *et al.* 1998), com relação às águas superficiais médias de 0,6 pM;. Este grau de mudança secular de Hg nas águas superficiais é consistente com os arquivos de deposição atmosférica de Hg que indica um aumento de 2 a 5 vezes no mundo desde a industrialização.

Reenfatizamos o escopo mundial das observações sobre os aumentos da concentração de Hg, e suas implicações ambientais conforme descrito na Introdução, e que nosso trabalho deve ser tomado como uma contribuição importante para esse conjunto de dados existente e convincente.

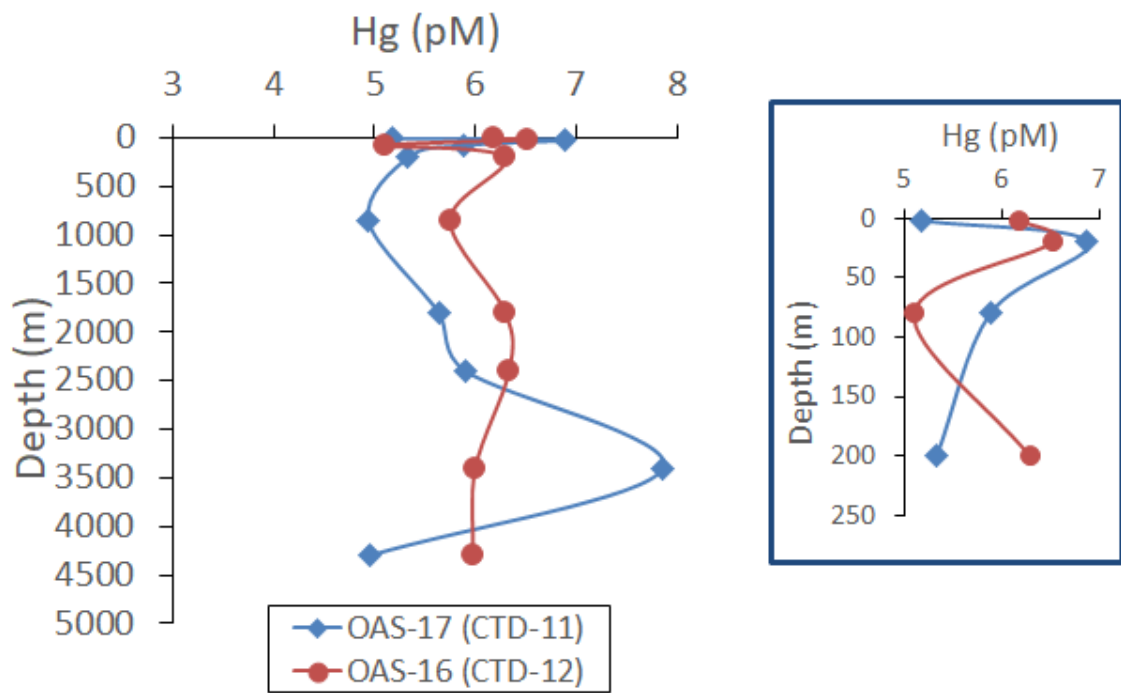


Figura 8- Perfil de distribuição do HgT em profundidade nos pontos CTD 16 e CTD 17.

Fonte: Autora.

Tabela 2- Dados comparativos de concentrações totais de Hg, nos oceanos do mundo.

(continua)						
Locais	Região geográfica	Profundidade (m)	HgT (pM)	Referência	HgT pM	Métodos
Oceano Antártico (águas do fundo da Antártica)	66° 13.11'S; 11° 39.03'E	40000	1.35 ± 0.39 (0.98 - 1.99) n =14	Cossa <i>et al.</i> 2011	1,25	Filtrado
Oceano Antártico (águas do fundo da Antártica)	66° 13.11'S; 11° 39.03'E	3000	1.15 ± 0.22 (0.82 - 1.56) n = 10	Cossa <i>et al.</i> 2011	0,90	Filtrado
Oceano Antártico (águas do fundo da Antártica)	66° 13.11'S; 11° 39.03'E	500-3000	1.19 ± 0.27 (0.95 - 1.80) n=11	Cossa <i>et al.</i> 2011	0,75	Filtrado
Oceano Antártico	53°S10.01	0-300	(3.49 -17.95)	Canário <i>et al.</i> 2017	3,4	Filtrado
Oceano Antártico	51.20°S12.67'	0-300	(3.44 -6.13)	Canário <i>et al.</i> 2017	3,43	Filtrado (0.2µm)
Oceano Antártico	51.20°S12.66'	0-300	(1.15 -2.79)	Canário <i>et al.</i> 2017	1,14	Filtrado (0.2µm)
Oceano Antártico	53.5°S36.40	0-300	(1.55 -5.63)	Canário <i>et al.</i> 2017	1,54	Filtrado (0.2µm)
Oceano Antártico	50.40°S39.40	0-300	(1.79 -4.54)	Canário <i>et al.</i> 2017	1,79	Filtrado (0.2µm)
Oceano Antártico	49.65°S 38.29	0-300	(1.05 -2.69)	Canário <i>et al.</i> 2017	1,94	Filtrado (0.2µm)
Locais	Região geográfica	Profundidade (m)	HgT (pM)	Referência	HgT pM	Métodos
Atlântico Norte (NADW mais jovem ~ 90 anos no Oeste)	40° to 20°N	3000-4000	1.04 ± 0.17 n=65	Bowman <i>et al.</i> 2015	2,2-4	Filtrado (0.2µm)
Atlântico Norte (NADW ~ 150 anos mais velho no leste)	40° to 20°N	3000-4000	0.91 ± 0.23 n=68	Bowman <i>et al.</i> 2015	4,1	Filtrado (0.2µm)
Atlântico Norte	40° to 20°N	100m	0.65 ± 0.32 n =103	Bowman <i>et al.</i> 2015	0,65	Filtrado (0.2µm)
Atlântico Norte Ocidental	40° to 20°N	3000		Bowman <i>et al.</i> 2015	1,4	Filtrado

(continuação)						
Locais	Região geográfica	Profundidade (m)	HgT (pM)	Referência	HgT pM	Métodos
Atlântico Norte NADW	40° to 20°N	3000		Bowman <i>et al.</i> 2015	3,8	Filtrado
Atlântico Norte AABW	40° to 20°N	4000	1,3 ± 0,1	Bowman <i>et al.</i> 2015	1,3	Filtrado
Atlântico sul AABW	40° to 20°N	5000	1,4± 0,4	Bowman <i>et al.</i> 2015	1,4	Filtrado
Atlântico Sul	40°W to 20°E	1000-2000	0,12-0,29	Arne Bratkič 2016	1,4	Filtrado
Oceano ao longo de 40 ° S	40°W to 20°E	2000-3000		Arne Bratkič 2016	0,99	Filtrado
Oceano Atlântico Sul ao longo de 40 ° S	40°W to 20°E	3000-4000		Arne Bratkič 2016	2,9	Filtrado
Oceano Atlântico Sul ao longo de 40 ° S	40°W to 20°E	4000-5000		Arne Bratkič 2016	1,99	Filtrado
Atlântico Norte	56.0°N; 25.5°W	25-50 m	7,22-5,55	Mason <i>et al.</i> 1995	7,22	Filtrado
Atlântico Norte	56.0°N; 25.5°W	250	1,55	Mason <i>et al.</i> 1995	3,1	Filtrado
Atlântico Norte	56.0°N; 25.5°W	1000	4,25±1,85	Mason <i>et al.</i> 1995	2,5	Filtrado
Atlântico Norte	56.0°N; 25.5°W	1500	3,15±0,83	Mason <i>et al.</i> 1995	4	Filtrado
Atlântico Norte	56.0°N; 25.5°W	2500	1,70±0,3	Mason <i>et al.</i> 1995	2	Filtrado
Atlântico sul	33°S;40°W	1000		Mason & Sullivan 1999	1,8	Filtrado
Atlântico sul	33°S;40°W	2000		Mason & Sullivan 1999	3,8	Filtrado
Atlântico sul	33°S;40°W	3000-4000		Mason & Sullivan 1999	0,9	Filtrado
Atlântico equatorial	0,6°S;20°W	1000		Mason & Sullivan 1999	2,5	Filtrado
Atlântico equatorial	0,6°S;20°W	2000		Mason & Sullivan 1999	2	Filtrado

(continuação)						
Locais	Região geográfica	Profundidade (m)	HgT (pM)	Referência	HgT pM	métodos
Atlântico equatorial	0,6°S;20°W	2000		Mason & Sullivan 1999	1,1	Filtrado
Atlântico Norte	31.67°N;64.14°W	20m	3.5±2.3	Mason <i>et al.</i> 2001	0,73	Filtrado
Atlântico Norte	31.67°N;64.14°W	1000		Mason <i>et al.</i> 2001	3,9	Filtrado
Atlântico Norte	31.67°N;64.14°W	2000		Mason <i>et al.</i> 2001	1,1	Filtrado
Atlântico Norte	31.67°N;64.14°W	3000		Mason <i>et al.</i> 2001	1,5	Filtrado
Atlântico Norte	31.67°N;64.14°W	5000		Mason <i>et al.</i> 2001	5,1 -7,2	Filtrado
Atlântico Sul; Águas Profundas do Atlântico Norte	All stations;	1,500–4,000 m	0.47±0.08	Lamborg 2014	06-0,8	Filtrado (0.45µm)
Atlântico Sul; Água Antártica	All stations	4,000 m	0.67±0.19	Lamborg 2014	0,8	Filtrado (0.45µm)
Atlântico Norte; Atlântico Norte Águas profundas	All stations	1,500–4,000 m	1.1±0.2	Lamborg 2014	1,1	Filtrado (0.45µm)
Atlântico Sul; termoclina	All stations	100–1,000 m	0.41±0.14	Lamborg 2014	0,8	Filtrado (0.45µm)
Atlântico Norte; termoclina	All stations	100–1,000	0.94±0.27	Lamborg 2014	0,7	Filtrado (0.45µm)
Atlântico Norte	30.0°N	150m	0.69 ± 0.39 (n= 155)	Bowman <i>et al.</i> 2019	0,8	Filtrado
Atlântico sul	45.0°S	150m	1.3 ± 0.62 (n= 132)	Bowman <i>et al.</i> 2019	1,3	Filtrado
Região de ressurgência do Peru	15.0°S; 90.0°w	150m	0.69 ± 0.62 (n= 67)	Bowman <i>et al.</i> 2019	1	Filtrado
Atlântico Norte	30.0°N	150-1000m	.96 ± 0.34 (n= 255)	Bowman <i>et al.</i> 2019	0,96	Filtrado
Atlântico Sul	45.0°S	150-1000m	.4 ± 0.66 (n= 93)	Bowman <i>et al.</i> 2019	3	Filtrado
Região de ressurgência do Peru	15.0°S; 90.0°w	150-1000m	.88 ± 0.45 (n= 112)	Bowman <i>et al.</i> 2019	1,2	Filtrado

(conclusão)

Locais	Região geográfica	Profundidade (m)	HgT (pM)	Referência	HgT pM	Métodos
<i>Trabalho atual (Água Tropical) Oceano Atlântico</i>	24° to 20°S	<20	6.3±1.4 (4.62 - 10.62) n=16		não filtrado	
<i>Trabalho atual (Água Tropical) Oceano Atlântico</i>	24° to 20°S	80-200	5.9 ± 0.7 (5.10 - 7.48) n=8		não filtrado	
<i>Trabalho atual (Água Intermediária Antártica) Oceano Atlântico</i>	24° to 20°S	850	5.0±0.6 (4.94 - 5.75) n=2		não filtrado	
<i>Trabalho atual (Água Circumpolar Superior) Oceano Atlântico</i>	24° to 20°S	1030	6,5		não filtrado	
<i>Trabalho atual (Águas Profundas do Atlântico Norte) Oceano Atlântico.</i>	24° to 20°S	1600-4300	5.7±0.9 (4.43 - 7.86) n=12		não filtrado	
<i>Valor orientador CONAMA 357/2005 água Salinas classe 1</i>			997,1		Não filtrado	

6 CONCLUSÃO

Os resultados indicam que a presença de partículas pode ter um papel importante na concentração do Hg. Considera-se a hipótese que Hg se acumula lentamente nas águas profundas do oceano, onde em geral foram registradas as maiores concentrações. As amostras da água Tropical mais próximas a costa apresentaram os maiores valores, indicando a contribuição das descargas continentais tanto naturais quanto antrópicas. Nesse contexto, propõe-se que as massas de água mais rasas de oceano aberto, parecem ter menor média HgT, em proporções das águas profunda. Os resultados apresentados servem de *baseline* para futuros monitoramentos da ZEE e demonstram serem valores com 2 ordens de grandeza inferiores ao limite estabelecido na CONAMA 357/2005. Sendo necessários mais estudos a respeito da distribuição do HgT em amostras não filtradas, visto que o recente crescimento da atividade de mineração de pequena escala de ouro teve um aumento significativo em 2018 principalmente na região amazônica e que uma grande quantidade de Hg liberada por esta atividade pode estar entrando no oceano Atlântico Sul.

REFERÊNCIAS

- Bens A., Grabovscoia L.I., Tichonova N.B. 1976. *Geoquímica ambiental*. Moscou, Nedra, p. 237.
- Blanke B., Speich S., Madec G., Maugé R. 2002. A global diagnostic of interior ocean ventilation. *Geophysical Research Letters*, Flórida, **29** (8):108–1–108–4.
- Boudou A. & Rlbeyre F. 1985. Experimental study of trophic contamination of Salmo gairdneri by two mercury compounds-HgCl₂ and CH₃HgCl: analysis at the organism and organ levels. *Water Air Soil Pollution*, [S.I.], **26**: 137-148.
- Bowman K., Hammerschmidt C., Lamborg C., Swarr G. 2014. Mercury in the north Atlantic ocean: The U.S. GEOTRACES zonal and meridional sections. *Deep Sea Research Part II Topical Studies in Oceanography*, Amsterdã, **116**: 251-261.
- Bowman K., Hammerschmidt C., Lamborg C., Swarr G. 2015. Mercury in the North Atlantic Ocean: the U.S. Geotraces zonal and meridional sections. *Deep-Sea Research II*, Amsterdã, **116**:151-161.
- Bowman K., Lamborg C., Agather A. 2019. A global perspective on mercury cycling in the ocean. *Science of the Total Environment*, Amsterdã, **710**:136166.
- Bratki A., Vahčić M., Kotnik J. Vazner K. O. Begu, E., Woodward M., Horvat, M. 2016. Mercury presence and speciation in the South Atlantic Ocean along the 40°S transect. *Global Biogeochemical Cycles*, Washington, EUA, **30**:105–119.
- Burger J. Gaines K.F. Boring C.S., Stephens W.L., Snodgrass J., Gochfeld M. 2001. Mercury and selenium in fish from the Savannah River: species, trophic level, and locational differences. *Environmental Research Section*, Holanda, **87**:108–118.
- Buscaglia J. 1971. On the circulation of the intermediate waters in the Southwestern Atlantic Ocean. *Journal Marine Research*, New Haven, **29** (3):245-255.
- Canário J., Santos-Echeandia J., Padeiro A., Amaro E., Strass V., Klaas C., Hoppema M., Ossebaer S., Koch B., Laglera, L. 2017. Mercury and methylmercury in the Atlantic sector of the Southern Ocean. *Deep-Sea Research II*, Holanda, **138**: 52-62.
- Carriere O., Hermant J.-P., Calado L., Depaula A. C., Silveira I. C. 2009. Feature oriented acoustic tomography: Upwelling at Cabo Frio (Brazil), *Journal Ocean*, [S.I.], 1–8,
- Castelão R. & Barth J. A. 2006. Upwelling around Cabo Frio, Brazil: the importance of wind stress curl. *Geophysical Research Letters*, Washington, **33** (L03602). doi:10.1029/2005GL025182.
- Castro B. 2014. Summer/winter stratification variability in the central part of the South Brazil Bight. *Continental Shelf Research*, Oxford, 89:15-23.
- Cerda C. & Castro B. 2014. Hydrographic climatology of South Brazil Bight shelf waters between São Sebastião (24S) and Cabo São Tomé (22S). *Continental Shelf Research*, Oxford, **89**:5-14.

Choy A., Popp B., Kanekoc J., Drazen J. 2009. The influence of depth on mercury levels in pelagic fishes and their prey. *PNAS*, Honolu, **106**(33):13865–13869.

Cossa D., Heimbürger L.-E., Lannuzel D., Rintoul S., Butler E., Bowie A., Averty B., Watson R. 2011. Mercury in Southern Ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. Tasmania 7001, Australia, **75** (14):4037–4052, Jul.

Cossa D., Martin J.-M., Takayanagi K., Sanjuan J. 1997. The distribution and cycling of mercury species in the western Mediterranean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, Holanda, **44**:721-740.

Defant A. 1941. Die absolute topographie des phys. Meeresniveaus und der Druckflächen, sowie die Wasserbewegungen im Atl. Ozean. *Meteor Werk*, [S.I], **6** (2):191-250.

Dohan K., Bonjean F., Centurioni L., Cronin M., Lagerloef G., Lee D.-K., Lumpkin R., Maximenko N., A., Niiler P. P., Uchida H. 2009. Measuring the global ocean surface circulation with satellite and in situ observations. In: *Ocean Obs'09: Sustained Ocean Observations and Information for Society*, Venice, Italy, *Proceedings...* v.2.

Emílson I. 1961. The shelf and coastal waters off southern Brazil. *Boletim Instituto Oceanográfico*, São Paulo, **11** (2): 101-112.

Endo T., Kimura O., Fujii Y., Haraguchi K. 2016. Relationship between mercury, organochlorine compounds and stable isotope ratios of carbon and nitrogen in yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) taken from different regions of the Pacific and Indian Oceans. *Ecological Indicators*, Holanda, **69**:340–347.

Evans D., Signorini S., Miranda L. 1983. A note on the transport of the Brazil Current. *Journal Physical Oceanography*, Massachusetts, EUA, **13**(9):1732-1738.

Fitzgerald W., Lamborg C., Holland H., Turekian K. 2007. Geochemistry of mercury in the environment. In: *Treatise on geochemistry*, Oxford, Pergamon, v.9, p.1–47.

Fitzgerald W., Lamborg C. 2007. Geochemistry of mercury in the environment. In: Holland H., Turekian K. (ed.). *Treatise on geochemistry*. Oxford, Pergamon, v.9, p.1–47.

Fitzgerald W. & C. T. 1991. Mercury and monomethylmercury: present and future concerns. *Environmental Health Perspectives*, Rockville Pike, **96**: 159-166.

Fitzgerald W., Engstrom D., Mason R., Nater E. 1998. The case for atmospheric mercury contamination in remote areas. *Environmental Science & Technology*, Washington, **32**(1): 1-7.

Garrison T. 2010. *Fundamentos de oceanografia*. 4ª ed. São Paulo, Cengage Learning, 426 p.

Gill G. A. & Fitzgerald W. 1988. Vertical mercury distributions in the oceans. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Holanda, **52**:1719-1728,

Gill G. & Fitzgerald W. 1987. Mercury in surface waters of the open ocean. In: Gill G. & Fitzgerald W. *Global biogeochemical cycles*. ed.1. Washington, AGU100, 09, p.199-212.

- Guimarães M., Paiva A., Coutinho R. 2005. Modeling *Ulva* spp. dynamics in a tropical upwelling region. *Ecological Modelling*, Holanda, **188**(2-4):448-460.
- Haitzer M., Aiken G., Ryan J. 2003. Binding of mercury (II) to aquatic humic substances. *Environmental Science & Technology*, Universidade do Colorado, **37** (11):2436– 2441.
- Hammerschmidt C. & Bowman K. 2012. Vertical methylmercury distribution in the subtropical North Pacific Ocean. *Marine Chemistry*, Holanda, **132**:77-82.
- Harrison R. & Mora S. de. 1996. *Introductory chermistry for the environmental science*. Second edition. New York, Cambridge University Press, 365 p.
- Herndl G. & Rheinthal T. 2013. Microbial control of the dark end of the biological pump. *Nature Geoscience*, Rockville Pike, **6** (9):718–724.
- Hill M. K. 1997. *Understading evironmental pollution*. New York, Cambridge university Press, 205 p.
- Hudson R.J.M., Gherini S.A., Fitzgerald, W., Porcella D.B. 1995. Disruption of the global mercury cycle: a model-based analysis. *Water Air Soil Pollut*, Holanda, **80**:265 – 272.
- Huhn O., Roether W., Steinfeldt R. 2008.Age spectra in North Atlantic Deep Water along the South American continental slope, 10°N–30°S, based on tracer observations, **Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers**, Holanda, **55** (10):1252–1276.
- Krueger S., Leuschner D., Ehrmann W., Schmiedl G., Mackensen A., Diekmann B. 2008. Ocean circulation patterns and dust supply into the South Atlantic during the last glacial cycle revealed by statistical analysis of kaolinite/chlorite ratios, **Marine Geology**, Holanda, **253**: 82–91.
- Lacerda L. 1997. Global mercury emissions from gold and silver mining, **Water Air Soil Pollut**, Holanda, **97**: 209–221.
- Lacerda L., Paraquetti H. M., Marins R. V., Rezende C. E., Zalmon I., Gomes M. P., Farias V. 2000. Mercury content in shark species from the South-Eastern Brazilian coast. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, **60** (4): 571-576.
- Lamborg A.R.L., Hammerschmidt C., Gill G., Mason R., Gichuki S. 2012. An intercomparison of procedures for the determination of totalmercury in seawater and recommendations regarding mercuryspeciation during Geotraces cruises. *Limnology and Oceanography:Methods*, Waco, Texas, **10**:90-100.
- Lamborg C. H. *et al.* 2002. Modern and historic atmospheric mercury fluxes in both hemispheres: global and regional mercury cycling implications. *Global Biogeochemical Cycles*, Flórida-EUA, **16**:1104.
- Lamborg C., Hammerschmidt C., Bowman K., Swarr G., Munson K., Ohnemus D., Lam L.-E. Heimbürger M., Rijkenberg J. A., Saito M. A. 2014. A global ocean inventory of anthropogenic mercury based on water column measurements. *Nature*, Woods Hole, Massachusetts, **512**:65–68, Ago.2014.

- Laurier F., Mason R., Gill G.A., Whalin L. 2004. Mercury distributions in the North Pacific Ocean - 20 years of observations. *Marine Chemistry*, Holanda, **90**:3-19.
- Liu G., Yong C., O'Driscoll N. 2012. Adsorption of mercury on solids in the aquatic environment, In: Guangliang L., Yong C., O'driscoll N. *Environmental chemistry and toxicology of mercury*. 1.ed. Hoboken Nova Jersey, Wiley, p.367-381.
- Marins R. V., Filho F., Maia R.R. 2004. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. *Química Nova*, São Paulo, **27** (5):763-77.
- Marins R. V., Paula Filho F. J. D., Maia S. R. R., Lacerda L. D. D., Marques W. S. 2004. Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira. *Química Nova*, **27**(5): 763-770.
- Mason R. & Sheu G.R. 2002. Role of the ocean in the global mercury cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, Flórida-EUA, **16** (4):40-1–40-14.
- Mason R. & Fitzgerald W. 1993. The distribution and biogeochemical cycling of mercury in the equatorial Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, Amsterdã, Holanda, **40** (9):1897-1924.
- Mason R. & Sullivan K.A. 1999. The distribution and speciation of mercury in the South and equatorial Atlantic. *Deep-Sea Research II*, Amsterdã, **46**: 937-956.
- Mason R.P., Fitzgerald W., Morel F.M.M. 1994a. The biogeochemical cycling of elemental mercury: Anthropogenic influences. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Solomons, **58**(15):3191-3198.
- Mason R., Lawson N., Sheu G. 2001. Mercury in the Atlantic Ocean: factors controlling air-sea exchange of mercury and its distribution in the upper Waters. *Deep-Sea Research II*, Amsterdã, **48**:2829-2853.
- Mason R., Rolffhus K., Fitzgerald W. 1995. Methylated and elemental Mercury Cycling In Surface And Deep Ocean Waters Of The North Atlantic. *Water, Air, and Soil Pollution, Netherlands*, **80**: 665-677.
- Mason R., Rolffhus K., Fitzgerald W. 1998. Mercury in the North Atlantic. *Marine Chemistry*, Holanda, **61**: 37-53.
- Mason R., Vandal G., Fitzgerald W. 1992. The sources and composition of mercury in Pacific Ocean rain. *Journal of Atmospheric Chemistry, Alemanha*, **4**:489-500.
- Matsuura Y. 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). *Ciência e Cultura*, Campinas/SP, **38** (8) : 1439-1450.
- Miranda L. B. 1985. Forma de correlação T-S de massa de água das regiões costeira e oceânica entre o Cabo de São Tomé (RJ) e a Ilha de São Sebastião (SP), Brasil. *Boletim do Instituto Oceanográfico*, São Paulo, **33**(2):105-119.

Mirlean N., Ferraz A. H., Seus-Arrache E. R., Andrade C. F., Costa L. P., Johannesson K. H. 2019. Mercury and selenium in the Brazilian subtropical marine products: Food composition and safety. *Journal of Food Composition and Analysis*, Holanda, **84** 103310.

Moreno F., Anderson C., Stewart R., Robinson B. 2005. Mercury volatilization and phytoextraction from base-metal mine tailings. *Environmental Pollution*, Palmerston North, New Zealand, **2**(136):341-352. Nov.

Nriagu J. 1993. Legacy of mercury pollution. *Nature*, Reino Unido, **363**:589.

Obrist D., Kirk J., Zhang L., Sunderland E. M., Jiskra M., Selin N. E. 2018. A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use. *AMBIO*, Suécia, **47**:116–140.

Pacyna J.M. & Pacyna E.G. 2005. Anthropogenic sources and global inventory of mercury emissions. In: Parsons M.B. & Percival J.B. *Mercury: sources, measurements, cycles, and effects*. Canadá, p. 43-56. (Short Course Series, v. 35).

Palma E. & Matano R. 2009. Disentangling the upwelling mechanisms of the South Brazil Bight. *Continental Shelf Research*, Oxford, **29**:1525-1534.

Peterson C.L., Klawe W.L., Sharp G.D. 1973. Mercury in tunas: a review. *Fishery Bulletin*, La Jolla-Califórnia, **71**(3): 603-613.

Pinho A., Guimarães J., Martins A., Costa P., Valentin O. J. 2002. Total Mercury in Muscle Tissue of Five Shark Species from Brazilian Offshore Waters: Effects of Feeding Habit, Sex, and Length. *Environmental Research*, Holanda, **89** (3):250-258.

Reid J. 1989. On the total geostrophic circulation of the South Atlantic Ocean: Flow patterns, tracers, and transports. *Progress in Oceanography*, Holanda, **33**: 1-92.

Rodrigues R. & Lorenzetti J. 2001. A numerical study of the effects of bottom topography and coastline geometry on the southeast Brazilian coastal upwelling. *Continental Shelf Research*, Oxford, **21**:371-394.

Satoh, M. & Matsumoto Y. 2008. Mercury-induced oxidative stress in marine phytoplankton *Tetraselmis tetrathele* (Prasinophyceae). *Natural Science Research*, Universidade Tokushima, **2**(2): 57-63.

Silva-Filho E., Kütter V. T., Figueiredo T. S., Tessier E., Rezende C. E., Teixeira D. C., Silva C. A., Donard O.F. 2014. Mercury speciation in plankton from the Cabo Frio Bay, SE – Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, Holanda, **186** (12):8141-8150.

Silva C. A., Tessier E., Kütter V. T., Wasserman J. C., Donard O., Silva-Filho E. 2011. Brazilian mercury speciation in fish of the Cabo Frio Upwelling region, SE – Brazil. *Journal Of Oceanography*, Holanda, **59**(3): 259-266.

Silveira I., Almeida C., Schmidh A., Campos K., Campos E., Dias J., Godoi S. S. 2000. The Brazil current off the Eastern Brazilian coast. *Revista brasileira de oceanografia*, São Paulo, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, **2** (48): 171-183.

- Siqueira G.W., Braga E.de S., Pereira S.de F., Silva E.da. 2005. Distribuição do mercúrio em sedimentos de fundo no Estuário de Santos SP/Brasil. *Revista Escolar de Minas*, Ouro Preto, **58** (4):309-316.
- Smethie W. M., Fine R. A., Putzka A., Jones E. P. 2000. Tracing the flow of North Atlantic deep water using chlorfluorocarbons. *Journal Geophysical Research*, Washington, DC, **105**: 14297–14324.
- Stein E. & Winer A. M. 1996. Environmental distribution and transformation of mercury compounds, *Environmental Science and Technology*, Los Angeles, California, **26** (1):1–43.
- Steinfeldt R., Rhein M., Walter M. 2007. NADW transformation at the western boundary between 66°W/20°N and 60°W/10°N. *Deep-Sea Research. Part I*, Holanda, **54** (6):835–855.
- Stramma Lothar & Schott, F. 1999. The mean flow field of the tropical Atlantic Ocean. *Deep-Sea Research II*, Holanda, **46**(1-2): 279–303.
- Strode S.A., Jaegle L., Selin N.E., Jacob D.J., Park R.J, Yantosca R.M, Mason R.P., Slemr F. 2007. Air-sea exchange in the global mercury cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, Flórida-EUA, **21**(1): <https://doi.org/10.1029/2006GB002766>.
- Sunderland E.M. & Mason R. 2007. Human impacts on open ocean mercury concentrations. *Global Biogeochemical Cycles*, Flórida-EUA, **21** (4): GB4022, <https://doi.org/10.1029/2006GB002876>.
- Sverdrup H. U., Johnson M. W., Fleming R H. 1942. *The oceans: their physics, chemistry and general biology*. Nova Jersey, Prentice-Hall. 1087p.
- Taft B. 1963. Distribution of salinity and dissolved oxygen on surfaces of uniform potential specific volume in the South Atlantic, South Pacific and Indian Oceans. 1 *Journal Marine Research*, New Haven, **21**(2):129-146.
- Tomczak M. & Godfrey J. 2003. *Regional oceanography: an introduction*. 2. ed. Londres, Daya Publishing House. 415p.
- Tomczak M. 1999. Some historical, theoretical and applied aspects of quantitative water mass analysis. *Journal of Marine Research*, Holanda, **57**(2):275–303.
- Ueno D., Takahashi H., Tanaka A., Subramanian N., Fillmann G., Nakata H., Lam K.S., Zheng J., Muchtar M., Prudente M., Chung K.H., Tanabe S. 2003. Global pollution monitoring of PCBs and organochlorine pesticides using skipjack tuna as a bioindicator. *Archives of Environmental Contamination Toxicology*, Verlag, New York, **45**:378–389.
- Valdivia S. & Ugaya C. L. 2011. Life cycle inventories of gold artisanal and small-scale mining activities in Peru. *Journal of industrial Ecology*, Hoboken, Nova Jersey, **15** (6): 922-936.
- Vandal G.M., Fitzgerald W., Mason R.P. 1991. Atmospheric cycling and air-water exchange of mercury over mid-continental lacustrine regions. *Water, Air, and Soil Pollution* **56**, Netherlands, **56**:745–767.

Weatherly G. 1993. On deep-current and hydrographic observations ITom a mudwave region and elsewhere in the Argentine basin. *Deep-Sea ResearchII:Topical Studies in Oceanography*, Holanda, **40** :939-961.

Wüst G. 1948. Schichtung und zirukation des Atlantischen Ozeans. Die Temperaturinversion im Tiefenwasser des Südatlantischen Ozeans. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*, Alemanha, **6**: 109-124.

Zagaglia C., Lorenzzetti J., Stech J. 2004. Remote sensing data and longline catches of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the Equatorial Atlantic. *Remote Sensing of Environment*, Holanda, **93**:267–281.

Zhang Y., Jaeglé L., Thompson L. 2014a. Natural biogeochemical cycle of mercury in a global three-dimensional ocean tracer model. *Global Biogeochem. Cycles*, Flórida-EUA, **28**:553–570.

Zhang Y., Jaeglé L., Thompson L., Streets D. 2014b. Six centuries of changing oceanic mercury. *Global Biogeochemical Cycles*, Flórida-EUA, **28**:1251–1261.

Zhang Y., Soerensen A. L., Schartup A., Sunderland E. 2020. A global model for methylmercury formation and uptake at the base of marine food webs. *Global Biogeochemical Cycles*, Washington, EUA, **34** (2): e2019GB006348.