



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

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO NO PLÂNCTON DA PLATAFORMA
INTERNA DE CABO FRIO, SUDESTE DO BRASIL.**

Apresentado por:

JOÃO ANTONIO CAMPOS VELOSO

Orientador: Prof. Dr. Vinicius Tavares Kütter

**BELÉM – PARÁ
2022**



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

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO NO PLÂNCTON DA PLATAFORMA
INTERNA DE CABO FRIO, SUDESTE DO BRASIL.**

Apresentada por:

JOÃO ANTONIO CAMPOS VELOSO

Orientador: Prof. Dr. Vinicius Tavares Kütter

BELÉM – PARÁ
2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- V432d Veloso, João Antonio Campos.
Distribuição de mercúrio no Plâncton da Plataforma interna de Cabo Frio, Sudeste do Brasil / João Antonio Campos Veloso. — 2022.
viii, 25 f. : il. color.
- Orientador(a): Prof. Dr. Vinicius Tavares Kütter
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Faculdade de Oceanografia, Belém, 2022.
1. Metais-traço. 2. Biomagnificação. 3. Clorofila-a. 4. Ressurgência. 5. Sudeste. I. Título.

CDD 571.954663



Universidade Federal do Pará
Instituto de Geociências
Faculdade de Oceanografia

**DISTRIBUIÇÃO DE MERCÚRIO NO PLÂNCTON DA
PLATAFORMA INTERNA DE CABO FRIO, SUDESTE DO
BRASIL**

Apresentada por

JOÃO ANTONIO CAMPOS VELOSO

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

Data de Aprovação: 04 / 02 / 2022

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
gov.br VINICIUS TAVARES KUTTER
Data: 21/02/2022 16:15:54-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

**Prof. Dr. Vinicius
Tavares Kütter
(Orientador – UFPA)**

Documento assinado digitalmente
gov.br SILVIA KEIKO KAWAKAMI
Data: 21/02/2022 16:09:42-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

**Profa. Dra. Silvia Keiko
Kawakami (Membro –
UFPA)**

Documento assinado digitalmente
gov.br JOSE EDUARDO MARTINELLI FILHO
Data: 21/02/2022 16:26:44-0300
Verifique em <https://verificador.iti.br>

**Prof. Dr. José Eduardo
Martinelli Filho (Membro – UFPA)**

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família por ser a minha rede de apoio e me impulsionar a permanecer no caminho do equilíbrio.

Aos meus pais que sempre me incentivaram independente de minhas escolhas.

À minha esposa que sempre me apoia nos meus projetos e reúne esforços para proporcionar a mim tempo e espaço para produção deste trabalho em meio as obrigações do dia a dia.

À Olga, minha filha que desde o dia em que nasceu me apresentou o lado bom do mundo, aquele em que eu quero viver e prosperar.

Ao meu orientador, Vinicius, que me acolheu como orientando e atuou como farol iluminando as mais obscuras dúvidas acerca da química dos oceanos.

Aos meus amigos do curso, Matheus Lindemberg e Jackisson, que me prestaram uma enorme ajuda para captação e análise de dados de sensoriamento remoto.

Ao Laboratório de Geoquímica da Universidade Federal Fluminense o qual realizou as análises laboratoriais, extremamente difíceis para determinação de metais-traço. À CNPQ pelo financiamento do projeto e possibilidade de realizar tal pesquisa necessária no âmbito da química ambiental.

E, finalmente, agradeço ao misterioso, impávido e vasto futuro que nos aguarda. Por ele ser uma das principais forças que me move: a eterna dúvida do futuro.

RESUMO

O fenômeno oceanográfico da ressurgência proporciona uma reposição de nutrientes e metais traço para as águas superficiais, estimulando a produção primária. Entre os metais, está o mercúrio, um metal tóxico que pode ser captado diretamente pelo fitoplâncton por difusão passiva. O mercúrio no ambiente pode assumir a forma de metilmercúrio, um composto tóxico que sofre biomagnificação. As ressurgências costeiras abrigam grandes estoques pesqueiros sustentados pela elevada produção primária. Portanto, o mercúrio nessas regiões é uma ameaça direta à saúde humana por meio da ingestão de frutos do mar. Esse trabalho aborda a enseada costeira de Cabo Frio/RJ onde ocorre fenômeno da ressurgência costeira. O objetivo do trabalho é verificar se há influência da ressurgência na concentração de mercúrio no plâncton desta zona costeira. Foi utilizado um banco de dados de concentração de nitrato na água e mercúrio em plâncton referente a uma campanha de coleta realizada em três pontos ao redor da ilha de Cabo Frio no dia 18/11/2015 em conjunto com dados meteorológicos de precipitação, direção e velocidade (m/s) do vento e dados de clorofila-a superficial disponibilizados em um modelo COPERNICUS vinculado a União Europeia. *In situ* foi medida a salinidade com sonda. As amostras de plâncton foram coletadas através de arrasto horizontal utilizando redes com malha de 20 e 64 μm para fitoplâncton e 150 e 300 μm para zooplâncton. A estas redes foi acoplado um fluxômetro para obtenção do volume de água filtrado durante cada arrasto. No laboratório as amostras de água foram filtradas em filtros 0,45 μm e a determinação de nitrato foi realizada em cromatografia iônica (Modelo: Metrohm). Através da concentração de nitrato (parâmetro que destaca a massa d'água Água Central do Atlântico Sul, ACAS) e com apoio de dados de velocidade de vento e clorofila superficial, foi possível identificar presença da ACAS no ponto de coleta mais próximo da costa da Ilha de Cabo Frio. A concentração de mercúrio no plâncton foi superior no ponto mais distante da linha de costa e também superior no fitoplâncton em comparação com o zooplâncton em todos os pontos. Portanto, pode-se afirmar que durante o dia da coleta houve influência da ACAS em um dos pontos de coleta, sem influência significativa, mas apresentando acumulação direta de mercúrio na malha correspondente ao fitoplâncton e zooplâncton. Logo, o fenômeno da ressurgência pode ser uma fonte direta de mercúrio para a comunidade planctônica que captura esse metal e o torna biodisponível para outros níveis tróficos.

Palavras-chave: metais-traço; biomagnificação; clorofila-a; ressurgência. Sudeste.

ABSTRACT

The oceanographic upwelling phenomenon provides nutrient and trace metals replacement to surface waters that stimulates primary production. Among the metals, there is mercury, a toxic metal that can be uptake directly by phytoplankton by passive diffusion. Mercury in the environment can turn into methylmercury, a toxic compound that undergoes biomagnification. Coastal upwellings lodge large fish stocks supported by high primary production. Therefore, mercury in these regions is a direct threat to human health through ingestion of seafood. This work aims to verify if there is upwelling influence on plankton mercury bioassimilation in coastal zone. A database of nitrate concentration in water and mercury in plankton was used relative to a collection campaign carried out in three points around the island of Cabo Frio on 11/18/2015 together with meteorological data on precipitation, direction and wind speed (m / s) and surface chlorophyll data available in a COPERNICUS model linked to the European Union. In situ salinity was measured with a probe. Plankton were collected by horizontal hauls using nets with a 20 and 64 μm mesh for phytoplankton and 150 and 300 μm for zooplankton. These nets were coupled to a flowmeter (General Oceanic) to obtain the volume of water filtered during each haul. Water was filtered in the laboratory on 0.45 μm filters and a nitrate determination was performed on ion chromatography (Model: Metrohm). Through the concentration of nitrate (a parameter that highlights the ACAS water mass) and with the support of wind speed and surface chlorophyll data, it was possible to identify the presence of Central South Atlantic Water (CSAW) at the point closest to the coast of Cabo Frio Island. The mercury concentration in plankton was higher at the point farthest from the shoreline and also higher in phytoplankton compared to zooplankton at all points. Thus, during the collection day, there was an influence of CSAW in one of the points with interaction in the assimilation of mercury in plankton. Therefore, the upwelling phenomenon is a direct source of mercury for the planktonic community that captures this metal and makes it bioavailable for other trophic levels.

Keywords: trace-metals; biomagnification; chlorophyll-a; upwelling; southeast

LISTRA DE ILUSTRAÇÕES

<p>Figura 1 - Composição de forças da espiral de ekman. De cima para baixo, 1-Direção do vento, 2-Tensão do vento, 3-Direção da corrente gerada, 4-Efeito Coriolis sobre o transporte de água. Fonte: Adaptado de Timer/Wikimedia Commons (Domínio Público 2004).</p> <p>..... 1</p>	1
<p>Figura 2 - Processo da ressurgência costeira. Fonte: Adaptado de NOAA/Wikimedia Commons (CC0) (2020)..... 2</p>	2
<p>Figura 3 - Mapa da localização da área de estudo, litoral do estado do Rio de Janeiro, com os pontos de coleta. Fonte: Do autor..... 8</p>	8
<p>Figura 4 - Massas d'água componentes plataforma das regiões Sul e Sudeste do Brasil. Fonte: Matsuura (1986)..... 9</p>	9
<p>Figura 5 - Concentração de clorofila-<i>a</i> nas águas de superfície da zona costeira do Rio de Janeiro e local de coleta de plâncton e água (seta), média quinzenal antes da coleta. Fonte: Do autor..... 12</p>	12
<p>Figura 6 - Série temporal, dos 15 dias anteriores à coleta, da concentração média diária de clorofila <i>a</i> superficial do local de coleta. Fonte: Do autor..... 13</p>	13
<p>Figura 7 - Velocidade do vento em m/s no eixo y e o horário (em UTC) de 08:00 até 15:00 no eixo x, abrangendo os horários de cada coleta (09:00 para o ponto 1, 11:51 para o ponto 2 e 14:03 para o ponto 3). Também é possível observar a demarcação de cada ponto de coleta por meio de círculos vermelhos. Fonte: Do autor..... 14</p>	14
<p>Figura 8 - Rosa dos ventos com velocidade e direção do vento do dia de coleta. Fonte: Do autor..... 14</p>	14
<p>Figura 9 - Precipitação acumulada (mm) de 15 dias anteriores à coleta nos municípios de Rio de Janeiro, Iguaba Grande, Arraial do Cabo e Campos dos Goytacazes. Fonte: Do autor.. 15</p>	15
<p>Figura 10 - Concentração média de mercúrio (Hg) em ng/g (peso seco) nas malhas de plâncton. Fonte: Do autor..... 11</p>	11
<p>Figura 11 - Concentração média de mercúrio (Hg) em ng/g (peso seco) nas malhas de plâncton. Fonte: Do autor..... 17</p>	17

Figura 12 - Concentração média de mercúrio (Hg) em ng/g (peso seco) nas malhas de plâncton.

Fonte: Do autor..... 18

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iv
RESUMO	v
ABSTRACT	vi
LISTRA DE ILUSTRAÇÕES	vii
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVO	7
2.1 OBJETIVO GERAL.....	7
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	7
3 MATERIAL E MÉTODOS	8
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	8
3.2 AMOSTRAGEM.....	10
3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS.....	10
3.4 ANÁLISE DOS DADOS	11
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	12
4.1 ANÁLISE METEOROLOGICA	12
4.2 ANÁLISE DE NITRATO	16
4.2 MERCÚRIO NO PLÂNCTON.....	16
5 CONCLUSÃO	21
REFERÊNCIAS	22

1. INTRODUÇÃO

O fenômeno oceanográfico da ressurgência, caracterizado pela subida e emersão de águas profundas e ricas em nutrientes para a superfície, é conhecido por afetar a produtividade em uma escala global (Lalli *et al.* 1997), além de, repor nutrientes para a zona eufótica (Talley 2011).

A ressurgência ocorre por meio de uma sequência de dois eventos: o transporte superficial de Ekman, iniciada pela tensão do vento sobre a superfície do mar (Talley 2011), e o movimento vertical ascendente de massas d'água profundas. O transporte de Ekman se inicia com a incidência de ventos diretamente no oceano em uma determinada direção que promove o desvio da direção das correntes oceânicas de superfície em 45 graus em relação ao vento incidente. O vento incidente na superfície do mar transporta energia para camadas d'água mais profundas de forma que o transporte resultante da ação do vento ocorra em um ângulo reto (90°) em relação à direção do vento incidente (Mann & Lazier 2005).

Diante disso, o transporte de Ekman é resultado da incidência constante de ventos na superfície dos oceanos transportando a água ortogonalmente. (Stewart 2006). Após o deslocamento da água, ocorre um movimento vertical ascendente de massa d'água quando a parcela de água de superfície se desloca, surgindo um espaço “vazio” que logo é preenchido pela parcela de água de fundo (semelhante a um movimento isostático).

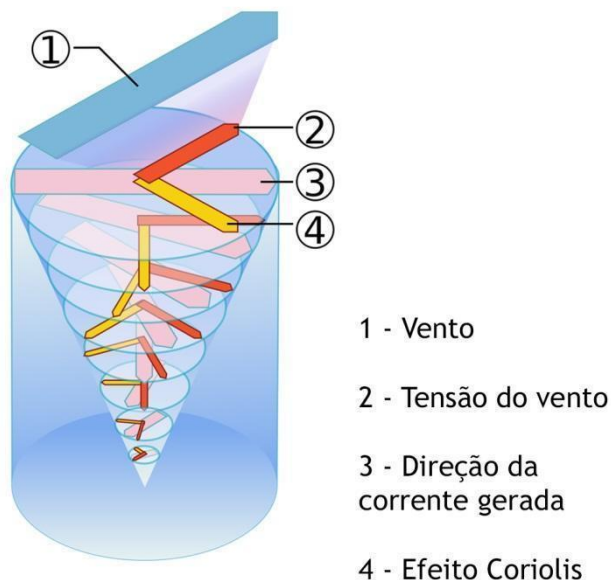


Figura 1- Composição de forças da espiral de ekman. De cima para baixo, 1-Direção do vento, 2-Tensão do vento, 3-Direção da corrente gerada, 4-Efeito Coriolis sobre o transporte de água.

Fonte: Adaptado de Timer/Wikimedia Commons (Domínio Público 2004).

Entre os fenômenos globais de ressurgência, existe a ressurgência costeira que se forma quando o transporte de Ekman ocorre na linha de costa. As águas de superfície são deslocadas em uma direção oposta à costa, ocasionando a subida de águas profundas para ocupar o espaço onde anteriormente estavam localizadas as águas superficiais.

A ressurgência costeira é uma consequência direta da direção da costa e a topografia de fundo (Talley 2011) e se destaca por, aproximadamente, 25% da pesca global ser capturada em cinco áreas de ressurgência costeira no globo que ocupam somente 5% da superfície total dos oceanos (Jennings *et al.* 2001). As principais áreas de ressurgência costeiras estão localizadas nas margens leste dos principais oceanos, associadas às correntes da Califórnia, do Peru, das Canárias e de Benguela (Mann & Lazier 2005).

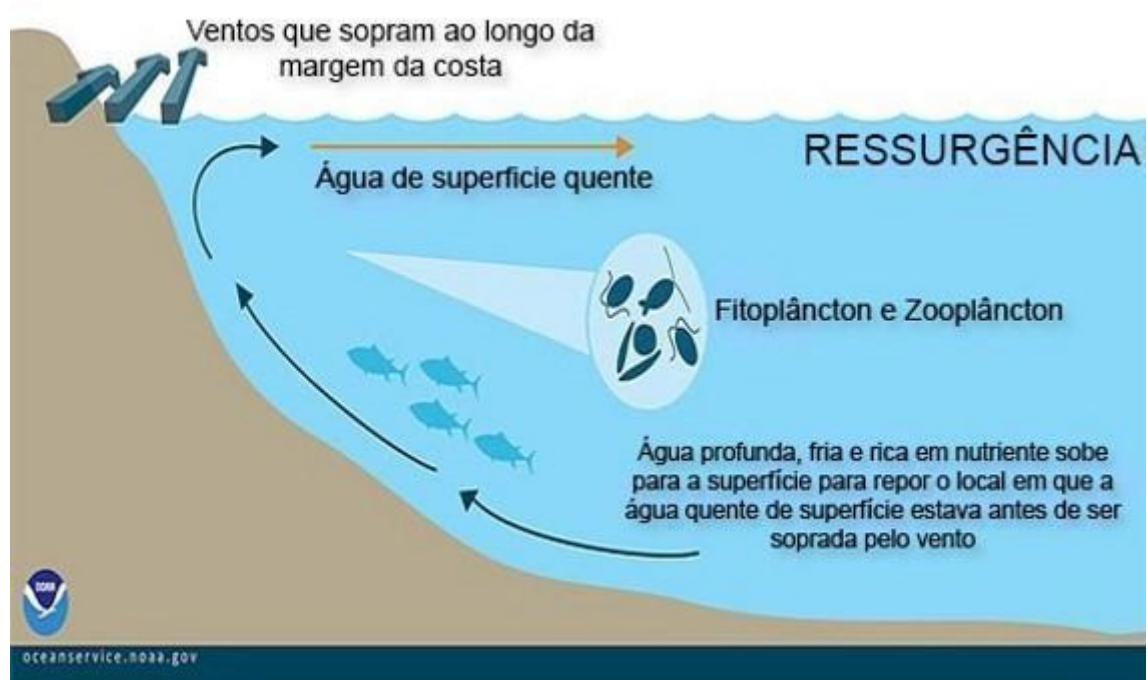


Figura 2- Processo da ressurgência costeira. Fonte: Adaptado de NOAA/Wikimedia Commons(CC0) (2020).

Junto aos nutrientes, a ressurgência também é uma fonte de metais traço para as águas costeiras de superfície (Valdés *et al.* 2008), como o mercúrio (Hg), um metal tóxico que assume a sua forma orgânica de metilmercúrio quando se liga com o radical metila (CH_3) exibindo comportamento biomagnificante ao entrar na teia trófica marinha (Zhang *et al.* 2020).

A biomagnificação ocorre quando há acúmulo de uma determinada substância de um nível trófico para outro superior através do consumo de organismos. Já a bioacumulação, ocorre quando há um acúmulo de uma substância dentro de um organismo, podendo acontecer de

forma indireta através da bioassimilação de compostos no ambiente ou de forma direta por meio do consumo de alimentos.

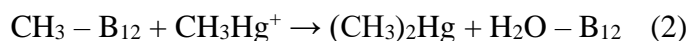
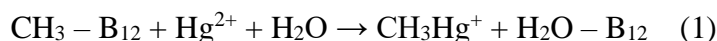
O metilmercúrio age como neurotoxina para os humanos, afetando o sistema nervoso e motor (Harada 1995) e também desempenhando um estresse oxidativo em peixes (Berntssen *et al.* 2003). O mercúrio, na natureza, se apresenta na atmosfera, na água e nos sedimentos sofrendo reações nesses ambientes e nas camadas que os separam (atmosfera-água e sedimento-água).

Em relação aos oceanos, a principal fonte de mercúrio é a deposição atmosférica de mercúrio inorgânico (Amos *et al.* 2013). Desde a revolução industrial, com a industrialização da Europa e América do Norte, houve um aumento de mercúrio oriundo da atmosfera para o norte do Atlântico e Pacífico (Mason *et al.* 2012, Lamborg *et al.* 2014) chegando a ser o dobro ou triplo da concentração de mercúrio a 100 anos atrás nos primeiros 100 m de oceano aberto com um aumento de 25% para as águas intermediárias e 11% para o fundo do oceano (United Nations for Environmental Protection 2013).

A deposição de mercúrio da atmosfera na superfície do oceano é de aproximadamente 3700 t/ano, principalmente na forma de Hg (II) (United Nations for Environmental Protection 2013). O Atlântico Sul representa 11% de toda a superfície dos oceanos, então essa região pode receber cerca de até 410 t de mercúrio por ano da atmosfera (Bratkič *et al.* 2016). Entretanto, apesar do grande número, a maior parte do mercúrio depositado (aproximadamente 70%) é rapidamente reemitida como Hg (0) (Corbitt *et al.* 2011).

Quando o mercúrio entra nos oceanos, se destaca o mercúrio elementar (Hg⁰); o íon mercúrico (Hg²⁺) e os contaminantes metilmercúrio e dimetilmercúrio. Essas espécies químicas são constantemente influenciadas pela interação biótica e pelos compostos orgânicos e inorgânicos. O mercúrio em sua forma elementar (Hg⁰) é volátil mantendo um fluxo com a atmosfera e também, quando presente na água pode sofrer adsorção em partículas e, conseqüentemente, sedimentação. Em seguida, íon mercúrico (Hg²⁺) se relaciona com o enxofre precipitando HgS pouco solúvel de maneira que, na presença de sulfetos, há uma redução na disponibilidade de Hg²⁺ para metilação (Hsu-Kim *et al.* 2013).

Quanto ao composto orgânico biomagnificante e mais tóxico, metilmercúrio, é formado de forma biótica quando microorganismos utilizam-se da metilcobalamina, vitamina B₁₂, capaz de associar o metil ao íon mercúrico (Hg²⁺) como um íon carbânion (Equação 1 e 2; Fitzgerald *et al.* 2007, Chen *et al.* 2007, Miranda *et al.* 2007):



O processo da metilação também é afetado por fatores como a salinidade das águas que atinge diretamente a concentração de íon mercúrio (Hg^{2+}), uma vez que o cloro do sal marinho, em sua forma de íon Cl^- , promove a formação de complexos como HgCl_3^- e HgCl_4^{2-} diminuindo a disponibilidade de Hg^{2+} para a metilação em oceano aberto (Baker *et al.* 1983, Ullrich *et al.* 2001).

A ocorrência de ressurgência influencia o ciclo biogeoquímico do mercúrio (Silva-Filho *et al.* 2014), cuja concentração de suas espécies inorgânicas e orgânicas em oceano aberto são extremamente baixas (Lamborg *et al.* 2014). O conhecimento acerca do ciclo biogeoquímico do Hg ainda possui incógnitas quanto a sua interação com o plâncton marinho de águas costeiras diante de seletas publicações sobre o assunto (Foster *et al.* 2012, Hammerschmidt & Bowman 2012, Zhang *et al.* 2020). Além disso, o fenômeno da ressurgência vem assumindo uma grande importância diante das mudanças climáticas globais. A mudança climática global, por exemplo, poderá intensificar as áreas de ressurgência ao redor do mundo (Bakun 1990, Wang *et al.* 2015).

O plâncton é o nome dado para o grupo de organismos que vivem suspensos na água e que não possuem capacidade locomotora de vencer a força das correntes, ou seja, são transportados por essas correntes (Lalli *et al.* 1997). Os representantes do plâncton, quanto aos seus tamanhos, são usualmente classificados como femtoplâncton (0,02 - 0,2 μm), os vírus marinhos, picoplâncton (0,2 - 2,0 μm), as bactérias marinhas, nanoplâncton (2,0 - 20,0 μm), micropoplâncton (20 - 200 μm), mesoplâncton (0,2 - 20 mm), macropoplâncton (2 - 20 cm) e megaplâncton (20 - 200 cm) (Sieburth & Meyerowitz 1997).

O plâncton, quanto à forma de obter energia, também pode ser dividido entre fitoplâncton (algas microscópicas) e zooplâncton (organismos heterotróficos, geralmente crustáceos, larvas de peixes e outros grupos). O zooplâncton regularmente se alimenta do fitoplâncton, gerando assim a possibilidade de biomagnificação de substâncias no primeiro nível trófico da cadeia aquática. Igualmente, o fitoplâncton está presente em qualquer ambiente iluminado, até sob o gelo nas áreas polares (Lalli *et al.* 1997) e, por isso, se torna responsável por 45% da produção primária anual do planeta, embora represente menos de 1% da biomassa fotossintética do mundo (Falkowski *et al.* 2004).

O fitoplâncton também tem o seu crescimento limitado nos oceanos através de micronutrientes, no qual, a maioria são metais como o Ferro, Zinco, Cobre, Selênio, etc. Dessa forma, a variação temporal e espacial na concentração de metais traço e suas espécies químicas dissolvidas no oceano acarretam uma grande variedade de efeitos no fitoplâncton e biodisponibilidade para o resto da cadeia trófica (Sunda 1990). No entanto, sabe-se que apesar da limitação de seu crescimento, o que determina a captação desses metais traço (micronutrientes) pelo fitoplâncton são os seus custos celulares (McCain *et al.* 2021).

O plâncton, como primeiro nível trófico das teias tróficas marinhas, incorpora diretamente da água o mercúrio inorgânico dissolvido (Lacerda & Malm 2008, Silva-Filho *et al.* 2014) por difusão passiva (Kim *et al.* 2012, Lee & Fisher 2016). O consumo de fitoplâncton pelo zooplâncton pode resultar em uma biomagnificação do mercúrio em até 10.000 vezes (Schartup *et al.* 2017).

A bioacumulação de mercúrio inorgânico no fitoplâncton, potencializado pela ressurgência, inicia o processo de biomagnificação no momento em que o fitoplâncton é consumido. Durante o consumo de plâncton por outros animais, a espécie de mercúrio que predomina a biomagnificação é o metilmercúrio, podendo alcançar predadores de topo como atuns e tubarões (Burger *et al.* 2006; Peterson *et al.* 1973). O metilmercúrio, durante a biomagnificação, percorre toda a teia trófica marinha (Zhang *et al.* 2020) por meio da dieta, a principal via de acúmulo de elementos traços em organismos (Wang 2002, Silva *et al.* 2011) e responsável pelas altas concentrações de mercúrio em seus tecidos (Voegborlo *et al.* 2006).

Ou seja, o plâncton, constituindo a base da teia trófica, é diretamente responsável pelo controle da biodisponibilidade do mercúrio no ecossistema marinho, podendo também ser um indicador de poluição da biota aquática.

A ressurgência, levando nutrientes para a superfície do mar, proporciona um “bloom” da comunidade planctônica e uma elevada piscosidade no local onde ocorre esse fenômeno. No caso do município de Cabo Frio, principal região de ocorrência deste fenômeno oceanográfico no Brasil, no ano de 2011 e 2012, foi o terceiro município, do estado do Rio de Janeiro, com maior produção pesqueira de 16,354 e 17,248 toneladas, respectivamente, representando 21 e 19% da produção estadual para o período 2011 e 2012, respectivamente. (Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de 2013).

Ademais, o principal recurso pesqueiro desembarcado no estado do Rio de Janeiro nos anos de 2011 e 2012 foi a sardinha-verdadeira, somando 57% (2011) e 45% (2012) da produção estadual (Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de 2013). A sardinha é um peixe que se

alimenta diretamente do plâncton, podendo ser contaminada pelo mercúrio mais rapidamente que outros animais da teia trófica e, por ser o maior pescado desembarcado na região, tem um grande potencial de contaminar a população que se alimenta desse recurso pesqueiro.

Segundo o trabalho de Silva *et al.* (2011), foi identificado um conteúdo total de mercúrio variando de 53 ng g⁻¹ na sardinha de espécie *Sardinella brasiliensis* até 1.215 ng g⁻¹ na pescada (*Cynoscion striatus*). No cenário deste estudo, a pescada apresentou uma concentração de mercúrio acima do permitido (1000 ng g⁻¹) para peixes predadores segundo o Ministério da Saúde (Brasil 1998), o que mostra, além do processo de biomagnificação, um perigo imediato à saúde pública através da contaminação por mercúrio pela dieta.

A ressurgência costeira na costa sudeste brasileira, em contrapartida a maioria dos eventos de ressurgência costeira ao redor do mundo, ocorre na borda oeste do Oceano Atlântico em função da mudança na direção costeira de norte-sul para leste-oeste em Cabo Frio e a proximidade da isóbata de 100 m que promove a ressurgência das águas centrais profundas do Atlântico Sul (ACAS) (Valentin 2001).

A subida da ACAS para a superfície pode se estender por quilômetros alcançando até a entrada da Baía da Guanabara durante a primavera e início do verão (Mariano *et al.* 2012)

Os eventos de ressurgência que ocorrem na região costeira do Rio de Janeiro são responsáveis por sustentar uma alta produção pesqueira local, com 17 ton/ano de sardinha em Cabo Frio. Paralelo a isso, é conhecido que o fenômeno da ressurgência também atua como fonte de mercúrio (um metal de baixas concentrações em oceano aberto) para as águas de superfície na zona eufótica, onde há intensa atividade planctônica, bioacumulando por difusão passiva na célula do fitoplâncton e passando adiante esse poluente à medida que o organismo é ingerido, iniciando o processo de biomagnificação.

A alta produtividade primária em zonas de ressurgência costeira estimula uma elevada piscosidade resultando em uma fonte direta de metilmercúrio para o ser humano por meio da atividade pesqueira e consequente consumo de frutos do mar. O plâncton, como os primeiros níveis tróficos, atuam como porta de entrada para esse poluente na teia trófica e no controle de biodisponibilidade de mercúrio, tornando-se necessário uma análise da dinâmica do mercúrio na fauna planctônica. Esse estudo é o primeiro a abordar a distribuição de mercúrio na área offshore de Cabo Frio, onde ocorrem eventos de ressurgência costeira, no Atlântico Sul.

2. OBJETIVO

2.1 OBJETIVO GERAL

Verificar se há influência da ressurgência costeira de Cabo Frio na concentração de mercúrio no plâncton costeiro.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar se houve presença da ACAS nos pontos de coleta;
- Comparar a concentração de mercúrio no plâncton entre os pontos de coleta;
- Analisar concentração de clorofila superficial nos 15 dias anteriores da coleta;

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

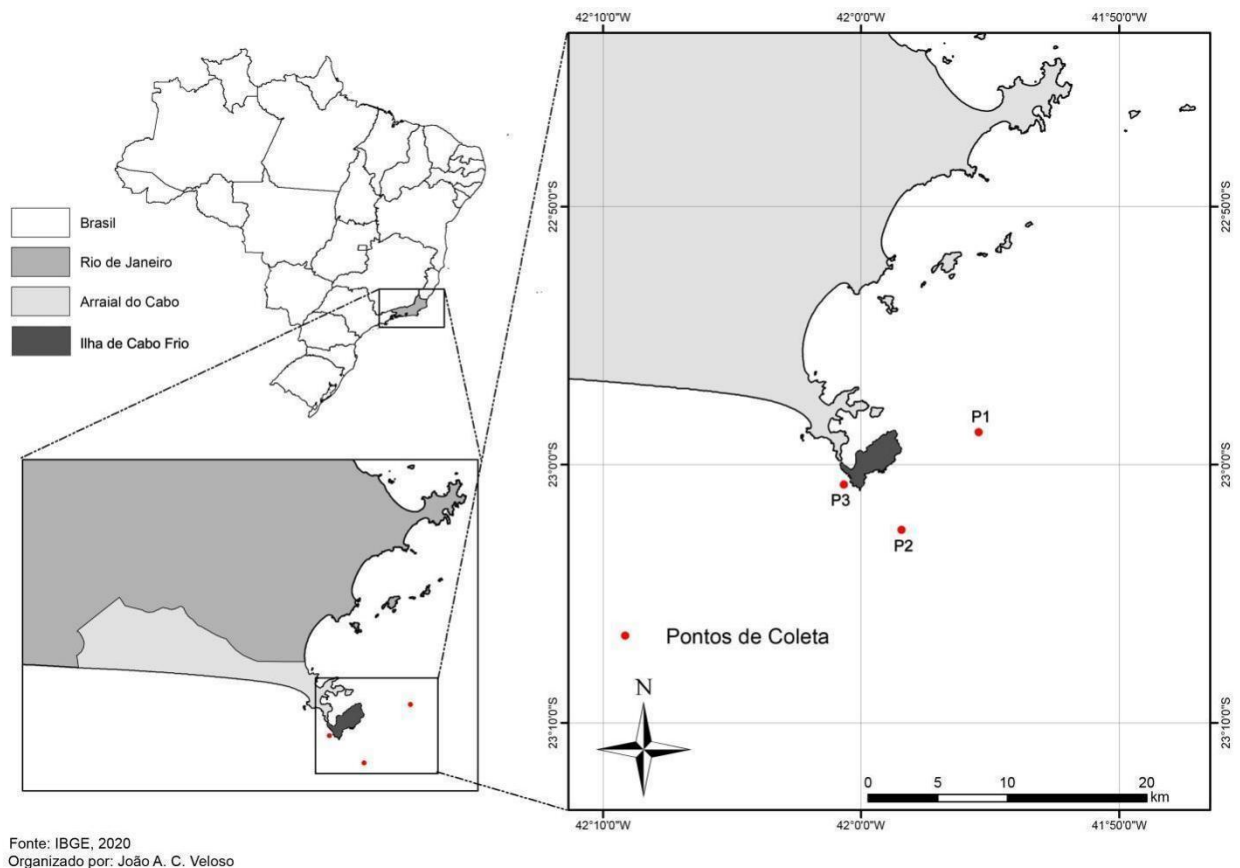


Figura 3- Mapa da localização da área de estudo, litoral do estado do Rio de Janeiro, com os pontos de coleta.

Os pontos de coleta se localizam na região costeira de Arraial do Cabo, município do estado do Rio de Janeiro. O fenômeno da ressurgência nesta região ocorre pela incidência dos ventos de nordeste que provocam um fluxo de massa d'água Água Tropical em direção ao mar, induzindo a ressurgência da ACAS (Água Central do Atlântico Sul) ao longo da zona fótica da plataforma continental média e externa (Lessa 2014).

As massas d'água que compõem a zona costeira do Rio de Janeiro, em direção offshore, são:

Água Costeira (AC), logo em contato com o continente, formada por meio da mistura entre as águas ao redor do continente e Água Central do Atlântico Sul (ACAS); em direção ao mar, Água da Plataforma (AP), localizada na região da plataforma continental recebendo influência da Água Costeira, ACAS, e Água Tropical (AT); ao lado, a Água Tropical (AT), localizada na Corrente do Brasil na superfície do mar acima do talude continental; abaixo, a

Água Central do Atlântico Sul (ACAS), massa d'água que sobe para a superfície durante a ressurgência, que está sobre a Água Intermediária Antártica (AIA) e sucedida da Água Profunda do Atlântico Norte (APAN) (Silveira *et al.* 2000).

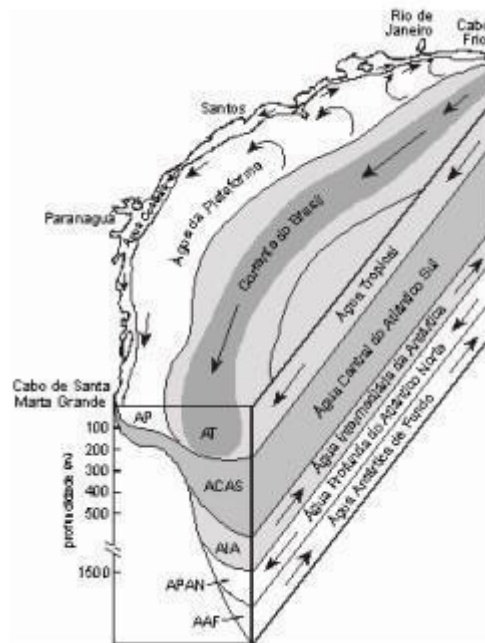


Figura 4- Massas d'água componentes plataforma das regiões Sul e Sudeste do Brasil.
Fonte: Matsuura (1986)

A ressurgência nesta costa não acontece durante o ano inteiro, mas principalmente durante o verão (dezembro até março) por meio da incidência em alta velocidade de ventos de nordeste (NE), provenientes do anticiclone subtropical do Atlântico sul (Valentin 2001). Já durante o inverno (junho a setembro), os ventos NE se tornam mais fracos e a frequência dos sistemas atmosféricos frontais com ventos sudoeste (SW) se tornam mais intensos, favorecendo a entrada de águas quentes de superfície em direção à costa, onde as águas de ressurgência se localizavam no verão (Lessa 2014).

Além disso, no ambiente *in situ*, a interação entre a Água Tropical e a pluma fria de ressurgência pode formar meandros e redemoinhos na superfície do mar que levam água costeira e águas oligotróficas do oceano em direção à linha de costa (Calado *et al.* 2006), mas também favorece e intensifica a subida de águas mais profundas, contribuindo para a entrada da ACAS na zona fótica da plataforma continental (Campos *et al.* 2000, Silveira *et al.* 2000 e Calado *et al.* 2006). Essa interação de massas d'água forma um sistema de retroalimentação que mantém o fenômeno de ressurgência enquanto os ventos NE, responsáveis pelo fenômeno da ressurgência na zona costeira do Rio de Janeiro, atuam na linha de costa.

A topografia da zona costeira de Cabo Frio também é um fator que auxilia e facilita a ressurgência. Nessa região, as isóbatas que compõem a plataforma continental, de 50 metros e de 100 metros, seguem em uma direção N-S, mas, justamente na zona costeira de Cabo Frio, a direção das isóbatas muda drasticamente de N-S para E-W de forma que, além da direção, também há um encurtamento na extensão do perfil da plataforma continental que tornam as isóbatas próximas à linha de costa, formando uma “escada” que facilita a subida da ACAS para a superfície durante a ressurgência (Centro de Hidrografia da Marinha 2021).

3.2 AMOSTRAGEM

A pesquisa foi feita com um banco de dados referente a uma campanha de coleta realizada na costa de Cabo Frio. As coletas foram realizadas em três pontos ao redor da ilha de Cabo Frio no dia 18/11/2015. *In situ* foi medida a salinidade com sonda.

As amostras de plâncton foram coletadas através de arrasto horizontal utilizando redes de diversos diâmetros de poros (20 e 64 μm para fitoplâncton e 150 e 300 μm para zooplâncton). A estas redes foi acoplado um fluxômetro para obtenção do volume de água filtrado durante cada arrasto. Na embarcação, o material foi mantido sob refrigeração a 4°C. No laboratório de Geoquímica da Universidade Federal Fluminense, esta amostra foi cuidadosamente filtrada em uma malha de 20 μm para remoção do excesso de água. Este processo de filtração foi manual para evitar o rompimento dos organismos gelatinosos e células mais delicadas. Em seguida, o material foi congelado e posteriormente liofilizado por 72 horas. Após esta etapa, o material foi homogeneizado com emprego de gral e pistilo de ágata.

Para a coleta de água, as amostragens foram feitas em fundo fixo de 20 m com coletas de superfície na camada de 0 a 5 m de profundidade. As amostras de água foram coletadas utilizando garrafas de Van Dorn, e ainda na embarcação foram transferidas para frascos de vidro âmbar de (500 mL). Os frascos foram previamente descontaminados, e enxaguados com água ultrapura. Logo após a coleta o material foi armazenado no escuro sob refrigeração a 4°C para preservação da amostra. No laboratório as amostras de água foram filtradas em filtros de acetato de celulose 0,45 μm e a determinação de nitrato foi realizada em cromatografia iônica (Modelo: Metrohm).

3.3 ANÁLISES LABORATORIAIS

Previamente antes da determinação de Hg, as amostras de plâncton liofilizadas foram pesadas (Balança com precisão de 0,0001g) em cadinhos de quartzo e o Hg total foi

determinado em um equipamento LUMEX (Modelo 915M/Pyro 915+). A análise da concentração de Mercúrio foi feita com duplicatas em todos os pontos de amostragem e com triplicatas no Ponto 1 e 2 nas malhas de 64 e 300 μm e no Ponto 3 na malha de 20 μm .

3.4 ANÁLISE DOS DADOS

Para interpretação da distribuição de Hg nas amostras de plâncton, os resultados foram relacionados a dados meteorológicos (velocidade do vento em m/s, direção do vento e precipitação em mm) disponíveis na base do INMEP (Instituto Nacional de Meteorologia) na estação de Arraial do Cabo, além de dados de clorofila superficial em imagens de satélite (Landsat/Copernicus) e as concentrações de Nitrato dissolvido na água.

Foi feito um gráfico de precipitação (mm) acumulada nos 15 dias anteriores à coleta nos municípios de Rio de Janeiro, Iguaba Grande, Arraial do Cabo e Campos dos Goytacazes com objetivo de verificar a influência da chuva para a descarga da Baía de Guanabara e rio Paraíba do Sul (próximos ao local de coleta). Foi feito uma rosa dos ventos feita com os dados de direção e velocidade do vento em m/s para o ponto de coleta

Para obtenção dos valores de clorofila através de imagens de satélite, foi realizada uma classificação da banda de clorofila superficial na água em uma média quinzenal (15 dias antes do dia da coleta) para confeccionar uma figura que mostra a concentração de clorofila-*a* superficial da área de estudo. Além de, com os dados de clorofila-*a* superficial, foi feita uma série temporal da concentração média diária de clorofila-*a*, produzida com os mesmos dados utilizados para a confecção da figura 1, dos 15 dias anteriores à coleta (03/11/2015 até 18/11/2015).

Para organização dos dados e confecção de todos os gráficos, foi utilizado o programa Microsoft Excel 2010 e WRPLOT View Freeware 8.0.2. Já para as análises de sensoriamento remoto, foi utilizado o programa Google Earth Pro.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ANÁLISE METEOCENOGRÁFICA

Para complementar os dados químicos, foi feita a confecção da figura 6, uma imagem de satélite com dados de clorofila-*a* (mg/m^3) na superfície do mar em uma média de 15 dias anteriores à coleta (18/11/2015) no horário de 12:00 utilizando dados do satélite Landsat disponibilizados pelo programa europeu de observação da terra, Copernicus. Além disso, também com os dados da plataforma Copernicus, foi feito uma série temporal da concentração média diária de clorofila *a* superficial dos 15 dias anteriores à coleta como mostra a figura 9.

Além disso, também foram feitas três figuras com dados meteorológicos, disponibilizados pelo INMET. A primeira figura, de velocidade do vento (m/s), ao longo do dia identifica os pontos de coleta. A terceira figura, uma rosa dos ventos com dados de direção e velocidade do vento em m/s para o local de coleta.

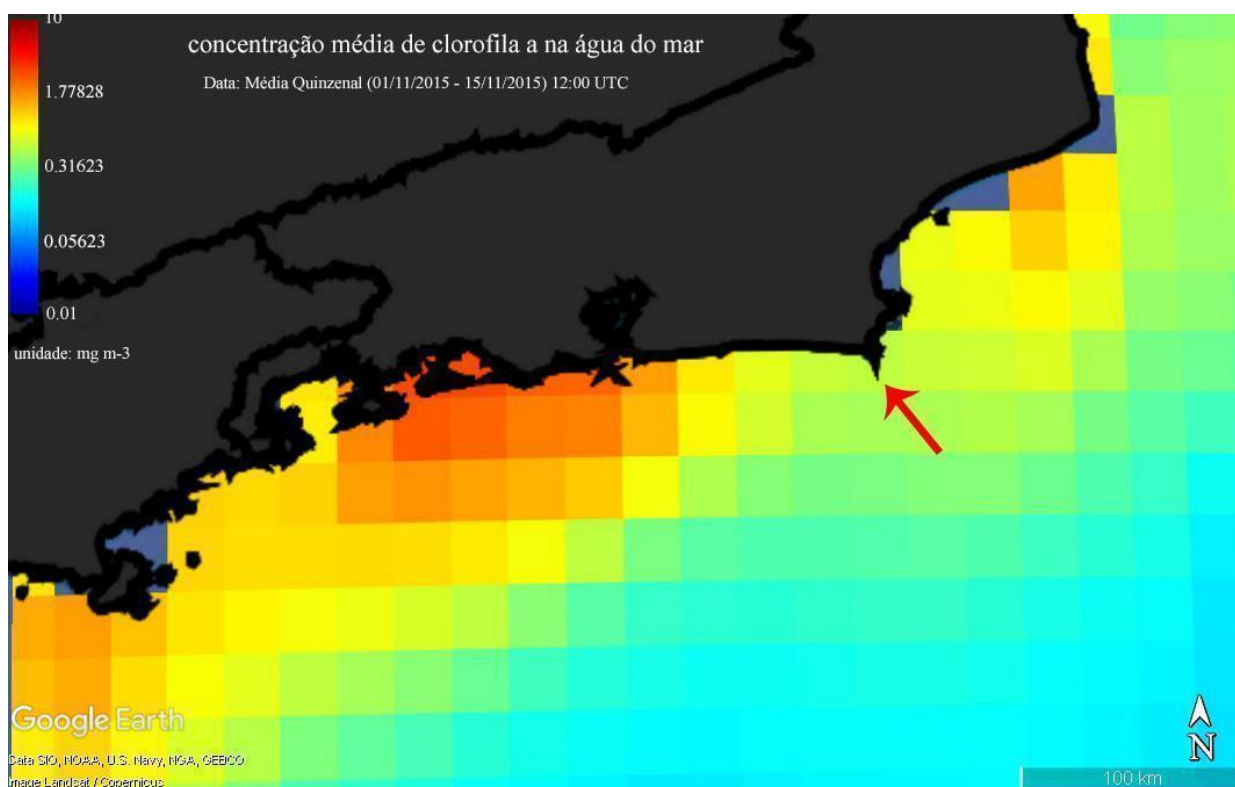


Figura 5- Concentração de clorofila-*a* nas águas de superfície da zona costeira do Rio de Janeiro e local de coleta de plâncton e água (seta), média quinzenal antes da coleta. Fonte: Do autor.

A figura acima mostra a distribuição de clorofila *a* superficial (em mg/m^3) na zona costeira do Rio de Janeiro com dados disponibilizados pela plataforma Copernicus em uma média quinzenal do dia 03/11/2015 até 18/11/2015. Na figura há uma seta destacando a área de estudo e, para o local de coleta, foi observado uma concentração média diária de clorofila-*a* superficial de $0,52198 \text{ mg}/\text{m}^3$.

O gráfico abaixo com eixo Y apresenta a concentração de clorofila a em mg/m^3 e o eixo x apresenta o tempo em dias. Para o dia da coleta (18/11/2015) foi observado uma concentração média diária de clorofila a superficial de $0,38 \text{ mg}/\text{m}^3$.

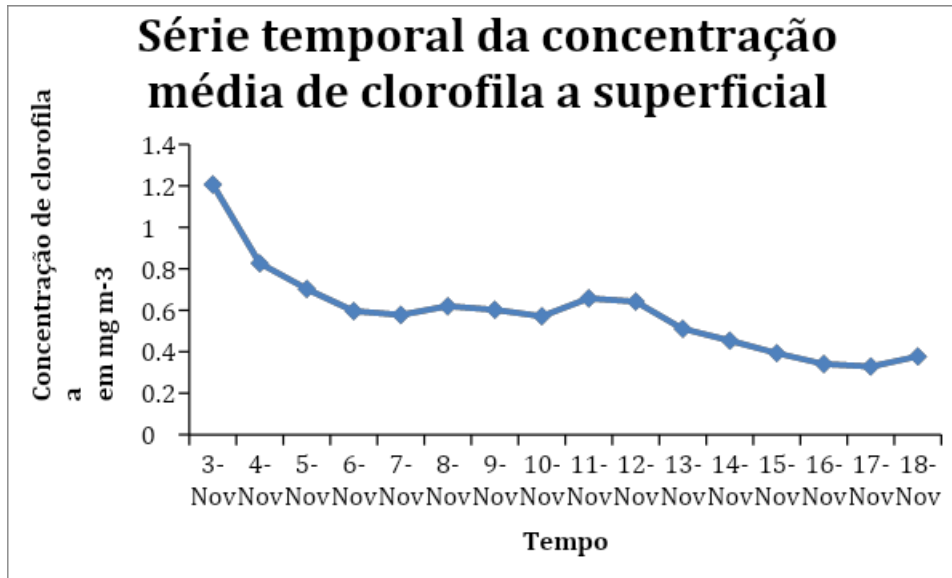


Figura 6- Série temporal, dos 15 dias anteriores à coleta, da concentração média diária de clorofila a superficial do local de coleta. Fonte: Do autor.

Os dados de clorofila superficial condizem com a estação de primavera, onde a ocorrência de ressurgência é menos intensa no local de coleta já que, quando ocorre o fenômeno oceanográfico ou presença de vórtices, as concentrações de clorofila superficial costumam variar entre 2.0 a $2.7 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ (Kampel *et al.* 2005) podendo superar $10 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ nos casos de ressurgência intensa (Moser & Giancesella-Galvão 1997, Aidar-Aragão *et al.* 1980).

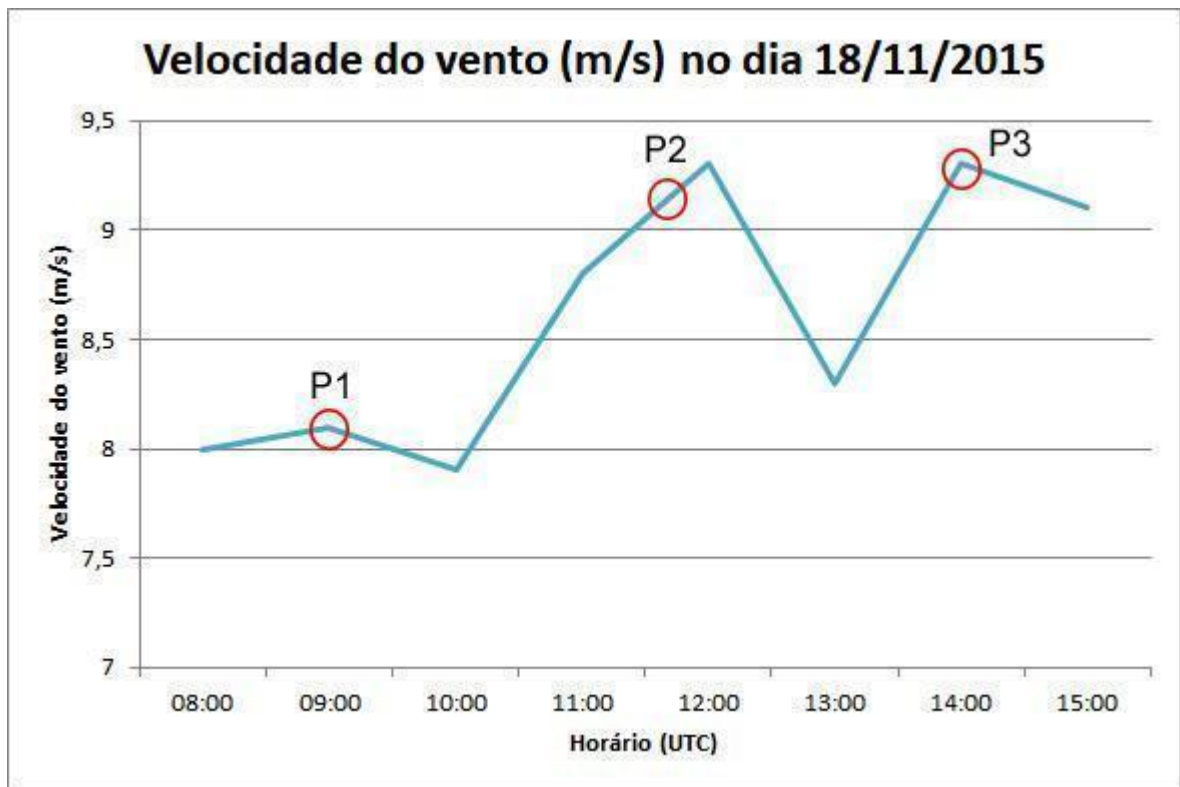


Figura 7- Velocidade do vento em m/s no eixo y e o horário (em UTC) de 08:00 até 15:00 no eixo x, abrangendo os horários de cada coleta (09:00 para o ponto 1, 11:51 para o ponto 2 e 14:03 para o ponto 3). Também é possível observar a demarcação de cada ponto de coleta por meio de círculos vermelhos. Fonte: Do autor.

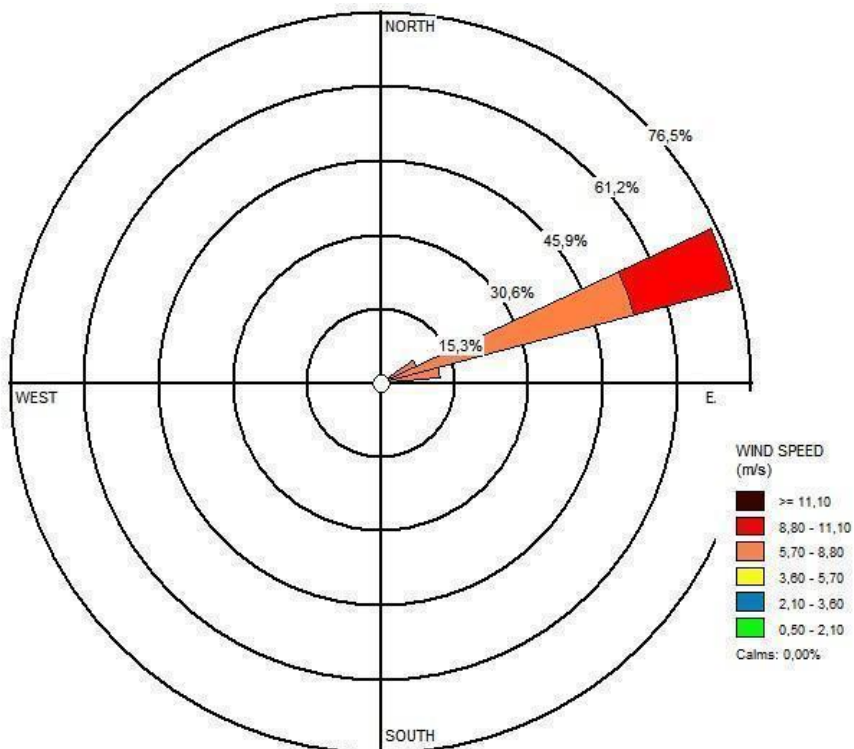


Figura 8- Rosa dos ventos com velocidade e direção do vento do dia de coleta. Fonte: Do autor.

Sobre a figura 1, no ponto 1, a velocidade do vento foi de 8.1 m/s, no ponto 2 e 3 foi de 9.3 m/s. É possível observar o padrão de ventos NE com quase 76% dos ventos medidos na faixa de 9 m/s.

Os dados de direção do vento condizem com o padrão de ventos NE que provocam a subida de águas profundas na região durante a estação de verão (onde o fenômeno é mais intenso). Contudo, a velocidade do vento não chegou a uma intensidade forte comparada aos momentos em que a ressurgência é intensa onde pode superar a faixa de 15 m/s (Carmo *et al.* 2020, Ikeda *et al.* 1974)

A figura abaixo apresenta a precipitação (mm) acumulada em 15 dias anteriores à coleta no eixo y, de 03/11/2015 até 18/11/2015, dos municípios de Rio de Janeiro, Iguaba Grande, Arraial do Cabo e Campos dos Goytacazes. No município de Rio de Janeiro, a precipitação acumulada foi de 106,2 mm; para Iguaba Grande a precipitação acumulada foi de 68 mm; em Arraial do Cabo a precipitação acumulada foi de 66,6 mm e para o município de Campos dos Goytacazes, a precipitação acumulada foi de 106,4 mm.



Figura 9- Precipitação acumulada (mm) de 15 dias anteriores à coleta nos municípios de Rio de Janeiro, Iguaba Grande, Arraial do Cabo e Campos dos Goytacazes. Fonte: Do autor.

Durante a estação de primavera, para a data em que foi feita a coleta do trabalho, é comum a ocorrência de Sistemas Frontais que promovem ocorrência de precipitação principalmente durante o período de noite/madrugada (Derecynski *et al.* 2009). Entretanto, apesar das características meteorológicas da estação de primavera, a precipitação acumulada nos 15 dias anteriores à coleta em todos os municípios estudados está abaixo dos limites mínimos para chuvas intensas no estado do Rio de Janeiro (Davis & Naghettini 2000).

Embora o período analisado pela figura 13 tenha apresentado precipitação alta para o município de Campos dos Goytacazes em relação ao resto do ano (Climate-Data, 2021). A precipitação para o ano de 2015, ano de ocorrência de El Niño, foi inferior à média histórica de

1969 a 2013, indicando um ano moderadamente seco com vazão do Rio Paraíba do Sul reduzida (Costa *et al.* 2018).

4.2 ANÁLISE DE NITRATO

No ponto 1 (P1), a concentração de Nitrato em superfície foi de 0,56 mg/L e em fundo foi de 0,30 mg/L enquanto a temperatura de superfície foi de 22,91 °C e em fundo foi de 19,44 °C. No ponto 2 (P2), a concentração de Nitrato em superfície foi de 0,32 mg/L e em fundo foi de 0,31 mg/L enquanto a temperatura de superfície foi de 21,12 °C e em fundo foi de 21,4 °C. Já no ponto 3 (P3), a concentração de Nitrato em superfície foi de 1,40 mg/L e em fundo foi de 0,80 mg/L enquanto a temperatura de superfície foi de 21,12 °C e em fundo foi de 15,91 °C.

4.2 MERCÚRIO NO PLÂNCTON

Para interpretação dos resultados, as amostras de plâncton coletadas foram classificadas de acordo com a tabela 1.

Tabela 1- Classificação de cada malha da rede planctônica utilizada na coleta.

Malha (μm)	Classificação
20	Fitoplâncton e/ou Partículas inorgânicas
64	Fitoplâncton e Microzooplâncton
200	Zooplâncton
300	Zooplâncton

Em relação à concentração de mercúrio inorgânico (ng/g) em cada malha de plâncton, os resultados estão apresentados nas figuras 6, 7 e 8. Para cada figura, foi utilizada a média das duplicatas e triplicatas da concentração de mercúrio com o desvio padrão (eixo y) nas malhas de plâncton (eixo x).

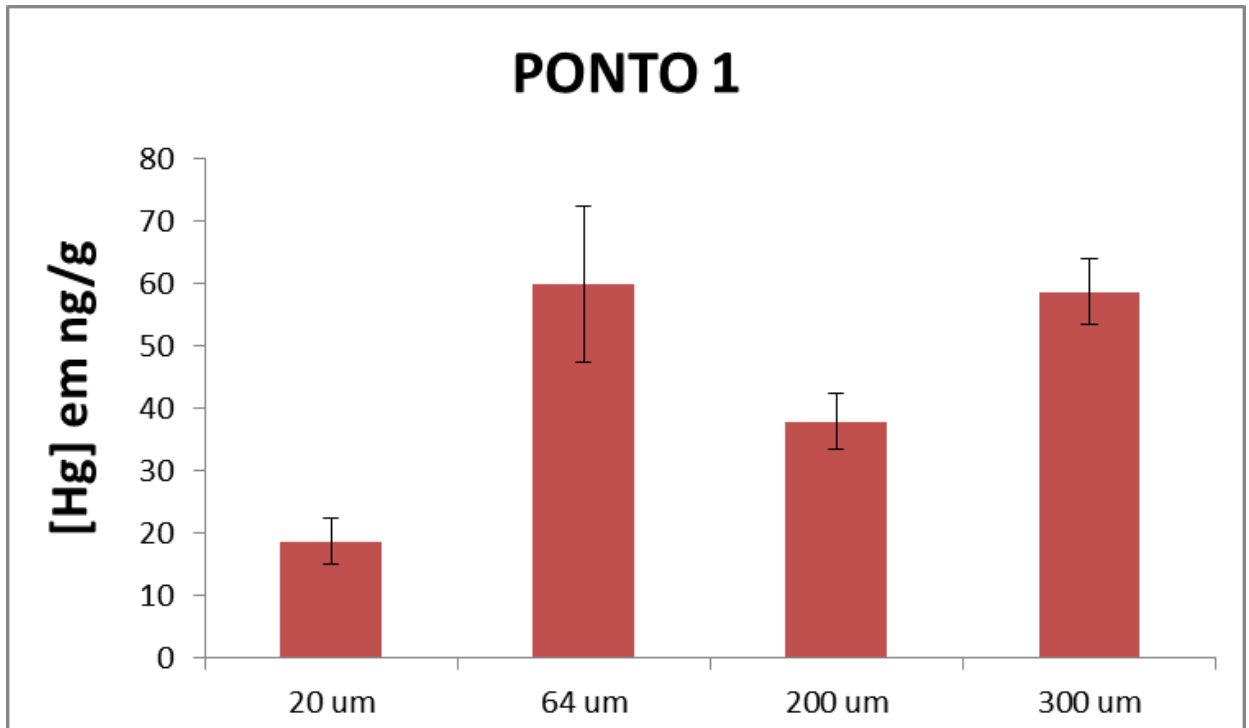


Figura 10- Concentração média de mercúrio (Hg) em ng/g (peso seco) nas malhas de plâncton.
Fonte: Do autor.

Para o ponto 1 (P1), a concentração média de mercúrio inorgânico nas malhas de 20, 64, 200 e 300 µm foi de 18.6 ng/g, 59.7 ng/g, 37.8 ng/g e 58.6 ng/g com desvio padrão de 3.7, 12.5, 4.5 e 5.3, respectivamente. Nesse ponto a maior concentração de mercúrio esteve na malha correspondente ao fitoplâncton (64 µm) e zooplâncton (300 µm).

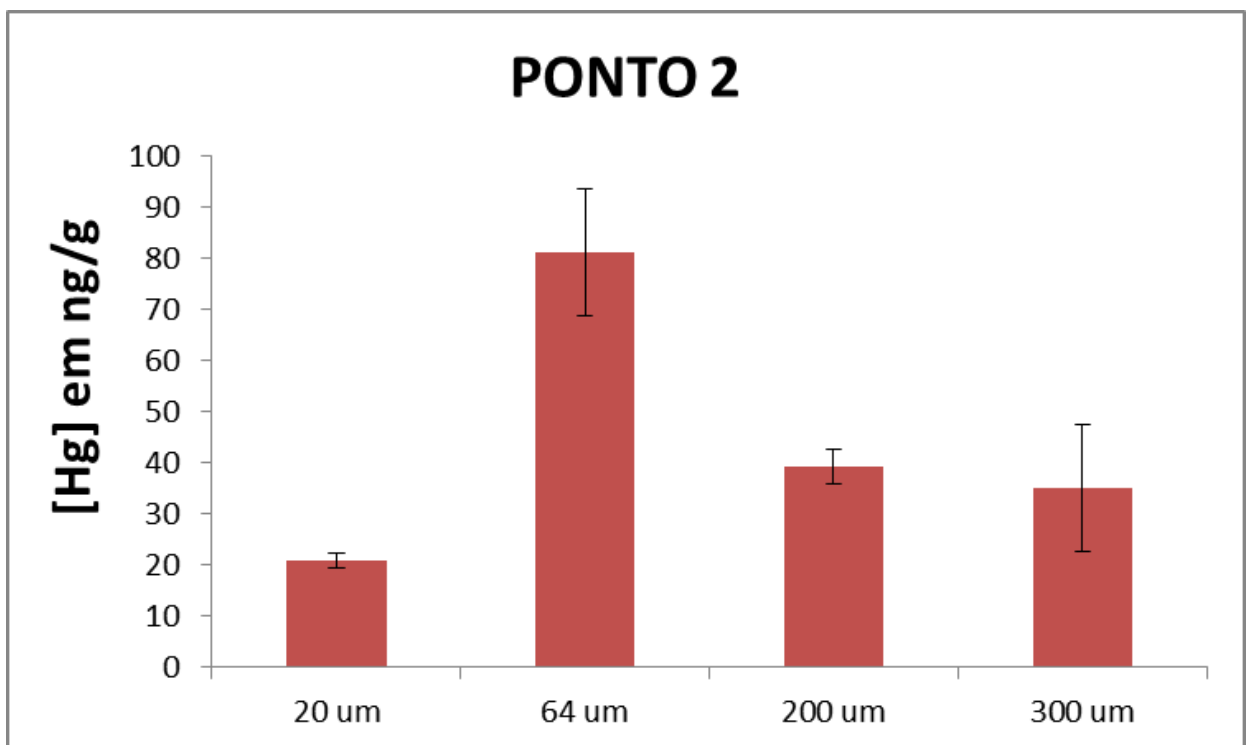


Figura 11- Concentração média de mercúrio (Hg) em ng/g (peso seco) nas malhas de plâncton.
Fonte: Do autor.

Para o ponto 2 (P2), a concentração média de mercúrio inorgânico nas malhas de 20, 64, 200 e 300 μm foi de 20,9 ng/g, 81,2 ng/g, 39,4 ng/g e 35,1 ng/g com desvio padrão de 1,4, 12,4, 3,4 e 12,4, respectivamente. Nesse ponto, a maior concentração de mercúrio foi na malha de fitoplâncton (64 μm).

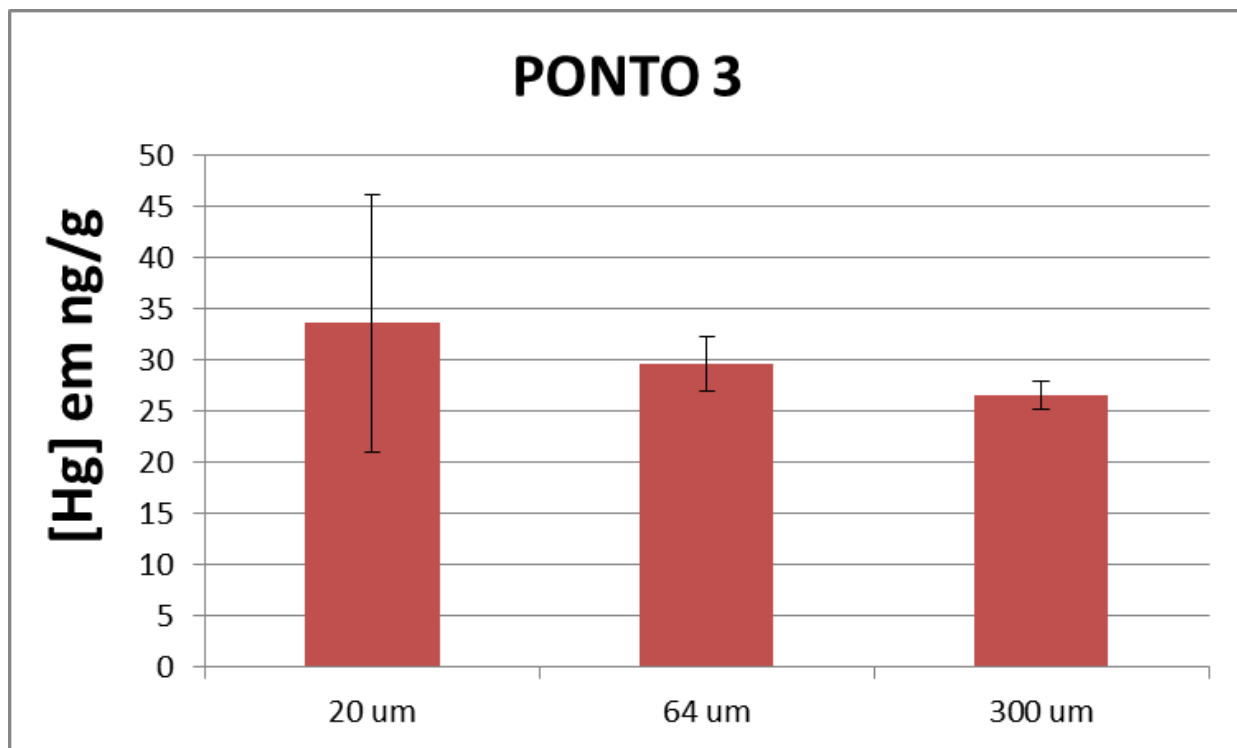


Figura 12- Concentração média de mercúrio (Hg) em ng/g (peso seco) nas malhas de plâncton.
Fonte: Do autor.

Já para o ponto 3 (P3), a concentração média de mercúrio inorgânico nas malhas de 20, 64 e 300 μm foi de 33,6 ng/g, 29,9 ng/g e 26,6 ng/g com desvio padrão de 12,6, 2,7 e 1,4, respectivamente. Nesse ponto, as concentrações de mercúrio foram semelhantes com a maior concentração na malha de fitoplâncton e/ou partículas inorgânicas na faixa de 26,6 ng/g.

A concentração de mercúrio em todos os pontos de coleta foi maior na malha de 64 μm que corresponde ao fitoplâncton e microzooplâncton. Isso pode ser explicado pelo processo ativo de bioacumulação de mercúrio através da dieta (microzooplâncton consumindo fitoplâncton).

As concentrações de mercúrio em todos os pontos de coleta da região se destacam se comparadas a ambientes conhecidos por alta produtividade. Por exemplo, Gosnell *et al.* (2017), após um estudo da transferência trófica de metilmercúrio, encontrou na parte mais interna do estuário de Long Island, nos Estados Unidos, a maior concentração de mercúrio inorgânico no fitoplâncton (malha de 5 a 20 μm) em 0,00431 ng/g e no zooplâncton (malha planctônica de 200 a 500 μm) a maior concentração de mercúrio inorgânico em 0,02 ng/g.

Já na parte externa do estuário, foi encontrado no fitoplâncton concentração de mercúrio inorgânico em 0,00245 ng/g e no zooplâncton concentração de mercúrio inorgânico em 0,045 ng/g. O estuário de Long Island é conhecido por receber inúmeros aportes fluviais da cidade de Nova Iorque e, mesmo na região interna do estuário, os resultados foram significativamente menores que a área de estudo deste trabalho, uma região de ressurgência em um período onde o fenômeno encontra-se enfraquecido.

Os dados de concentração de mercúrio para cada malha foram comparados com dados de outros autores na região costeira brasileira, como mostra a tabela 2.

Tabela 2- Concentrações de mercúrio no plâncton de outras regiões da zona costeira brasileira.

Autor	Local	Ano	Ano de coleta	Min-Max
Nascimento <i>et al.</i>	Lago pururuzinho AM/Brasil	2006	2004-2005	34 - 337 ng/g
Nascimento <i>et al.</i>	Reservatório Usina Hidrelétrica de Samuel RO/Brasil	2009	2003-2004	23 - 223 ng/g
Kehrig <i>et al.</i>	Baía Guanabara RJ/Brasil	2009	2004-2005	0,08 - 0,9 nmol/g
Kehrig <i>et al.</i>	Baía Guanabara RJ/Brasil	2010	2005	10,9 - 18,8 ng/L
Seixas <i>et al.</i>	Baía Ilha Grande RJ/Brasil	2014	2011	3,0 ng/g
Silva-Filho <i>et al.</i>	Baía de Cabo Frio RJ/Brasil	2014	2003-2004	2,0 - 2,5 ng/g
Silva & Silva-Filho	Costa da Ilha de Cabo Frio RJ/Brasil	2007	2003-2004	0,24 - 20,8 ng/g
Trabalho presente	Costa da Ilha de Cabo Frio RJ/Brasil	2021	2015	26,6 - 81,2 ng/g

De acordo com a comparação, é possível observar que os resultados deste trabalho foram significativamente menores que em ambientes marcados pelo processo da metilação do mercúrio como lagos e reservatórios de usinas. Contudo, em relação aos outros dados da zona costeira do Rio de Janeiro, os valores do trabalho presente foram maiores que os da Baía da Guanabara, um ambiente marcado pela poluição antrópica, e os da própria região deste trabalho.

O período de coleta de material planctônico feito por Silva & Silva-Filho (2003-2004) não foi durante o período de ocorrência de ressurgência, logo, é possível que a ressurgência possa ter enriquecido as águas superficiais com mercúrio. Além disso, os valores de mercúrio no plâncton para esse trabalho estavam acima dos valores de “background” de 20 a 50 ng/g para uma

grande diversidade de alimentos, segundo a Organização Mundial da Saúde (World Health Organization 1990).

5. CONCLUSÃO

Os resultados indicam que o período no qual foi coletado as amostras as condições meteorológicas foram favoráveis a ocorrência de ressurgência (ventos fortes com direção NE) e que houve uma maior influência da massa d'água ACAS no ponto 3 e Água Costeira no ponto 1 e 2. Durante o período, houve ocorrência contínua de ressurgência por pelo menos 15 dias anteriores à coleta sem influências significativas da descarga da baía da Guanabara e do rio Paraíba do Sul, nas proximidades do local de coleta. É possível que a pluma de ressurgência estivesse começando a chegar à superfície primeiramente pelo ponto 3 mais próximo da costa.

A concentração de mercúrio no plâncton foi maior no ponto 2, mais distante da Ilha de Cabo Frio, e foi diminuindo conforme se aproximava da linha de costa e em todos os pontos a concentração de mercúrio foi maior entre o fitoplâncton e microzooplâncton (malha de 64 μm). Embora o ponto com influência da massa d'água ACAS não representou grandes concentrações de mercúrio comparado aos outros pontos, os resultados mostram que o processo de bioacumulação pode ter ocorrido de forma ativa para todos os pontos, levando a crer que, em área de ressurgência, o processo de bioacumulação é fomentado inclusive sob menor influência da pluma de água fria. A área de estudo é um local marcado por altas concentrações de mercúrio comparado a outras regiões pelo Brasil e exterior, excedendo até o limite permitido pela legislação brasileira. Diante disso, tornam-se necessários mais estudos sobre concentração de mercúrio na fauna planctônica (responsável por controlar a biodisponibilidade do metal na teia trófica) da ilha de Cabo Frio/RJ, uma região com intensa produtividade pesqueira no qual muitos pescados se alimentam diretamente do plâncton, podendo se tornar uma questão séria de saúde pública.

REFERÊNCIAS

- Aidar-Aragão E. *et al.* 1980. Produção primária e concentração de clorofila-*a* na costa brasileira (Lat. 22° 31'S - Long. 41°52'W a Lat. 28°43'S - Long. 47°57'W). *Boletim do Instituto Oceanográfico*, **29**(2): 09-14. <http://dx.doi.org/10.1590/s0373-55241980000200003>.
- Amos Helen M. *et al.* 2013. Legacy impacts of all-time anthropogenic emissions on the global mercury cycle. *Global Biogeochemical Cycles*, American Geophysical Union (AGU). **27**(2): 410-421. <http://dx.doi.org/10.1002/gbc.20040>.
- Baker M.D. *et al.* 1983. Effect of acidification, metals and metalloids on sediment microorganisms. *Water Research*, Elsevier BV, **17**(8):925-930. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90167-7](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(83)90167-7).
- Bakun A. *et al.* 1990. Faltou o título. *Science*, American Association for the Advancement of Science (AAAS), **247**(4939): 198-20. <http://dx.doi.org/10.1126/science.247.4939.198>.
- Berntssen Marc H.G. *et al.* 2003. Chronic dietary mercury exposure causes oxidative stress, brain lesions, and altered behaviour in Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Aquatic Toxicology*, Elsevier BV, **65**(1): 55-72. [http://dx.doi.org/10.1016/s0166-445x\(03\)00104-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0166-445x(03)00104-8).
- Brasil. Ministério da Saúde. 1998. *Portaria nº 685, de 27 de agosto de 1998*. Aprova o Regulamento Técnico “Princípios Gerais para o Estabelecimento de Níveis Máximos de Contaminantes Químicos em Alimentos e seu Anexo Limites Máximos de Tolerância para Contaminantes Inorgânicos. Brasília,DF, Ministério da Saúde.
- Bratkich Arne. *et al.* 2016. Mercury presence and speciation in the South Atlantic Ocean along the 40°S transect. *Global Biogeochemical Cycles*, American Geophysical Union (AGU), **30**(2): 105-119. <http://dx.doi.org/10.1002/2015gb005275>.
- Burger Joanna & Gochfeld Michael. 2006. Mercury in fish available in supermarkets in Illinois: are there regional differences?. *Science Of The Total Environment*, Elsevier BV, **367**(2-3):1010-1016, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.04.018>.
- Calado L. *et al.* 2006. A parametric model for the Brazil Current meanders and eddies off southeastern Brazil. *Geophysical Research Letters*, American Geophysical Union (AGU), **33**(12): 327-345. <http://dx.doi.org/10.1029/2006gl026092>.
- Campos Edmo J. D. *et al.* 2000. Shelf break upwelling driven by Brazil Current Cyclonic Meanders. *Geophysical Research Letters*, American Geophysical Union (AGU), **27**(6): 751-754. <http://dx.doi.org/10.1029/1999gl010502>.
- Carmo Luiz Felipe Rodrigues. *et al.* 2020. Estimativa do perfil de vento e potencial eólico offshore para costa de Cabo Frio. *Sistemas & Gestão*, Laikos Servicos Ltda, **15**(1): 46-52. <http://dx.doi.org/10.20985/1980-5160.2020.v15n1.1614>.
- Chen Baowei. *et al.* 2007. Methylation of inorganic mercury by methylcobalamin in aquatic systems. *Applied Organometallic Chemistry*, Wiley, **21**(6): 462-467, <http://dx.doi.org/10.1002/aoc.1221>.
- Climate-Data. 2021. *Clima Campos dos Goytacazes (Brasil)*. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/rio-de-janeiro/campos-dos-goytacazes-4053/>. Acesso em: 02 nov. 2021.

Corbitt Elizabeth S. *et al.* 2011. Global Source–Receptor Relationships for Mercury Deposition Under Present-Day and 2050 Emissions Scenarios. *Environmental Science & Technology*, American Chemical Society (ACS), **45**(24): 10477-10484. <http://dx.doi.org/10.1021/es202496y>.

Costa Larissa Ferreira. *et al.* 2018. Análise da precipitação da bacia do rio Paraíba do Sul com enfoque nos anos de 2014 a 2017. *In: 3º Simpósio de Recursos Hídricos do Rio Paraíba do Sul, Juiz de Fora. Anais[...]*, Juiz de Fora, Ufjf, p. 1-10.

Davis Elisabeth Gielman & Naghettini Mauro Cunha. 2000. *Estudo de chuvas intensas no Estado do Rio de Janeiro*. 2. ed. Brasília, DF, Cprm, 142 p.

Dereczynski Claudine Pereira. 2009. *et al.* Climatologia da precipitação no município do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Meteorologia*, FapUNIFESP (SciELO), **24**(1): 24-38. <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-77862009000100003>

Falkowski P. G. 2004. *et al.* The evolution of modern eukaryotic phytoplankton. *Science*, **305**(2): 354-360

Fundação Instituto de Pesca do Estado do Rio de Janeiro (FIPERJ). Boletim Estatístico da Pesca do Estado do Rio de Janeiro - Anos 2011 e 2012. 2013. Disponível em: <http://www.fiperj.rj.gov.br/index.php/publicacao/index/1>. Acesso em: 26 jul. 2021.

Fitzgerald William F. *et al.* 2007. Marine Biogeochemical Cycling of Mercury. *Chemical Reviews*, American Chemical Society (ACS), **107**(2): 641-662. <http://dx.doi.org/10.1021/cr050353m>.

Foster Karen L. *et al.* 2012. Mercury Biomagnification in Marine Zooplankton Food Webs in Hudson Bay. *Environmental Science & Technology*, American Chemical Society (ACS), **46**(23): 12952-12959. <http://dx.doi.org/10.1021/es303434p>.

Gosnell Kathleen J. *et al.* 2017. Spatial and temporal trophic transfer dynamics of mercury and methylmercury into zooplankton and phytoplankton of Long Island Sound. *Limnology And Oceanography*, Wiley, **62**(3): 1122-1138. <http://dx.doi.org/10.1002/lno.10490>.

Hammerschmidt Chad R & Bowman Katlin L. 2012. Vertical methylmercury distribution in the subtropical North Pacific Ocean. *Marine Chemistry*, Elsevier BV, **132-133**: 77-82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2012.02.005>.

Harada Masazumi. 1995. Minamata Disease: methylmercury poisoning in japan caused by environmental pollution. *Critical Reviews In Toxicology*, Informa UK Limited, **25**(1): 1-24. <http://dx.doi.org/10.3109/10408449509089885>.

Hsu-kim Heileen. *et al.* 2013. Mechanisms regulating Mercury bioavailability for methylating microorganisms in the aquatic environment: a critical review. *Environmental Science & Technology*, American Chemical Society (ACS), **47**(6): 2441-2456. <http://dx.doi.org/10.1021/es304370g>.

Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IASG). Início das estações do ano (2005–2020). 2021. Disponível em: <https://www.iag.usp.br/astrologia/inicio-das-estacoes-do-ano>. Acesso em: 02 nov. 2021.

Ikeda Y. *et al.* 1974. Observations on stages of upwelling in the region of Cabo Frio (Brazil) as conducted by continuous surface temperature and salinity measurements. *Bolm. Inst. Oceanograf*, Instituto Oceanográfico de São Paulo, [S. l], **23**: 33-46.

Jennings S. *et al.* *Marine Fisheries Ecology*. Oxford: Blackwell Science Ltd. 2001. 54 p.

Kampel Milton *et al.* 2005. Estimativa por satélite da concentração de clorofila a superficial na costa sudeste brasileira, região oeste do Atlântico Sul: Comparação dos algoritmos SeaWiFS. In: XII Simpósio brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12., 2005, Goiânia. Anais. Goiânia: Inpe, 2005. p. 3633-3641.

Kehrig Helena A. *et al.* 2010. Inorganic and methylmercury: Do they transfer along a tropical coastal food web? *Marine Pollution Bulletin*, [S. l], **60**(3): 2350-2356

Kehrig Helena do A. *et al.* 2009. The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. *Environmental Science And Pollution Research*, [S. l], **16**(1): 10-24

Kim Hyunji. *et al.* 2012. Effects of phytoplankton cell size and chloride concentration on the bioaccumulation of methylmercury in marine phytoplankton. *Environmental Toxicology*, Wiley, **29**(8): 936-941. <http://dx.doi.org/10.1002/tox.21821>.

Lamborg, Carl H. *et al.* 2014. A global ocean inventory of anthropogenic mercury based on water column measurements. *Nature*, Springer Science and Business Media LLC, **512**(7512): 65-68. <http://dx.doi.org/10.1038/nature13563>.

Lacerda Luiz Drude & Malm Olaf. 2008. Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas. *Estudos Avançados*, FapUNIFESP (SciELO), **22**(63): 173-190. <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-40142008000200011>.

Lamborg Carl H. *et al.* 2014. A global ocean inventory of anthropogenic mercury based on water column measurements. *Nature* Springer Science and Business Media LLC, **512**(7512): 65-68. <http://dx.doi.org/10.1038/nature13563>.

Lalli Carol M. *et al.* *Biological Oceanography: an introduction*. 2. ed. Vancouver: Elsevier Science, 1997. 63 p.

Lee Cheng-Shiuan & Fisher Nicholas S. 2016. Methylmercury uptake by diverse marine phytoplankton. *Limnology And Oceanography*, Wiley, **61**(5): 1626-1639. <http://dx.doi.org/10.1002/lno.10318>.

LESSA, Douglas Villela de Oliveira. *et al.* 2014. Planktonic foraminifera in the sediment of a western boundary upwelling system off Cabo Frio, Brazil. *Marine Micropaleontology*, Elsevier BV, **106**: 55-68. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marmicro.2013.12.003>.

Mariano Lívia Sant'Angelo *et al.* 2012. Evidências de intrusão da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) na Baía do Guanabara (RJ, Brasil), *Aocean*, **12**(1): 1-7

Marinha do Brasil - Centro de Hidrografia da Marinha (CHM). 2007. Disponível em: <https://www.marinha.mil.br/chm>. Acesso em: 15 jun. 2021.

Mann Kenneth H & Lazier John R.N.. *Dynamics of Marine Ecosystems*. 3. ed. Oxford: Blackwell, 2005.

Mason Robert P. *et al.* 2012. Mercury biogeochemical cycling in the ocean and policy implications. *Environmental Research*, Elsevier BV, **119**: 101-117. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2012.03.013>.

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.

Mccain J. Scott P. *et al.* 2021. Cellular costs underpin micronutrient limitation in phytoplankton. *Science Advances*, American Association for the Advancement of Science (AAAS). **7**(32): 203-220. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.abg6501>.

Miranda Márcio Rodrigues. *et al.* 2007. Mercúrio em sistemas aquáticos: fatores ambientais que afetam a metilação. *Oecologia Brasiliensis*, *Oecologia Australis*, **11**(2): 240-251. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2007.1102.08>.

Moser Gleyci A. O. *et al.* 1997. Biological and oceanographic upwelling indicators at Cabo Frio (RJ). *Revista Brasileira de Oceanografia*, FapUNIFESP (SciELO), **45**(1-2): 11-23. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-77391997000100002>.

Nascimento E.L. *et al.* 2009. Mercúrio na Comunidade Plânctonica do reservatório da usina hidrelétrica de Samuel (RO), Amazônia Ocidental. *Geochimica Brasiliensis*, **23**(1): 101-116

Nascimento E. L. *et al.* 2006. Mercúrio no Plâncton de um Lago Natural Amazônico, Lago Puruzinho (Brasil). *Journal Of The Brazilian Society Of Ecotoxicology*, **2**(1): 1-6

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Upwelling. Disponível em: https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Upwelling_2.jpg. Acesso em: 9 dez. 2021.

Peterson. C.L. 1973. Mercury in tunas: a review. *Fishery Bulletin*, Washington, **71**(3): 139-150

Satoh Masaya & Matsumoto Yoshiyuki. 2008. Mercury-induced oxidative stress in marine phytoplankton *Tetraselmis tetraele* (Prasinophyceae). *Natural Science Research*, Tokushima, **22**(1): 57-63

Schartup Amina T. *et al.* 2017. A Model for Methylmercury Uptake and Trophic Transfer by Marine Plankton. *Environmental Science & Technology*, American Chemical Society (ACS), **52**(2): 654-662. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b03821>.

Seixas Tércia Guedes *et al.* 2014. Mercury and selenium in tropical marine plankton and their trophic successors. *Chemosphere*, **11**(1): 32-39

Sieburth LE & Meyerowitz E.M 1997. A dissecção molecular da região de controle AGAMOUS mostra que os elementos cis para regulação espacial estão localizados intragenicamente. *The Plant Cell*, **9** (3): 355-365.

Silva Carlos Alberto & Silva-Filho Emmanoel V. 2007. *Hg e CH Hg no 3 plâncton marinho da área de ressurgência de Cabo Frio, RJ – Brasil*. Brasília, DF, Embrapa.

Silva Carlos Alberto. *et al.* 2011. Mercury speciation in fish of the Cabo Frio upwelling region, SE-Brazil. *Brazilian Journal Of Oceanography*, FapUNIFESP (SciELO), **59**(3): 259-266. <http://dx.doi.org/10.1590/s1679-87592011000300006>.

Silva-filho Emmanoel V. *et al.* 2014. Mercury speciation in plankton from the Cabo Frio Bay, SE - Brazil. *Environmental Monitoring And Assessment*, Springer Science and Business Media LLC, **186**(12): 8141-8150. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-014-3992-2>.

Silveira Ison Carlos Almeida. *et al.* 2000. A Corrente do Brasil ao largo da Costa Leste Brasileira. *Rev. Bras. Oceanogr.*, [S.L], **48**(2): 171-183.

Stewart Robert H.. *Introduction to Physical Oceanography*. Texas: Texas A & M University Press, 2006. 352 p.

Sunda W.G. 1990. Trace metal interaction with marine phytoplankton. *Biological Oceanography*, **6**: 411- 442.

Talley Lynne D. 2011. *Descriptive physical oceanography*. 6. ed. Londres, Elsevier, 983 p.

Timer. 2021. *Espiral de Ekman*. Disponível em: https://pt.wikipedia.org/wiki/Espiral_de_Ekman#/media/Ficheiro:Ekman_spirale.svg. Acesso em: 9 dez. 2021.

Ullrich Susanne M., Tanton Trevor W., Abdrashitova Svetlana A. 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews In Environmental Science And Technology*, Informa UK Limited. **31**(3): 241-293. <http://dx.doi.org/10.1080/20016491089226>.

United Nations for Environmental Protection (UNEP). 2013. *Global mercury assessment 2013: sources, emissions, releases and environmental transport*. Geneva, United Nations, 44 p.

Valdés Jorge. *et al.* 2008. Metals content in surface waters of an upwelling system of the northern Humboldt Current (Mejillones Bay, Chile). *Journal Of Marine Systems*, Elsevier BV, **71**(1-2). <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2007.05.006>.

Valentin J. L. 2001. The Cabo Frio Upwelling System, Brazil. *Ecological Studies*, p. 97-105,. Springer Berlin Heidelberg. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_8.

Voegborlo R. B. *et al.* 2006. Total mercury and methylmercury accumulation in the muscle tissue of frigate (*Auxis thazard thazard*) and Yellow Fin (*Thunnus albacares*) Tuna from the Gulf of Guinea, Ghana. *Bulletin Of Environmental Contamination And Toxicology*, Springer Science and Business Media LLC, **76**(5): 840-847. <http://dx.doi.org/10.1007/s00128-006-0995-x>.

Wang Daiwei. *et al.* 2015. Intensification and spatial homogenization of coastal upwelling under climate change. *Nature*, Springer Science and Business Media LLC, **518**(7539): 390-394, <http://dx.doi.org/10.1038/nature14235>.

Wang Wx. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Marine Ecology Progress Series*, Inter-Research Science Center, **243**: 295-309. <http://dx.doi.org/10.3354/meps243295>.

World Health Organization (WHO). 1990. *Methylmercury in environmental health criteria 101*. Geneva, World Health Organization, v. 118, p. 144.

Zhang Yanxu. *et al.* 2020. A Global model for Methylmercury formation and uptake at the base of marine food webs. *Global Biogeochemical Cycles*, American Geophysical Union (AGU), **34**(2):187-208. <http://dx.doi.org/10.1029/2019gb006348>.