

Hidrocarbonetos no Material Particulado em Suspensão da Baía de Guanabara: Avaliação do Estado de Contaminação

Iná Barros*
Cassia Farias
Claudia Hamacher
Michelle Araújo
Bruna Paixão
Lays Souza

Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Faculdade de Oceanografia
Rua São Francisco Xavier, 524
Pavilhão João Lyra Filho, 4º andar, sala 4018
Bloco E
Rio de Janeiro - RJ
CEP 20550-900,

inapbarros@gmail.com
cassiaofarias@gmail.com
claudia.hamacher@gmail.com
mxhelly@gmail.com
brunapaixao.oceano@hotmail.com
layssouza@gmail.com

* Autor correspondente

RESUMO

Localizada no centro da região metropolitana do Rio de Janeiro, e cercada por uma das regiões mais industrializadas do Brasil, a baía de Guanabara se tornou um dos ambientes estuarinos mais degradados do país, atingindo um estado de contaminação crônica por hidrocarbonetos. O presente trabalho visa caracterizar o estado de contaminação do material particulado em suspensão (MPS) da baía de Guanabara em relação a hidrocarbonetos. Foram realizadas duas campanhas amostrais em abril de 2015 e março de 2016 para avaliar o MPS em superfície ao longo de dois transectos amostrais durante ciclos completos de maré na baía de Guanabara. O MPS variou de 1,76 a 61,89 mg.L⁻¹ considerando as duas campanhas realizadas, não tendo sido observada diferença significativa entre as campanhas ou transectos amostrados. A razão elementar C/N apresentou valores medianos entre 5 e 9 ao longo de todo o estudo, indicando o predomínio de matéria orgânica autóctone formada principalmente por fitoplâncton. Estes resultados são esperados para a baía de Guanabara, ambiente altamente eutrofizado com alta produtividade primária. Ao longo de todas as amostragens, o $\Sigma n\text{-alc}$ variou de 0,00 - 35,96 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (mediana de 6,90 $\mu\text{g.g}^{-1}$) e o ΣHA totais variou de 0,23 - 1.404,34 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (mediana de 35,98 $\mu\text{g.g}^{-1}$). O $\Sigma 16$ USEPA variou de 0 - 509,21 ng.g⁻¹ (mediana de 259,14 ng.g⁻¹) e o ΣHPA totais variou de 25,62 - 659,57 ng.g⁻¹ (mediana de 314,35 ng.g⁻¹). Os valores encontrados no presente estudo corroboram aqueles verificados em outros estudos recentes na baía de Guanabara e podem ser considerados significativos.

Palavras-chave: baía de Guanabara, material particulado em suspensão, hidrocarbonetos

ABSTRACT

Located in the center of the metropolitan region of Rio de Janeiro, and surrounded by one of the most developed regions of Brazil, Guanabara Bay is one of the most degraded estuarine environments in the country, with a chronic contamination state by hydrocarbons. The present work aims to characterize the state of contamination of the particulate suspended matter (PSM) of Guanabara Bay in relation to hydrocarbons. Two samplings were carried out in April 2015 and March 2016 to evaluate surface PSM along two transects sampled during complete tidal cycles in Guanabara Bay. The PSM ranged from 1.76 to 61.89 mg.L⁻¹ considering both campaigns, and significant difference between samplings or transects sampled were not observed. The C/N ratio presented median values between 5 and 9 throughout the study, indicating the predominance of autochthonous organic matter mainly formed by phytoplankton. These results are expected for Guanabara Bay, a highly eutrophic environment with high primary productivity. Throughout the samplings, the $\Sigma n\text{-alc}$ ranged from 0.00 to 35.96 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (median of 6.90 $\mu\text{g.g}^{-1}$) and the ΣHAs ranged from 0.23 to 1404.34 $\mu\text{g.g}^{-1}$ (median of 35.98 $\mu\text{g.g}^{-1}$). The $\Sigma 16$ HPA USEPA ranged from 0 to 509.21 ng.g⁻¹ (median of 259.14 ng.g⁻¹) and ΣHPAs ranged from 25.62 to 659.57 ng.g⁻¹ (median of 314.35 ng.g⁻¹). The values found in the present study corroborate those observed in other recent studies in Guanabara Bay and are considered significant.

Keywords: Guanabara Bay, particulate suspended matter, hydrocarbons

1. INTRODUÇÃO

Localizada no centro da região metropolitana do Rio de Janeiro, a baía de Guanabara apresenta grande importância econômica, social e ambiental para a região na qual está inserida. Sujeita a forte urbanização e industrialização, apresenta um histórico de ambiente altamente degradado em função da poluição doméstica e industrial, responsáveis pela grande quantidade de matéria orgânica, nutrientes, hidrocarbonetos, entre outros contaminantes que são descarregados diariamente na baía (Kjerfve *et al.*, 1997).

A bacia hidrográfica da baía de Guanabara abrange uma área de cerca de 4.000 km², sendo o ponto central de uma complexa bacia de drenagem onde desagüam cerca de 35 rios principais. Sua bacia hidrográfica engloba 15 municípios com cerca de 14000 indústrias. A atividade industrial constitui um dos principais fatores de contaminação da baía de Guanabara, e os municípios localizados em sua bacia hidrográfica respondem por 74 % do total de indústrias de todo o estado do Rio de Janeiro (Coelho, 2007).

A baía é receptora de um considerável aporte de substâncias derivadas de efluentes domésticos e industriais (Carreira *et al.*, 2004; Cordeiro *et al.*, 2008), que contribuem para a sua elevada contaminação e eutrofização, em função do aporte de materiais tóxicos, tais como metais pesados, hidrocarbonetos, matéria orgânica e nutrientes de origem antrópica.

Além da contaminação representada por esgotos, as atividades industriais e, mais especificamente, as relacionadas à indústria do petróleo, são de grande preocupação em função da liberação de hidrocarbonetos para a baía. Vale ressaltar a presença de uma grande refinaria de petróleo, terminais de óleo, portos comerciais e diversos estaleiros no entorno da baía de Guanabara. Portanto, a intensa atividade de navegação, em geral, e as atividades relacionadas à indústria do petróleo, além de processos de combustão ligados tanto à urbanização quanto à industrialização e o escoamento urbano, são

importantes contribuintes para o estado de contaminação deste sistema por hidrocarbonetos (Meniconi & Barbanti, 2007; Wagener *et al.*, 2012a; Wagener *et al.*, 2012b).

A importância da contaminação orgânica é ainda maior nas porções internas da baía, que apresentam um tempo de renovação de suas águas significativamente mais longo em função das correntes mais fracas (Kjerfve *et al.*, 1997). A este fator soma-se a alta densidade populacional e industrial nas porções norte e noroeste da baía, responsáveis por grande parte das fontes pontuais de contaminação (Coelho, 2007). Entretanto, deve-se considerar que o estado de contaminação da baía de Guanabara ainda pode ser ampliado, se considerarmos os impactos potenciais relacionados a novos empreendimentos atraídos, mas atualmente suspensos, para a região, como o Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro (COMPERJ).

Considerando o histórico de contaminação orgânica da baía de Guanabara e o contexto econômico em que se insere, atraindo empreendimentos potencialmente poluidores, é necessário caracterizar o estado de contaminação que se estabelece nesta baía. O presente trabalho pretende realizar tal caracterização com foco nos hidrocarbonetos. As atividades humanas têm elevado bastante as concentrações de hidrocarbonetos de origem petrogênica ou pirolítica, e estes são compostos que tendem a associar-se às partículas em suspensão, aos tecidos dos organismos e aos sedimentos, portanto a preocupação ambiental é crescente com esta classe de compostos.

O presente trabalho visa caracterizar o estado de contaminação do material particulado em suspensão (MPS) em relação a hidrocarbonetos. Apesar do MPS representar um compartimento que reflete um estado mais transitório do ambiente aquático, os estudos com foco no MPS são fundamentais visto que ele atua como um importante veículo de transferência de contaminantes para outros compartimentos, como o sedimento, além do transporte para ambientes adjacentes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas duas campanhas amostrais, ambas durante o outono em regime de maré de sizígia, em 16 e 17 de abril de 2015 (coleta 1 - CCMI) e 30 e 31 de março de 2016 (coleta 2 - CCMII), que consistiram na coleta de água sub-superficial ao longo de dois transectos amostrais, localizados na entrada da baía de Guanabara (Transecto Longitudinal) e ao longo do seu eixo N-S da baía (Transecto Transversal). Todas as coletas foram realizadas contemplando um ciclo completo de maré (fig. 1). No Transecto Longitudinal a amostragem foi realizada num intervalo de 3h em 3 pontos de coleta, já no Transecto Transversal foi realizada uma coleta durante o período de maré vazante e outra no período de maré enchente em todos os oito pontos amostrados, em cada campanha. Para a determinação do MPS, carbono orgânico (Corg) e nitrogênio total (NT) foram coletadas amostras de água em garrafas de vidro de 1 L à profundidade fixada de 1 m e realizada filtragem a vácuo em filtro de fibra de vidro de

45 mm de diâmetro e 0,7 µm de porosidade. A análise de Corg e NT envolveu uma etapa de descarbonatação e posterior injeção no analisador elementar CHNS (modelo Elemental Analyzer Thermo/Flash1110). Para a determinação dos hidrocarbonetos alifáticos (HAs) e policíclicos aromáticos (HPAs) foram coletadas amostras de água em garrafas de vidro de 4 L à mesma profundidade de 1 m e realizadas filtrações em filtros de fibra de vidro de 142 mm de diâmetro e 0,7 µm de porosidade. A análise e quantificação dos hidrocarbonetos seguiram procedimentos descritos pela Agência de Proteção Ambiental norte americana (EPA 3540C; EPA 3630C; EPA 8015B; EPA 8270D). Os HAs foram identificados e quantificados por cromatografia em fase gasosa com detecção de ionização por chama (CG HP6890 com DIC), e os HPAs por cromatografia em fase gasosa acoplada à espectrometria de massas (GC Finnigan modelo Focus GC e EM Finnigan modelo Trace DSQ).

3. RESULTADOS

Inicialmente foi testada a normalidade dos dados através da aplicação do teste de Shapiro-Wilk. O resultado obtido para as variáveis indicou uma distribuição não normal ($p < 0,05$). Assim, optou-se pelo uso da mediana, mínimo e máximo para representação dos dados.

O teor de MPS variou de 1,76 a 61,89 mg.L^{-1} , com mediana de 9,99 mg.L^{-1} , considerando todas as coletas, nas duas campanhas realizadas (CCMI e CCMII) e transectos amostrados. Através do teste de Mann-Whitney aplicado, não foram observadas diferenças significativas nas concentrações de MPS entre as duas campanhas realizadas no Transecto Longitudinal ($p < 0,05$). Já no Transecto Transversal, a campanha CCMII, apresentou uma variação e mediana bem mais baixas devido às concentrações gerais do MPS terem

se apresentado significativamente mais baixas durante essa amostragem (tab. 1).

Na campanha CCMI os teores de Corg representaram de 1,1 a 20,7%, enquanto os de NT variaram de 0,1 a 6,5%. Na campanha CCMII os teores de Corg foram iguais a 1,5 a 14,9%, enquanto os de NT variaram entre 0,4 a 3,0%. A razão elementar C/N apresentou valores com mediana entre 5 e 9 ao longo das duas campanhas amostrais. Não foram observadas diferenças significativas entre os transectos e campanhas amostrais, sendo mantido o padrão de valores baixos na razão C/N indicativos de maior contribuição marinha fitoplanctônica. Ainda que no Transecto Transversal na campanha CCMI a variação e mediana tenham sido mais altas, a razão elementar C/N foi de 9,3, ainda indicativa de contribuição fitoplanctônica (Tab. 1).

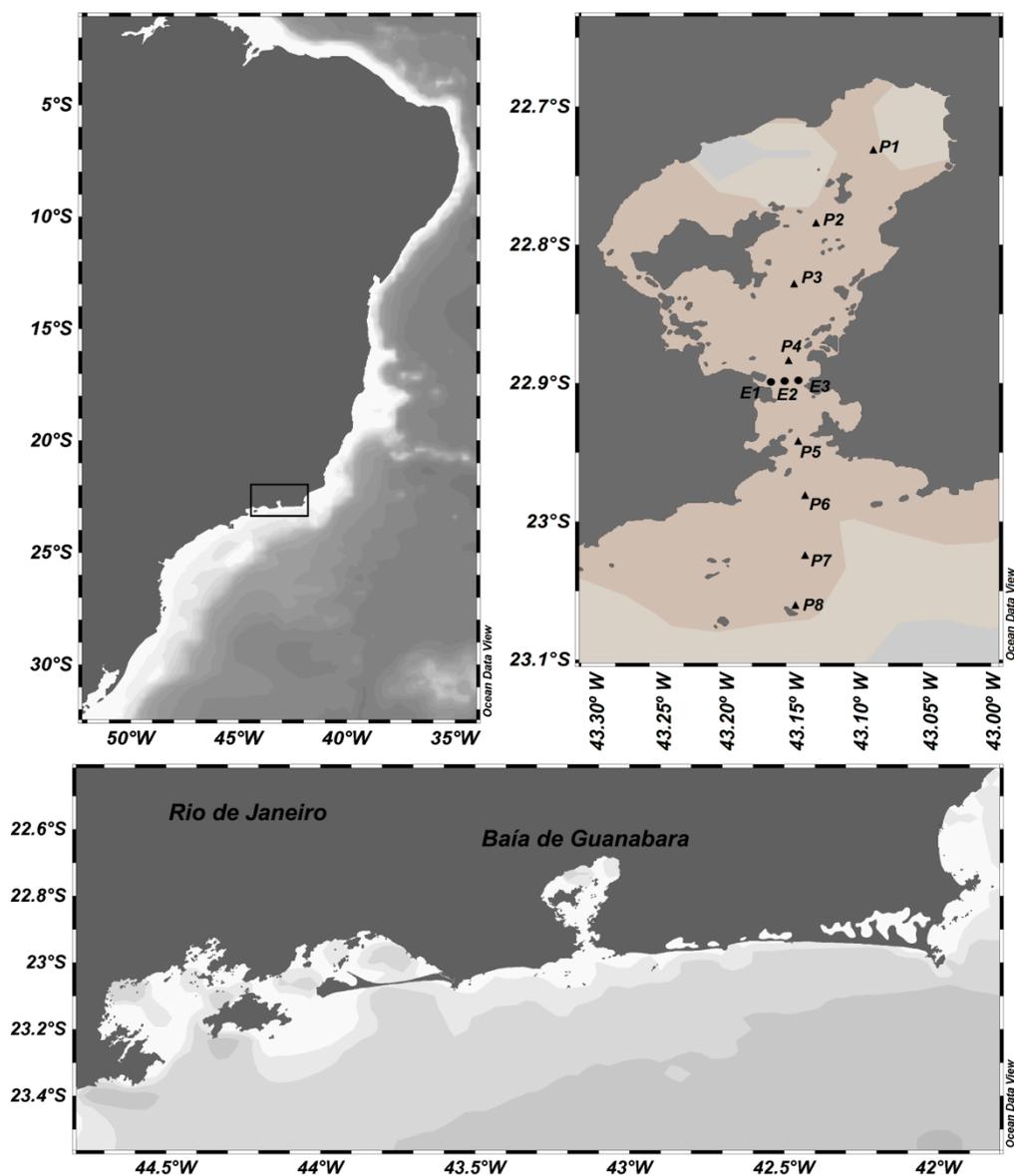


Figura 1

Localização da área de estudo e das estações de amostragem ao longo da malha amostral – Transecto Transversal (TT), estações de amostragem P1 a P8 (▲), e Transecto Longitudinal (TL), estações de amostragem E1 a E3 (●)

Tabela 1 - Variação (mínimo – máximo) e mediana do MPS, expressas em mg.L^{-1} , e da razão elementar C/N, por transecto e campanha de amostragem

Transecto	Campanha	MPS		C/N	
		Variação	Mediana	Variação	Mediana
Longitudinal	CCMI	5,73 - 38,96	15,65	3,5 - 10,7	7,7
	CCMII	3,08 - 48,70	10,56	4,0 - 7,1	6,1
Transversal	CCMI	2,53 - 61,89	13,22	3,4 - 19,9	9,3
	CCMII	1,76 - 19,63	6,91	3,5 - 6,1	5,5

De acordo com o teste de Mann-Whitney aplicado, tanto os teores do MPS quanto a razão elementar não mostraram diferenças significativas com a variação da maré.

Os HAs analisados neste trabalho incluíram 29 compostos individuais – os n-alcenos n-C₁₂ a n-C₃₈, os isoprenóides pristano e fitano – além da mistura complexa não resolvida (MCNR) e os picos resolvidos. Não foram encontrados os isoprenóides pristano e fitano e a MCNR em nenhuma amostra. Considerando todas as amostragens realizadas,

o Σ n-alc variou de valores abaixo do limite de quantificação a 35,96 $\mu\text{g.g}^{-1}$, com mediana de 6,90 $\mu\text{g.g}^{-1}$. O Σ HAs totais variou de 0,23 a 1.404,34 $\mu\text{g.g}^{-1}$, com mediana de 35,98 $\mu\text{g.g}^{-1}$. De modo geral, os n-alcenos de cadeia mais curta, do n-C₁₂ ao n-C₂₀, apresentaram nenhuma ou baixíssima representatividade em todas as amostragens e os n-alcenos presentes em maiores concentrações foram os n-C₂₁ ao n-C₂₉. Na tabela 2 é possível observar a variação e mediana dos n-alcenos e HAs totais ao longo das amostragens.

Tabela 2 - Variação (mínimo – máximo) e mediana do Σ n-alcenos e do Σ HAs totais, expressos em $\mu\text{g.g}^{-1}$, por transecto e campanha de amostragem

Transecto	Campanha	Σ n-alcenos		Σ HAs totais	
		Variação	Mediana	Variação	Mediana
Longitudinal	CCMI	LQ - 27,4	9,40	0,23 - 1404,34	39,18
	CCMII	LQ - 25,38	4,13	8,06 - 126,29	21,27
Transversal	CCMI	1,22 - 35,96	9,63	22,76 - 209,14	114,01
	CCMII	LQ - 11,99	3,97	9,12 - 445,97	33,35

Os HPAs analisados neste trabalho incluíram 38 compostos - naftaleno, 2-metil naftaleno, 1-metil naftaleno, C2 naftaleno, C3 naftaleno, C4 naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, C1 fluoreno, C2 fluoreno, C3 fluoreno, dibenzotiofeno, C1 dibenzotiofeno, C2 dibenzotiofeno, C3 dibenzotiofeno, fenantreno, C1 fenantreno, C2 fenantreno, C3 fenantreno, C4 fenantreno, antraceno, fluoranteno, pireno, C1 pireno, C2 pireno, benzo(a)antraceno, criseno, C1 criseno, C2 criseno, benzo(b+k)fluoranteno, benzo(e)pireno, benzo(a)pireno, perileno, indeno(1,2,3-cd)pireno, dibenzo(a,h)antraceno e benzo(g,h,i)perileno. Além dos compostos

individuais, foram calculados o somatório dos HPAs totais e o somatório dos 16 HPAs USEPA, devido a sua alta relevância ambiental.

Considerando todas as amostragens realizadas, o Σ HPAs totais variou de 25,62 a 659,57 ng.g^{-1} , com mediana de 314,35 ng.g^{-1} . O Σ 16 HPAs USEPA variou do limite de quantificação (LQ) a 509,21 ng.g^{-1} , com mediana de 259,14 ng.g^{-1} . A representatividade dos compostos alquilados apresentou mediana de 9,4%. Na tabela 3 é possível observar a variação e mediana dos 16 HPAs USEPA e dos HPAs totais ao longo das amostragens.

Tabela 3 - Variação (mínimo – máximo) e mediana do Σ 16 USEPA e do Σ HPA totais, expressos em ng.g^{-1} , por transecto e campanha de amostragem

Transecto	Campanha	Σ 16 HPAs USEPA		Σ HPAs totais	
		Variação	Mediana	Variação	Mediana
Longitudinal	CCMI	102,65 - 362,27	255,50	261,19 - 659,57	298,01
	CCMII	187,56 - 357,93	286,98	207,08 - 394,85	315,23
Transversal	CCMI	29,87 - 509,21	261,85	263,87 - 561,91	366,15
	CCMII	LQ - 347,41	46,64	25,62 - 382,46	120,91

4. DISCUSSÃO

Os teores de MPS verificados no presente estudo corroboram aqueles verificados em estudos anteriores (Martins *et al.*, 2016; Lazzari *et al.*, 2016). Martins *et al.* (2016) verificaram variação 12,6 a 28,1 mg.L⁻¹ de em seu estudo realizado durante o outono de 2014 na maré vazante. Os maiores valores de MPS foram observados nas estações dentro da baía. No presente estudo os maiores valores de MPS foram atingidos também nas estações mais internas da baía, entretanto durante a maré enchente. Lazzari *et al.*, 2016, em estudo realizado na boca da baía de Guanabara, apresentou valores de MPS semelhantes aos desse estudo (8,50 a 68,24 mg.L⁻¹), com as concentrações mais altas durante o verão, podendo ser atribuído à estação mais chuvosa. Apesar de não apresentar diferença significativa entre as duas amostragens realizadas (outono de 2015 e 2016). A variação e mediana da concentração do MPS foi mais alta durante a campanha CCMI (outono de 2015), que apresentou precipitação média nesta estação do ano mais elevada do que no ano seguinte. Tal comportamento pode se dar pela ressuspensão do sedimento devido à precipitação que contribui com partículas para a coluna d'água e/ou aumento da descarga fluvial

Não foram observadas diferenças significativas em relação à localização das estações de amostragem tampouco em relação ao regime de maré. Lazzari *et al.*, 2016 também verificaram valores médios da razão C/N em torno de 5, indicando o predomínio de matéria orgânica autóctone formada principalmente por fitoplâncton e bacterioplâncton. Razões mais baixas na composição elementar C/N (entre 5-7) indicam fontes autóctones (fitoplanctônicas) de MO. Os resultados encontrados no presente estudo estão de acordo com o esperado para a baía de Guanabara, ambiente altamente eutrofizado

com alta produtividade primária (Fistarol *et al.*, 2015; Valentin *et al.*, 1999).

Os valores encontrados para as concentrações de n-alcanos e HA totais corroboram o que já foi verificado em outros estudos recentes (Lazzari, 2012). De modo geral os hidrocarbonetos alifáticos apresentaram sempre maiores variações e mediana na campanha CCMI com diferença significativa entre as duas campanhas (fig. 2). Aqui vale ressaltar que a campanha CCMI, realizada no outono de 2015, aconteceu em um período mais chuvoso em relação à campanha CCMII, realizada no outono de 2016, que foi um período mais seco, com precipitação média da semana antecedente à coleta de 105 e 5 mm, respectivamente. Este pode ser um fator importante na determinação dos valores de HAs mais altos durante a campanha CCMI. Apesar de ter sido observada uma variação e mediana maiores na campanha CCMI, não houve diferença significativa entre as marés enchente e vazante, e entre a localização dos pontos amostrais. Desta forma não podemos falar de um padrão qualitativo de importação ou exportação de HAs no MPS na baía de Guanabara com base no presente estudo.

A representatividade mediana dos compostos alquilados foi de 9,4% ao longo de todo o estudo, revelando a importância dos HPAs USEPA, cujas concentrações foram semelhantes entre as duas campanhas amostrais, não sendo verificadas diferenças significativas (Fig. 3).

Apesar da diferença entre a localização dos pontos P1 a P8 também não ter sido significativa, foi possível observar um padrão associado à campanha CCMI relacionado aos pontos amostrais. Os 16 HPAs USEPA foram mais representativos nas estações mais externas (P5 a P8) (figura 4), enquanto os HPAs alquilados foram mais representativos nas estações mais internas (P1 a P4).

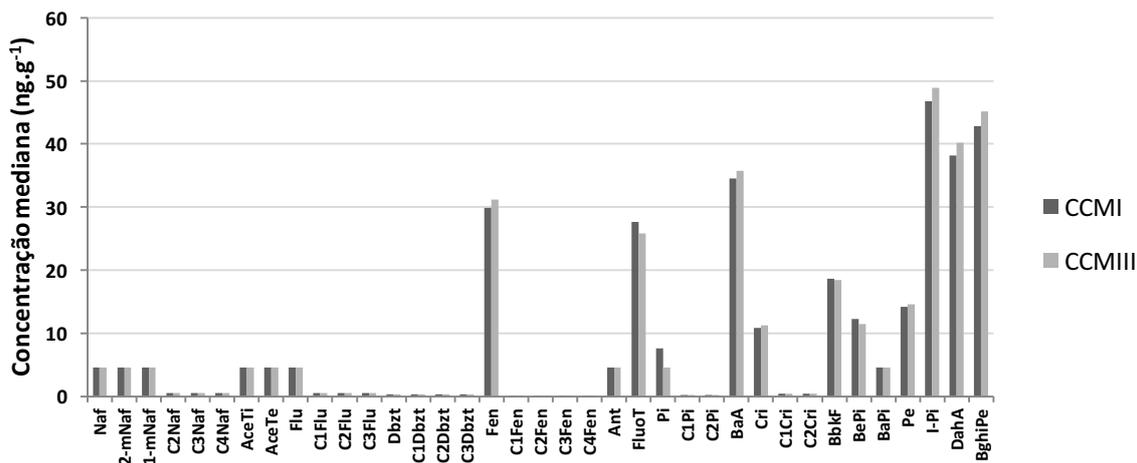


Figura 3
Concentração mediana, expressa em ng.g^{-1} , dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos ao longo das duas campanhas amostrais, CCMI e CCMIII.

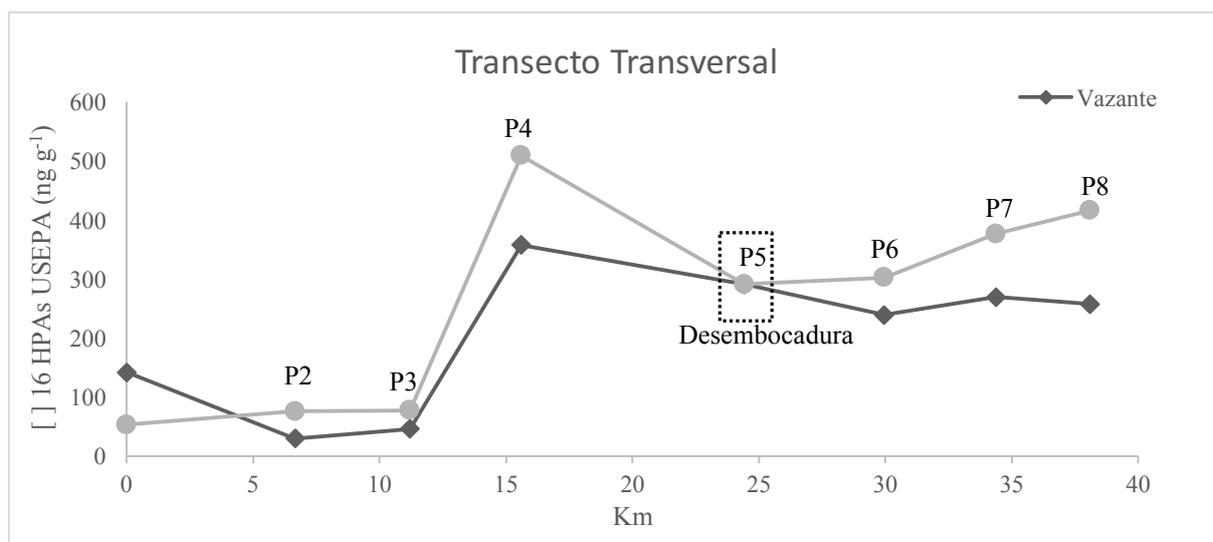


Figura 4
Variação do somatório dos 16 HPAs USEPA nas estações de amostragem do transecto Baía ao longo de um ciclo de maré – maré enchente (entrada de água marinha) e maré vazante (saída de água continental) – na campanha CCMI.

As concentrações de hidrocarbonetos verificadas no presente estudo não são tão elevadas quanto àquelas verificadas em sedimentos ou biota da baía de Guanabara (Wagener *et al.* 2012b; Barros, 2014). Entretanto é esperado que os valores encontrados no MPS sejam mais baixos, uma vez que este é um compartimento que reflete um estado mais transitório do ambiente aquático.

Mesmo não sendo muito elevadas, as concentrações de hidrocarbonetos encontradas no presente trabalho são valores significativos, pois o MPS atua como um importante veículo de transferência de contaminantes para outros compartimentos ou ambientes adjacentes. Estudos com foco na caracterização do estado de contaminação do material particulado em suspensão (MPS) em relação aos hidrocarbonetos devem ser encorajados no futuro, conjugando a medida de fluxos. Os

resultados avaliados aqui foram correspondentes ao outono em dois anos consecutivos. Avaliações intranuais, referentes

às diferentes estações do ano, também podem gerar resultados interessantes acerca da distribuição de hidrocarbonetos no MPS.

5. REFERÊNCIAS

- Barros, I.P. 2014. *Caracterização da contaminação do boto-cinza (Sotalia guianensis) da baía de Guanabara por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos*. 2014. 92f. Monografia (Bacharelado em Oceanografia) - Faculdade de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Carreira, R.S.; Wagener, A.L.R.; Readman, J.W. 2004. Sterols as markers of sewage contamination in a tropical urban estuary (Guanabara Bay, Brazil): space-time variations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 60, p. 587-598.
- Coelho, V.M.B. 2007. *Baía de Guanabara: uma história de agressão ambiental*. Rio de Janeiro, RJ: Casa da Palavra. ISBN: 978-85-7734-076-7, 278p.
- Cordeiro, L.G.S.M.; Carreira, R.S.; Wagener, A.L.R. 2008. Geochemistry of fecal sterols in a contaminated estuary in southeastern Brazil. *Organic Geochemistry*, v. 39, p. 1097-1103.
- EPA 3540C - *Sohxlet Extraction*. In CD: Test method for evaluating solid waste physical/chemical methods. U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA 3630C - *Silica gel cleanup*. In CD: Test method for evaluating solid waste physical/chemical methods. U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA 8015B - *Nonhalogenated organics using GC/FID*. In CD: Test method for evaluating solid waste physical/chemical methods. U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA 8270D - *Semivolatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS)*. In CD: Test method for evaluating solid waste physical/chemical methods. U.S. Environmental Protection Agency.
- Fistarol, G.O.; Coutinho, F.H.; Moreira, A.P.B.; Venas, T.; Cánovas, A.; De Paula, S.E.M.; Coutinho, R.; De Moura, R.L.; Valentin, J.L.; Tenenbaum, D.R.; Paranhos, R.; Do Valle, R.A.B.; Vicente, A.C.P.; Amado-Filho, G.M.; Pereira, R.C.; Kruger, R.; Rezende, C.E.; Thompson, C.C.; Salomon, P.S.; Thompson, F.L. 2015. Environmental and sanitary conditions of Guanabara bay, Rio de Janeiro. *Frontiers in Microbiology*, v. 6, p. 1-17.
- Kjerfve, B.; Ribeiro, C.H.A.; Dias, G.T.M.; Filippo, A.M.; Quaresma, V.S. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Continental Shelf Research*, v. 17, n. 13, p. 1609-1643. 1997.
- Lazzari, L. 2012. Fluxo de nutrientes inorgânicos dissolvidos e hidrocarbonetos no MPS na baía de Guanabara durante ciclo de maré. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Química. PUC-Rio.
- Lazzari, L.; Wagener, A.L.R.; Farias, C.O.; Baêta, A.P.; Mauad, C.R.; Fernandes, A.M.; Paranhos, R.; Carreira, R.S. 2016. Estuary Adjacent to a Megalopolis as Potential Disrupter of Carbon and Nutrient Budgets in the Coastal Ocean. *Journal Brazilian Chemical Society*, v. 27(10): 1750-1765.
- Martins, J.M.A.; Silva, T.S.M.; Fernandes, A.M.; Massone, C.G.; Carrera, R.S. Characterization of particulate organic matter in a Guanabara Bay-coastal ocean transect using elemental, isotopic and molecular markers. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v.11, n. 4, p. 276 - 291. 2016.
- Meniconi, M.F.G.; Barbanti, S.M. 2007. Case Study: Evaluation of Hydrocarbon Sources in Guanabara Bay, Brazil. In *Oil Spill Environmental Forensics*. California: Elsevier, Cap. 17, p. 505-536.
- Ramos, A.B.A.; Farias, C.O.; Hamacher, C.; Araújo, M. 2017. Assessment of PAHs occurrence and distribution in brown mussels (*Perna perna* Linnaeus 1758) subject to different levels of contamination in Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, p. 1-7.
- Soares-Gomes, A.; Neves, R.L.; Aucélio, R.; Van Der Ven, P. H.; Pitombo, FB.; MendeS, C.L.T.;

- Ziulli, R.L. 2010. Changes and variations of polycyclicaromatic hydrocarbon concentrations in fish barnacles and crabs following an oil spill in a mangrove of Guanabara Bay, Southeast Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1359 – 1363.
- Valentin, J.L.; Tenenbaum, D.R.; Bonecker, A.C.T.; Bonecker, S.L.C.; Nogueira, C.R.; Villac, M.C. 1999. O sistema planctônico da baía de Guanabara: síntese do conhecimento. In Silva, S.H.G. & Lavrado, H.P. (eds), *Ecologia dos Ambientes Costeiros do Estado do Rio de Janeiro*.
- Wagener, A.L.R.; Meniconi, M.F.G.; Hamacher, C.; Farias, C.O.; Silva, G.C.; Gabardo, I.T.; Scofield, A.L. 2012a. Hydrocarbons in sediments of a chronically contaminated bay: The challenge of source assignment. *Marine Pollution Bulletin*, v. 64: 284-294.
- Wagener, A.L.R.; Scofield, A.L.; Hamacher, C.; Carreira, R.S. 2012b. Hidrocarbonetos Alifáticos e Aromáticos na Água e no Sedimento. In *Baía de Guanabara, síntese do conhecimento ambiental*. Volume I: ambiente e influência antrópica. Rio de Janeiro: Petrobrás, Cap. 6, p. 117-162.