

DINÂMICA DE DISTRIBUIÇÃO E FONTES POTENCIAIS DE HIDROCARBONETOS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS PARA SEDIMENTOS DE SUPERFÍCIE E BIVALVES DE UM ESTUÁRIO ALTAMENTE ANTROPIZADO

Adriana Azevedo Netto

adriana.projetosuff@gmail.com
Universidade Federal Fluminense –
UFF, Niterói, RJ, Brasil.

Patricia Farias de Souza

patricia.projetosuff@gmail.com
Universidade Federal Fluminense –
UFF, Niterói, RJ, Brasil.

Leonardo da Silva Lima

leodslima@gmail.com
Universidade Federal Fluminense –
UFF, Niterói, RJ, Brasil.

Khauê Silva Vieira

kvieira87@gmail.com
Universidade Federal Fluminense –
UFF, Niterói, RJ, Brasil.

Jessica de Freitas Delgado

jessiicafdelgado@gmail.com
Universidade Federal Fluminense –
UFF, Niterói, RJ, Brasil.

Carolina Ramos Menezes

crmenezes@id.uff.br
Universidade Federal Fluminense –
UFF, Niterói, RJ, Brasil.

Charles Vieira Neves

contato@charlesneves.com.br
Universidade Federal Fluminense –
UFF, Niterói, RJ, Brasil.

José Antônio Baptista Neto

jabneto@id.uff.br
Universidade Federal Fluminense –
UFF, Niterói, RJ, Brasil.

Estefan Monteiro da Fonseca

oceano25@hotmail.com
Universidade Federal Fluminense –
UFF, Niterói, RJ, Brasil.

RESUMO

O Sistema Estuarino de Santos (SES), localizado no sudoeste do Brasil, apresenta importância econômica estratégica para o país devido à presença do maior porto brasileiro e por ser uma das áreas mais industrializadas. Por outro lado, este ambiente é prejudicado pelas atividades industriais e de dragagem, que podem causar o aumento de poluentes ambientais e a biodisponibilidade de compostos potencialmente perigosos. Neste contexto, os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) foram avaliados em quinze estações de amostragem distribuídas ao longo do estuário. As concentrações de HPA foram analisadas em amostras de sedimentos superficiais e em tecidos de duas espécies bivalves (*Crassostrea rhizophorae* e *Perna perna*). Além disso, analisou-se a salinidade da coluna d'água, a matéria orgânica dos sedimentos e o tamanho dos grãos para verificar sua influência sobre o acúmulo de contaminantes. As concentrações totais de sedimentos HPA variaram entre N.D. e 1711,79 ng g⁻¹ de peso seco (p.s.). Os níveis de hidrocarboneto bivalve variaram entre 88,38 e 988,76 ng g⁻¹ (p.s.). As taxas de HPA calculadas revelaram que os compostos de HPA encontrados na área estudada têm origem petrogênica e pirolítica. Uma comparação das concentrações de HPA encontradas neste estudo com aquelas listadas nas diretrizes de qualidade de sedimentos (SQGs) indicou que os efeitos biológicos adversos sobre a biota são eventualmente esperados.

Palavras-chave: Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos; Contaminação; Atividades industriais.

INTRODUÇÃO

Os níveis de poluição nos ecossistemas aquáticos estão aumentando rapidamente devido à presença de atividades humanas, tais como descargas de resíduos, processos industriais e comerciais e atividades de navegação (Lewis *et al.*, 2011). Como resultado, foram liberados compostos tóxicos no ecossistema, levando à contaminação da água e dos sedimentos e, por fim, à transferência da poluição através da cadeia trófica nessas áreas (Loureiro e Hepp, 2020).

Compostos orgânicos como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) são poluentes ambientais dispersos globalmente (Slezakova *et al.*, 2013; Nakata *et al.*, 2014). A origem destes compostos nos ecossistemas aquáticos costeiros pode ser pirolítica (decomposição térmica de materiais orgânicos a temperaturas elevadas), petrogênica (associada a produtos ou fontes de petróleo) ou diagenética (extrusão direta da crosta terrestre) (Souza *et al.*, 2015). Eles podem entrar no ambiente marinho por diversas formas, incluindo deposição atmosférica, águas superficiais e escoamento superficial, emissários domésticos e industriais e derramamento direto de petróleo ou produtos petrolíferos (Maioli *et al.*, 2010). Como resultado da rápida disseminação da contaminação por HPA, o estudo desses compostos perigosos nos vários ecossistemas foi aumentado durante os últimos 50 anos (Maioli *et al.*, 2010).

Os HPAs são classificados como compostos tóxicos com potencial para causar efeitos cancerígenos e mutagênicos sobre a biota (Rengarajan *et al.*, 2015; Devi *et al.*, 2016). Estes compostos são divididos em dois grupos baseados em seu peso: baixo (BPM) e alto peso molecular (APM). Embora o primeiro grupo seja menos carcinogênico que o segundo, ainda oferece riscos tóxicos para muitos organismos aquáticos (Brown e Peake, 2006). Por outro lado, os HPAs de APM são mais recalcitrantes, apresentando maior persistência em um ecossistema aquoso e, portanto, tendendo a se bioacumular em organismos aquáticos, como peixes e camarões (Rocher *et al.*, 2004).

Devido ao caráter hidrofóbico dos compostos e à consequente tendência de associação com partículas em suspensão, os HPAs podem ser incorporados por organismos filtrantes aquáticos e concentrados em seus tecidos gordurosos (Olayinka *et al.*, 2019). Neste sentido, os moluscos bivalves têm sido amplamente utilizados como organismos sentinela da poluição, principalmente os HPAs e outros compostos (Baumard *et al.*, 1998a).

Portanto, é fundamental avaliar os processos que regem o comportamento desses contaminantes nos sistemas aquáticos para estabelecer seus potenciais efeitos tóxicos sobre a água e a biota. Estudos anteriores sugeriram que a transferência dos HPAs e seus padrões de destino são fortemente

influenciados pela dinâmica de circulação das partículas de entrada nos sistemas estuarinos (McGroddy e Farrington, 1995; McGroddy *et al.*, 1996; Countway *et al.*, 2003; Shilla, 2011; Allan *et al.*, 2016; Rügner *et al.*, 2019). Uma vez dentro do ambiente aquático, os hidrocarbonetos apresentam uma tendência a adsorver a matéria particulada devido à sua natureza hidrofóbica e decantação, acumulando-se nos sedimentos do fundo (Tam *et al.*, 2001; Nogami *et al.*, 2002), que são globalmente considerados reservatórios potenciais para esses contaminantes (Maioli *et al.*, 2010).

Há poucas informações sobre a atual distribuição e fontes de petróleo nos sedimentos e biota do Sistema Estuarino de Santos (SES). A escassez de estudos relacionados aos ecossistemas costeiros dos países tropicais em desenvolvimento, em geral, é um dos incentivos para este estudo. Neste contexto, este estudo visa determinar a distribuição dos HPAs entre a interface sedimento/biológica e os principais parâmetros de influência envolvidos na distribuição do pool de contaminantes no SES.

Área de estudo

A Baía de Santos está situada no Brasil, na região central do litoral do sudeste do Estado de São Paulo (**Figura 1**), representando uma das áreas mais metropolitanas e economicamente importantes da América do Sul. Os sistemas fluviais e estuarinos desta área foram severamente contaminados desde os anos 50 (Martins *et al.*, 2011), quando as atividades do maior complexo industrial da América Latina foram iniciadas em torno da cidade de Cubatão. Atualmente, esta área representa um dos locais mais industrializados do Brasil (Perina *et al.*, 2018). Além disso, como consequência das intensas atividades portuárias, enormes quantidades de sedimentos poluídos foram historicamente dragados e descartados na área marinha adjacente (Lamparelli *et al.*, 2001; Torres *et al.*, 2009).

Contudo, a região compreende a principal zona costeira turística do Estado de São Paulo (Muto *et al.*, 2014). As principais praias das cidades de São Vicente e de Santos são os principais pontos turísticos durante o verão (Braga *et al.*, 2000). Finalmente, a pesca marinha e estuarina representa outra importante atividade econômica. Devido à sua importância econômica e ecológica e à poluição ambiental na área, a Baía de Santos tem sido intensamente estudada (Hortellani *et al.*, 2008).

MATERIAL E MÉTODOS

A salinidade é o parâmetro predominante que afeta a divisão de HPA entre fases aquosas e sólidas em água doce, estuários e água do mar (Cloern *et al.*, 2017), uma vez que

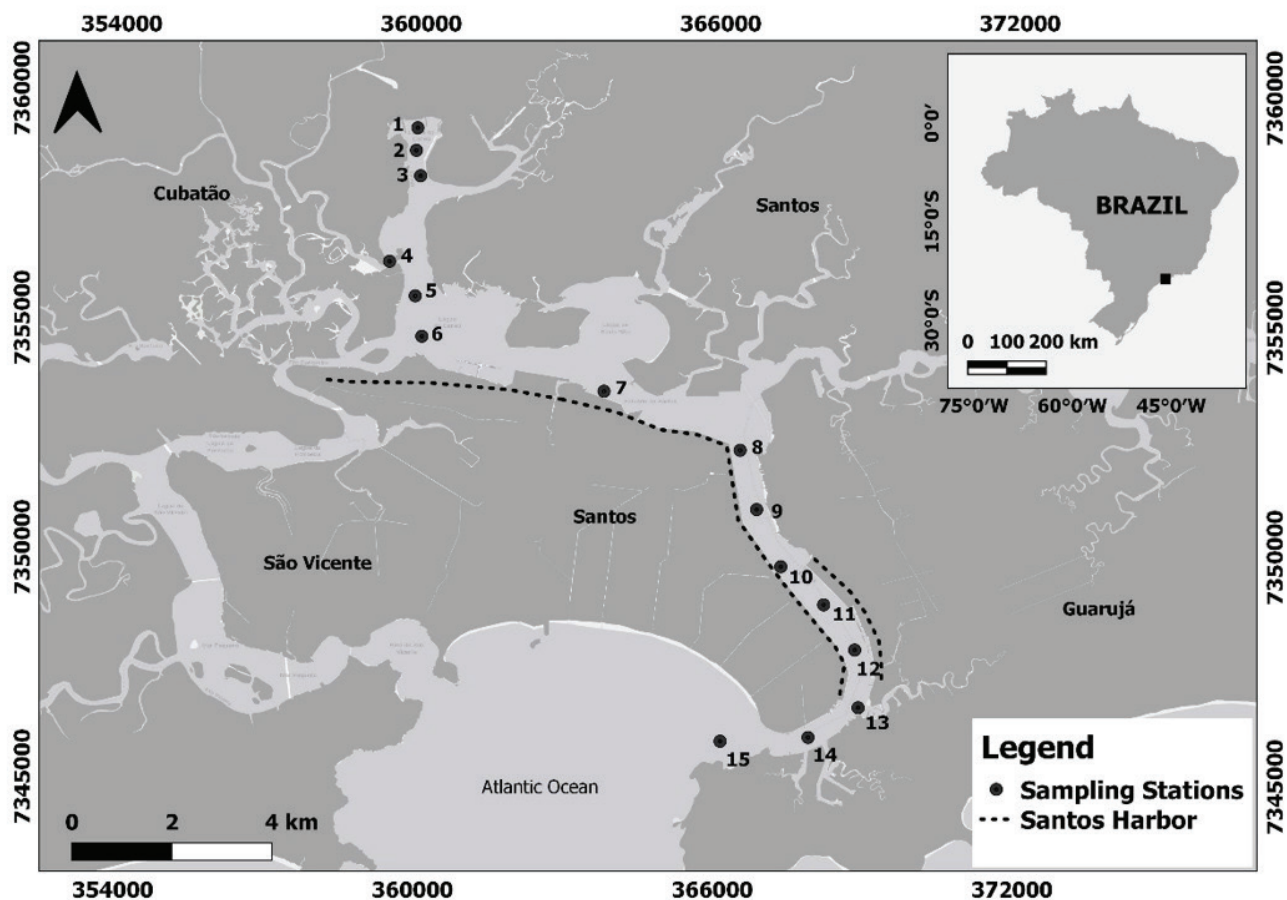


Figura 1. Complexo estuarino de Santos e estações de amostragem

influencia o comportamento de adsorção dos HPAs, alterando a solubilidade dos compostos e as propriedades físico-químicas dos sedimentos (Wang *et al.*, 2014). Por outro lado, fatores ambientais, como a salinidade, podem influenciar a capacidade de depuração de elementos tóxicos dos bivalves (El-Gamal, 2011). Portanto, os dados de salinidade analisados neste estudo foram coletados durante uma campanha de campo em setembro de 2019. A salinidade foi avaliada em 15 pontos de amostragem usando uma sonda Horiba U10 multiparamétrica (Figura 1). As medições físico-químicas foram feitas na superfície e na profundidade da água durante a vazante e o fluxo das marés. Dados de monitoramento anteriores foram adicionados para aumentar a precisão dos resultados das análises físicas; dois outros grupos de dados correspondentes às medições realizadas em janeiro e março do mesmo ano foram utilizados.

Sedimentos e espécimes bivalves foram amostrados nos mesmos locais. Amostras de sedimentos foram coletadas em cada local usando uma pinça Van Veen para determinar o tamanho do grão do sedimento, os níveis de carbono orgânico total (COT) e as concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA).

Um grama de amostras de sedimentos homogêneos foi acidificada com solução 0,1 mol L⁻¹ HCl para remover carbonatos, lavada com água desionizada e seca a 60°C antes de determinar o carbono orgânico total (COT). O COT foi avaliado através da utilização de um analisador elementar (Carlo Erba EA 1110, Wigan, Reino Unido). Por outro lado, o tamanho do grão foi analisado usando o método de peneiramento descrito por Suguio (1973).

No caso das amostras bivalves, 10 g de tecido bivalve (peso úmido) foram tratados com 30 g de sulfato de sódio anidro, com a mistura resultante misturada em alta velocidade durante cinco minutos. A matriz resultante foi extraída com um extrator Soxhlet com 200 ml de metanol durante oito horas (UNEP/IOC/IAEA, 1981). Depois disso, 0,7 M KOH (20 ml) e 30 ml de água destilada foram inseridos no frasco e o refluxo continuou por duas horas para saponificar os lipídios. O conteúdo do frasco de extração foi extraído em um funil separador com 80 ml/3 hexano combinado, finalmente seco com Na₂SO₄, e filtrado através de lã de vidro. A fração de hexano foi concentrada com um evaporador rotativo até aproximadamente 15 ml a 30 °C, seguido por uma concentração com um fluxo de gás de nitrogênio até o volume de 1 ml.

Uma mistura padrão de HPA continha acenafteno, acenaftileno, antraceno, benz[a]antraceno, benz[a]pireno, benz[b]fluoranteno, benz[g,h,i]perileno, benz[k]fluoranteno, criseno, dibenz[a,h]antraceno, fluoranteno, fluoreno, indeno[1,2,3,cd]pireno, naftaleno, fenantreno e pireno, cada um com 2.0 mg mL⁻¹ em diclorometano. O benzeno foi obtido através da AccuStandard (New Haven, CT, EUA).

A fim de investigar a presença e distribuição de HPA em amostras de sedimentos, 5 g de sedimentos foram extraídos em triplicado através de ultrassom por 30 minutos em 15 mL de uma mistura de diclorometano:metanol (2:1).

O HPA foi analisado pela GC-MS, usando Helium como gás portador. Os procedimentos de garantia de qualidade incluíram curvas analíticas para a quantificação de HPA nas amostras de sedimentos.

Um teste de correlação Spearman foi aplicado usando as Estatísticas SPSS 17.0 para avaliar a relação potencial entre matrizes de sedimentos e níveis de HPA em amostras de sedimentos e bivalves. Posteriormente, as taxas de diagnóstico de HPA foram uma ferramenta para identificar e avaliar fontes de emissão de poluição.

O fator de transferência (BAF) em tecidos biota do ecossistema aquático, incluindo água e sedimentos, foi calculado de acordo com Kalfakakour e Akrida-Demertzi (2000) e Rashed (2001), como se segue:

$$\text{BAF} = \frac{\text{Concentração de HPA em animais aquáticos}}{\text{Concentração de HPA no sedimento}}$$

Por último, para investigar o risco potencial de efeitos adversos à saúde resultante da ingestão dos tecidos bivalves pela comunidade local, a soma PAH4 foi calculada através da soma de benz[a]antraceno, criseno, benz[b]fluoranteno e benz[a]pireno (Tongo *et al.*, 2018). Em seguida, os resultados obtidos nas amostras dos organismos foram comparados com os limites regulamentares para avaliar o possível risco de consumo bivalvar.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Devido aos típicos gradientes de salinidade, os estuários atuam como receptores biogeoquímicos, aprisionando uma fração do material continental, especialmente partículas em suspensão contendo substâncias orgânicas antropogênicas como o HPA (Chen *et al.*, 2020). Como resultado, os ecossistemas estuarinos tendem a acumular HPA no sedimento em um nível maior do que os ecossistemas próximos (Chizhova *et al.*, 2020). Neste estudo, o aumento dos valores de salinidade em direção ao mar tornou-se evidente, e a estratifi-

cação da coluna d'água sugere a influência significativa das águas marinhas dentro do sistema estuarino. A influência das águas marinhas nos estratos mais profundos tornou-se notória, mesmo no interior (**Figura 2**).

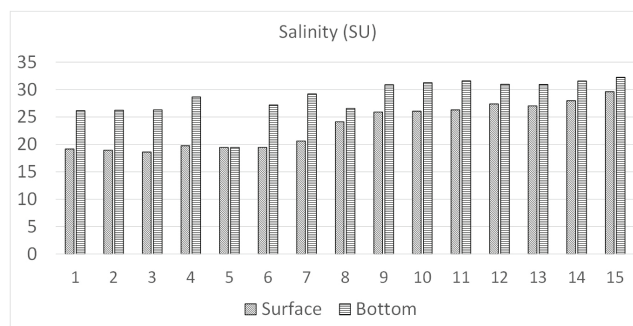


Figura 2. Valores de salinidade registrados no Sistema Estuarino de Santos

A distribuição granulométrica variou significativamente entre as estações de amostragem, com a fração de lodo predominantemente localizada na região mais interna do sistema estuarino. A fração arenosa, por sua vez, tornou-se mais representada nas estações de amostragem localizadas na parte mais externa do canal de Santos (**Figura 3**). As frações de argila, lodo e areia variaram entre 5,17% e 34,34%, 4,64% e 84,05%, e 6,43% e 87,25%, respectivamente. Depois, em geral, a área de amostragem, exceto para as estações localizadas no setor mais externo, parece ser um ambiente deposicional, com predominância de sedimentos e frações de argila. As atividades de dragagem ao longo do canal de Santos podem ser responsáveis pelo caráter arenoso dos sedimentos nesta área. Sousa *et al.* (2007) relataram resultados muito semelhantes na mesma área.

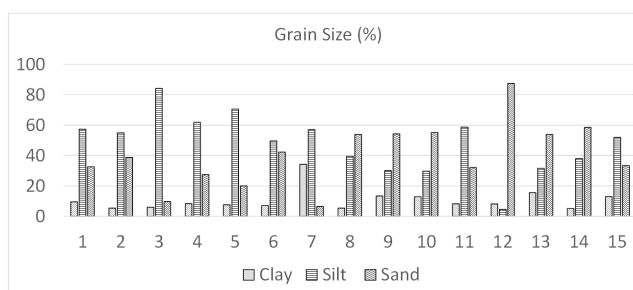


Figura 3. Resultados do tamanho do grão ao longo do Sistema Estuarino de Santos

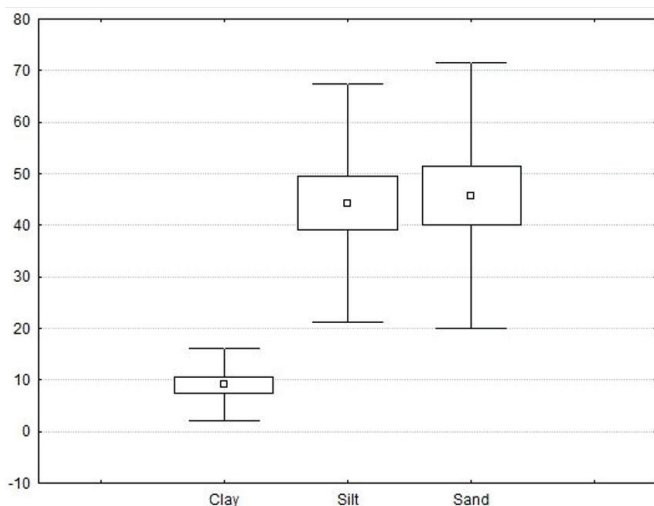


Figura 4. Estatística descritiva do tamanho do grão

Os níveis de COT representam a parte da matéria orgânica que não completou o processo de remineralização durante a decantação. Este parâmetro é impactado pela produção inicial de biomassa e pelo grau de degradação subsequente. As porcentagens de carbono orgânico total (COT), que são uma Proxy essencial para descrever a abundância de matéria orgânica nos sedimentos (Barcellos *et al.*, 2018), variaram de 0,74% (estação 14) a 5,06% (estação 15). Os resultados percentuais do COT concordam com estudos previamente relatados para a mesma região (entre 0,9% e 8,6%) (Perina *et al.*, 2018).

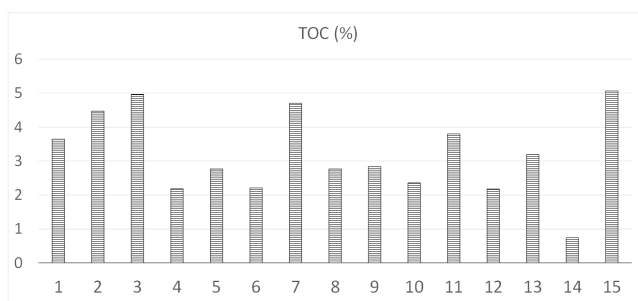


Figura 5. Porcentagens de carbono orgânico total

Os níveis totais de HPA em sedimentos expressos como a soma dos 16 compostos prioritários variaram de N.D. (Não Detectado) a 1.711,79 ng g⁻¹p.s. (Figura 5). As maiores concentrações foram observadas nas estações 1, 2 e 3, localizadas no interior do estuário, com níveis totais de HPA superiores a 500 ng.g⁻¹. De acordo com alguns autores (Notar *et al.*, 2001), concentrações superiores a 500ng g⁻¹ podem classificar a área como contaminação relativamente alta. Baumard *et al.* (1998b) sugeriram outro padrão de classificação de HPA para caracterizar a qualidade do sedimento quanto ao nível de contaminação como baixo, moderado, alto ou muito alto (0-100, 100-1000, 1000-5000 e > 5000 ng.g⁻¹, respectivamente). Com relação a esta classificação e com base no

resumo dos 16 HPAs, o nível de contaminação das estações de 7 a 15 pode ser classificado como baixo, a estação 5 como moderado e as estações de 1 a 3 como alto. De acordo com este estudo, as atividades portuárias não representam mais a maior fonte de hidrocarbonetos na área.

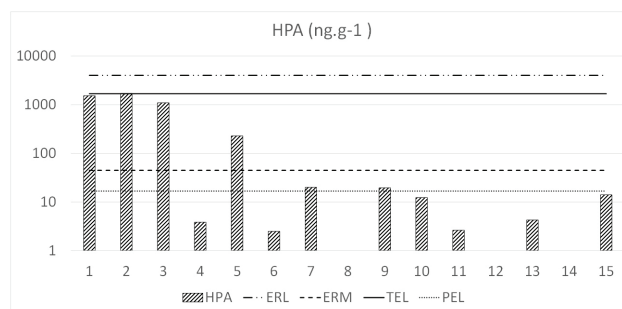


Figura 6. Concentrações totais de HPA nos sedimentos do SES

Ao comparar os níveis de HPA com o tamanho do grão e os resultados percentuais de COT, pode-se apontar a influência direta das características dos sedimentos sobre as concentrações de contaminantes. Aparentemente, o maior teor de sedimentos finos e as maiores porcentagens de matéria orgânica estão transformando essas estações de amostragem em depósitos efetivos de poluição. O teste Spearman não confirmou esta hipótese, uma vez que as correlações não mostraram grande significado (Tabela 1). Outra explicação pode ser a proximidade com as fontes potenciais de contaminantes. As estações de amostragem com altas concentrações de hidrocarbonetos foram encontradas nas proximidades da bacia contribuinte. Portanto, os registros atuais sugerem que o acúmulo de HPA na área estudada está mais relacionado à proximidade da fonte do que ao tamanho do grão ou níveis de matéria orgânica. Esta hipótese é apoiada pela correlação positiva entre as concentrações de HPA sedimentar e bivalve (Tabela 1).

Table 1. Spearman test results

	HPA organism	HPA sediment	Fine grain	Surface Water Salinity	Bottom Water Salinity	Organic Matter
HPA organism	1					
HPA sediment	0,556	1				
Fine grain	0,383	0,315	1			
Surface Water Salinity	-0,509	-0,573	-0,611	1		
Bottom Water Salinity	-0,455	-0,607	-0,399	0,896	1	
Organic Matter	0,192	0,459	0,617	-0,222	-0,170	1

Outra maneira de avaliar as concentrações de HPA nos sedimentos é compará-las com os guias internacionais de qualidade dos sedimentos (GQSS), que é uma abordagem útil para avaliar a poluição em sedimentos marinhos e estuarinos (McDonald *et al.*, 2000). Nesta pesquisa, foram aplicadas duas diretrizes de qualidade (efeitos de valor baixo - ERL, efeitos de valor médio - ERM, efeitos de nível provável - PEL e efeitos de nível limiar - TEL) para avaliar os potenciais ris-

cos ecotoxicológicos de HAP existentes no SES (**Figura 7**). Os resultados deste estudo sugeriram que os efeitos adversos sobre as comunidades bentônicas locais devem ocorrer na área mais interna do sistema estuarino (Figuras 5, 6 e 7). Os níveis prováveis de efeito (PEL) e os efeitos de valor médio (ERM) foram excedidos nos pontos mais internos do estuário (estações de amostragem 1, 2, 3 e 5) (**Figura 5**). A avaliação do HPA prioritário detectou um padrão semelhante (**Figuras 6 e 7**).

Uma comparação das concentrações totais de HPA no Sistema Estuarino de Santos com outros ambientes estuarinos e costeiros ao longo da costa brasileira e no mundo pode ser encontrada na **Tabela 2**. Os dados expostos sugerem que as concentrações de HPA obtidas neste estudo são inferiores àquelas relatadas para o mesmo estuário, conforme registro de Martins *et al.* (2011). Este trabalho também apresentou valores inferiores aos outros estuários ao longo da costa brasileira, exceto para o sistema estuarino Itajaí-Açu e para a Lagoa dos Patos, ambos ambientes no sul do Brasil. Em relação a outras áreas do mundo, os valores encontrados na literatura foram extremamente variáveis, dificultando o estabelecimento de padrões comparativos com o presente estudo (**Tabela 2**).

Como mencionado anteriormente, existem três fontes principais de HPA nos estuários: pirolíticos, petrogênicos e fontes naturais (Yunker *et al.*, 2002). O perfil composto de HPA é causado pelas reações durante a produção de HPA (Manoli *et al.*, 2004). Como resultado de processos de baixa temperatura, como a queima de madeira, os HPA de baixo peso molecular são normalmente produzidos. Além disso, a altas temperaturas, compostos de HPA de maior peso molecular são liberados (Mostert *et al.*, 2010). Várias proporções foram propostas como abordagem para identificar fontes potenciais de HPA em sedimentos marinhos. A **Tabela 3** apresenta as razões de HPA aplicadas para avaliar o sedimento.

Razões entre HPA de baixo e alto peso molecular e aquelas de seus isômeros específicos têm sido frequentemente utilizadas para identificar fontes, tais como petrogênicas ou pirolíticas (Tobiszewski e Namieśnik, 2012). De acordo com Zhang *et al.* (2008), os resultados derivados da relação Peso Molecular Baixo (PMB)/Peso Molecular Alto (PMA) sob um sugere a origem pirogênica. Valores acima de um, por sua vez, indicam fontes petrogênicas (Soclo *et al.*, 2000) (**Tabela 3**). Neste estudo, a maioria dos resultados indica fontes petrogênicas (**Figura 10**).

Table 2. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons along Brazilian coast and around the world

Area	PAH levels (ng/g)	Authors
Santos Estuarine System, Brazil	N.D. - 1711.79	Present study
Santos Estuarine System, Brazil	60 - 8680	Martins <i>et al.</i> , 2011
Todos os Santos Bay - Brazil	6.9 - 2226	Wagener <i>et al.</i> , 2010
Todos os Santos Bay - Brazil	8.29 - 4163	Venturini <i>et al.</i> , 2008
Guanabara Bay - Brazil	96 - 135000	Wagener <i>et al.</i> , 2012
Itajaí-Açu estuarine system, Brazil	63.9 - 1459.0	Frena <i>et al.</i> , 2016
Mundaú-Manguaba estuarine-lagoon system and Paraíba do Sul River, Brazil	2.9 - 9344.3	Maioli <i>et al.</i> , 2010
Patos Lagoon, Brazil	7.3 - 92.8	Sanches Filho <i>et al.</i> , 2012
Mediterranean Sea	3.40 - 14100	Barakat <i>et al.</i> , 2011
Santander Bay - Spain	20 - 25800	Viguri <i>et al.</i> , 2002
Daya Bay - China	42 - 158	Yan <i>et al.</i> , 2009
Kaohsiung Harbor - Taiwan	1460 - 15,743	Chen <i>et al.</i> , 2011
Estuary Yangtze - China	107 - 663	Hui <i>et al.</i> , 2008
Arabian Gulf - Qatar	2.6 - 1025.6	Soliman <i>et al.</i> , 2014
Hadhramount - Yemen	2.1 - 199	Mostafa <i>et al.</i> , 2009

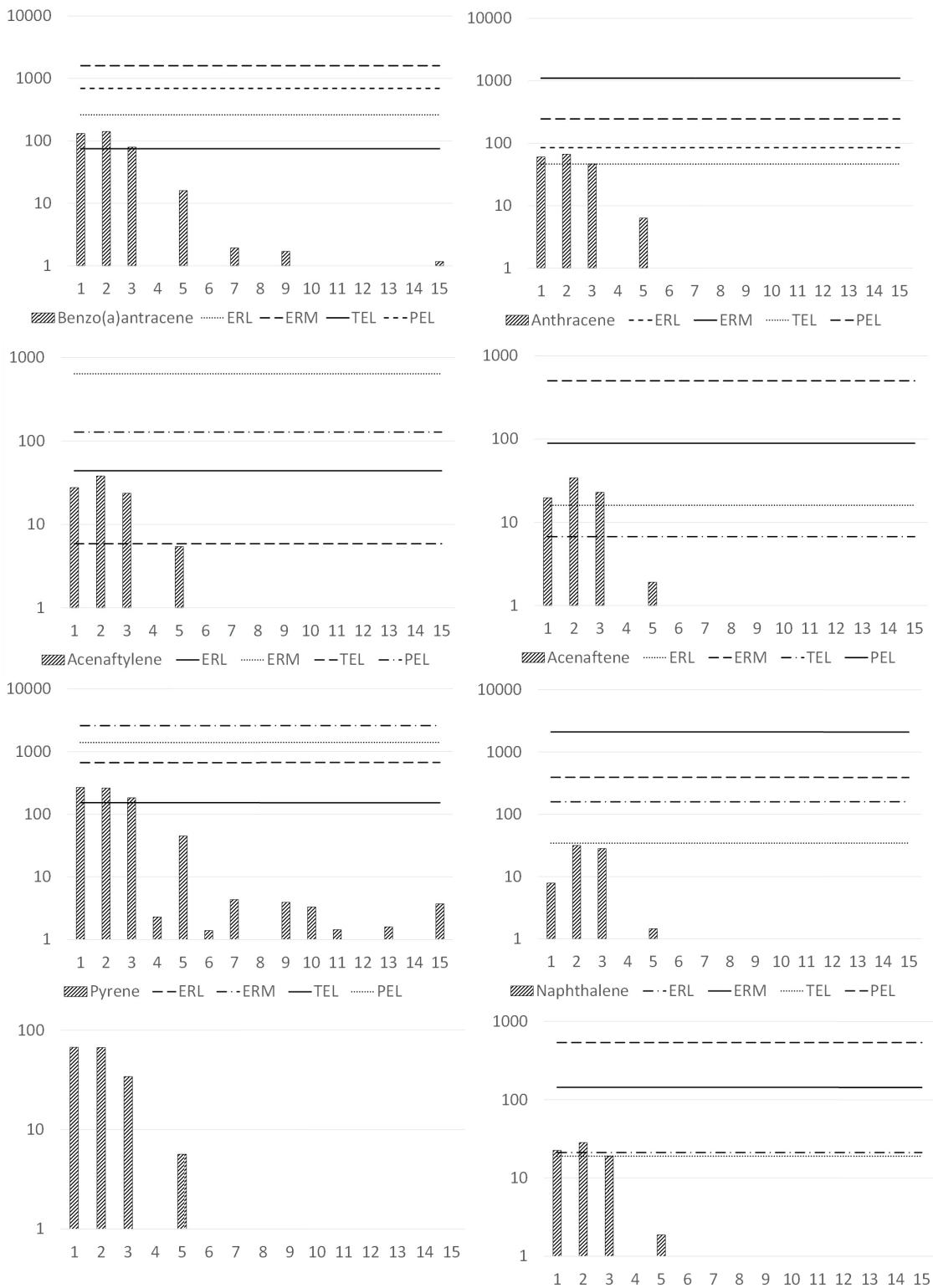


Figura 7. Oito valores compostos prioritários de HPA registrados em sedimentos ESSE (ng/g) (Benzo(a) antraceno, Acenaftileno, Acenafteno, Pireno, Naftaleno, Indeno(1,2,3-cd)pireno e Fluoreno)

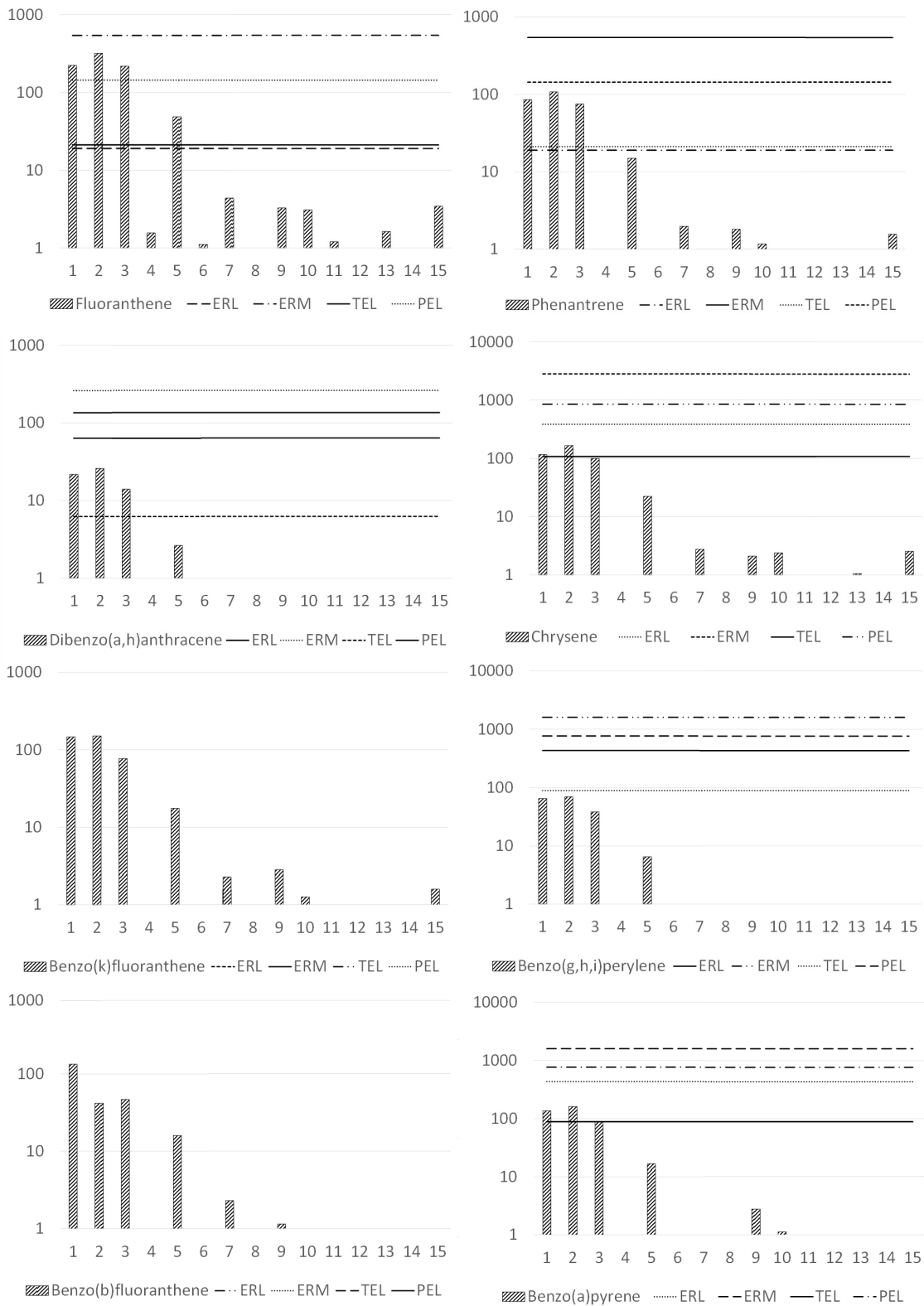


Figura 8. Oito valores compostos prioritários de HPA registrados em sedimentos ESSE (ng/g) (Fluoranteno, Fenantreno, Dibenzo(a,h) antraceno, Criseno, Benzo(k)fluoranteno, Benzo(g,h,i)perileno, Benzo(b)perileno e Benzo(a)pireno)

Table 3. PAH's diagnostic ratios used applied to evaluate the sediment

PAH ratio	Value range	Source	Reference
$\sum \text{LMW} / \sum \text{HMW}$	< 1 > 1	Pyrogenic Petrogenic	Zhang et al., 2008
$\frac{\text{Anthracene}}{\text{Anthracene} + \text{Phenanthrene}}$	< 0.1 > 0.1	Petrogenic Pyrogenic	Pies et al., 2008
$\frac{\text{Fluoranthene}}{\text{Fluoranthene} + \text{Pyrene}}$	< 0.4 0.4 - 0.5 > 0.5	Petrogenic Fossil fuel combustion Grass, wood, coal combustion	De La Torre-Roche et al., 2009

Com o objetivo de diminuir a influência de determinadas características do composto (por exemplo, diferenças na volatilidade, solubilidade da água e adsorção), a relação entre pares de isômeros, como o fenantreno e antraceno (Pies *et al.*, 2008) e o fluoranteno e o pireno, pode ser aplicada (De La Torre-Roche *et al.*, 2009).

No caso particular do antraceno para antraceno mais fenantreno (Ant/Phe + Ant), valores abaixo de 0,10 normalmente indicam fontes petrogênicas. Valores acima de 0,10, por outro lado, sugerem uma origem pirolítica (Pies *et al.*, 2008). Embora a razão (Ant/Phe + Ant) não pudesse ser calculada para a maioria das estações devido à ausência de um ou ambos os compostos, todas as estações onde a aplicação da razão foi possível apresentaram valores acima de 0,10, sugerindo fontes pirolíticas em oposição à primeira razão aplicada.

A terceira razão utilizada neste estudo foi fluoranteno para fluoranteno mais pireno (Fluo/Fluo + Pyreno). De acordo com De La Torre-Roche *et al.* (2009), valores superiores a 0,5 sugerem a combustão de grama, madeira ou carvão. Os valores abaixo de 0,4 indicam fontes petrogênicas. Finalmente, resultados de proporção entre 0,4 e 0,5 sugerem a combustão de combustível fóssil líquido. Como mostrado na **Figura 10**, os resultados para esta razão estavam entre 0,4 e 0,5 em todas as estações, sugerindo que as fontes de HPA na presente área de estudo são principalmente de combustão de combustível fóssil líquido, reforçando os resultados da razão Fluo/Fluo + Pyr. O fato de que resultados contraditórios foram alcançados com diferentes proporções de diagnóstico não indica que os resultados estejam errados, uma vez que os HPAs leves são liberados de diferentes fontes em comparação com os pesados (Tobiszewski e Namiesnik, 2012). De acordo com Martis *et al.* (2011), as proporções de pares de isômeros aplicadas no mesmo estuário mostraram que os HPAs derivam principalmente da combustão, e não do petróleo. Em contrapartida, os mesmos autores concluíram que as fontes de hidrocarbonetos variaram juntamente com a evolução histórica da área.

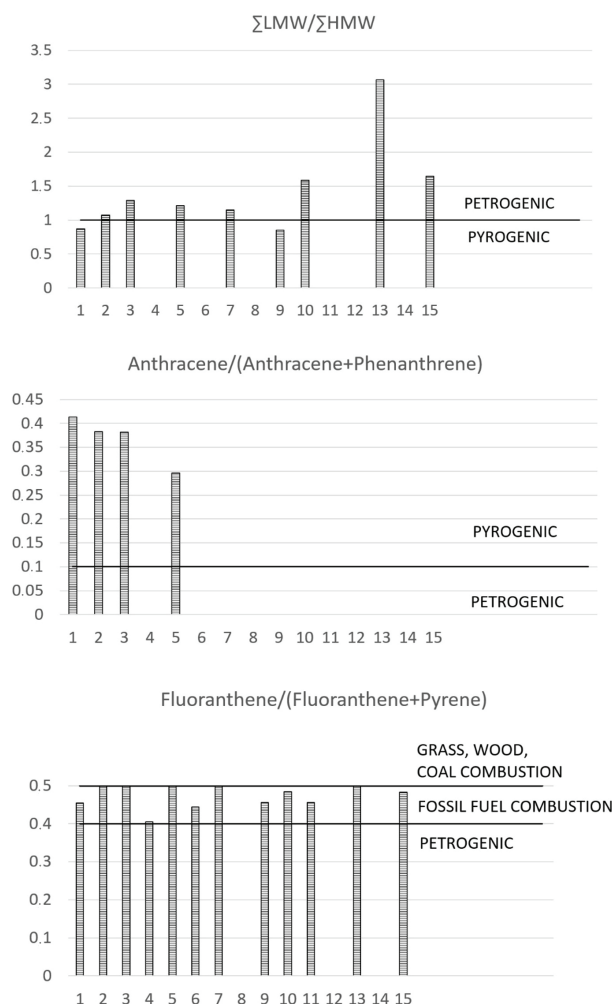


Figura 9. Razões da HPA

A biota marinha pode incorporar hidrocarbonetos de sedimentos subaquáticos e material particulado em suspensão na coluna de água e fontes de alimento (De Mora *et al.*, 2010). A capacidade de assimilação do organismo não

depende exclusivamente da presença de compostos poluentes, mas também de vários parâmetros fisiológicos e ambientais (taxa de filtração, metabolismo, físico-química da coluna de água, etc.) (Neff, 2002; Hussein *et al.*, 2016). Assim, o biomonitoramento representa uma abordagem eficaz para avaliar a contaminação. Neste estudo, duas espécies de moluscos (*Perna perna* e *Crassostrea rhizophorae*) foram utilizadas para avaliar a presença e a biodisponibilidade do HPA. Esta abordagem implica na limitação da comparação quantitativa entre as estações de amostragem devido às diferenças fisiológicas entre as duas espécies. A dinâmica de assimilação do HPA é influenciada pelo caráter hidrofóbico destes compostos. Sua tendência a se associar com outras partículas flutuantes presentes na coluna d'água favorece seu acúmulo em partículas flutuantes e no tecido lipídico dos organismos (Rubio-Clemente *et al.* 2014). Como os mexilhões são menos seletivos em seu processo de filtração, seriam mais propensos à assimilação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (Kehrig *et al.*, 2006). Mesmo assim, os resultados foram importantes, pois a presença de HPA foi detectada em ambas as espécies, em todas as estações de amostragem, sugerindo a biodisponibilidade de HPA na coluna de água. Os valores de acúmulo de HPA variaram entre 88,38 e 133,62 ng.g⁻¹ em ostras e entre 97,68 e 988,76 ng.g⁻¹ em mexilhões, apresentando níveis relativamente concordes se comparados com a literatura disponível (Tabela 4).

Table 4. Total PAHs in bivalves reported by other studies around the world.

Bivalve species	Total PAH (d.w.)	Reference
<i>Crassostrea rhizophorae</i>	88.38 – 133.62 ng.g ⁻¹	Present Study
<i>Perna perna</i>	97.68 – 988.76 ng.g ⁻¹	Present Study
<i>Crassostrea sp</i>	300 - 1400(μg.kg ⁻¹)	Cortazar <i>et al.</i> , 2008
<i>Saccostrea cucullata</i>	6,600 (ng.g ⁻¹)	Tolosa <i>et al.</i> , 2005
<i>Barbatia helblingii</i>	129.5 – 634.7(ng.g ⁻¹)	Safahieh <i>et al.</i> , 2011
<i>Arca senilis</i>	3.0-16.0(ng.g ⁻¹)	Moslen <i>et al.</i> , 2019
<i>Crassostrea brasiliiana</i>	671.0 - 1928.7 (ng.g ⁻¹)	Fontenelle <i>et al.</i> , 2019

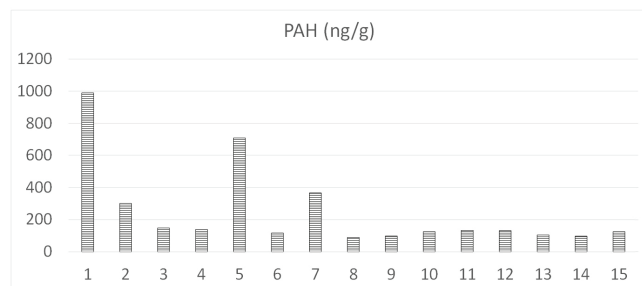


Figura 10. Concentrações totais de HPA nos bivalves do SES

Os valores de BAF são mostrados na Figura 12. Os Fatores de Bioacumulação Calculados (BAF) variaram entre 0,0 e 50,5. Os valores obtidos por Shilla e Routh (2018) são similares, variando entre 0,20 e 69,5, valores considerados baixos pelos autores. Portanto, estudos comparativos adicionais,

nos quais os níveis de HPA em animais, sedimentos e amostras de SPM dos mesmos locais precisam ser correlacionados e comparados com outros locais no sistema estuarino de Santos ao longo do ano para confirmar esta hipótese.

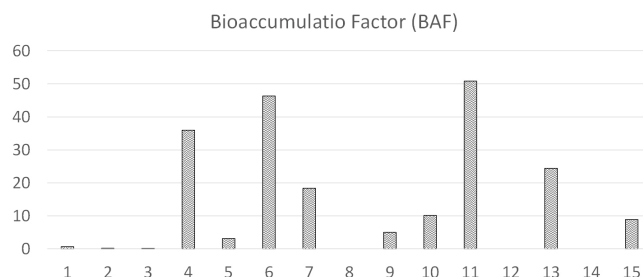


Figura 11. Resultados de BAF obtidos para o SES

A soma de PAH4 foi demonstrada graficamente na Figura 13. Os dados de concentração de p.s. foram convertidos em peso úmido e comparados com os valores-limite estabelecidos pelas agências reguladoras internacionais. Esta conversão foi feita dividindo o valor obtido em p.s. por 6,8, que é o indicado para a espécie *Crassostrea* (Wright *et al.*, 1985). PAH4 variou de 4,9 ng.Kg⁻¹ a 58,12 ng.Kg⁻¹. Os valores alcançados neste estudo foram inferiores aos dos limites regulamentares da UE de níveis máximos de 30 μg.Kg⁻¹ (Commission Regulation-EU/Nº 835/2011).

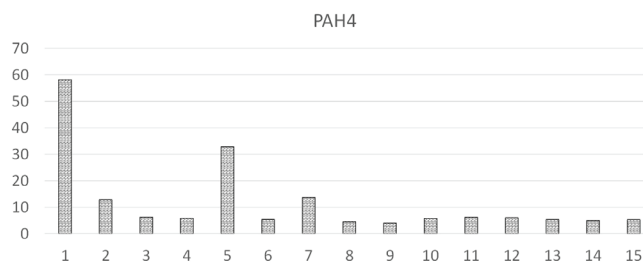


Figura 12. Resultados de BAF obtidos para SES

CONCLUSÕES

O presente estudo forneceu dados sobre as concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos nos sedimentos superficiais e bivalves do Sistema Estuarino de Santos. Os dados registrados sugeriram que a região mais interna foi a mais contaminada por HPAs e classificada como altamente contaminada. Segundo este documento, as atividades portuárias não mais representam a maior fonte de hidrocarbonetos na área.

Os valores de GQS disponíveis na literatura sugerem que os efeitos biológicos adversos sobre a biota viva são esperados ocasionalmente. Por outro lado, o Fator de Bioacumulação calculado não replicou a transferência da poluição para a biota local.

As taxas de HPA calculadas caracterizaram os níveis de HPA do sedimento como sendo compostos por uma mistura de fontes petrogênicas e pirolíticas. Os resultados obtidos neste estudo representam uma coleta de dados úteis relacionados às concentrações de hidrocarbonetos, fontes e dinâmica de bioassimilação no Sistema Estuarino de Santos, que representa uma área econômica significativa no Brasil. A gestão ambiental local é fundamental para manter a saúde do ecossistema, e os monitoramentos biótico e abiótico periódicos são essenciais para os processos decisórios do governo.

Agradecimentos

Esta pesquisa foi financiada pela SNP (Secretaria Nacional de Portos). Os autores também agradecem ao Departamento de Geologia/LAGEMAR da UFF (Universidade Federal Fluminense) pela infraestrutura e apoio administrativo.

REFERÊNCIAS

- Allan I, O'Connell S, Meland S, Bæk K, Grung M, Anderson K, Ranneklev S (2016) PAH Accessibility in Particulate Matter from Road-Impacted Environments. *Environ Sci Technol* 50(15): 7964 - 7972.
- Barakat A, Mostafa A, Wade T, Sweet S, Sayed N (2011) Distribution and characteristics of PAHs in sediments from the Mediterranean coastal environment of Egypt. *Mar Pollut Bull* 62: 1969-78. 10.1016/j.marpolbul.2011.06.024.
- Barcellos R, Lima O, Liza EE de, Flores-Montes, M de J (2018). Spatial sedimentary distribution, seasonality and the characteristics of organic matter on Fernando de Noronha insular shelf. *Braz J of Oceanogr* 66(1):131-156.
- Baumard P, Budzinski H, Garrigues P. (1998a) Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean Sea. *Environ Toxicol Chem* 17: 765–776.
- Baumard P, Budzinski H, Garrigues P, Sorbe J C, Burgeot T, Bellocq J (1998b) Concentrations of PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) in various marine organisms in relation to those in sediments and to trophic level. *Mar Poll Bull* 36: 951.
- Braga ES, Bonetti CVDH, Burone L, Bonetti FOJ (2000) Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at Baixada Santista estuarine system - Brazil. *Mar Poll Bull* 40(2):165-173.
- Brown J, Peake B (2006) Sources of Heavy Metals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Stormwater Runoff. *Sci Total Environ* 359:145-55. 10.1016/j.scitotenv.2005.05.016.
- Chen C-F, Ju Y-R, Su Y-C, Lim YC, Kao C-M, Chen C-W, Dong C-D (2020) Distribution, sources, and behavior of PAHs in estuarine water systems exemplified by Salt River, Taiwan. *Mar Pollut Bull* 154.
- Chen C-W, Chen C-F, Dong C-D, Tu Y-T (2011). Composition and source apportionment of PAHs in sediments at river mouths and channel in Kaohsiung Harbor, Taiwan. *J of Environ Monit* 14:105-15.
- Chizhova T, Koudryashova Y, Prokuda N, Tishchenko P, Hayakawa K (2020) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Estuaries of Two Rivers of the Sea of Japan. *Int J Environ Res Public Health* 17: 6019.
- Cloern JE, Jassby AD, Schraga TS, Nejad E, Martin C (2017) Ecosystem variability along the estuarine salinity gradient: Examples from long-term study of San Francisco Bay. *Limnol and Oceanogr* 62: 272–291.
- Cortazar E, Bartolome L, Arrasate S, Usobiaga A, Raposo JC, Zuloaga O, Etxebarria N (2008) Distribution and bioaccumulation of PAHs in the UNESCO protected natural reserve of Urdaibai, Bay of Biscay, *Chemosphere* 72: 1467–1474.
- Countway RE, Dickhut RM, Canuel EA (2003) Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) distributions and associations with organic matter in surface waters of the York River, VA Estuary. *Org Geochem* 34: 209–224.
- de La Torre-Roche RJ, Lee WY, Campos-Díaz SI (2009) Soil-borne polycyclic aromatic hydrocarbons in El Paso, Texas: analysis of a potential problem in the United States/Mexico border region. *J Hazard Mater* 163:946-958.
- De Mora S, Tolosa I, Fowler S, Villeneuve J-P, Cassi R, Cattini C (2010) Distribution of petroleum hydrocarbons and organochlorinated contaminants in marine biota and coastal sediments from the ROPME Sea Area during 2005. *Mar Poll Bull* 60: 23-49.
- Devi NL, Yadav IC, Shihua Q, Dan Y, Zhang G, Raha P (2016) Environmental carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in soil from Himalayas, India: Implications for spatial distribution, sources apportionment and risk assessment. *Chemosphere* 144: 493–502.
- El-Gamal MM (2011). The effect of depuration on heavy metals, petroleum hydrocarbons, and microbial contamination levels in *Paphia undulata* (Bivalvia: Veneridae). *Czech J Anim Sci* 56(8): 345–354.
- Fontenelle FR, Taniguchi S, da Silva J, Lourenço RA (2019) Environmental quality survey of an industrialized estuary and an Atlantic Forest Biosphere Reserve through a comparative appraisal of organic pollutants. *Environ Poll* 248:339 – 348.
- Frena M, Bataglion GA, Sandini S, Kuroshima K, Eberlin M, Madureira L (2016) Distribution and Sources of Aliphatic and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Sediments of Itajaí-Açu Estuarine System in Brazil. *J of the Braz Chem Soc* 28. 10.21577/0103-5053.20160205.
- Hortellani MA, Sarkis JES, Abessa DMS, Sousa ECPM (2008) Avaliação da contaminação por elementos metálicos dos sedimentos do estuário Santos – São Vicente, *Química Nova*. 31(1):10-19.

- Hui Y, Zheng M, Liu Z, Gao L (2008) Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Yellow River Estuary and Yangtze River Estuary, China. *J of Environ Sci* 21(12):1625-1631.
- Hussein I A-S, Mansour MSM (2016) A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian J of Petroleum* 25:107-123.
- Kalfakakour V, Akrida-Demertzi K (2000) Transfer factors of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels, Conference: Biopolitics and International cooperation-The bio-environment At: Athens, Greece Volume: Proceedings p. 218
- Kehrig HA, Costa M, Moreira IL, Malm O (2006) Total and methyl mercury in different species of molluscs from two estuaries in Rio de Janeiro State. *Journal of the Braz Chem Soc* 17(7): 1409-1418.
- Lamparelli MC, Costa MP, Prósperi VA, Bevilacqua JE, Araújo RP, Eysinc GGJ, Pompéia S (2001) Sistema Estuarino de Santos e São Vicente - "Levantamento da contaminação ambiental do sistema estuarino de Santos e São Vicente." PROCOP - Programa de Controle de Poluição, São Paulo, Brazil. 178p.
- Lewis M, Pryor R, Wilking L (2011) Fate and effects of anthropogenic chemicals in mangrove ecosystems: a review. *Environ Poll* 159(10):2328-2346.
- Loureiro RC, Hepp LU (2020) Stream contamination by trace elements: biota incorporation and phytoremediation. *Acta Limnologica Brasiliensia*. 32:201.
- MacDonald D, Ingersoll CG, Berger TA (2000) Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Systems. *Arch. Environ Contam Toxicol* 39:20-31. 10.1007/s002440010075.
- Maioli OLG, Rodrigues KC, Knoppers BA, Azevedo DA (2010) Pollution source evaluation using petroleum and aliphatic hydrocarbons in surface sediments from two Brazilian estuarine systems. *Org Geochem* 41:966.
- Manoli E, Kouras A, Samara C (2004) Profile Analysis of Ambient and Source Emitted Particle-Bound Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Three Sites in Northern Greece. *Chemosphere* 56:867-878.
- Martins CC, Bicego MC, Mahiques MM, Figueira RCL, Tessler MG, Montone RC (2011) Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a large South American industrial coastal area (Santos Estuary, Southeastern Brazil): sources and depositional history. *Mar Poll Bull* 63: 452.
- McGroddy SE, Farrington JW (1995) Sediment porewater partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons in three cores from Boston Harbor, Massachusetts. *Environ Sci & Tech* 29:1542-1550.
- McGroddy SE, Farrington JW, Gschwend PM (1996). Comparison of in situ and desorption sediment-water partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls. *Environ Sci & Tech* 30:172-177.
- Moslen M, Miebaka CA, Boisa N (2019) Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) in a bivalve (*Arca senilis*- blood cockles) and health risk assessment. *Toxic Rep* 6:990 - 997.
- Mostafa A, Wade T, Sweet S, Al-Alimi A, Barakat A (2009) Distribution and characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Hadhramout coastal area, Gulf of Aden, Yemen. *J of Mar Systems* 78:1-8. 10.1016/j.jmarsys.2009.02.002.
- Mostert MMR, Ayoko GA, Kokot S (2010) Application of chemometrics to analysis of soil pollutants. *Trends in Analytical Chemistry* 29:430-435.
- Muto EY, Corbisier TN, Coelho LI, Arantes LPL, Chalom A, Soares LSH (2014) Trophic Groups of Demersal Fish of Santos Bay and Adjacent Continental Shelf, São Paulo State, Brazil: Temporal and Spatial Comparisons. *Braz J of Oceanog* 62(2): 89-102.
- Nakata H, Uehara K, Goto Y, Fukumura M, Shimasaki H, Takikawa K, Miyawaki T (2014) Polycyclic aromatic hydrocarbons in oysters and sediments from the Yatsushiro Sea, Japan: Comparison of potential risks among PAHs, dioxins and dioxin-like compounds in benthic organisms. *Ecotox and Environ Safety* 99: 61-68.
- Neff J M (2002) Bioaccumulation in Marine Organisms. Effect of Contaminants from Oil Well Produced Water, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Nogami Y, Imaeda R, Ito T, Kira S (2002) Benzo(a)pyrene adsorbed to suspended solids in fresh water. *Environ Toxic* 15(5): 500-503.
- Notar M, Leskovsek H, Faganeli J (2001) Composition, Distribution and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea *Mar Poll Bull* 42: 36.
- Olayinka OO, Adewusi AA, Olujimi OO, Aladesida AA (2019) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediment and Health Risk of Fish, Crab and Shrimp Around Atlas Cove, Nigeria. *J of Health and Poll* 9(24):191-204.
- Perina FC, Torres RJ, Mozeto AA, Nascimento MRL, Abessa DMS (2018) Sediment quality assessment of the tributaries of the Santos-São Vicente Estuarine System - Brazil. *Ecotox and Environ Contamination* 13(2): 25-38.
- Pies C, Hoffmann B, Petrowsky J, Yang Y, Ternes TA, Hofmann T (2008) Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river bank soils. *Chemosphere* 72:1594-1601.
- Pulich WM Jr, Winters K, Baalen C (1974) The effects of a No. 2 fuel oil and two crude oils on the growth and photosynthesis of microalgae. *Mar Bio* 28:87-94.

- Rashed MN (2001) Monitoring of environmental heavy metals in fish from Nasser Lake. *Environ Intern* 27: 27-33.
- Rengarajan T, Rajendran P, Nandakumar N, Lokeshkumar B, Rajendran P, Nishigaki I (2015) Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons with special focus on cancer. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine* 5:182-189.
- Rocher V, Azimi S, Moilleron R, Chebbo G (2004) Hydrocarbons and heavy metals in the different sewer deposits in the 'Le Marais' catchment (Paris, France): stocks, distributions and origins. *Sci of the Total Environ* 323(1-3):107-22.
- Rubio-Clemente A, Torres-Palma R, Peñuela G (2014) Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons in aqueous environment by chemical treatments: A review. *Sci of The Total Environ* 478: 201-225. 10.1016/j.scitotenv.2013.12.126.
- Rügner H, Schwientek M, Milačič R, Zuliani T, Vidmar J, Paunović M, Laschou S, Kalogianni E, Skoulikidis NT, Diamantini E, Majone B, Bellin A, Chiogna G, Martinez E, de Alda ML, Díaz-Cruz MS, Grathwohl P (2019) Particle bound pollutants in rivers: Results from suspended sediment sampling in Globaqua River Basins. *Sci of The Total Environ* 10:645-652.
- Safahieh A, Mahmoodi M, Nikpoor Y, Ghanemi K (2011) PAHs Concentration in Ark clam (*Barbatia helblingii*) from South Persian Gulf, Bushehr, Iran. *International J of Environ Sci* 2(5):394-398.
- Sanches Filho PJ, Luz LP, Betemps GR, Caramão EB (2012) Evaluation of surface sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the "Saco do Laranjal"- (Patos Lagoon, Brazil). *Mar Poll Bull* 64:19-33.
- Shilla DJ, Routh J (2018) Distribution, Behavior, and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon in the Water Column, Sediments and Biota of the Rufiji Estuary, Tanzania. *Frontiers in Earth Science* 6:70.
- Shilla DJ, Tsuchiya M, Abel DS (2011) Terrigenous nutrient and organic matter in a subtropical river estuary, Okinawa, Japan: Origin, distribution and pattern across the estuarine salinity gradient. *J of Chem Eco.* 27, 523-554.
- Slezakova K, Pires JCM, Castro D, Alvim-Ferraz MDCM, Deleue-Matos C, Morais S, Pereira MDC (2013). PAH air pollution at a Portuguese urban area: Carcinogenic risks and sources identification. *Environ Sci and Poll Res.* 20:3932-3945.
- Soclo HH, Garrigues PH, Ewald M (2000) Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) Areas. *Mar Poll Bull* 40: 387-396. 10.1016/S0025-326X(99)00200-3.
- Soliman YS, Al Ansari EM, Wade TL (2014) Concentration, composition and sources of PAHs in the coastal sediments of the exclusive economic zone (EEZ) of Qatar, Arabian Gulf. *Mar Poll Bull* 30:542-548.
- Sousa EC, Abessa PM, Denis MS, Bauer RF, Rachid G, Marcia R, Zaroni LP (2007). Ecotoxicological assessment of sediments from the Port of Santos and the disposal sites of dredged material. *Braz J of Oceanography* 55(2):75-81.
- Souza HML, Taniguchi S, Bicego MC, Oliveira LA, Oliveira TCS, Barroso HS, Zanotto SP (2015) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Superficial Sediments of the Negro River in the Amazon Region of Brazil. *J of the Braz Chem Soc* 26(7):1438-1449.
- Suguio, K., 1973. *Introdução à sedimentologia*. São Paulo: Edgard Blücher;
- Tam NFY, Ke L, Wang XH, Wong YS (2001) Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps. *Environ Poll* 114(2): 255- 263.
- Tobiszewski M, Namieśnik J (2012) PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environ Poll* 162:110-119.
- Tolosa I, Mora SI, Fowler SW, Villeneuve JP, Bartocci J, Cattini C (2005) Aliphatic and aromatic hydrocarbons in marine biota and coastal sediments from the Gulf and the Gulf of Oman. *Mar Poll Bull* 50:1619-1633.
- Tongo I, Etor EE, Ezemonye L (2018) Human Health Risk Assessment of PAHs in Fish and Shellfish from Amariaria Community, Bonny River, Nigeria. *J of App Sci and Environ Manag* 22: 5.
- Torres RJ, Abessa DMS, Santos FC, Maranhão LA, Davanzo MB, Nascimento MRL, Mozeto, AA (2009). Effects of dredging operations on sediment quality: contaminant mobilization in dredged sediments from the Port of Santos, SP, Brazil. *J of Soils and Sedim* 9:420-432.
- UNEP/IOC/IAEA., 1981. Determination of petroleum hydrocarbons in sediments. Reference Methods for Marine Pollution Studies 20, UNEP, 75 pp.
- Venturini N, Muniz P, Bicego MC, Martins CC, Tommasi LR (2008) Petroleum contamination impact on macrobenthic communities under the influence of an oil refinery: integrating chemical and biological multivariate data. *Estuar Coast and Shelf Sci* 78:457-467.
- Viguri J, Verde J, Irabien A (2002) Environmental assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Santander Bay, Northern Spain. *Chemosphere* 48: 57-65. 10.1016/S0045-6535(02)00105-4.
- Wagener ALR, Meniconi MFG, Hamacher C, Farias CO, da Silva GC, Gabardo IT (2012) Hydrocarbons in sediments of a chronically contaminated bay: the challenge of source assignment. *Mar Poll Bull* 64: 284-294.
- Wagener A, Hamacher C, Farias C, Godoy J, Scofield A (2010). Evaluation of tools to identify hydrocarbon sources in recent and historical sediments of a tropical bay. *Mar Chem*.
- Wang J, Wang C, Huang Q, Ding F, He X (2014) Adsorption of PAHs on the Sediments from the Yellow River Delta as a Func-

tion of Particle Size and Salinity. *Soil and Sediment Contamination: An Inter J* 24 (2):103-115.

Wright DA, Mihursky JA, Phelps HL (1985) Trace metals in Chesapeake Bay oysters: Intra-sample variability and its implications for biomonitoring. *Mar Environ Res* 16: 181-197.

Yan W, Chi J, Wang Z, Huang W, Zhang G (2009) Spatial and Temporal Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Sediments from Daya Bay, South China. *Environ Poll* 157: 1823-30. 10.1016/j.envpol.2009.01.023.

Yunker M, MacDonald R, Vingarzan R, Mitchell R, Goyette D, Strachan S (2002) PAHs in the Fraser River basin: A Critical Appraisal of PAH Ratios as Indicators of PAH Source and Composition. *Org Geochem* 33: 489-515. 10.1016/S0146-6380(02)00002-5.

Zhang W, Zhang S, Wan C, Yue D, Ye Y, Wang X (2008) Source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road runoff, dust, rain and canopy throughfall. *Environ Poll* 153:594-601.

Recebido: 5 abr. 2022

Approved: 5 abr. 2022

DOI: 10.20985/1980-5160.2022.v17n1.1790

How to cite: Azevedo Netto, A., Souza, P.F., Lima, L.S., Vieira, K.S., Delgado, J.F., Menezes, C.R., Neves, C.V., Baptista Neto, J.A., Fonseca, E.M. (2022). Dinâmica de distribuição e fontes potenciais de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos para sedimentos de superfície e bivalves de um estuário altamente antropizado. *Revista S&G* 17, 1. <https://revistasg.emnuvens.com.br/sg/article/view/1790>