



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOLOGIA E GEOQUÍMICA**

---

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 603**

**HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS EM  
MICROPLÁSTICOS DE PRAIAS DO LITORAL BRASILEIRO**

**Dissertação apresentada por:**

**FELIPE OHADE LOPES BRANCO**

**Orientador: Prof. Dr. José Augusto Martins Corrêa (UFPA)**

---

**BELÉM - PARÁ  
2021**

**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)**

---

B816h Branco, Felipe Ohade Lopes.  
Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em Microplásticos de Praias do  
Litoral Brasileiro / Felipe Ohade Lopes Branco. — 2021.  
xviii, 79 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. José Augusto Martins Corrêa Dissertação  
(Mestrado) - Universidade Federal do Pará,  
Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geologia e  
Geoquímica, Belém, 2021.

1. Microplásticos. 2. Poluentes Orgânicos. 3. Poluição Ambiental. 4.  
Potencial de Contaminação. 5. Praias. I. Título.

CDD 551.9

---



**Universidade Federal do Pará**  
**Instituto de Geociências**  
Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica

## **HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS EM MICROPLÁSTICOS DE PRAIAS DO LITORAL BRASILEIRO**

Dissertação apresentada por:

**FELIPE OHADE LOPES BRANCO**

**Como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em Ciências na Área de  
GEOQUÍMICA e Linha de Pesquisa Mineralogia e Geoquímica**

Data de Aprovação: 30 / 07 / 2021

Banca Examinadora:

Prof. Dr. José Augusto Martins Corrêa  
(Orientador – UFPA)

Dr.ª Satie Taniguchi  
(Membro – USP)

Prof.ª Dr.ª Camila Carneiro dos Santos Rodrigues  
(Membro – PNP/PPGG)

À minha família, pelo  
apoio incondicional

## AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar à Deus e à Nossa Sra. de Nazaré, pela vida e pelo privilégio da minha saúde e dos meus familiares, principalmente em meio ao atual cenário de pandemia.

Aos meus pais, que sempre seguraram a barra e fizeram o possível e o impossível pela minha educação e pela construção de quem eu sou hoje, e pela minha formação profissional. Quando o medo e a ansiedade batiam, foi por vocês e para vocês que eu busquei forças para seguir em frente.

À minha irmã pelas incontáveis vezes que tu foste o meu suporte, colocando o meu pé no chão e me lembrando que eu não estava e nunca vou estar sozinho. E ao meu cunhado pelo apoio e parceria.

Ao meu orientador prof. Dr. José Augusto Martins Corrêa, por toda a sua contribuição para o nascimento e desenvolvimento dessa dissertação, e pelo suporte e apoio com a disponibilização dos seus laboratórios e equipamentos. À Camila Rodrigues, a maior Dr<sup>a</sup>. Oceanógrafa *influencer* da região Norte. Teus conhecimentos foram fundamentais na minha orientação e escrita desse documento. Tuas contribuições vêm desde antes desse mestrado, e tua história e bagagem profissional são inspirações.

Ao prof. Dr. Tommaso Giarrizo e à Msc. Tamiris Pegado pela disponibilidade e pela parceria firmada para a realização do meu projeto. Bons frutos vêm pela frente.

À prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Andreia Cardoso Pereira que foi a melhor pessoa que eu pude conhecer nesse programa de pós-graduação, és um exemplo de profissional, professora e de ser humano. No mundo de egos e toxicidades em que a ciência se encontra, conhecer você foi uma luz de esperança para seguir nessa jornada.

À prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Marcia Caruso Bicego e à Dr<sup>a</sup>. Satie Taniguchi, do Laboratório de Química Orgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da USP, por terem salvado a vida de um mestrando desconhecido e pela disponibilidade para a realização das minhas análises. Agradeço especialmente à Satie por ser um ser de luz, paciente e com uma vontade genuína de ensinar e ajudar. Sou imensamente e eternamente grato.

Aos meus amigos, em especial aos de década. Me considero uma pessoa de muita sorte por ter até hoje ao meu lado pessoas incríveis, e falar com muito orgulho da nossa amizade que vem desde a época de colégio. Com o passar dos anos vocês só reforçam o real significado de amizade para mim. Aricia, Gabriela, Guilherme, Letícia, Porto, Roberta; ao

Zoo. Ana Carolina, Brendha, Demethrius, Jaisy, Meiri e Botelho; ao Friends. Bitte, Gema, Guto, Keller e Lilya, ao Tava.

Aos meus amigos e irmãos de vida e de profissão da Oceanografia. Patrícia, Lucas, João Pedro, Matheus, Yago, Herbert, Jacqueline, Marcos, Artur, Suicy, Ivana, e a agregada Macy também. Especialmente ao Ivson, parceiro nessa caminhada árdua de disciplinas, escrita de artigos e apoio nos momentos de necessidade do mestrado.

Ao Allan e sua mãe Taís, vocês não imaginam o quanto me ajudaram e salvaram a escrita dessa dissertação. Meu carinho e gratidão são eternos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica e à Universidade Federal do Pará, ao Processo FAPESP Equipamento Multi Usuário (EMU) 2016/18348-1, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa acadêmica que me permitiu realizar esse trabalho.

Agradeço, por fim, a todos que de forma direta ou indireta me ajudaram e contribuíram durante esses dois anos. Não foi fácil, e essa conquista não é só minha. Obrigado!

*“Cada pessoa deve trabalhar para  
o seu aperfeiçoamento e, ao mesmo  
tempo, participar da responsabilidade  
coletiva por toda a humanidade.”*

Marie Curie

## RESUMO

Quando introduzidos no ambiente, os materiais plásticos podem ter vários destinos, sendo um deles a fragmentação. A contínua degradação e fragmentação dos materiais plásticos origina os chamados microplásticos (MP), partículas com tamanhos que variam de 5 mm a 1  $\mu\text{m}$  de grande potencial de dispersão. Quando em ambientes poluídos, os microplásticos tendem a se tornar superfícies de adsorção para poluentes hidrofóbicos de forma mais eficiente do que partículas sólidas naturais, como os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA). Os HPA são poluentes orgânicos que podem ter sua origem tanto de forma natural quanto antrópica. Assim como os microplásticos, os HPA possuem uma alta persistência no meio ambiente, e por apresentarem propriedades mutagênicas e potencialmente carcinogênicas quando absorvidos pelo metabolismo humano e de organismos aquáticos são extremamente perigosos. Por sua característica tóxica e nociva à saúde ambiental e humana, dezesseis HPA são definidos como prioritários em estudos ambientais pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*US EPA*). Diversos estudos avaliaram a ocorrência de microplásticos e HPA individualmente em matrizes ambientais, mas ainda são poucos os que investigaram a associação desses dois poluentes. Sendo assim, especialmente no Brasil, existe uma necessidade de expansão de trabalhos a respeito dessa temática. O presente trabalho tem por objetivo investigar a ocorrência e concentração de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em microplásticos presentes em sedimentos praias de oito estados costeiros brasileiros, verificar sua composição e possíveis fontes dos compostos para os MP nas áreas estudadas, relacionando o acúmulo dos MP e presença dos HPA considerando os fatores de uso de terra e socioambientais de cada região, e por fim avaliar o potencial tóxico e de contaminação dos HPA através dos MP para organismos aquáticos. Amostras de sedimentos superficiais foram coletadas na linha de maré alta das faixas praias de locais potencialmente poluídos nas praias do Ver-o-Rio e Farol (PA), Iracema (CE), Boa Viagem (PE), Porto da Barra (BA), Curva da Jurema (ES), Arpoador e Botafogo (RJ), Praia Grande, Santos e São Vicente (SP), e Praia Grande (RS). Em laboratório utilizando uma solução hipersalina e um sistema de filtração, os MP foram separados dos sedimentos. Os HPA foram extraídos utilizando três tipos de microplásticos, sendo estes 0,2-0,3 g de fragmentos e *pellets*, e 0,02 g de EPS (isopor) e analisados em Cromatógrafo a Gás acoplado a um Espectrômetro de Massas com Triplo Quadrupolo (GC/MS/MS). Foi possível detectar quatorze dos dezesseis HPA estudados, onde a concentração total de HPA ( $\Sigma$ -HPA) variou de 0,25 a 71,60  $\text{ng g}^{-1}$  entre as amostras e os tipos de MP. Na região Norte e Nordeste, as baixas concentrações (0,31 a 71,60  $\text{ng g}^{-1}$ ) dos



HPA nos MP aparentam estar relacionadas aos intensos processos hidrodinâmicos atuantes. As concentrações do Naftaleno nas amostras de isopor estiveram acima do *Threshold Effect Level* (TEL > 35) nas amostras coletadas em Pernambuco e Bahia, e próxima no Ceará (70,15, 36,97 e 33,28 ng g<sup>-1</sup>, respectivamente); sendo assim, efeitos nos organismos podem ocorrer devido a esse composto. As regiões Sudeste e Sul são as únicas que apresentaram estudos anteriores de HPA em MP, foi então possível realizar uma melhor comparação e discussão dos dados obtidos no presente estudo. As fontes de HPA para o meio e conseqüentemente para os MP foram atribuídas à contribuição antropogênica (petrogênica e pirogênica). As maiores concentrações de HPA foram encontradas nas amostras de isopor, sugerindo que esse tipo de MP pode ter considerável contribuição na dispersão desses contaminantes especialmente em locais mais poluídos. Por fim, conclui-se que os HPA estão presentes em todos os estados brasileiros estudados e sua ocorrência foi evidenciada pela adsorção deles em MP coletados em ambientes praias. Esses contaminantes orgânicos originam-se tanto petrogênica como pirogenicamente, sendo as principais fontes para os locais avaliados são as atividades industriais e portuárias, o descarte inadequado de efluentes, e o escoamento superficial urbano por águas pluviais.

**Palavras-chave:** microplásticos; poluentes orgânicos; poluição ambiental; potencial de contaminação; praias.

## ABSTRACT

When introduced on the environment, plastic materials might have many destinies, and one of them is the fragmentation. The continue degradation and fragmentation of the plastic materials originates the called microplastics (MP), particles with sizes between 5 mm and 1  $\mu\text{m}$  of a great potential of dispersion. When in polluted environments microplastics tend to become adsorption superficies for hydrophobic pollutants more efficiently than natural solid particles, as Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH). PAH are organic pollutants that might have its origin from natural and anthropic processes. In the same way as microplastics, PAH are highly persistent in the environment, and for presenting mutagenic and potential carcinogenic properties when absorbed by human and aquatic organisms metabolisms they are extremely dangerous. Due to its toxic and harmful properties to environment and human health, sixteen PAH are defined as priorities in environmental studies by the United States Environmental Protection Agency (US EPA). Several studies have evaluated the occurrence of microplastics and PAH individually in environmental matrices, but still are few that investigated the association of these two pollutants. In this way, especially in Brazil, there is a need of expansion of research about this theme. The present study has the aim of investigate the occurrence and concentration of PAH in microplastics in beach sediments from eight Brazilian coastal states, to verify its composition and possible sources of the compounds to MP in the studied areas, to relate the accumulation of MP and PAH considering the land use and social-environment factors of each region, and to evaluate the toxic potential and of contamination of PAH from MP to aquatic organisms. Sediment samples were taken from the high tide mark from potentially polluted locals from the beaches of Ver-o-Rio and Farol (PA), Iracema (CE), Boa Viagem (PE), Porto da Barra (BA), Curva da Jurema (ES), Arpoador and Botafogo (RJ), Praia Grande, Santos and São Vicente (SP), and Praia Grande (RS). On the laboratory using a hypersaline solution and a filtration system, MP were separated from the sediments. PAH were extracted using three types of microplastics, 0,2-0,3 g of fragments and pellets, and 0,02 g of EPS (foam), and were analyzed in Gas Chromatography Tandem Mass Spectrometry (GC/MS/MS). It was possible to detect fourteen of the sixteen studied PAH, where the total concentration of PAH ( $\Sigma$ -PAH) varied between 0,25 to 71,60  $\text{ng g}^{-1}$  on the samples and types of MP. On the North and Northeast regions, the low concentration (0,31 to 71,60  $\text{ng g}^{-1}$ ) of PAH in MP appears to be related to the intense hydrodynamic processes. The concentration of Naphthalene on the foam samples were above the Threshold Effect Level (TEL > 35) on the samples from Pernambuco and Bahia, e near of TEL at Ceará (70,15, 36,97

and 33,28 ng g<sup>-1</sup>, respectively); so, effects in the organisms might occur due to this compound. The Southeast and South regions are the only that presented previous studies of PAH in MP, so it was possible to make a better comparison and discussion of the obtained data from the present study. The sources of PAH for the environment and consequently for MP were attributed to the anthropogenic contribution (petrogenic and pyrogenic). The highest concentration of PAH was found in the foam samples, suggesting that this type of MP might have a considerable contribution in the dispersion of these contaminants, especially in more polluted locals. Lastly, it's concluded that PAH are present on all the Brazilian states studied and its occurrence were evidenced by its adsorption in MP sampled in beach environments. The organic contaminants originate both from petrogenic and pyrogenic processes, and the principal sources of these compounds to the evaluated locals were industrial and port activities, the inadequate disposal of effluents, and the urban runoff by pluvial waters.

**Keywords:** microplastics; organic pollutants; environmental pollution; potential of contamination; beaches.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- estrutura molecular dos dezesseis HPA prioritários determinados pela US EPA. Fonte: Adaptado de Hussain et al. 2018. ....	11
Figura 2- Localização da área de estudo e dos pontos de amostragem. ....	17
Figura 3- Etapas do procedimento de determinação dos HPA nos microplásticos: (A) Extração dos analitos por Soxhlet, (B) concentração do extrato em sistema de evaporação rotativa a vácuo, (C) fracionamento do extrato em coluna de adsorção, (D) análise quali e quantitativa dos HPA por GC/MS/MS.....	22
Figura 4- Distribuição dos HPA leves (2-3 anéis aromáticos) e pesados (4-6 anéis aromáticos) em cada ponto amostral por tipo de microplástico (F: fragmento, e I: isopor).....	27
Figura 5- Concentração dos HPA nas amostras de microplástico do estado do Pará. ....	30
Figura 6- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado do Ceará.....	33
Figura 7- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado de Pernambuco.	35
Figura 8- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado da Bahia.....	38
Figura 9- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado do Espírito Santo.	42
Figura 10- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado do Rio de Janeiro. ....	44
Figura 11- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado de São Paulo. .	47
Figura 12- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado do Rio Grande do Sul. ....	51

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1- Classificação de microplásticos quanto aos seus tamanhos segundo Van Cauwenberghe et al. (2015) e Gigault et al. (2018). Fonte: Frias <i>et al.</i> (2018).....	5
Tabela 2- Propriedade mutagênica (WHO 1998) e classificação quanto ao potencial carcinogênico ao ser humano (IARC 2018) dos HPA prioritários.....	12
Tabela 3- Principais propriedades físico-químicas dos dezesseis HPA prioritários. Fonte: WHO 1998.....	13
Tabela 4- Compostos estabelecidos pelas Resoluções CONAMA e suas faixas de concentrações estabelecidas como Valores Máximos Permitidos, considerando as suas respectivas classes. ....	15
Tabela 5- Informações de localização dos pontos de amostragem, e das datas que as coletas foram realizadas.....	18
Tabela 6- Identificação, massa e tipo de microplásticos utilizados nas análises de HPA.....	20
Tabela 7- Isômeros e razões diagnósticas utilizadas para a identificação de fonte de HPA. ....	23
Tabela 8- Valores de TEL e PEL para os dezesseis HPA prioritários estudados.....	24
Tabela 9- Concentração (ng g <sup>-1</sup> ) individual dos compostos e somatória dos HPA (Σ-HPA) por amostras. ....	26
Tabela 10- Comparação das concentrações encontradas para os 16 HPA prioritários em diferentes estudos.....	28

## LISTA DE ABREVIACES

<b><i>Ace</i></b>	Acenafteno
<b><i>Acy</i></b>	Acenaftileno
<b><i>Ant</i></b>	Antraceno
<b><i>BaA</i></b>	Benzo[a]antraceno
<b><i>BahA</i></b>	Dibenzo[a,h]antraceno
<b><i>BaP</i></b>	Benzo[a]pireno
<b><i>BbF</i></b>	Benzo[b]fluoranteno
<b><i>BghiP</i></b>	Benzo[g,h,i]perileno
<b><i>BkF</i></b>	Benzo[k]fluoranteno
<b><i>Chr</i></b>	Criseno
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<b>CPRH</b>	Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração de Recursos Hídricos
<b>DDT</b>	Diclorodifeniltricloroetano
<b>MRM</b>	<i>Multiple Reaction Monitoring</i>
<b>EPS</b>	Poliestireno Expandido
<b>F1</b>	Hidrocarbonetos Alifticos
<b>F2</b>	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
<b><i>Flo</i></b>	Fluoreno
<b><i>Flt</i></b>	Fluoranteno
<b>GC/MS/MS</b>	Cromatgrafo a gás acoplado a um espectrômetro de massas com triplo quadropolo
<b>HCB</b>	Hexaclorobenzeno
<b>HCH</b>	Hexaclorociclohexano
<b>HPA</b>	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
<b><i>IcdP</i></b>	Indeno[1,2,3-cd]pireno
<b>IG</b>	Instituto de Geociências
<b>IO-USP</b>	Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo
<b>LD</b>	Limite de detecção
<b>Log K<sub>ow</sub></b>	Coefficiente de partio octanol-água
<b>LUBNOR</b>	Refinaria de Lubrificantes e Derivados de Petrleo
<b>MPS</b>	Material particulado em suspensão

<b>MP</b>	Microplásticos
<b>Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></b>	Sulfato de sódio
<b>NaCl</b>	Cloreto de sódio
<b><i>Nap</i></b>	Naftaleno
<b>NEAP</b>	Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia
<b>NOAA</b>	<i>National Oceanic and Atmospheric Administration</i>
<b>OCP</b>	<i>Organochlorine pesticides</i>
<b>PA</b>	Poliamida
<b>PBDE</b>	<i>Polybrominated diphenyl ethers</i>
<b>PCB</b>	Bifenilos Policlorados
<b>PE</b>	Polietileno
<b>PEL</b>	<i>Probable Effect Level</i>
<b><i>Phe</i></b>	Fenantreno
<b>PMMA</b>	Acrílico
<b>POP</b>	Poluentes Orgânicos Persistentes
<b>PP</b>	Polipropileno
<b>PS</b>	Poliestireno
<b>PVC</b>	Cloreto de polivinil
<b><i>Pyr</i></b>	Pireno
<b>RMB</b>	Região Metropolitana de Belém
<b>RMF</b>	Região Metropolitana de Fortaleza
<b>RMGV</b>	Região Metropolitana da Grande Vitória
<b>RMPA</b>	Região Metropolitana de Porto Alegre
<b>RMR</b>	Região Metropolitana de Recife
<b>RMVOC</b>	<i>Non-methane volatile organic compound</i>
<b>RPM</b>	Rotações por minuto
<b>SEC</b>	Sistema Estuarino Capibaribe
<b>TEL</b>	<i>Threshold Effect Level</i>
<b>UFPA</b>	Universidade Federal do Pará
<b><i>US EPA</i></b>	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
<b>VMP</b>	Valores Máximos Permitidos
<b>Σ-16HPA</b>	Concentração total dos 16 HPA prioritários em estudos ambientais
<b>Σ-HPA</b>	Concentração total de HPA

## SUMÁRIO

<b>DEDICATÓRIA</b> .....	iv
<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	v
<b>EPÍGRAFE</b> .....	vii
<b>RESUMO</b> .....	viii
<b>ABSTRACT</b> .....	x
<b>LISTA DE ILUSTRAÇÕES</b> .....	xii
<b>LISTA DE TABELAS</b> .....	xiii
<b>LISTA DE ABREVIACÕES</b> .....	xiv
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	4
2.1 OBJETIVO GERAL .....	4
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	4
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	5
3.1 MICROPLÁSTICOS .....	5
<b>3.1.1 Microplásticos em estudos ambientais</b> .....	6
<b>3.1.2 Estudos de produtos químicos adsorvidos em microplásticos</b> .....	8
3.2 HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS .....	10
<b>3.2.1 Estudos de HPA em microplásticos</b> .....	13
<b>3.2.2 Legislação ambiental nacional e internacional sobre HPA</b> .....	14
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	17
4.1 ÁREA DE ESTUDO .....	17
4.2 MÉTODO .....	18
<b>4.2.1 Amostragem e Processamento dos Microplásticos</b> .....	19
<b>4.2.2 Extração</b> .....	19
<b>4.2.3 Purificação dos extratos</b> .....	20
<b>4.2.4 Determinação quali e quantitativa</b> .....	21
4.3 MÉTODO DE DETERMINAÇÃO DA ORIGEM DOS HPA .....	22
4.4 MÉTODO PARA DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL TÓXICO .....	23
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	25
5.1 PARÁ .....	29
5.2 CEARÁ .....	32
5.3 PERNAMBUCO .....	34
5.4 BAHIA .....	37



5.5	ESPÍRITO SANTO .....	40
5.6	RIO DE JANEIRO .....	43
5.7	SÃO PAULO.....	46
5.8	RIO GRANDE DO SUL .....	50
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>52</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>55</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Atualmente, cerca de 60% das grandes cidades mundiais localizam-se nas regiões costeiras e, por sua vez, próximas de sistemas estuarinos e ambientes praias, onde desempenham diversas atividades, tanto de caráter econômico quanto social e de lazer (Miranda *et al.* 2002). Como consequência, esses ambientes estão constantemente sendo impactados e alterados pelo homem, comumente recebendo direta e indiretamente efluentes domésticos e industriais despejados de forma incorreta e desordenada, onde se acumulam desde resíduos sólidos tóxicos a poluentes químicos (Asta *et al.* 2015, Lopes *et al.* 2017, Nunes *et al.* 2018, Stelmack *et al.* 2018).

A introdução de poluentes antropogênicos nos sistemas naturais representa a principal preocupação em estudos de saúde e qualidade ambiental. A dispersão e o acúmulo de compostos orgânicos e inorgânicos podem desencadear desequilíbrios no meio físico e biológico, podendo inclusive refletir na saúde humana. Entre os poluentes antropogênicos, os de origem orgânica tendem a apresentar uma elevada persistência ambiental, que os caracteriza como Poluentes Orgânicos Persistentes (POP).

Por conta da crescente poluição dos corpos hídricos e ambientes costeiros, a problemática do lixo marinho é um dos tópicos que vem sendo amplamente discutidos como um dos principais impactos antrópicos ao meio aquático e seus ambientes associados, e principalmente quanto ao seu potencial efeito sobre a biota. Segundo Brasil (MMA 2019), o lixo marinho pode ser caracterizado como qualquer tipo de resíduo sólido de origem antrópica que, intencionalmente ou não, é introduzido no ambiente marinho de forma direta ou transportado por rios ou sistemas de esgoto.

Tem-se um agravamento na problemática ao se considerar que tais resíduos são majoritariamente compostos por materiais plásticos, os quais possuem, em geral, um elevado tempo de vida, e são dificilmente destruídos e removidos pela natureza, e podem atuar como vetores para a dispersão de químicos e organismos que podem causar danos ao ambiente e ao homem (Casabianca *et al.* 2019, Rios *et al.* 2010, Turner 2016).

Segundo Crawford (1998), os plásticos são materiais sintéticos formados por polímeros onde são adicionados diversos compostos aditivos que atribuem as suas características de ser um material durável, resistente, e passível de ser utilizado para os mais diversos fins. Os principais tipos de plásticos utilizados pela sociedade são os termoplásticos, dentre os quais, são alguns exemplos: acrílico (PMMA), cloreto de polivinil (PVC), poliamida (PA), polietileno (PE), poliestireno (PS), poliestireno expandido (EPS, também conhecido

como isopor) e polipropileno (PP). Esses tipos de plásticos podem ocorrer em diversas escalas, desde a macro ( $> 2,5$  cm) até a nano ( $1\text{nm} - \leq 1 \mu\text{m}$ ), dependendo da sua origem e finalidade.

Quando introduzidos no ambiente, os materiais plásticos podem ter vários destinos, sendo transportados e dispersos pelas correntes fluviais e/ou marinhas, se depositando nos mais diversos ecossistemas, sendo fragmentados pela erosão ocorrida no transporte, ou simplesmente degradados pelas propriedades e condições do meio, e/ou pela interação com a biota (Andrady 2011). Tão grande é a ocorrência, bem como a problemática, que trabalhos sugerem, inclusive, a utilização da poluição por detritos plásticos como horizontes marcadores da atividade e presença antropogênica (Zalasiewicz *et al.* 2016) no registro geológico do futuro, a partir dos chamados *plastigomerates* (Corcoran *et al.* 2014). Atualmente, é estimado que 60% de todos os plásticos já produzidos no mundo encontram-se acumulados e dispersos no meio ambiente (Geyer *et al.* 2017).

A contínua degradação e fragmentação dos materiais plásticos origina os chamados microplásticos (MP), partículas com tamanhos que variam de 5 mm a  $1 \mu\text{m}$ . Por serem partículas que podem chegar a tamanhos extremamente pequenos e facilmente carregadas pela água e pelo vento, os microplásticos apresentam um grande potencial de dispersão no ambiente terrestre e aquático. Estudos recentes evidenciaram a ocorrência dessas micropartículas tanto em águas como em sedimentos não somente de regiões de grande densidade populacional, mas também em áreas remotas, tais como nos polos, lagos de regiões montanhosas e até em zonas do oceano profundo (Bergmann *et al.* 2017, Carvalho & Baptista Neto 2016, Cincinelli *et al.* 2017, Free *et al.* 2014, Martinelli Filho & Monteiro 2019, Munari *et al.* 2017, Novaes *et al.* 2020, Van Cauwenberghe *et al.* 2013).

Estudos que foram além da identificação dos microplásticos no meio físico evidenciaram também a incorporação dessas micropartículas por organismos bentônicos, planctônicos e nectônicos (Cole *et al.* 2013, Pegado *et al.* 2018, Taylor *et al.* 2016), dentre os quais algumas espécies são consumidas pelo homem. Essa via de fragmentação, acúmulo e transporte talvez seja a forma mais problemática do ponto de vista ecológico, uma vez que, considerando as estratégias alimentares e as condições e nível de poluição do meio (Barletta *et al.* 2020), os detritos facilmente ingeridos pelos organismos podem ser bioacumulados junto com contaminantes e transferidos de forma passiva ao longo da cadeia alimentar (Batel *et al.* 2016).

Quando em ambientes poluídos, os microplásticos tendem a se tornar superfícies de adsorção para poluentes hidrofóbicos de forma mais eficiente do que partículas sólidas naturais (Mato *et al.* 2001, Teuten *et al.* 2007) aderindo à sua superfície variados compostos, desde contaminantes emergentes a metais pesados e poluentes orgânicos persistentes, tais como Diclorodifeniltricloroetano (DDT), Bifenila Policlorada (PCB), e os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) (Akhbarizadeh *et al.* 2017, Frias *et al.* 2010, Gorman *et al.* 2019, Guo & Wang 2019, Zhu *et al.* 2019).

Os HPA são poluentes orgânicos que podem ter sua origem tanto de forma natural quanto antrópica (petrogênicos e pirogênicos), muito embora a sua presença na atmosfera e ambientes terrestres e aquáticos esteja comumente associada à atividade humana. Assim como os microplásticos, os HPA possuem uma alta persistência no meio ambiente, e por apresentarem propriedades mutagênicas e potencialmente carcinogênicas quando absorvidos pelo metabolismo humano e de organismos aquáticos, podem causar efeitos adversos a diferentes níveis (Agudelo-Castañeda *et al.* 2017, Martins *et al.* 2013, Olson *et al.* 2016, Venturini & Tommasi 2004).

Por essa característica tóxica e nociva à saúde ambiental e humana, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (em inglês *United States Environmental Protection Agency – USEPA*) inclui 16 HPA como prioritários em estudos ambientais, sendo eles: Acenafteno (*Ace*), Acenaftileno (*Acy*), Antraceno (*Ant*), Benzo[a]antraceno (*BaA*), Benzo[a]pireno (*BaP*), Benzo[b]fluoranteno (*BbF*), Benzo[g,h,i]perileno (*BghiP*), Benzo[k]fluoranteno (*BkF*), Criseno (*Chr*), Dibenzo[a,h]antraceno (*BahA*), Fenantreno (*Phe*), Fluoranteno (*Flt*), Fluoreno (*Flo*), Indeno[1,2,3-cd]pireno (*IcdP*), Naftaleno (*Nap*) e Pireno (*Pyr*).

Diversos são os trabalhos realizados acerca da presença, distribuição e metodologias para o estudo de HPA em diferentes matrizes ambientais, mas ainda são poucos trabalhos que investigam esses contaminantes em microplásticos. Apesar de ser um dos países com maior extensão costeira do mundo e com um litoral que percorre regiões com diferentes condições ambientais e sociais, o Brasil ainda não apresenta um panorama robusto acerca da ocorrência e distribuição de microplásticos, e muito menos a respeito de contaminantes que podem estar adsorvidos aos mesmos. Sendo assim, existe uma necessidade de expansão de trabalhos a respeito dessa temática, especialmente descentralizando das regiões de maior densidade populacional (eixo Sudeste e Sul do país) para o Norte e Nordeste brasileiros.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

O presente trabalho tem por objetivo investigar a ocorrência e concentração de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) em microplásticos presentes em sedimentos praias de oito estados costeiros brasileiros (Pará, Ceará, Pernambuco, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Rio Grande do Sul).

### **2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Realizar o levantamento bibliográfico acerca do estado da arte de estudos sobre contaminantes em microplásticos, bem como das condições ambientais e antrópicas das áreas de estudo;
- Verificar a composição e possíveis fontes de HPA para os microplásticos nas áreas estudadas;
- Relacionar o acúmulo dos microplásticos e a presença dos poluentes orgânicos considerando os fatores de uso de terra e socioambientais de cada região;
- Avaliar o potencial tóxico e de contaminação de HPA através de microplásticos para organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos.

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1. MICROPLÁSTICOS

Segundo Frias & Nash (2019), microplásticos são definidos como “qualquer partícula sólida sintética ou de matriz de polímeros, com forma regular ou irregular e com tamanho entre 1  $\mu\text{m}$  e 5 mm, de origem primária ou secundária, insolúveis em água”.

De acordo com GESAMP (2015), microplásticos primários são partículas intencionalmente fabricadas para se ter os respectivos tamanhos, enquanto os microplásticos secundários são resultado da fragmentação e degradação de plásticos maiores. Essas partículas podem ainda ser classificadas de acordo com os seus tamanhos (Tabela 1) ou quanto aos seus tipos, em: Pellets, Fragmentos, Fibras, Filme, Filamentos, Microesferas, Espumas/Isopor ou Borracha.

Tabela 1- Classificação de microplásticos quanto aos seus tamanhos.

<b>Terminologia</b>	<b>Tamanho</b>
1. Macroplásticos	> 2,5 cm
2. Mesoplásticos	0,5 – $\leq$ 2,5 cm
3. Microplásticos Maiores	1 – $\leq$ 5 mm
4. Microplásticos Menores	1 $\mu\text{m}$ – $\leq$ 1000 $\mu\text{m}$
5. Nanoplásticos	1 nm – $\leq$ 1 $\mu\text{m}$

Fonte: Segundo Van Cauwenberghé *et al.* (2015) e Gigault *et al.* (2018). Fonte: Frias *et al.* (2018).

Dentre alguns exemplos de microplásticos primários, tem-se as microesferas utilizadas em produtos de higiene pessoal como pastas de dente, e cosméticos como esfoliantes faciais (Fendall & Sewell 2009, Ustabasi & Baysal 2019). Ainda, existem os chamados *pellets* ou plásticos virgens, resinas plásticas industriais utilizadas para a fabricação de embalagens e itens plásticos ou que têm na sua composição este tipo de material. Os *pellets* por vezes são dispersos e chegam ao meio ambiente durante alguma etapa do processo de produção industrial ou transporte dos itens por vias terrestres ou aquáticas (Karlsson *et al.* 2018).

Os fragmentos são o tipo mais comum de microplásticos secundários encontrados no ambiente, e podem ter sua origem pela degradação, intemperismo e envelhecimento de partículas maiores. A degradação pode ser classificada de acordo com o agente causador em

biodegradação, fotodegradação, degradação termo oxidativa, degradação termal e hidrólise (Andrady 2011), enquanto o intemperismo depende das condições ambientais em que as partículas se encontram (Waldman & Rilling 2020). É válido ressaltar que a degradação é uma alteração química que reduz a massa molecular do polímero, enquanto o intemperismo está mais ligado à alteração física da molécula.

Um tipo de microplástico secundário que vem ganhando atenção são as fibras sintéticas oriundas da indústria têxtil. Partículas que se soltam durante o processo de lavagem facilmente entram nos corpos hídricos e ambientes associados, uma vez que não ficam retidas em filtros e nos sistemas de tratamento de esgoto. Estudos já evidenciaram a ocorrência das mesmas em amostras de solo, água, atmosfera e em organismos (Dris *et al.* 2016, Fang *et al.* 2018, Morgana *et al.* 2018, Zubris & Richards 2005). A presença das fibras nos compartimentos ambientais e a possível ingestão por organismos tem seu risco agravado ao considerar as inúmeras substâncias tóxicas que compõem este material sintético, além das demais substâncias presentes nos compartimentos ambientais que podem se associar a elas.

### **3.1.1. Microplásticos em estudos ambientais**

Os primeiros registros a respeito da poluição marinha por microplásticos datam dos anos 70, onde desde essa época já os consideravam como possíveis vetores de transporte de poluentes orgânicos para a biota através da ingestão desses materiais “contaminados” (Carpenter & Smith 1972, Carpenter *et al.* 1972, Rothstein 1973, Waldichuk 1978, Shiber 1979), mas só recentemente, na última década, que esses poluentes emergentes ganharam maior destaque no meio científico e na sociedade.

A grande maioria dos estudos antigos e atuais sobre a temática da poluição por microplásticos foram realizados nos países do Hemisfério Norte e focam na presença dos mesmos no meio físico, e na composição e distribuição dessas micropartículas em águas e sedimentos de regiões costeiras e marinhas (Akhbarizadeh *et al.* 2017, Carpenter *et al.* 1972, Claessens *et al.* 2011, Frias *et al.* 2010, Ng & Obbard 2006). Caminhando em direção ao continente, estudos também foram realizados em ambientes associados às regiões costeiras, tais como dunas, estuários, manguezais, praias e rochas (Browne *et al.* 2010, Mohamed Nor & Obbard 2014, Pinheiro *et al.* 2019, Sadri & Thompson 2014, Thornton & Jackson 1998).

Em relação ao meio biótico, também houve um número crescente de estudos relacionados à associação de microplásticos com organismos aquáticos na última década, como, por exemplo, a respeito da ingestão por indivíduos tanto de vida livre quanto sésseis, e

da transferência de microplásticos na cadeia alimentar planctônica (Hall *et al.* 2015, Setälä *et al.* 2014). Carson *et al.* (2011), por outro lado, investigaram o efeito da quantidade de microplásticos nas propriedades físicas de praias, em como a sua presença influencia na transferência de calor e no movimento da água no sedimento, e suas potenciais consequências para os organismos. Na mesma linha de pesquisa, Souza Machado *et al.* (2018) também sugerem que, a longo prazo, os microplásticos presentes no solo podem atuar como importantes estressores ambientais antrópicos.

No Brasil, a poluição marinha por resíduos plásticos vem ganhando maior visibilidade nos últimos anos, especialmente com a aprovação da Lei nº 12.305/10 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Com a Política instituída, foi criado pelo Governo Federal por intermédio do Ministério do Meio Ambiente o Plano Nacional de Resíduos Sólidos; e mais recentemente o Plano Nacional de Combate ao Lixo no Mar. Este último só foi possível com a realização de diversos estudos que mapearam e diagnosticaram a problemática do lixo marinho no país, e como resultado apontaram que o plástico representa mais da metade do montante final dos resíduos sólidos.

Com o aumento de estudos acerca da presença de microplásticos nos ecossistemas brasileiros, maior também é a preocupação quanto a esses micropoluentes do ponto de vista ambiental ecológico. Trabalhos já realizados registraram a ocorrência dos microplásticos em todas as quatro regiões do país, em áreas urbanizadas até as mais remotas, seja dentro de organismos ou no meio físico (Carvalho & Baptista Neto 2016, Ivar do Sul *et al.* 2013, Martinelli Filho & Monteiro 2019, Pegado *et al.* 2018, Santana *et al.* 2016, Vendel *et al.* 2017, Widmer & Hennemann 2010).

O trabalho realizado por Castro *et al.* (2018) constatou a centralização dos estudos relacionados a microplásticos para as regiões Nordeste e Sudeste do Brasil, tendo sido realizados majoritariamente em praias arenosas costeiras. Para a região Norte do Brasil, os estudos relacionados a esses poluentes ainda são escassos, com apenas seis estudos sobre a ingestão dessas partículas por anêmonas e peixes coletados em rios e córregos, e na costa amazônica (Andrade *et al.* 2019, Barbosa 2018, Morais *et al.* 2020, Pegado *et al.* 2018, Pegado *et al.* 2021, Ribeiro-Brasil *et al.* 2020), e outros três sobre microplásticos em sedimentos de praias fluviais e do sistema fluvial do Amazonas (Gerolin *et al.* 2020, Martinelli Filho & Monteiro 2018, Novaes *et al.* 2020).



### 3.1.2. Estudos de produtos químicos adsorvidos em microplásticos

Como dito anteriormente, os estudos sobre microplásticos não se limitam apenas a sua distribuição no ambiente ou em sua ingestão pela biota aquática, mas também diz a respeito ao potencial de adsorção e transporte de poluentes químicos na sua superfície. Por outro lado, tais estudos ainda são relativamente limitados na literatura, com as primeiras pesquisas realizadas na década de 2000.

Em um trabalho experimental em condições ambientais, Mato *et al.* (2001) estudaram o potencial de adsorção de poluentes orgânicos na superfície de microplásticos, e constatou que os PCB possuem uma maior afinidade de adsorção a estes, do que com micropartículas naturais marinhas. Seguindo a mesma proposta de estudo, Teuten *et al.* (2007) constataram que o Fenantreno, um dos HPA incluídos como prioritários em estudos ambientais, também apresentou uma adsorção maior nos microplásticos quando comparados a dois tipos de sedimentos naturais; bem como a sua dessorção dos microplásticos para o meio se deu de forma mais lenta do que em particulados naturais.

Embora ainda sejam relativamente poucos os estudos a nível global, atualmente sabe-se que a ocorrência de produtos químicos em microplásticos não se limita apenas aos PCB e HPA, uma vez que estudos já evidenciaram também concentrações de antibióticos e elementos inorgânicos tanto em microplásticos amostrados de sedimentos e amostras de água doce e salgada (Akhbarizadeh *et al.* 2016, Gao *et al.* 2019, Guo & Wang 2019), há o registro também da adsorção de outros compostos orgânicos (León *et al.* 2019, Lo *et al.* 2019, Van *et al.* 2012, Taniguchi *et al.* 2016). A grande maioria dos trabalhos relacionados a poluentes químicos associados a microplásticos foram realizados em países do Hemisfério Norte, próximos a áreas de intensa atividade industrial e portuária, e centros urbanos.

No Brasil existe uma escassez ainda maior de dados a respeito da ocorrência de poluentes químicos em microplásticos, onde todos os trabalhos que tratam desta temática concentram-se nas regiões sudeste e sul do país. Collabuo *et al.* (2010) avaliaram a ocorrência de PCB e pesticidas organoclorados (em inglês *organochlorine pesticides* – OCP) em amostras de fragmentos e *pellets* plásticos ingeridos por oito espécies de aves marinhas, encontrando concentrações de 243-491 ng g<sup>-1</sup> e 68-99 ng g<sup>-1</sup> de PCB e OCP, respectivamente. Taniguchi *et al.* (2016) investigaram a ocorrência e a variabilidade dos HPA, PCB, OCP e Éteres Difenílicos Polibromados (em inglês *polybrominated diphenyl ethers* – PBDE) em *pellets* coletados de 41 praias (15 cidades) do litoral paulista, onde foram observadas concentrações de 3,41-7554 ng g<sup>-1</sup> de PCB, <0,11-840 ng g<sup>-1</sup> para DDT, <0,46-58,7 ng g<sup>-1</sup>

para o Hexaclorobenzeno (HCB),  $<0,74-105 \text{ ng g}^{-1}$  para Mirex,  $<0,24-4,10 \text{ ng g}^{-1}$  para o Hexaclorociclohexano (HCH),  $<0,08-64 \text{ ng g}^{-1}$  para o Clordano,  $<0,44-37,8 \text{ ng g}^{-1}$  para a “família” dos Drins (Aldrin, Endrin, Isodrin e Dieldrin), e  $<0,26-5,56 \text{ ng g}^{-1}$  para os PBDE.

Vedolin *et al.* (2018) investigaram a interação entre metais pesados (Al, Cu, Fe, Mn, Ti, Zn) e microplásticos coletados em 19 praias do estado de São Paulo, encontrando concentrações que variaram de  $0,0002-0,228 \text{ ng g}^{-1}$ . Gorman *et al.* (2019) determinaram a concentração de HPA e PCB em microplásticos coletados em uma praia do estado do Paraná, onde a concentração de PCB variou de  $0,8-104,6 \text{ ng g}^{-1}$ .

### 3.2. HIDROCARBONETOS POLICÍCLICOS AROMÁTICOS

Os HPA, por definição, são compostos formados apenas por átomos de carbono e hidrogênio, podendo apresentar dois ou mais anéis aromáticos na sua estrutura, organizados em forma linear, angular ou agrupada (Blumer 1976). Possuem origem tanto natural como antrópica, embora ambas sejam relacionadas com a pirólise (decomposição da matéria orgânica em condições de altas temperaturas e sem oxigênio) e com a combustão incompleta da matéria orgânica, sendo a contribuição humana a mais expressiva nas emissões para a atmosfera (Zhang & Tao 2009).

Dentre as fontes naturais de HPA tem-se as erupções vulcânicas, incêndios florestais (Lee & Vu 2010) e a síntese biogênica de plantas terrestres superiores (Bouloubassi & Saliot 1993), enquanto as fontes antropogênicas podem ser, por exemplo, processos industriais, queima de combustíveis fósseis (petróleo e seus derivados) e incineração de resíduos sólidos (Howsam & Jones 1998, Maliszewska-Kordybach 1999, Rachwal *et al.* 2015).

De acordo com a sua origem os HPA podem ser, então, biogênicos, petrogênicos ou pirogênicos. Os HPA petrogênicos são oriundos do carvão e petróleo e seus subprodutos, como gasolina e óleo (EPRI 2008, Wang *et al.* 1999), formados lentamente e em temperaturas moderadas, em processos que formam os combustíveis fósseis. Também são conhecidos como HPA leves (ou de baixa massa molecular) pois, em geral, a concentração e abundância dos HPA de 2-3 anéis são maiores no petróleo, do que se comparado à presença dos HPA de 4-6 anéis (Wang *et al.* 2008). A entrada destes tipos de HPA, por sua vez, também pode ser dada tanto por processos naturais como por contribuição/impacto antrópico, como nos eventos de vazamento de óleo (Neff 2002, Nieto *et al.* 2006).

Os HPA pirogênicos, por outro lado, são conhecidos como HPA pesados (ou de alta massa molecular), com a predominância de HPA acima de 4 anéis, sendo uma mistura complexa de substâncias oriundas da queima incompleta de matéria orgânica ou combustíveis fósseis, por exemplo, sob condições de baixa concentração de oxigênio e elevadas temperaturas (EPRI 2008). Tais emissões podem ocorrer através de incêndios florestais ou queima de lenha para fins de atividades residenciais, ou processos industriais.

Esses compostos estão amplamente dispersos e em diferentes estados físicos na atmosfera, e por serem facilmente adsorvidos em partículas finas tais como aerossóis, são transportados e depositados em diversos compartimentos ambientais, incluindo alimentos naturais e processados (Lohmann *et al.* 2009, Paris *et al.* 2018, Singh *et al.* 2016, Yang *et al.* 1991). Em estudos ambientais, dos mais de cem HPA conhecidos atualmente, dezesseis foram

determinados pela *US EPA* como prioritários em estudos ambientais acerca de poluentes orgânicos (Figura 1).

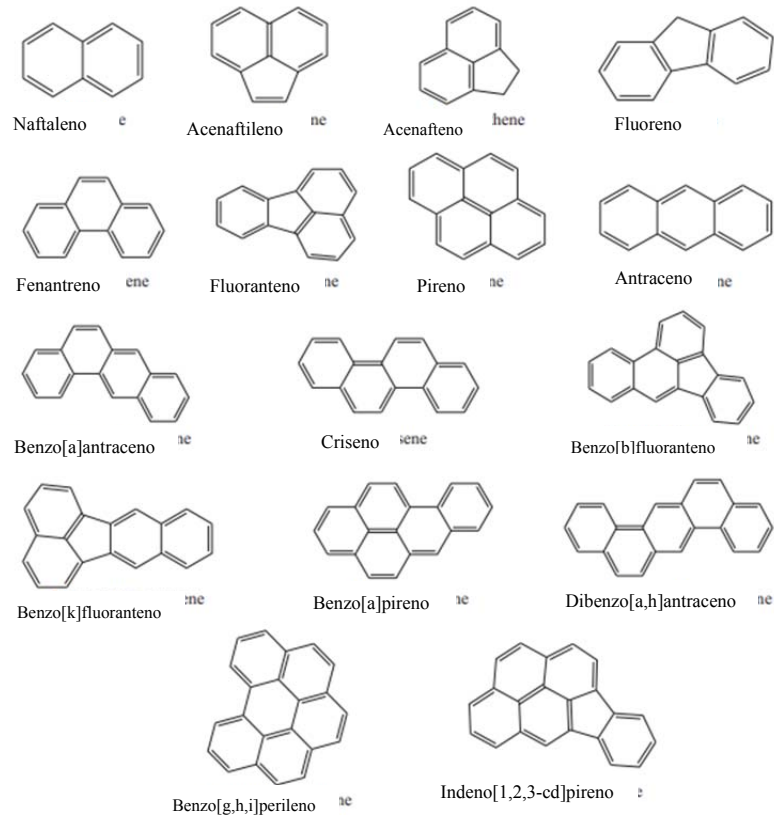


Figura 1- estrutura molecular dos dezesseis HPA prioritários determinados pela *US EPA*. Fonte: Adaptado de Hussain *et al.* 2018.

Por conta das suas propriedades físico-químicas, estes compostos apresentam características que os inserem no grupo dos POP, sendo uma das classes de moléculas orgânicas de grande preocupação ambiental por apresentarem, ainda, propriedades mutagênicas e serem potencialmente carcinogênicos (Harvey 1991, WHO 1983) (Tabela 2).

Tabela 2- Propriedade mutagênica (WHO 1998) e classificação quanto ao potencial carcinogênico ao ser humano (IARC 2018) dos HPA prioritários em estudos ambientais.

HPA	Genotoxicidade	Classificação
Naftaleno	Negativa	Possivelmente carcinogênico
Acenaftileno	Questionável	Não avaliado
Acenafteno	Questionável	Não classificado como carcinogênico
Fluoreno	Negativa	Não classificado como carcinogênico
Antraceno	Negativa	Não classificado como carcinogênico
Fenantreno	Questionável	Não classificado como carcinogênico
Fluoranteno	Positiva	Não classificado como carcinogênico
Pireno	Questionável	Não classificado como carcinogênico
Benzo[a]antraceno	Positiva	Possivelmente carcinogênico
Criseno	Positiva	Possivelmente carcinogênico
Benzo[b]fluoranteno	Positiva	Possivelmente carcinogênico
Benzo[k]fluoranteno	Positiva	Possivelmente carcinogênico
Benzo[a]pireno	Positiva	Carcinogênico
Benzo[g,h,i]pireno	Positiva	Não classificado como carcinogênico
Indeno[1,2,3-cd]pireno	Positiva	Possivelmente carcinogênico
Dibenzo[a,h]antraceno	Positiva	Provavelmente carcinogênico

Apresentam, em geral, altos pontos de fusão e de ebulição, e baixas pressão de vapor, solubilidade em água e constante de Henry, onde essas propriedades podem variar de acordo com a massa molecular do HPA. Conforme Tabela 3, nota-se que, com o aumento do peso molecular do composto, a solubilidade diminui, o Log  $K_{ow}$  (coeficiente de partição octanol-água) aumenta, sendo essas propriedades que atribuem para o comportamento hidrofóbico dos HPA. Quanto maior o valor do Log  $K_{ow} > 1$ , maior é a afinidade do composto de se associar ao material orgânico. Esse coeficiente, ainda, está relacionado com a lipofilicidade que os HPA apresentam, e conseqüentemente com a sua toxicidade (Schirmer *et al.* 1998; Sverdrup *et al.* 2002).

Assim como a solubilidade, a pressão de vapor e a constante de Henry também diminuem com o aumento da massa molecular desses compostos. Essas duas propriedades são responsáveis pela volatilidade e ampla dispersão e transporte dos HPA entre os diversos compartimentos ambientes. Os HPA com 2-3 anéis aromáticos, são comumente encontrados na fase gasosa do ar, os HPA com 4 anéis aromáticos encontram-se entre as fases do ar, e os HPA com mais de 5 anéis aromáticos são encontrados principalmente no material particulado atmosférico.

Tabela 3- Principais propriedades físico-químicas dos dezesseis HPA prioritários em estudos ambientais. Fonte: WHO 1998.

HPA	Massa Molecular	Ponto de Fusão (°C)	Ponto de Ebulição (°C)	Pressão de Vapor (°C)	Log Kow	Solubilidade (µg.L <sup>-1</sup> )	Constate de Henry a 25°C (kPa)
<i>Nap</i>	128,2	81	271,9	10,4	3,4	3,17 x 10 <sup>4</sup>	4,89 x 10 <sup>-2</sup>
<i>Acy</i>	152,2	92-93	-	8,9 x 10 <sup>-1</sup>	4,07	-	1,14 x 10 <sup>-3</sup>
<i>Ace</i>	154,2	95	279,0	2,9 x 10 <sup>-1</sup>	3,92	3,93 x 10 <sup>3</sup>	1,48 x 10 <sup>-2</sup>
<i>Flo</i>	166,2	115-116	295,0	8,0 x 10 <sup>-2</sup>	4,18	1,98 x 10 <sup>3</sup>	1,01 x 10 <sup>-2</sup>
<i>Ant</i>	178,2	216,4	342,0	8,0 x 10 <sup>-3</sup>	4,5	73	7,3 x 10 <sup>-2</sup>
<i>Phe</i>	178,2	100,5	340,0	1,6 x 10 <sup>-2</sup>	4,6	1,29 x 10 <sup>3</sup>	3,98 x 10 <sup>-3</sup>
<i>Flt</i>	202,3	108,8	375,0	1,2 x 10 <sup>-3</sup>	5,22	260	6,5 x 10 <sup>-4</sup>
<i>Pyr</i>	202,3	150,4	393,0	6,0 x 10 <sup>-4</sup>	5,18	135	1,1 x 10 <sup>-3</sup>
<i>BaA</i>	228,3	160,7	400,0	2,8 x 10 <sup>-5</sup>	5,61	14	-
<i>Chr</i>	228,3	253,8	448,0	8,4 x 10 <sup>-5</sup>	5,91	2,0	-
<i>BbF</i>	252,3	168,3	481,0	6,7 x 10 <sup>-5</sup>	6,12	1,2 (20 °C)	5,1 x 10 <sup>-5</sup>
<i>BkF</i>	252,3	215,7	480,0	1,3 x 10 <sup>-7</sup>	6,84	0,76	4,4 x 10 <sup>-5</sup>
<i>BaP</i>	252,3	178,1	496,0	7,3 x 10 <sup>-7</sup>	6,50	3,8	3,4 x 10 <sup>-5*</sup>
<i>BghiP</i>	276,3	278,3	545,0	1,4 x 10 <sup>-8</sup>	7,10	0,26	2,7 x 10 <sup>-5*</sup>
<i>IcdP</i>	276,3	163,6	536,0	1,3 x 10 <sup>-8</sup>	6,58	62	2,9 x 10 <sup>-5*</sup>
<i>BahA</i>	278,4	266,6	524,0	1,3 x 10 <sup>-8</sup>	6,50	0,5 (27 °C)	7 x 10 <sup>-5</sup>

\*Constate de Henry (kPa) a 20°C.

### 3.2.1. Estudos de HPA em microplásticos

Diversos são os estudos realizados acerca da distribuição de HPA em diferentes matrizes, seja na água ou no ar, no solo ou em organismos, ou no material particulado transportado pelos sistemas aquáticos e atmosféricos (Liang *et al.* 2007, Patrolecco *et al.* 2020, Schulz-Bull *et al.* 1998, Söderström *et al.* 2005, Weissenfels *et al.* 1992). No Brasil, os estudos relacionados a HPA seguem as mesmas linhas, especialmente nas regiões do país de maior densidade populacional e de intensas atividades industriais e portuárias.

Devido às discussões globais a respeito dos resíduos sólidos nos ambientes aquáticos e à ingestão principalmente do material plástico pelos organismos, e em decorrência do comportamento de adsorção dos HPA em materiais finos, houve na última década um despertar de interesse sobre a ocorrência desses poluentes associados às micropartículas de plástico dispersas nos ecossistemas continentais e marinhos (Antunes *et al.* 2013, Frias *et al.* 2010, Mizukawa *et al.* 2013, Rios *et al.* 2010, Rios *et al.* 2007, Van *et al.* 2012). Trabalhos prévios envolvendo HPA e microplásticos já constataram a maior afinidade para adsorção desses compostos orgânicos nas superfícies dos microplásticos em comparação às partículas

finas naturais, bem como a influência dos tipos de plásticos na acumulação dos poluentes (Rochman *et al.* 2013, Teuten *et al.* 2007, Teuten *et al.* 2009).

Os estudos sobre a adsorção de HPA em microplásticos no Brasil ainda são escassos e concentram-se na região Sul e Sudeste do país. São restritos ao material coletado em praias arenosas costeiras de dominância marinha e que sofrem grande pressão antrópica, considerando a distribuição e variabilidade das concentrações dos HPA para diferentes locais, cores e tipos de resinas plásticas, e a estudos com abordagens ecotoxicológicas (Brennecke *et al.* 2015, Fisner *et al.* 2013a, Fisner *et al.* 2013b, Fisner *et al.* 2017b, Gorman *et al.* 2019, Taniguchi *et al.* 2016). Para a região Norte e Nordeste, apenas existem estudos relacionados a HPA em sedimento e água, e de desenvolvimento e aplicação de metodologias de análise quali e quantitativa desses poluentes (Evangelista 2013, Lima 2009, Rodrigues 2018, Rodrigues *et al.* 2018a, Rodrigues *et al.* 2018b, Santos 2014, Santos *et al.* 2016, Sodré 2014, Sodré *et al.* 2017, Souza *et al.* 2020).

### **3.2.2. Legislação ambiental nacional e internacional sobre HPA**

Embora os conhecimentos a respeito dos HPA sejam bem difundidos, bem como os efeitos biológicos nocivos que eles podem causar, no Brasil não existem leis nacionais, diretas e específicas para esta classe de compostos como instrumentos para garantir a qualidade dos compartimentos ambientais.

Os HPA apenas aparecem nos instrumentos legais brasileiros em duas resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), sendo uma delas a Resolução CONAMA nº 454/2012, a qual estabelece diretrizes gerais e procedimentos referenciais para o gerenciamento de material dragado em águas nacionais, onde, dos dezesseis HPA considerados prioritários em estudos ambientais, apenas doze estão inclusos na Resolução em matriz sedimentar (Tabela 4).

Tabela 4- Compostos estabelecidos pelas Resoluções CONAMA e suas faixas de concentrações estabelecidas como Valores Máximos Permitidos, considerando as suas respectivas classes.

HPA	Valor Máximo Permitido	
	Resolução CONAMA nº 357/2005 ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )	Resolução CONAMA nº 454/2012 ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$ )
Naftaleno	-	34,6 - 2100
Acenaftileno	-	5,87 - 640
Acenafteno	-	6,71 - 500
Fluoreno	-	19 - 540
Fenantreno	-	41,9 - 1500
Antraceno	-	46,9 - 1100
Fluoranteno	-	111 - 5100
Pireno	-	53 - 2600
Benzo[a]antraceno	0,018 - 0,05	31,7 - 690
Criseno	0,018 - 0,05	57,1 - 862
Benzo[b]fluoranteno	0,018 - 0,05	-
Benzo[k]fluoranteno	0,018 - 0,05	-
Benzo[a]pireno	0,018 - 0,7	31,9 - 782
Indeno[1,2,3-c,d]pireno	0,018 - 0,05	-
Dibenz[a,h]antraceno	0,018 - 0,05	6,22 - 140

Na Resolução CONAMA nº 357/2005 apenas sete HPA são incluídos, ela estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. É válido ressaltar que, a depender do tipo de classe e ambiente (doce, salobro ou salino), os HPA podem ou não estar incluídos nos parâmetros necessários para o monitoramento da qualidade da água. Uma questão importante de se destacar é que essa Resolução foi alterada cinco vezes até os dias atuais para fins de complementação das condições e padrões de lançamentos de efluentes, entretanto, em nenhuma delas foram estabelecidos novos Valores Máximos Permitidos (VMP) para os hidrocarbonetos. Em duas alterações, Resolução nº 397/2008 e a Resolução nº 430/2011 (vigente atualmente), esses compostos foram, inclusive, retirados da lista de parâmetros necessários para o monitoramento da qualidade da água.

Diante do exposto, é imprescindível que haja uma releitura e alteração das Resoluções CONAMA comentadas acima, e que novas leis e instrumentos de regulamentação sejam criados com o objetivo de monitorar e garantir que os compartimentos ambientais sejam conservados e mantidos em qualidade, por ser inclusive um dever do Estado diante do



Princípio do Meio Ambiente Equilibrado, direito intergeracional para a preservação dos recursos naturais.

Ao contrário do Brasil, o Estados Unidos através da Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (em inglês *National Oceanic and Atmospheric Administration* – NOAA) estabeleceu o *Screening Quick Reference Tables* (Buchman 2008), valores de referência para concentrações potencialmente tóxicas dos compostos, incluindo os HPA. Para fins de comparação e orientação, comumente são utilizados os valores de TEL (*Threshold Effect Level*) onde acima do qual pode se ter efeitos nocivos à biota, e PEL (*Probable Effect Level*) onde acima do qual serão esperados efeitos negativos.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende as capitais de oito estados litorâneos brasileiros (Figura 2), sendo estas: Belém (PA), Fortaleza (CE), Recife (PE), Salvador (BA), Vitória (ES), Rio de Janeiro (RJ), Santos (SP) e Torres (RS). Considerando que as cidades de São Paulo e Porto Alegre, capitais dos estados de São Paulo e Rio Grande do Sul, respectivamente, não são cidades que se encontram no litoral, foram coletadas amostras das cidades de Santos e Torres, as quais fazem parte de um dos principais complexos portuários e turísticos dos respectivos estados.

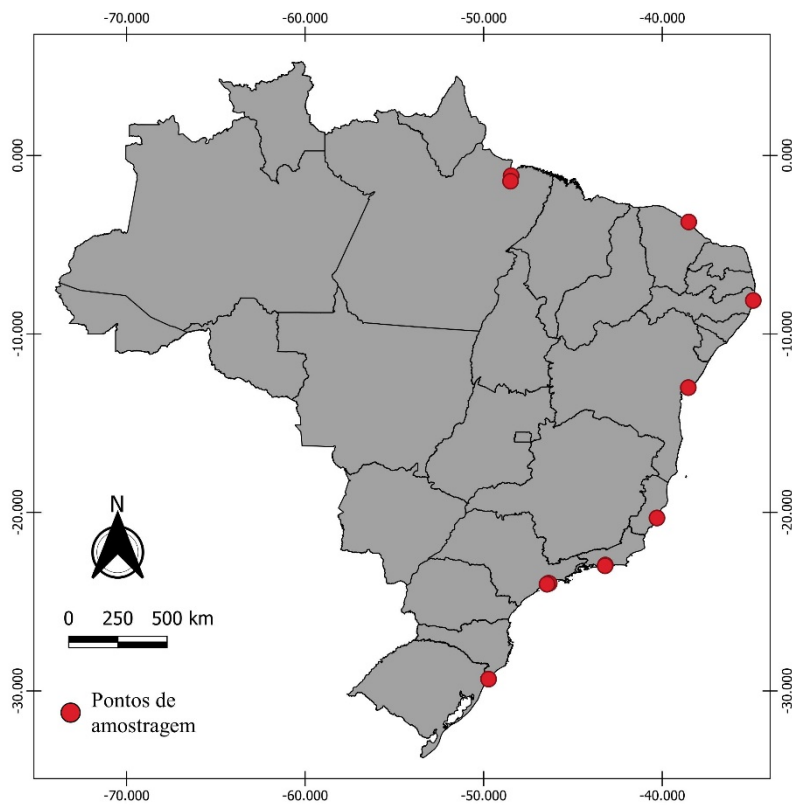


Figura 2- Localização da área de estudo e dos pontos de amostragem.

As amostras foram coletadas entre os anos de 2018 e 2020 (Tabela 5), identificadas e armazenadas nos laboratórios do Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia (NEAP) e do Instituto de Geociências (IG) da Universidade Federal do Pará (UFPA), e mantidas sob refrigeração. A escolha dos pontos de amostragem foi feita considerando locais potencialmente poluídos, próximos a possíveis fontes tanto de microplásticos como de HPA,

tais como áreas com atividades portuárias e de lazer, e com lançamento de esgotos industriais e/ou domésticos.

Tabela 5- Informações de localização dos pontos de amostragem, e das datas que as coletas foram realizadas.

<b>Cidade/Estado</b>	<b>Praia</b>	<b>Data de Coleta</b>	<b>Latitude</b>	<b>Longitude</b>
Belém/PA	Ver-o-Rio	19/08/2020	1°26'09"S	48°29'37"W
Ilha de Mosqueiro/PA	Farol	12/09/2019	1°07'48"S	48°27'32"W
Fortaleza/CE	Iracema	03/01/2018	3°43'13"S	38°30'33"W
Recife/PE	Boa Viagem	06/01/2018	8°07'07"S	34°53'35"W
Salvador/BA	Porto da Barra	09/01/2018	13°00'14"S	38°31'59"W
Vitória/ES	Curva da Jurema	11/01/2018	20°18'32"S	40°17'17"W
Rio de Janeiro/RJ	Arpoador	31/01/2018	22°59'16"S	43°11'44"W
Rio de Janeiro/RJ	Botafogo	31/01/2018	22°56'44"S	43°10'50"W
Santos/SP	Praia Grande	30/01/2018	24°01'16"S	46°26'51"W
Santos/SP	Santos	30/01/2018	23°58'23"S	46°19'33"W
Santos/SP	São Vicente	30/01/2018	23°58'10"S	46°22'51"W
Torres/RS	Praia Grande	25/01/2018	29°20'20"S	49°43'18"W

#### 4.2. MÉTODO

A determinação dos HPA nas amostras de microplásticos consistiu nas seguintes etapas: amostragem do sedimento praiial e processamento dos microplásticos presentes nas amostras (Laboratório de Hidroquímica-IG-UFPA), extração dos HPA presentes nos microplásticos, purificação dos extratos e determinação qualitativa e quantitativa dos analitos (Laboratório de Química Orgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo – LabQOM-IO-USP).

Não existem métodos de referência para estudos que tratem especificamente de HPA em microplásticos, sendo assim, o procedimento analítico utilizado foi o adaptado de Fisner *et al.* (2013a) a partir da metodologia para determinação de hidrocarbonetos em sedimentos marinhos proposta pela UNEP (1992).

#### 4.2.1. Amostragem e Processamento dos Microplásticos

Os microplásticos foram coletados dos três primeiros centímetros da superfície, a partir de amostras de sedimentos dispostos na linha de maré alta das faixas praias, em uma área de 30x30 cm (adaptado de Frias *et al.* 2018). A amostragem foi realizada com o auxílio de uma pá de metal, e as amostras foram armazenadas em pratos de alumínio, de modo a evitar o contato com outros materiais plásticos e minimizar possíveis contaminações até o momento dos procedimentos laboratoriais. Todo o procedimento de coleta e armazenamento das amostras foi realizado considerando as recomendações de Costa & Duarte (2017), Frias *et al.* (2018) e GESAMP (2019).

Em laboratório, os microplásticos foram separados dos sedimentos utilizando-se uma solução hipersalina de cloreto de sódio (NaCl). Nesta separação Thompson *et al.* (2004) sugerem a utilização de uma solução de densidade  $1,2 \text{ g cm}^{-3}$ , entretanto, nesta apenas plásticos de baixa-densidade flutuariam. Sendo assim, considerando outros estudos que utilizaram diferentes soluções e em diferentes densidades (Van Cauwenberghe *et al.* 2015), o método foi otimizado e uma solução hipersalina com densidade igual a  $1,4 \text{ g cm}^{-3}$  foi utilizada no presente trabalho, de modo a recuperar também plásticos de alta-densidade.

Com o auxílio de um agitador mecânico (Fisatom modelo 715), cada amostra foi homogeneizada durante três minutos em solução hipersalina, seguido por dez minutos em repouso. Por fim, o material sobrenadante foi separado e retido em filtros de fibra de vidro ( $0,7 \mu\text{m}$  de aberturas de malha e 47 mm de diâmetro) a partir do sistema de filtração a vácuo MILLIPORE. Todas as condições de cuidado em laboratório foram seguidas para não haver perda e contaminação do material.

#### 4.2.2. Extração

Segundo a revisão realizada por Hong *et al.* (2017), cerca de 0,15-0,5 g de amostra são utilizadas em estudos de químicos associados a fragmentos e *pellets* plásticos, e 0,015-0,03 g em isopor. Entretanto, é possível encontrar estudos que utilizam até 2 g de microplásticos para a extração de compostos orgânicos adsorvidos (Frias *et al.* 2010). No presente estudo, padronizou-se em 0,2-0,3 g de fragmentos e pellets, e 0,02 g de isopor para as análises quali e quantitativas dos HPA (Tabela 6).

Tabela 6- Locais de amostragem e identificação das respectivas amostras, massa e tipo de microplásticos utilizados nas análises de HPA.

<b>Amostra</b>	<b>Identificação</b>	<b>Massa (g)</b>	<b>Tipo de MP</b>
Belém/PA (Ilha de Mosqueiro)	PA-PF (F)	0,20	Fragmento
Belém/PA (Ver-o-Rio)	PA-VR (F)	0,13	Fragmento
Fortaleza/CE	CE (F)	0,21	Fragmento + <i>pellet</i>
	CE (I)	0,02	Isopor
Recife/PE	PE (F)	0,22	Fragmento
	PE (I)	0,011	Isopor
Salvador/BA	BA (F)	0,18	Fragmento + <i>pellet</i>
	BA (I)	0,022	Isopor
Vitória/ES	ES (F)	0,21	Fragmento
Rio de Janeiro/RJ (Arpoador)	RJ-A (F)	0,20	Fragmento
Rio de Janeiro/RJ (Praia de Botafogo)	RJ-B (F)	0,20	Fragmento
Santos/SP (São Vicente)	SP-SV (F)	0,30	Fragmento
Santos/SP (Praia Grande)	SP-PG (F)	0,2	Fragmento
Santos/SP	SP-S (F)	0,27	Fragmento
Torres/RS	RS (F)	0,11	Fragmento
	RS (I)	0,022	Isopor

Nota: Na identificação das amostras, entre parênteses estão os tipos de microplásticos utilizados (F: fragmento, I: isopor).

Inicialmente, as amostras foram inseridas em cartuchos de vidro contendo sulfato de sódio ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ) (Figura 3 A), de modo a minimizar a flutuação das mesmas durante a extração por Soxhlet por 8 horas com n-hexano e diclorometano (1:1, v:v). Antes da extração foram adicionados 100  $\mu\text{L}$  de uma solução ( $5 \text{ ng } \mu\text{L}^{-1}$ ) composta pelos padrões *surrogate* naftaleno- $\text{d}_8$ , acenafteno- $\text{d}_{10}$ , fenantreno- $\text{d}_{10}$ , criseno- $\text{d}_{12}$  e perileno- $\text{d}_{12}$ .

Os extratos de cada amostra foram concentrados em sistema de evaporação rotativa a vácuo (Figura 3 B) até um volume de aproximadamente 1 mL. Para todas as etapas de concentração de amostras manteve-se uma temperatura constante em torno de  $45^\circ \text{C}$  e 40 RPM, de modo a evitar a volatilização dos analitos de interesse.

#### 4.2.3. Purificação dos extratos

Os extratos obtidos foram purificados em colunas de adsorção (*clean up*) para se obter os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos presentes (Figura 3 C).

Em cada coluna de adsorção foi adicionado 3,2 g de alumina 5% desativada com água e aproximadamente 1 g de sulfato de sódio, juntamente com n-hexano para nivelá-las. Com as

colunas prontas, os extratos obtidos anteriormente foram transferidos para as mesmas e foi realizada a eluição dos HPA com 20 mL de 30% DCM em n-hexano.

O extrato foi concentrado em sistema de evaporação rotativa a vácuo a até, aproximadamente, 1 mL. Os volumes finais foram transferidos para ampolas de vidro e em seguida adicionados 100  $\mu\text{L}$  do padrão interno p-terfenil- $\text{d}_{14}$  (5 ng  $\mu\text{L}^{-1}$ ).

#### 4.2.4. Determinação quali e quantitativa

A análise dos HPA presentes nas amostras foi realizada em cromatógrafo a gás (Agilent Technologies 7010B) acoplado a um espectrômetro de massas com triplo quadrupolo (GC/MS/MS) (Figura 3 D) operando em modo de monitoramento de reações múltiplas (em inglês *Multiple Reaction Monitoring* – MRM), com análises em modo *tandem* (MS/MS), o qual proporciona maior sensibilidade e seletividade.

Foi injetado o volume de 1  $\mu\text{L}$  no modo de injeção pulsado sem divisão de fluxo (em inglês *pulsed splitless mode*). Como a fase móvel utilizou-se o gás hélio com fluxo constante de 1,2 mL.min<sup>-1</sup>, com temperatura de injetor, interface e de quadrupolos a 300°C, 300°C e 150°C, respectivamente. A coluna capilar utilizada tem um revestimento com uma fase de 5% de dimetilpolissiloxano substituído com fenil, com 30 metros de comprimento, 0,25 mm de diâmetro interno e 0,25  $\mu\text{m}$  de espessura de filme.

A rampa de temperatura do cromatógrafo foi programada para iniciar em 50°C por 1 minuto, elevando em 20°C min<sup>-1</sup> até 200°C, para então ser elevada em 10°C min<sup>-1</sup> até 300°C, onde ao final permaneceu constante durante 5 minutos. A corrida cromatográfica levou ao todo cerca de 24 minutos.



Figura 3- Etapas do procedimento de determinação dos HPA nos microplásticos: (A) Extração dos analitos por Soxhlet, (B) concentração do extrato em sistema de evaporação rotativa a vácuo, (C) fracionamento do extrato em coluna de adsorção, (D) análise quali e quantitativa dos HPA por GC/MS/MS no Laboratório de Química Orgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.

#### 4.3. MÉTODO DE DETERMINAÇÃO DA ORIGEM DOS HPA

A partir do cálculo das razões diagnósticas utilizando compostos isômeros estruturais é possível estimar possíveis fontes de contaminação pirogênica ou petrogênica dos HPA para o ambiente. Seguindo as definições de Yunker *et al.* (2002) (Tabela 7), comumente utilizadas em estudos de HPA em sedimentos e mais recentemente aplicadas aos estudos em microplásticos (Fisner *et al.* 2013a; Gorman *et al.* 2019), as razões de HPA utilizadas foram: Antraceno/Antraceno+Fenantreno (Ant/Ant+Phe) e Fluoranteno/Fluoranteno+Pireno (Flt/Flt+Pyr).

Existem outras razões que também podem sugerir a origem dos HPA, contudo, a escolha dessas duas razões partiu da ocorrência e predominância dos HPA mais encontrados para as amostras do presente trabalho.

Tabela 7- Isômeros e razões diagnósticas utilizadas para a identificação de fonte de HPA.

	<b>Razão</b>	<b>Fonte</b>
Ant/Ant+Phe	<0,10	Petrogênica
	>0,10	Pirogênica
Flt/Flt+Pyr	<0,40	Petrogênica
	0,40-0,50	Combustão de combustíveis fósseis líquidos
	>0,50	Combustão de carvão e biomassa

Os valores das razões de Ant/Ant+Phe < 0,10 sugerem fontes de HPA petrogênicas, enquanto valores > 0,10 sugerem fontes pirogênicas. As faixas de valores para a razão Flt/Flt+Pyr, por sua vez, possuem indicativos mais detalhados quanto à possível fonte de HPA, onde para valores < 0,40 tem-se fontes petrogênicas (petróleo), entre 0,40-0,50 tem-se fontes de combustão de combustíveis fósseis líquidos (veículos e óleo cru), e para valores > 0,50 tem-se fontes pirogênicas pela combustão de carvão e biomassa (grama e madeira).

#### 4.4. MÉTODO PARA DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL TÓXICO

No presente estudo serão considerados os valores de TEL e PEL para os HPA em sedimentos marinhos, conforme Tabela 8. A comparação será realizada entre os valores obtidos para este estudo e os valores de referência (Buchman 2008), e a discussão será feita em cima de trabalhos realizados acerca da toxicidade dos compostos em organismos aquáticos através de sedimentos e microplásticos. Há de se considerar, ainda, que os valores de TEL e PEL foram obtidos para sedimentos marinhos, enquanto o objeto deste estudo são os microplásticos.



Tabela 8- Valores de TEL (*Threshold Effect Level*) e PEL (*Probable Effect Level*) para os dezesseis HPA estudados.

HPA	TEL (ng g <sup>-1</sup> )	PEL (ng g <sup>-1</sup> )
Naftaleno	35	391
Acenaftileno	7	89
Acenafteno	6	128
Fluoreno	21	144
Fenantreno	87	544
Antraceno	47	245
Fluoranteno	113	1494
Pireno	153	1398
Benzo[a]antraceno	75	693
Criseno	108	846
Benzo[b]fluoranteno	-	-
Benzo[k]fluoranteno	-	-
Benzo[a]pireno	89	763
Benzo[g,h,i]perileno	-	-
Indeno[1,2,3-c,d]pireno	-	-
Dibenzo[a,h]antraceno	6	135

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De todos os dezesseis HPA estudados, foram detectados quatorze compostos sendo quantificada a concentração de pelo menos dois HPA em cada amostra. A concentração total de HPA ( $\Sigma$ -HPA) variou de 0,25 a 71,60 ng g<sup>-1</sup> entre as amostras e os tipos de microplásticos (Tabela 9).

Analisando individualmente cada composto, as concentrações encontradas, no geral, foram baixas, onde os maiores valores foram para as amostras de isopor, possivelmente pela sua maior área de superfície. Os valores baixos para as concentrações de HPA nos fragmentos e *pellets* provavelmente estão relacionados com a quantidade de amostra que foi utilizado, como também observado por Frias (2010).

Não foi possível detectar a presença de Acenafteno e Dibenzo[a,h]antraceno em nenhuma das dezesseis amostras avaliadas. Por outro lado, o Naftaleno e o Fenantreno foram os únicos compostos com ocorrência em todas as amostras analisadas, com concentrações variando de 0,22 a 70,15 ng g<sup>-1</sup> e 0,02 a 0,91 ng g<sup>-1</sup>, respectivamente. Ambos os compostos fazem parte do grupo de HPA leves, com 2 e 3 anéis aromáticos, respectivamente, e essa maior ocorrência é comumente registrada em estudos ambientais (Arey *et al.* 1989, Gorman *et al.* 2019, Olayinka *et al.* 2018).

Em relação à predominância dos tipos de HPA, ao se considerar a  $\Sigma$ -HPA, destacaram-se os HPA leves (97%), em detrimento aos HPA pesados (3%) (Figura 4).

No Brasil, esse mesmo resultado foi observado por Gorman *et al.* (2019) em duas praias na região Sul do país. Tal predominância pode ser atribuída a um conjunto de fatores como: o tipo de polímero, as condições ambientais e as propriedades químicas dos HPA, assim como a ausência de compostos específicos que porventura competem pela adsorção aos microplásticos (Fred-Ahmadu *et al.* 2020).

Tabela 9- Concentração (ng g<sup>-1</sup>) individual dos compostos e total dos HPA ( $\Sigma$ -HPA) por amostra.

HPA	Amostras															
	PE (I)	PE (F)	RS (I)	RS (F)	PA-VR (F)	PA-PF (F)	CE (I)	CE (F)	BA (I)	BA (F)	ES (F)	RJ-A (F)	RJ-B (F)	SP-S (F)	SP-SV (F)	SP-PG (F)
<i>Nap</i>	70,15	0,29	32,28	0,22	0,91	0,37	33,28	1,00	36,97	0,56	0,47	0,29	0,48	0,45	0,30	0,42
<i>Acy</i>	< LD*	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,03	< LD	< LD
<i>Ace</i>	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
<i>Flo</i>	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,01	< LD
<i>Phe</i>	0,91	0,02	0,70	0,02	0,19	0,05	0,37	0,06	0,83	0,04	0,05	0,02	0,04	0,04	0,06	0,06
<i>Ant</i>	0,53	< LD	< LD	< LD	< LD	0,02	0,27	0,06	0,14	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,01	< LD
<i>Flt</i>	< LD	< LD	< LD	< LD	0,85	< LD	< LD	0,02	< LD	< LD	0,02	< LD	0,04	0,02	0,03	0,04
<i>Pyr</i>	< LD	< LD	0,20	< LD	0,86	0,03	< LD	0,03	0,18	0,02	0,04	0,03	0,11	0,06	0,06	0,07
<i>BaA</i>	< LD	< LD	< LD	< LD	0,17	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,02	< LD
<i>Chr</i>	< LD	< LD	< LD	< LD	0,41	0,03	< LD	< LD	0,12	< LD	0,03	< LD	0,10	0,10	0,09	< LD
<i>BbF</i>	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,06	< LD	< LD
<i>BkF</i>	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,01	< LD	< LD	< LD
<i>BaP</i>	< LD	< LD	< LD	< LD	0,09	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
<i>IcdP</i>	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,05	0,78	0,02	< LD
<i>BahA</i>	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
<i>BghiP</i>	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD	0,97	< LD	< LD
<b><math>\Sigma</math>-HPA</b>	71,60	0,31	33,18	0,25	3,47	0,50	33,92	1,16	38,24	0,62	0,61	0,34	0,83	2,52	0,59	0,59

Nota: Em parênteses o tipo de microplástico analisado em cada amostra (F: fragmento e I: isopor). \* < LD = concentração abaixo do limite de detecção (0,0025 ng g<sup>-1</sup>).

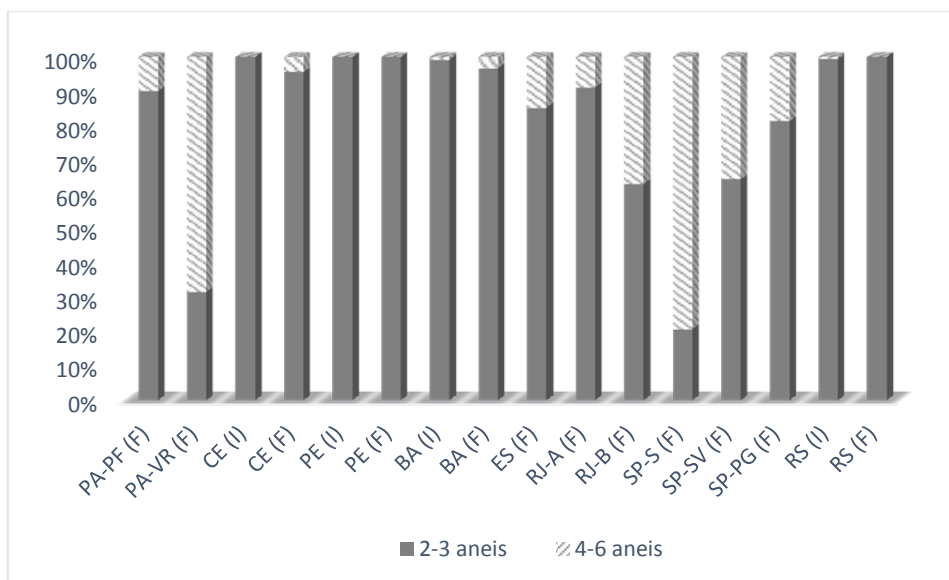


Figura 4- Distribuição dos HPA leves (2-3 anéis aromáticos) e pesados (4-6 anéis aromáticos) em cada ponto amostral por tipo de microplástico (F: fragmento, e I: isopor).

Ao comparar os dados obtidos com outros trabalhos realizados (Tabela 10) é evidente as menores concentrações para o presente estudo, entretanto, para além da diferença de massa que foi utilizada para a realização das análises e quantificação dos HPA, o tipo de microplástico também é um fator a se considerar.

A grande maioria dos estudos relacionados a poluentes químicos em microplásticos restringem suas análises aos *pellets*, mesmo que a maior ocorrência e real preocupação ambiental seja por parte dos fragmentos que são introduzidos nos compartimentos ambientais. Apesar do trabalho realizado por Tan *et al.* (2019) ter utilizado fragmentos em seu estudo, as suas amostras foram retiradas da água superficial de um lago altamente impactado por atividades industriais, enquanto as amostras do presente estudo foram retiradas de sedimentos praias sob diferentes pressões antrópicas.

Devido às baixas concentrações encontradas para os compostos no presente estudo, apenas foi possível relacionar o Naftaleno ao TEL para as amostras de isopor coletados nas praias da Bahia e de Pernambuco. Os resultados obtidos para cada estado representam dados de coletas pontuais e aleatórias, portanto, a depender da extensão da praia e a área amostrada não será possível extrapolá-los para toda a extensão praias ou região de praias. Estes resultados serão discutidos com maior detalhe a seguir.

Tabela 10- Comparação das concentrações (ng g<sup>-1</sup>) encontradas para os 16 HPA prioritários em diferentes estudos.

HPA	Este estudo		Santos, Brasil (Fisner <i>et al.</i> 2013)	Costa do Paraná, Brasil (Gorman <i>et al.</i> 2019)	Reservatório Feilaixia, China (Tan <i>et al.</i> 2019)		Costa Portuguesa, Portugal (Frias <i>et al.</i> 2010)
	Isopor (EPS)	Fragmentos e <i>Pellets</i>	<i>Pellets</i>	<i>Pellets</i>	EPS	Fragmentos	<i>Pellets</i>
<i>Nap</i>	32,28 - 70,15	0,22 - 1,00	2,83 - 1146	874,4 - 4070,6	29,2	18,7 - 23,4	-
<i>Acy</i>	-	0,03	5,12 - 301	62,3 - 1416	23,6	9,8 - 16,4	0,7 - 15,9
<i>Ace</i>	-	-	1,75 - 655	-	3,6	1,8 - 4,1	5,6 - 29,6
<i>Flo</i>	-	0,01	1,93 - 1008	22,2 - 43,9	1,7	-	5,3 - 23,9
<i>Phe</i>	0,37 - 0,91	0,02 - 0,19	4,11 - 1038	159,6 - 452,6	45,6	25,6 - 37,8	14,6 - 87,1
<i>Ant</i>	0,14 - 0,53	0,01 - 0,06	2,33 - 106	16,9 - 364,7	3,7	3,0 - 6,4	1,3 - 15,5
<i>Flt</i>	-	0,02 - 0,85	2,17 - 1687	72,2 - 166,4	28,7	32,3 - 42,6	17,8 - 118,6
<i>Pyr</i>	0,18 - 0,20	0,02 - 0,86	6,29 - 1326	53,3 - 156,2	2,7	3,6 - 9,4	19,7 - 319,6
<i>BaA</i>	-	0,02 - 0,17	2,41 - 329	20,8 - 69,0	34,3	19,1 - 23,6	0,2 - 51,4
<i>Chr</i>	0,12	0,03 - 0,41	11,3 - 1330	22,2 - 146,3	89,6	39,5 - 65,0	2,3 - 162,1
<i>BbF</i>	-	0,06	-	20,3 - 26,8	11,8	10,2 - 32,4	6,4 - 95,7
<i>BkF</i>	-	0,01	-	-	26,8	11,4 - 14,5	5,5 - 36,6
<i>BaP</i>	-	0,09	3,44 - 505	21,1 - 27,8	12,6	4,7 - 10,8	4,6 - 54,4
<i>IcdP</i>	-	0,02 - 0,78	-	25,8 - 70,8	41,7	33,6 - 37,9	4,1 - 103,5
<i>BahA</i>	-	-	5,09 - 148	-	14,9	7,3 - 19,5	-
<i>BghiP</i>	-	0,97	-	22,0 - 63,1	56,8	34,6 - 46,6	2,8 - 68,6

Nota: Apenas foram utilizados *pellets* em duas amostras compostas majoritariamente por fragmentos, com a finalidade de atingir a massa desejada. A massa utilizada neste estudo foi 0,2-0,3 g para fragmentos e 0,02 g para isopor; Fisner *et al.* 2013 utilizaram 1 g; Gorman *et al.* 2019 utilizaram 0,5 g; Tan *et al.* 2019 utilizaram 2-3 g; e Frias *et al.* 2010 utilizaram 2 g.

## 5.1. PARÁ

Dentre as regiões brasileiras que possuem extensões costeiras, a região Norte comumente é a que possui a maior escassez de estudos e dados referentes a poluentes, independente da classe (Albuquerque *et al.* 2016, Sodré *et al.* 2018), o que não é diferente para os microplásticos (Videla & Araujo 2021). Dentre os trabalhos publicados acerca dos microplásticos nos compartimentos ambientais, a região soma apenas nove estudos realizados, sendo um no estado do Amazonas (Gerolin *et al.* 2020) e os outros oito no estado do Pará (Andrade *et al.* 2019, Barbosa 2018, Martinelli Filho & Monteiro 2019, Moraes *et al.* 2020, Novaes *et al.* 2020, Pegado *et al.* 2018, Pegado *et al.* 2021, Ribeiro-Brasil *et al.* 2020).

Diferente das demais regiões do país, a região Norte é marcada pela sua expressiva malha hídrica fluvial, contando com a maior bacia hidrográfica do mundo. A bacia de drenagem do rio Amazonas possui mais de 7 milhões de km<sup>2</sup>, onde pela contribuição de um dos seus afluentes é formado o estuário do rio Pará, o quinto maior rio dos principais sistemas fluviais do mundo (Prestes *et al.* 2020).

Dos sete estudos sobre microplásticos realizados no Pará, apenas um abrangeu uma localidade inserida na Região Metropolitana de Belém (RMB), capital do estado, a ilha de Cotijuba, que faz parte do arquipélago de Belém e que é localizada às margens do rio Pará. Novaes *et al.* (2020) investigaram a distribuição de microplásticos nos sedimentos das praias fluvio-estuarinas dessa ilha, registrando a sua ocorrência em todas as áreas do estudo. Ainda no arquipélago de Belém, a Praia do Farol na ilha de Mosqueiro, uma das áreas de estudo do presente trabalho, apresenta características semelhantes à ilha de Cotijuba, onde ambas representam fortes polos turísticos e de lazer da população de Belém, próximas às rotas de navegação e com um precário sistema de saneamento direcionando os seus esgotos para as praias e os rios. O Ver-o-Rio, por sua vez, onde também foram obtidas amostras para o presente estudo, localiza-se em Belém, próximo à região portuária da cidade. Apesar de ser um ponto turístico famoso, fazendo parte do Complexo do Ver-o-Rio, é impróprio para o banho pela proximidade com as docas e pelo despejo direto de esgoto da cidade.

Em ambos os locais estudados, na ilha de Mosqueiro (PA-PF) e no Ver-o-Rio (PA-VR), foi possível registrar a ocorrência de microplásticos associados ao sedimento na linha de maré alta e próximo a locais de lançamento de esgotos. Em relação aos HPA adsorvidos aos fragmentos, a  $\Sigma$ -HPA foi de 0,50 ng g<sup>-1</sup> para PA-PF e 3,47 ng g<sup>-1</sup> para PA-VR. As concentrações individuais dos HPA detectados são apresentadas na Figura 5. Para PA-PF, a maior representatividade em relação à  $\Sigma$ -HPA foi do Naftaleno (74%), seguido pelo

Fenantreno (11%) e Criseno (6%), enquanto para PA-VR houve uma maior representatividade do Naftaleno (26%), seguido pelo Pireno (25%), Fluoranteno (24%) e Criseno (12%).

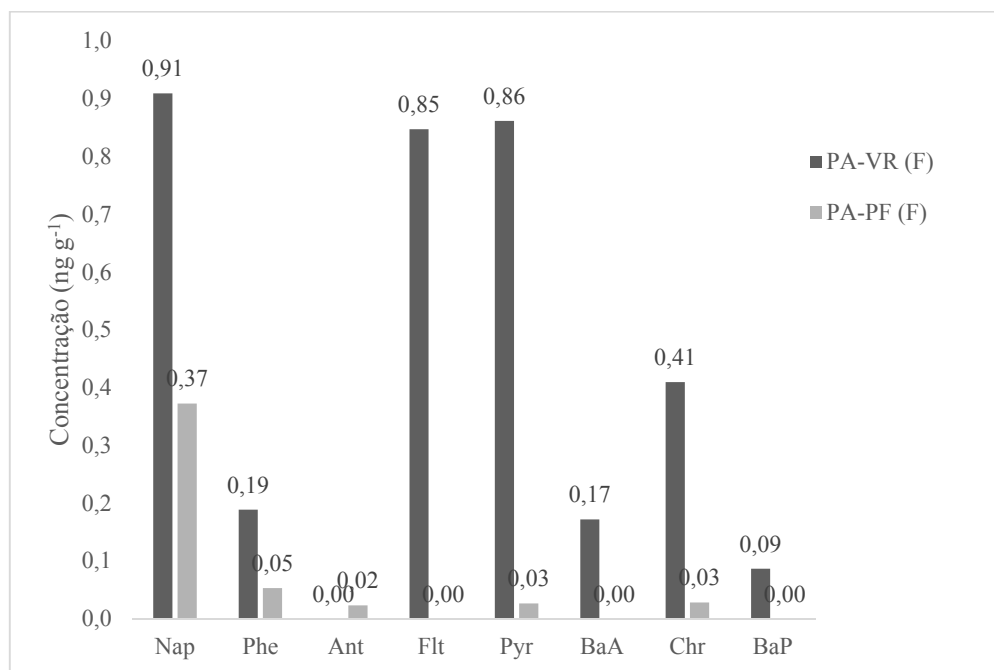


Figura 5- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado do Pará.

Foram observadas baixas concentrações de HPA adsorvidos aos microplásticos de ambas as localidades, com concentrações mais elevadas nas amostras do Ver-o-Rio em relação à ilha de Mosqueiro. Tais concentrações podem estar atribuídas a fatores relacionados à massa e propriedades próprias dos microplásticos que influenciam a adsorção de químicos (Yu *et al.* 2019), aporte e exposição aos HPA, assim como à hidrodinâmica fluvial e à morfodinâmica das praias que influenciam o transporte, dispersão e acúmulo de poluentes (Datta *et al.* 2018, Novaes *et al.* 2020).

As baixas concentrações observadas no PA-VR corroboram com os dados encontrados em sedimentos em áreas adjacentes e nas ilhas que compõem o arquipélago de Belém (Lima *et al.* 2021, Rodrigues *et al.* 2018). Não existem estudos sobre a ocorrência de HPA na ilha de Mosqueiro. Nos dois locais de estudo houve a predominância do Naftaleno, observada também por Rodrigues *et al.* (2018) para a região das ilhas de Belém com uma concentração média de 8,5 ng g<sup>-1</sup>. Desconsiderando o Indeno[1,2,3-c,d]pireno e o Dibenzo[a,h]antraceno que apresentaram elevadas concentrações, o Naftaleno, ainda, foi um dos HPA que juntamente do Fluoranteno, Pireno e Criseno foram os mais representativos no estudo realizado por Lima *et al.* (2021) na Baía do Guajará, com concentrações médias de 11,7 ng g<sup>-1</sup>.

<sup>1</sup>, 11,9 ng g<sup>-1</sup>, 27,8 ng g<sup>-1</sup> e 21,7 ng g<sup>-1</sup>, respectivamente, a mesma predominância observada no presente estudo para a amostra PA-VR.

De acordo com o cálculo das razões diagnósticas, a razão Flt/Flt+Pyr resultou no valor de 0,50 para PA-VR, enquanto a razão Ant/Ant+Phe resultou no valor de 0,25 para PA-PF, sugerindo, respectivamente, origem petrogênica (oriunda da combustão ou foto oxidação de óleo) e pirogênica para os HPA adsorvidos aos fragmentos de plástico amostrados.

Para o ponto de amostragem PA-VR a razão encontrada está no limiar entre a combustão de combustíveis fósseis líquidos (petrogênica) e combustão de biomassa (pirogênica), mas ainda sugerindo origem petrogênica. Esse resultado pode estar associado à localização do Porto de Belém, na área onde a contribuição pelas atividades portuárias para a introdução dos HPA provavelmente é maior do que a introdução a partir dos esgotos e outras fontes secundárias. Há de se considerar, ainda, o clima e a elevada precipitação anual da região, acima de 2000 mm (Mendoza & Mota 2018), para a possível contribuição do escoamento urbano pluvial como fonte significativa de HPA para o ambiente (Zheng *et al.* 2014) e para a razão obtida.

Já no PA-PF, a razão encontrada sugeriu origem pirogênicas para os HPA adsorvidos aos microplásticos. O valor de 0,25 encontrado está de acordo com o esperado para regiões semiurbanas (Yunker *et al.* 2002) tal qual a ilha de Mosqueiro, em comparação com Belém que é uma cidade capital de maior porte.

Pela ausência de fontes diretas de HPA petrogênicos na localidade através de portos, os HPA de origem pirogênica já eram esperados baseado em um trabalho prévio em uma área próxima (Neves *et al.* 2018), e há de se considerar também a grande ocorrência de incêndios na Amazônia e a prática de queima de resíduos sólidos, fontes tanto de material particulado como HPA para a atmosfera e demais compartimentos ambientais (Alves *et al.* 2015).

A RMB apresenta, no geral, baixas concentrações de HPA para os sedimentos, com elevadas concentrações pontuais. Rodrigues *et al.* (2018) caracterizaram as ilhas que compõem o arquipélago de Belém como minimamente poluídas, e discute os resultados como concentrações de nível de base. O mesmo foi observado nos resultados obtidos por Lima *et al.* (2021), onde apenas foi possível detectar e quantificar os compostos em 22% das amostras que, por sua vez, apenas três amostras obtiveram concentrações do Dibenzo[a,h]antraceno acima do TEL. Os locais que, por outro lado, apresentam elevadas concentrações de HPA e representam um potencial risco quanto à adsorção de químicos aos microplásticos, se presentes, localizam-se próximos a fontes possivelmente poluidoras, como o Terminal Petroquímico e o rio Maguari, localizado e que desagua na Baía do Guajará, respectivamente,



e o rio Aurá que desagua no rio Guamá, corpo hídrico que recorta Belém ao sul e se encontra com a Baía do Guajará a sudoeste da cidade (Lima *et al.* 2021, Neves *et al.* 2018, Santos *et al.* 2016, Sodré *et al.* 2017).

As baixas concentrações de HPA na RMB e conseqüentemente disponíveis para a adsorção aos microplásticos, para além das fontes poluidoras, pode estar associada aos fatores físicos e hidrodinâmicos atuantes na região. Devido às suas propriedades físico-químicas, os HPA tendem a se associar ao material orgânico e fino, e no ambiente aquático são adsorvidos pelo material particulado em suspensão (MPS). É estimado que o estuário do rio Pará, por exemplo, exporte cerca de  $0,92 \text{ kg m}^{-1} \text{ s}^{-1}$ , com uma concentração acima de  $300 \text{ mg L}^{-1}$  de sólidos em suspensão (Carneiro *et al.* 2020).

Sousa *et al.* (2020) estudaram a distribuição e a concentração de HPA em MPS no rio Aurá (RMB), e observaram concentrações de 0 a  $2498,2 \text{ ng g}^{-1}$ . Sendo assim, o tamanho das partículas (argilas) e o fator hidrodinâmico podem ser determinantes para as concentrações dos HPA na região.

## 5.2. CEARÁ

Dentre os estados estudados, o Ceará é o que apresenta menor número de trabalhos publicados a respeito de microplásticos nos seus compartimentos ambientais. Apenas dois trabalhos, um sobre a ocorrência e composição das partículas em águas subsuperficiais (Garcia *et al.* 2020) e outro sobre a ingestão das mesmas por peixes (Dantas *et al.* 2020) foram publicados. Além destes, registra-se uma dissertação de mestrado sobre *pellets* coletados em duas áreas portuárias (Almeida 2018), e um trabalho de conclusão de curso sobre os microplásticos na desembocadura de dois rios do estado (Brito 2018).

Os estudos acerca dos HPA na zona costeira cearense, por sua vez, concentram-se nos dois Portos da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), com abordagens para o meio físico e biológico, e em um sistema estuarino do rio Jaguaribe (Andrade *et al.* 2019, Moreira *et al.* 2017, Moreira *et al.* 2019).

As amostras de microplásticos do presente estudo foram coletadas na Praia de Iracema, localizada na capital Fortaleza, local de forte atrativo turístico e de lazer. Com uma extensão de aproximadamente 2 km, a praia é marcada por uma linha de costa cujas características naturais foram modificadas pela construção de estruturas artificiais e obras costeiras com o intuito de combater os processos erosivos costeiros que atuam na região, intensificados quando houve no decorrer da história a construção dos portos da cidade.

O atual porto de Fortaleza é o Porto do Mucuripe, mas antigamente a região portuária localizava-se na região da Praia de Iracema. A construção de ambos os portos foi marcada por problemas oriundos do mal planejamento portuário e de gestão costeira (Paula 2012). Desde a construção do Porto do Mucuripe houve uma mudança no padrão de circulação e transporte dos sedimentos na região costeira de Fortaleza, resultando na erosão das praias adjacentes localizadas a oeste do porto. Por esse motivo, em 2000 foi construído o Aterro Hidráulico da Praia de Iracema, existente atualmente (Maia *et al.* 1998).

No Porto do Mucuripe encontra-se a Refinaria de Lubrificantes e Derivados de Petróleo (LUBNOR) da Petrobras, uma potencial fonte de HPA para os compartimentos ambientais adjacentes, como as praias da região incluindo a Praia de Iracema. No presente estudo, os valores da  $\Sigma$ -HPA foram de 33,92 ng g<sup>-1</sup> para as amostras de isopor, e 1,16 ng g<sup>-1</sup> para os fragmentos. As concentrações individuais dos compostos podem ser visualizadas na Figura 6. Buruaem *et al.* (2016) registraram concentrações dos HPA em sedimentos desta área portuária entre <1,00 a 107,8 ng g<sup>-1</sup>. Tais valores podem ser considerados baixos se comparados a outros portos do Brasil e do mundo (Buruaem *et al.* 2013; Muniz *et al.* 2004; Sodré *et al.* 2017), entretanto, podem chegar a até 4042,84 ng g<sup>-1</sup> após operações de dragagem que remobilizam o sedimento de fundo (Moreira *et al.* 2021).

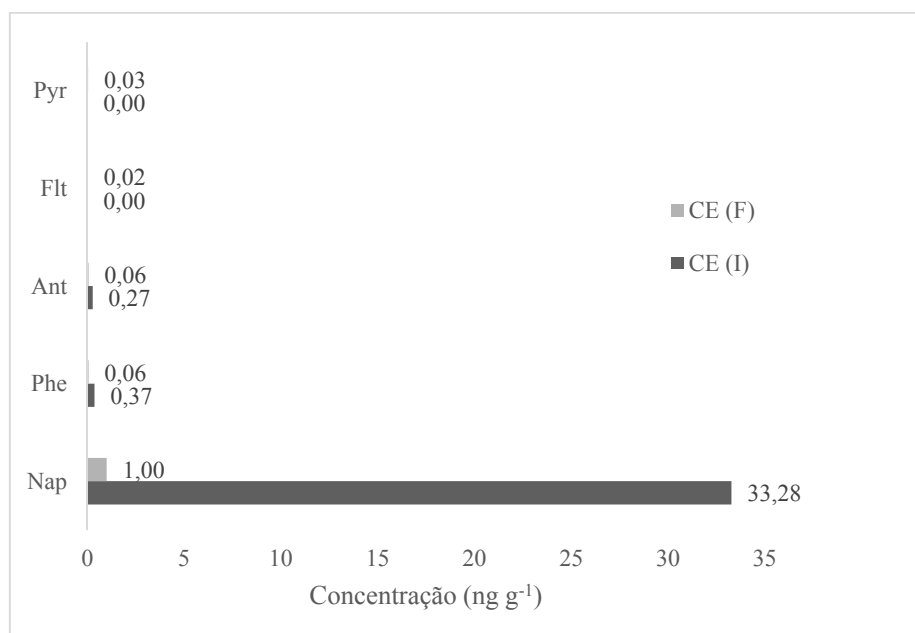


Figura 6- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado do Ceará.

À exceção do Naftaleno para a amostra de isopor, as concentrações inexpressivas dos HPA nos microplásticos pode estar associada à ausência de fontes diretas de contaminação na

área amostrada. A Praia de Iracema apresenta apenas uma saída de lançamento de efluentes da malha de drenagem pluvial da cidade, e considerando ainda a hidrodinâmica local cuja direção principal das correntes é para oeste (Pereira *et al.* 2015), explica-se o não acúmulo dos poluentes na Praia, tanto os HPA como os microplásticos, caso oriundos da região do Porto.

Para as amostras do Ceará, foi possível aplicar duas razões diagnósticas para determinação da origem dos HPA. Utilizando a razão Ant/Ant+Phe, obteve-se o valor de 0,42 para as amostras de isopor, sugerindo uma origem pirogênica dos compostos. Para as amostras de fragmentos, utilizando a razão Ant/Ant+Phe, obteve-se o valor de 0,5 sugerindo origem pirogênica, e utilizando a razão Flt/Flt+Pyr, obteve-se o valor de 0,45 sugerindo origem petrogênica a partir da combustão de combustíveis fósseis líquidos. Sendo assim, houve uma predominância de origem pirogênica, mas com contribuições de fontes mistas. A principal fonte dos HPA para os microplásticos coletados na praia de Iracema deve ser atribuída principalmente ao escoamento urbano e à precipitação (Cavalcante *et al.* 2012, Moreira *et al.* 2021), e de forma secundária às atividades portuárias e de embarcações que navegam pela região.

Enquanto ainda existem poucos trabalhos acerca dos HPA para além da RMF, Garcia *et al.* (2020) avaliaram a densidade e tipos de microplásticos em uma área que compreendeu toda a extensão costeira cearense. As maiores densidades de partículas foram registradas próximos às áreas urbanas, tais como Fortaleza, e sistemas estuarinos como o rio Jaguaribe. Neste estuário, por sua vez, Andrade *et al.* (2019) registraram concentrações de HPA entre 0,6 e 3752 ng g<sup>-1</sup>. Sendo assim, associar a presença destes dois poluentes faz-se necessário para avaliar o potencial de contaminação das comunidades biológicas da região, uma vez que a ingestão dessas micropartículas independe de hábitos alimentares ou guildas tróficas (Dantas *et al.* 2020).

### 5.3. PERNAMBUCO

O estado de Pernambuco foi o precursor de estudos a respeito de microplásticos em amostras ambientais no Brasil. Inicialmente voltados para o acúmulo de resíduos sólidos na Praia de Boa Viagem em Recife, capital do estado, Silva *et al.* (2008) e Silva-Cavalcanti *et al.* (2009) registraram a predominância de itens plásticos acumulados na praia ao longo da linha de costa, contabilizando 19.460 e 19.327 itens, respectivamente. Ainda no final dos anos 2000, voltou-se o olhar para a ocorrência de microplásticos, onde Ivar do Sul *et al.* (2009) os registraram pela primeira vez em amostras de sedimento de praias da ilha de Fernando de

Noronha. Posteriormente, outros estudos registraram a ocorrência de microplásticos também em outras matrizes ambientais além de sedimento, como água e biota (Costa *et al.* 2010, Lins-Silva *et al.* 2021, Ivar do Sul *et al.* 2013, Monteiro *et al.* 2020, Possatto *et al.* 2011, Silva-Cavalcanti *et al.* 2017).

Pernambuco é um estado litorâneo onde historicamente são realizados o cultivo e a queima de cana-de-açúcar, práticas presentes até os dias atuais, mas que, se por um lado são uma atividade de caráter econômico, também são grandes emissoras de HPA para os ambientes costeiros e marinhos (Arruda-Santos *et al.* 2018, Vieira-Campos 2017).

Em concordância com trabalhos anteriores que estudaram a ocorrência de HPA em matrizes ambientais em Recife (Maciel *et al.* 2015), também foi possível identificar e quantificar essa classe de compostos nos microplásticos coletados na Praia de Boa Viagem. Obteve-se  $\Sigma$ -HPA de 71,60 ng g<sup>-1</sup> para as amostras de isopor e 0,31 ng g<sup>-1</sup> para os fragmentos, com a maior contribuição sendo do Naftaleno. A Figura 7 mostra as concentrações obtidas para cada composto nos dois tipos de amostras de microplásticos.

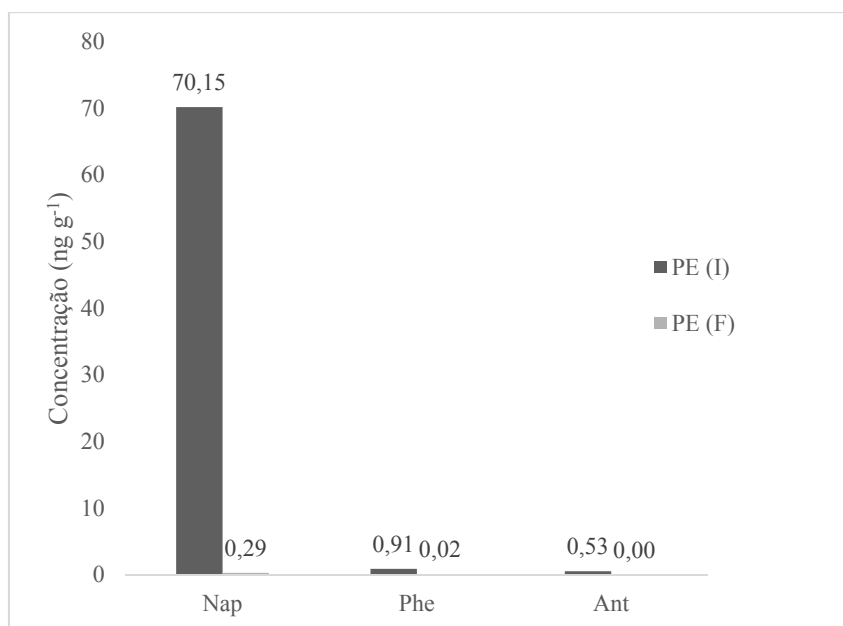


Figura 7- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado de Pernambuco.

A Praia de Boa Viagem é localizada próximo ao Porto do Recife, que por sua vez localiza-se no chamado Sistema Estuarino Capibaribe (SEC), formado pelo rio Capibaribe e outros três rios tributários principais (Jordão, Pina e Tejió) que percorrem a Região Metropolitana de Recife (RMR), e formam a conhecida Baía do Pina. Em um estudo acerca

dos HPA dissolvidos nas águas da bacia portuária do Recife, Favrod (2012) registrou as maiores concentrações na região mais superior do estuário onde há a descarga dos três rios tributários (1,53-7,41  $\mu\text{g L}^{-1}$ ), enquanto as menores concentrações (0,33-0,83  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) foram registradas na região inferior do estuário, na área portuária próximo ao canal que conecta a bacia com o Oceano Atlântico, sugerindo uma maior contribuição fluvial como fonte introdutória dos HPA no ambiente, pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais.

Tal padrão também foi observado por Maciel *et al.* (2015) para amostras de sedimentos coletados no SEC, onde houve uma tendência de diminuição das concentrações dos HPA para os pontos amostrais localizados na região inferior do estuário, no Oceano Atlântico. Próximo aos rios, a  $\Sigma$ -HPA teve um máximo de 497,6  $\text{ng g}^{-1}$ , enquanto no ponto já no oceano teve-se um mínimo de 2,6  $\text{ng g}^{-1}$ .

Além das regiões portuárias, onde se concentram os estudos de HPA no estado de Pernambuco (Lemos *et al.* 2014, Maciel *et al.* 2015, Zanardi-Lamardo *et al.* 2018), outra potencial fonte de HPA para a Praia de Boa Viagem são os esgotos, possivelmente as principais fontes de HPA para o presente estudo. Apesar de as redes de esgoto do bairro em que se localiza a praia serem redirecionadas para serem lançadas para a área do Porto do Recife (Pinto 2006), em eventuais extravasamentos esses esgotos acabam por poluir as redes de águas pluviais que, por sua vez, são conduzidas para a praia, caracterizando-as como zonas de vulnerabilidade à poluição (Souza 2004).

Apenas foi possível calcular a razão diagnóstica para as amostras de isopor, e utilizando a razão Ant/Ant+Phe o resultado sugere uma origem primariamente pirogênica para os HPA com o valor de 0,37. Com base em trabalhos prévios realizados no estado conclui-se que a introdução de HPA por esgotos e atividades relacionadas à queima de cana-de-açúcar são mais significativas do que pelas atividades portuárias, uma vez que a origem pirogênica é comumente sugerida tanto para a RMR como para estuários mais distantes (Arruda-Santos *et al.* 2018, Maciel *et al.* 2015, Vieira-Campos 2017).

Os HPA pirogênicos estão comumente associados aos maiores potenciais tóxicos, mutagênicos e/ou carcinogênicos do que quando comparados aos HPA petrogênicos (Bravo *et al.* 2011, Geier *et al.* 2017, Yazdani 2018). Tal característica representa um agravamento ao risco à exposição de organismos a esses compostos, presentes nos compartimentos ambientais aquáticos de Pernambuco.

Conforme estudado por Vieira-Campos (2017) e Arruda-Santos *et al.* 2018, existe no estado uma grande contribuição de aporte desses HPA pela queima de cana-de-açúcar, cujas partículas produzidas apesar de serem oriundas de uma biomassa, são tão tóxicas quanto

partículas oriundas de fontes industriais (Mazzoli-Rocha *et al.* 2008), podendo essa toxicidade ser agravada pelos fatores climáticos regionais (Aryal *et al.* 2011). A ocorrência desses HPA pode estar, inclusive, associada à variabilidade das assembleias bentônicas dos estuários (Nunes de Souza *et al.* 2021).

Apesar de haver uma predominância dos HPA pirogênicos nas áreas previamente estudadas, é necessário atentar também aos HPA petrogênicos devido ao derramamento de óleo cru que ocorreu no final de 2019 ao começo de 2020 e atingiu o litoral brasileiro, considerado o maior desastre ambiental já ocorrido em regiões costeiras tropicais no mundo (Soares *et al.* 2020). A Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração de Recursos Hídricos (CPRH) – Agência Estadual de Meio Ambiental analisou amostras de água de quinze localidades para a investigação de HPA, onde obtiveram concentrações desde abaixo do limite de detecção ( $0,00025 \mu\text{g L}^{-1}$ ) a  $19,16 \mu\text{g L}^{-1}$  (CPRH 2019).

Esses dados, por outro lado, são representativos de apenas uma campanha de amostragem e em apenas uma matriz ambiental, ocorrida em 24 de outubro de 2019, havendo assim a necessidade de mais amostragens e análises a fim de se realizar um monitoramento contínuo desses compostos.

É válido ressaltar que as coletas das amostras da Praia de Boa Viagem para o presente estudo ocorreram antes do desastre ambiental supracitado, e uma vez que essa praia faz parte do conjunto de localidades afetadas pelo óleo cru (Campelo *et al.* 2021), os níveis ambientais de HPA são provavelmente mais elevados, reforçando a necessidade de mais estudos sobre a ocorrência desses compostos nas matrizes ambientais do estado de Pernambuco.

Mesmo com as baixas concentrações observadas no presente estudo (Figura 7), as amostras de isopor apresentaram valores superiores ao TEL para o Naftaleno ( $\text{TEL} > 35$ ), indicando que na concentração de  $70,15 \text{ ng g}^{-1}$  podem ser esperados efeitos biológicos adversos em organismos aquáticos. Mesmo o Naftaleno sendo um HPA leve e potencialmente menos tóxico, considerando as devidas concentrações pode-se esperar efeitos deletérios (Falk-Petersen *et al.* 1982, Jaward *et al.* 2012, Yazdani 2018).

#### 5.4. BAHIA

As amostras do estado da Bahia foram coletadas na Praia do Porto da Barra, uma praia urbana localizada em Salvador, capital do estado. É localizada na ponta da cidade e na entrada da Baía de Todos os Santos, local de intenso tráfego de navios e que abriga refinarias de óleo

e complexos industriais que contribuem com a poluição da área, além da contribuição urbana (Beretta *et al.* 2014, Venturini & Tommasi 2004).

Embora seja localizada em uma região de importante e intenso fluxo marítimo e polos industriais potencialmente poluidores, existem apenas dois trabalhos sobre HPA em sedimentos que incluem nas suas malhas amostrais pelo menos um ponto localizado em Salvador (Almeida *et al.* 2018, Celino & Queiroz 2006). Com dados igualmente escassos, apenas um trabalho foi encontrado acerca de microplásticos em Salvador, com um ponto amostral também na Praia do Porto da Barra, mas restringindo-se apenas aos *pellets* (Fernandino *et al.* 2015a).

No presente estudo, por outro lado, foi possível coletar tanto *pellets* (microplásticos primários) como fragmentos (microplásticos secundários) para as análises dos HPA adsorvidos. A  $\Sigma$ -HPA foi de 38,24 ng g<sup>-1</sup> para a amostra BA (I) e 0,62 ng g<sup>-1</sup> para a amostras BA (F). Ressalta-se que para esse estado, excepcionalmente, utilizou-se tanto fragmentos como *pellets* para a determinação da concentração dos HPA. Isso foi feito, porque se utilizados apenas os fragmentos não se teria a massa mínima estabelecida para efetuar a análise. As concentrações individuais dos hidrocarbonetos para as duas amostras podem ser visualizadas na Figura 8.

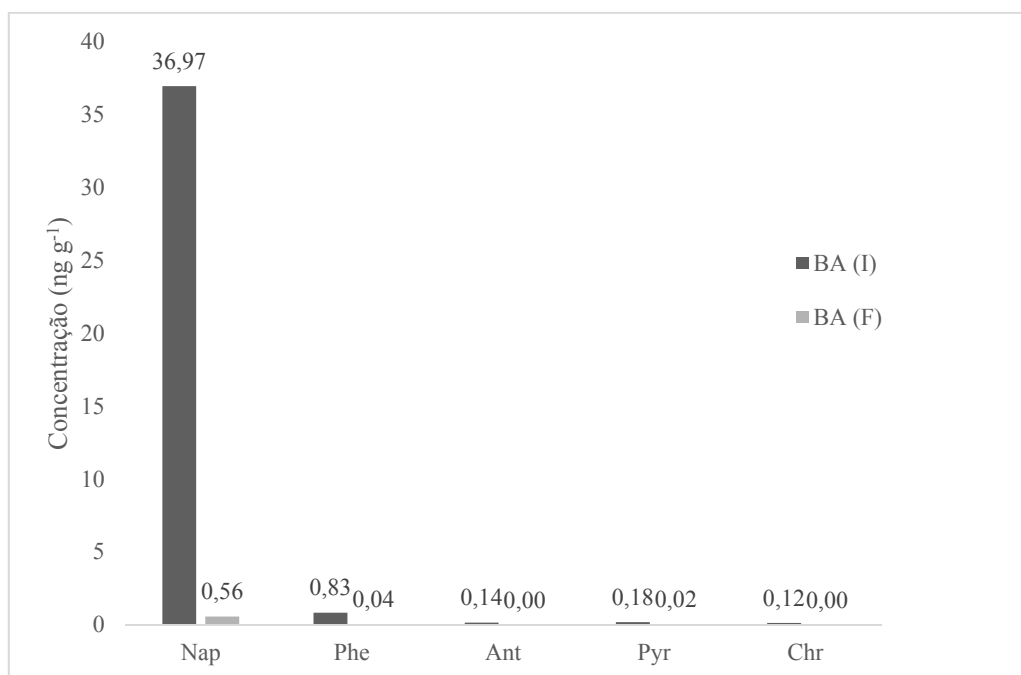


Figura 8- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado da Bahia.

Com a exceção do Naftaleno, todos os demais compostos, Fenantreno, Antraceno, Pireno e Criseno apresentaram concentrações muito baixas. Esses valores, por outro lado, possivelmente refletem níveis considerados normais para a área considerando a posição geográfica da Praia do Porto da Barra em relação às possíveis fontes de HPA, e os fatores oceanográficos atuantes que atenuam o acúmulo e concentração desses poluentes (Hatje & Andrade 2009, Lessa *et al.* 2011).

No trabalho realizado por Celino & Queiroz (2006), amostras de sedimento foram analisadas de uma área a norte da Praia do Porto da Barra, na localidade de Cabrito na Baía de Itapajipe, que apesar de possuir conectividade com a Baía de Todos os Santos foi considerada como uma área de referência. Nesta, dos HPA leves estudados, apenas o Naftaleno pôde ser detectado com uma concentração de  $1,70 \text{ ng g}^{-1}$ .

Almeida *et al.* (2018) também estudaram os HPA em sedimentos do infralitoral da Baía de Todos os Santos, onde em cinco pontos na costa de Salvador, a  $\Sigma$ -HPA variou entre  $18,18 \text{ ng g}^{-1}$  a  $533,41 \text{ ng g}^{-1}$ , sendo que os maiores valores foram para os pontos mais próximos à costa, sob atividades portuárias. As menores concentrações foram registradas em dois pontos que, por sua vez, estavam mais distantes da costa, sem possíveis fontes de HPA e sob maior influência dos processos costeiros. Por fim, com a exceção do Pireno e do Criseno, para alguns dos pontos amostrais estudados por Almeida *et al.* (2018), as concentrações individuais dos demais compostos detectados no presente estudo (Naftaleno, Fenantreno e Antraceno) também foram baixas, apresentando o mesmo nível de concentração.

Apenas foi possível calcular a razão diagnóstica Ant/Ant+Phe para a amostra BA (I), cujo valor foi de 0,14, sugerindo fonte pirogênica para os HPA adsorvidos às amostras de isopor. Esse resultado corrobora com Almeida *et al.* (2018), onde para os pontos amostrais localizados nessa área, sugere que dentre as três fontes distintas de HPA, a origem pirogênica pode ter maior contribuição para a Baía.

Apesar da Praia do Porto da Barra ter uma baixa ocorrência de *pellets* (Fernandino *et al.* 2015b), outros trabalhos que trataram da questão do lixo marinho e de fragmentos (>1 cm) nos ambientes de praia e de costão rochoso da Praia em questão (Carvalho-Souza & Tinôco 2011) os classificaram como sujos a extremamente sujos, todos com o predomínio do plástico (Andrades *et al.* 2020; Fernandino *et al.* 2015a, Fernandino *et al.* 2016).

Tem-se, então, que esses resíduos plásticos possuem origem local, como pelo descarte pelos usuários das praias, mas também pelo lançamento de efluentes e pela drenagem urbana pluvial (Fernandino *et al.* 2015b). Apesar de haver esforços para a limpeza da praia pelos serviços públicos, essas ações não se mostram eficazes e precisam ser aplicadas também a



outras praias urbanas (Leite *et al.* 2014), e associadas a outras medidas complementares de saneamento, tais como o gerenciamento dos resíduos sólidos.

Entre os microplásticos, hoje sabe-se do potencial superior que os *pellets* possuem de adsorver químicos dispersos no ambiente em comparação aos fragmentos plásticos. Miranda & Carvalho-Souza (2016) registraram *pellets* no conteúdo estomacal de peixes adquiridos de pescadores de áreas pesqueiras próximas à costa de Salvador. Ressalta-se que a concentração obtida neste trabalho para o Naftaleno (36,97 ng g<sup>-1</sup>) foi superior ao TEL (> 35), representando um risco a mais para os organismos aquáticos. Se essas partículas forem oriundas da Baía de Todos os Santos, um ambiente poluído com a presença de diferentes classes de químicos, esse registro pode representar um risco para a transferência desses compostos entre os níveis tróficos, até o consumo humano.

## 5.5. ESPÍRITO SANTO

A área de estudo no Espírito Santo compreende a Praia da Curva da Jurema (amostra ES F), localizada na cidade de Vitória, capital do estado. É uma praia artificial urbana de aproximadamente 1 km de extensão, inserida em uma enseada rasa de cerca de 10 metros de profundidade e protegida por ilhas formadas por promontórios rochosos, os quais favorecem o uso pela população para o lazer e turismo, seja na faixa de areia e nos quiosques, ou na região central em embarcações de recreação marinha (Piccoli 2008).

A Praia da Curva da Jurema recebe frequentadores pertencentes principalmente à Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV), mas também de outros estados (Monteiro 2016), e independente da estação de temporada do ano e dos esforços da gestão pública, bem como outras praias urbanas, sofre com o descarte irregular de resíduos sólidos, sendo o material plástico o mais encontrado na faixa arenosa (Garcia *et al.* 2017). Para além da poluição por resíduos sólidos no ambiente praiado, o ambiente aquático da região também é classificado como degradado a partir da baixa riqueza de espécies aquáticas (Santos *et al.* 2011), devido à má qualidade da água ocasionada pela interferência humana, como pelo lançamento de poluentes químicos por efluentes (Jesus *et al.* 2004).

A interferência humana também foi evidenciada através de trabalhos a respeito dos microplásticos nos compartimentos ambientais da RMGV, pela associação dessas micropartículas com microrganismos e colônias de invertebrados em sedimentos do sistema estuarino da baía de Vitória e seus ambientes costeiros, incluindo os manguezais (Baptista Neto *et al.* 2019a, Costa *et al.* 2021, Zamprogno *et al.* 2021).

Ainda em relação à associação de poluentes com a biota, mas dessa vez voltado para os produtos químicos, Vilca *et al.* (2018) investigaram a ocorrência de 15 HPA nos fígados de espécimes de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) encontradas mortas em praias da RMGV, onde do total estudado foi possível detectar oito compostos cuja  $\Sigma$ -HPA variou de 5,6 a 31,9 ng g<sup>-1</sup>.

Sobre os HPA nos demais compartimentos ambientais, apenas um trabalho realizado por Pinheiro *et al.* (2017) quantificaram os 16 HPA prioritários em sedimentos de oito áreas portuárias do Sudeste brasileiro, incluindo os dois portos da RMGV, o Porto de Vitória e o Porto de Tubarão, onde a  $\Sigma$ -HPA obteve valores entre 50,8-506,6 ng g<sup>-1</sup>.

No presente estudo, a  $\Sigma$ -HPA para a amostra ES (F) foi de 0,61 ng g<sup>-1</sup>, onde foi possível detectar a presença do Naftaleno, Fenantreno, Fluoranteno, Pireno e Criseno. As concentrações de cada composto podem ser visualizadas na Figura 9. Embora as concentrações tenham sido baixas, bem como para os demais estados estudados, a ocorrência destes poluentes nos microplásticos desperta um alerta para a necessidade de mais estudos sobre os hidrocarbonetos nos compartimentos ambientais da RMGV.

Os HPA podem ter variadas fontes e estar associados ao material particulado, dentre os quais, as vias urbanas com a emissão veicular desempenham uma grande contribuição para estas partículas e poluentes tais quais o Fluoranteno, Pireno e o Criseno (Vasconcellos *et al.* 2003), o que não é diferente para Vitória.

Segundo Lariato *et al.* (2018), essas fontes são responsáveis por cerca de 75% do total de PM 10 (material particulado de diâmetro inferior a 10  $\mu$ m), 42% do PM 2,5 (diâmetro inferior a 2,5  $\mu$ m), e mais de 50% dos compostos orgânicos voláteis não-metânicos (em inglês *non-methane volatile organic compound* – RMVOC) na cidade de Vitória. Ainda, na Ponta de Tubarão, onde se localiza o Porto de Tubarão, outros 15% são responsáveis por fontes pontuais de emissões, sendo cerca de 7% de RMVOC.

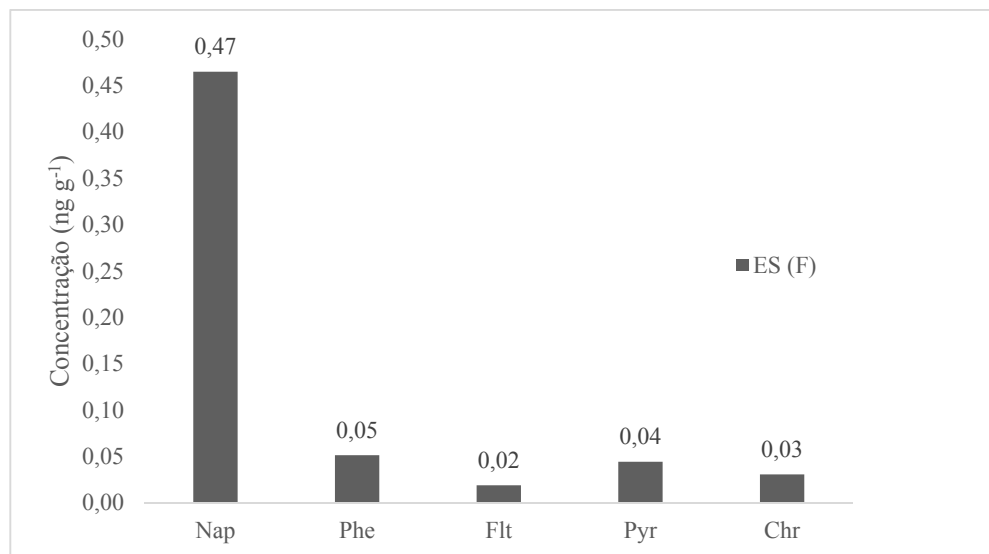


Figura 9- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado do Espírito Santo.

Para a razão diagnóstica Flt/Flt+Pyr obteve-se o valor de 0,32, sugerindo origem petrogênica dos HPA adsorvidos aos fragmentos. Além da poluição oriunda do contínuo lançamento de esgoto doméstico nos sistemas ambientais (Keller *et al.* 2013), a Praia da Curva da Jurema é localizada em uma região quase central da Baía do Espírito Santo, potencialmente recebendo influência significativa dos dois Portos da região, onde já foram identificadas concentrações dos HPA no meio.

A Praia da Curva da Jurema localiza-se entre os dois canais que conectam o ambiente marinho com o sistema estuarino de Vitória, sistema esse que em trabalhos voltados para outros parâmetros de qualidade ambiental incluindo poluentes químicos inorgânicos, mostrou-se altamente antropizado (Grilo *et al.* 2016, Jesus *et al.* 2004, Keller *et al.* 2013).

Sobre os poluentes químicos orgânicos em estudo, a nordeste da Praia encontra-se o Porto de Tubarão, e a sudeste na porção mais interna do Canal do Porto localiza-se o Porto de Vitória. Mais próximo ainda, na Praia do Canto que fica acima da Praia da Curva da Jurema, tem-se o Iate Clube de Vitória que conta com uma extensa Marina para embarcações ancoradas no mar.

Associando a localização das possíveis fontes dos HPA com as características ambientais da região, mesmo na Praia da Curva da Jurema onde há uma ponta mais “protegida” (pois ainda ocorre erosão), a limitando com a saída do Canal do Porto, as condições oceanográficas mostram-se favoráveis para o acúmulo dos poluentes nas praias. Essas, são compostas por areia fina e lama a areia lamosa, e padrões de ondas

predominantemente de sudeste os quais controlam os processos sedimentares em direção à costa (Bastos *et al.* 2014).

Reforçando a hipótese acima, no trabalho realizado por Vilca *et al.* (2018) no qual tartarugas-verdes coletadas na mesma região da presente área de estudo, apresentaram níveis de Fenantreno, segundo composto encontrado em maior concentração no presente estudo (Figura 9), que foi significativa para o desenvolvimento de fibropilomatose, tumor que ocorre em tartarugas marinhas, nos espécimes avaliados, embora essa relação ainda careça de mais estudos. Esse tumor também foi observado em tartarugas-verdes coletadas na área da Ilha do Frade, a qual delimita a Praia da Curva da Jurema (Santos *et al.* 2011). No período próximo, em 2010, Pinheiro *et al.* (2017) registrou uma concentração de 47,77 ng g<sup>-1</sup> de Fenantreno, superior à máxima encontrada por Vilca *et al.* (2018).

## 5.6. RIO DE JANEIRO

As amostras do Rio de Janeiro foram coletadas nas praias do Arpoador (RJ-A F) e de Botafogo (RJ-B F), duas praias urbanas localizadas em regiões sob diferentes condições ambientais, mas sob forte pressão antrópica.

A praia do Arpoador é localizada na zona sul da capital, em uma das principais rotas turísticas de praias da cidade, entre as praias de Ipanema e Copacabana. Além do intenso uso do espaço urbano para atividades que desempenham um papel significativo como fontes poluidoras por resíduos sólidos, a Praia do Arpoador é marcada ainda pela existência de um emissário submarino de esgotos cuja carga química, a depender das condições oceanográficas e atmosféricas, atingem e poluem o litoral (Guerra 2006). Ainda, ao lado na Praia de Ipanema está localizado o canal que conecta o mar com a Lagoa Rodrigo de Freitas, ambiente altamente poluído pelo despejo irregular de esgotos e outras fontes (Vezzone *et al.* 2021), e que potencialmente podem afetar também a região costeira, inclusive coma introdução de HPA (Stefens *et al.* 2007).

A praia de Botafogo, por outro lado, é localizada na parte interna da Baía de Guanabara, que por sua vez é um complexo estuarino altamente contaminado (Fries *et al.* 2019) pelas atividades portuárias e urbanas, como com o despejo de efluentes não-tratados nos compartimentos ambientais (Carreira *et al.* 2001, Feitosa 2017, Hagler & Mendonça-Hagler 1981, Pinheiro *et al.* 2017). Além dos poluentes químicos, a problemática de resíduos sólidos na Baía de Guanabara apresenta um histórico evidenciado por Baptista Neto & Fonseca (2011).

No presente estudo foram quantificadas concentrações de HPA nas amostras de microplásticos de ambas as localidades, com a  $\Sigma$ -HPA em  $0,34 \text{ ng g}^{-1}$  para RJ-A (F), e  $0,83 \text{ ng g}^{-1}$  para RJ-B (F). As concentrações individuais de cada composto para as áreas de estudo podem ser visualizadas na Figura 10. O Naftaleno foi o hidrocarboneto predominante em termos de concentração assim como para os demais estados avaliados. Entretanto, em relação aos compostos detectados, os HPA de maior massa molecular apresentaram maior ocorrência, principalmente no RJ-B (F).

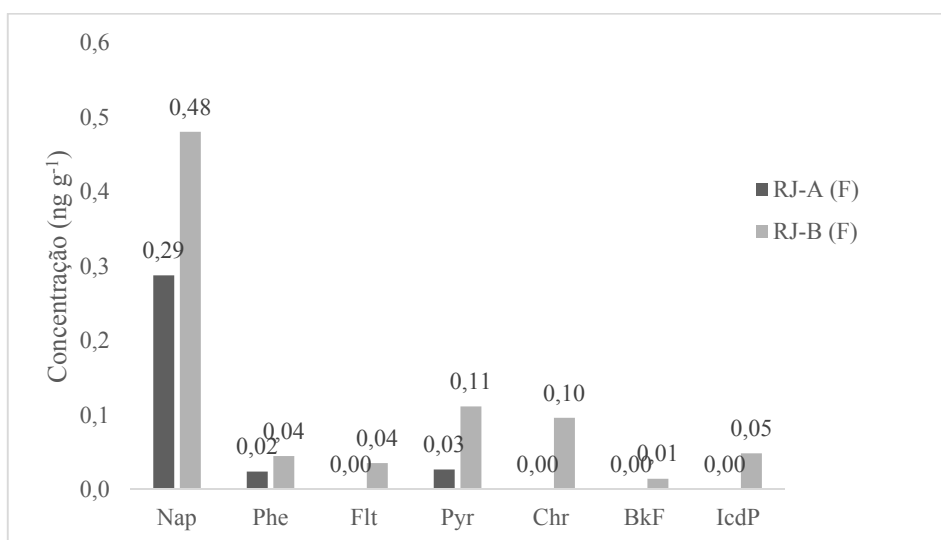


Figura 10- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado do Rio de Janeiro.

Em relação à Praia do Arpoador, Yoshimine et al. (2012) registraram a  $\Sigma$ -16HPA igual a  $33,9 \text{ ng g}^{-1}$  em espécimes de mexilhões *Perna perna* coletados nos costões rochosos. Já considerando a possível influência da Lagoa Rodrigo de Freitas para o conjunto de praias onde a Praia do Arpoador se localiza, Stefens et al. (2007) registraram concentrações da  $\Sigma$ -HPA que variaram entre  $320$  e  $7227 \text{ ng g}^{-1}$  para os sedimentos, esse resultado pode representar uma possível fonte de contaminação para o local de estudo.

Ainda na região, Oliveira et al. (2020) observaram que o Naftaleno e o Fenantreno, além do Fluoreno e logo em seguida o Pireno, foram os compostos mais detectados em duas espécies de peixes coletadas em uma região pesqueira próxima à Praia de Ipanema (onde há a conectividade com a Lagoa Rodrigo de Freitas), assim como para o presente estudo. Ressalta-se que na Praia de Ipanema há um emissário submarino de esgotos e que pode introduzir esses compostos aos compartimentos ambientais marinhos.

Yoshimine *et al.* (2012) e van Weerelt *et al.* (2013) registraram concentrações de HPA para a mesma espécie de mexilhão (*Perna perna*) na Praia do Arpoador e em ilhas costeiras localizadas na plataforma continental adjacente ao seu litoral. As concentrações obtidas foram atribuídas à influência que o emissário de efluentes exerce sobre a qualidade das águas da região.

A Praia de Botafogo, por sua vez, localiza-se em uma área passível da contaminação tanto por efluentes domésticos como pela poluição oriunda das áreas portuárias adjacentes, como o Porto do Rio de Janeiro. Considerando os parâmetros físico-químicos e microbiológicos, a qualidade ambiental dessa praia e de sua região é historicamente tida como poluída a altamente poluída (Chalegre-Touceira *et al.* 2018, Hagler & Mendonça-Hagler 1981, Kjerfve *et al.* 1997).

Lazzari *et al.* (2019) avaliaram os impactos ambientais provocados pela expansão urbana do Rio de Janeiro a partir do acúmulo histórico de parâmetros e compostos químicos no compartimento sedimentar da enseada de Botafogo, onde a  $\Sigma$ -16HPA variou de 1041,9 em 2010 a 3588,0 ng g<sup>-1</sup> em 1964. Os níveis desses compostos evidenciam os esforços governamentais para se ter uma maior qualidade ambiental, bem como a mudança nas atividades locais e das fontes dos HPA para o meio. Mas para áreas adjacentes ainda se visualiza elevadas concentrações dos compostos no compartimento sedimentar (Pinheiro *et al.* 2017).

A razão diagnóstica Flt/Flt+Pyrfoi calculada para a amostra RJ-B (F), e obteve-se o valor de 0,24, o que sugere origem para os HPA adsorvidos aos microplásticos primariamente petrogênica. As atividades do complexo portuário localizado na parte externa da enseada de Botafogo, sob maior influência da Baía de Guanabara, explicam essa origem, como também observado por Pinheiro *et al.* (2017).

Ao analisar o registro sedimentar da enseada de Botafogo, Lazzari *et al.* (2019) observaram uma mudança nas fontes dos HPA, onde antes havia um predomínio de fontes pirogênicas, mas com o maior controle de emissão por fontes veiculares, associado ao aumento do tráfego por navios e a intensificação das atividades portuárias, as fontes petrogênicas tornaram-se importantes a partir dos anos 90.

Embora não tenha sido possível calcular as razões diagnósticas para os microplásticos da Praia do Arpoador, trabalhos anteriores (Oliveira *et al.* 2020, Yoshimine *et al.* 2012), indicam fontes mistas de HPA com predominância de fontes pirogênicas, pela influência do emissário submarino de esgoto de Ipanema.

Não somente em relação aos HPA, mas na Praia de Botafogo e região também foram registradas elevadas concentrações de microplásticos (Carvalho & Baptista Neto 2016, Olivatto *et al.* 2019). Ainda na Baía de Guanabara, a associação entre essas duas classes de poluentes foi estudada no caranguejo *Uca rapax* (Brennecke *et al.* 2015).

Baptista Neto *et al.* (2019b) registraram a ocorrência de microplásticos em locais de despejo sedimentar oriundo de dragagens da Baía de Guanabara, na plataforma continental do Rio de Janeiro. A ocorrência se deu em 100% das amostras coletadas, e a partir deste estudo pode-se avaliar também a possível influencia dessas áreas de despejo de material sedimentar possivelmente contaminado para os demais compartimentos e áreas adjacentes.

Atividades de dragagem são comumente associadas a altas concentrações de HPA, sendo assim, essa localidade mesmo na plataforma continental pode atuar de forma secundária para a (re) disponibilização desses compostos para o meio, e através dos microplásticos para a coluna d'água e para os organismos de diferentes níveis e hábitos alimentares, como já investigado e sugerido anteriormente para as áreas do presente estudo (Alves & Figueiredo 2019, Figueiredo & Vianna 2018, Yoshimine *et al.* 2012).

## 5.7. SÃO PAULO

O estado de São Paulo foi o primeiro onde estudos acerca de HPA em microplásticos foram realizados no Brasil, e desde então concentra o maior número de trabalhos realizados nesta temática no país. Todas as pesquisas, por sua vez, foram realizadas no litoral paulista, na cidade de Santos, onde encontram-se o maior complexo industrial do país e o Porto de Santos, o maior complexo portuário da América Latina. A importância econômica destes dois complexos para o país é incontestável, entretanto, devido às suas atividades o estuário de Santos já foi considerado o sistema estuarino mais poluído do litoral brasileiro, impacto que vem sendo reduzido, mas ainda presente (Hortellani *et al.* 2005, Luiz-Silva *et al.* 2008, Martins *et al.* 2011).

Os trabalhos sobre microplásticos no estado de São Paulo são, também, os mais diversificados, desde a sua ocorrência e distribuição, a modelos de previsão para dispersão e acúmulo, metodologias de estudo, associação com a biota e ecotoxicologia, e poluentes adsorvidos (Fisner *et al.* 2013a, Fisner *et al.* 2017a, Gorman *et al.* 2020, Nobre *et al.* 2015, Santana *et al.* 2016, Turra *et al.* 2014). No que diz respeito ao último, os HPA foram os compostos mais estudados e sua ocorrência e concentração foram determinadas para os *pellets* plásticos coletados nos sedimentos das praias de Santos, para diferentes profundidades do

sedimento e quanto às suas características de cor e tipo de resina (Fisner *et al.* 2013a, Fisner *et al.* 2013b, Fisner *et al.* 2017b).

No presente estudo contabilizou-se  $\Sigma$ -HPA entre 0,59-2,52 ng g<sup>-1</sup>, onde as concentrações individuais de cada composto para as respectivas amostras podem ser visualizadas na Figura 11. Foi o estado onde houve o registro da maior ocorrência de hidrocarbonetos nas amostras de microplásticos dentre todos os estados estudados, com doze dos quatorze HPA identificados, mesmo que ainda em baixas concentrações.

Nas amostras de Santos, apesar de o Naftaleno ter novamente apresentado o maior somatório de concentrações considerando os três pontos amostrais, ao analisar individualmente a contribuição de cada composto por amostra, nota-se que para a amostra SP-S as concentrações obtidas para o Indeno[1,2,3-c,d]pireno e para o Benzo[g,h,i]perileno foram superiores, até ao dobro do Naftaleno.

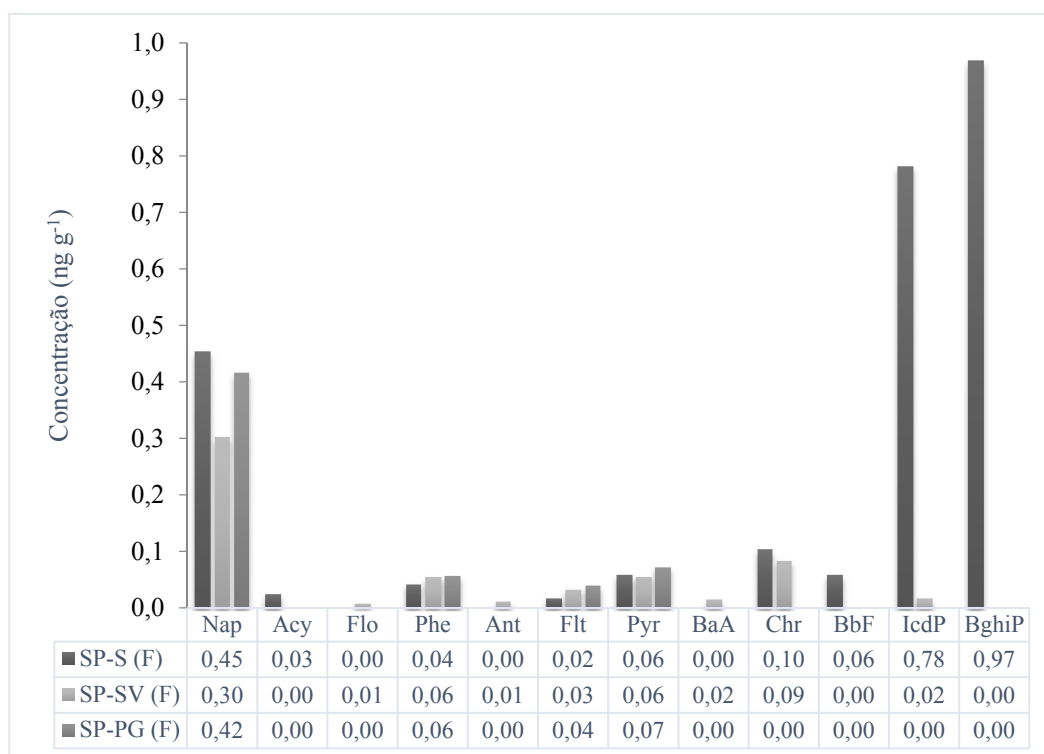


Figura 11- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado de São Paulo.

Todas as três praias estudadas localizam-se na Baía de Santos, na porção interna do estuário (Santos e São Vicente) e na porção externa, onde há um maior domínio marinho (Praia Grande). Diferente dos demais estados, São Paulo é o único que possui dados a respeito dos HPA adsorvidos aos microplásticos coletados no ambiente, e o que apresentou as maiores



diferenças entre os valores obtidos neste estudo comparados aos demais obtidos em trabalhos realizados anteriormente.

Fisner *et al.* (2013a) estudaram a variabilidade da concentração e composição dos HPA em *pellets* das praias da Baía de Santos onde obteve valores do  $\Sigma$ -HPA entre 86,6 e 7174  $\text{ng g}^{-1}$ , superiores ao presente estudo. Ainda na Baía de Santos, Fisner *et al.* (2013b) analisaram a variabilidade da concentração e composição dos HPA em *pellets* amostrados em até 1 metro de profundidade no sedimento da Ponta da Praia, obtendo valores de  $\Sigma$ -HPA entre 198 e 1042  $\text{ng g}^{-1}$  para as diferentes camadas estudadas. Taniguchi *et al.* (2016) encontraram valores similares para o  $\Sigma$ -HPA também em amostras de *pellets* coletados em 41 praias de 15 cidades ao longo do litoral paulista, com concentrações entre 32,6 a 2068  $\text{ng g}^{-1}$ .

A disparidade das concentrações obtidas no presente estudo em comparação aos trabalhos comentados anteriormente para a mesma área de estudo é clara, e pode estar relacionada principalmente ao tipo de microplástico analisado. Trabalhos que utilizaram os fragmentos para as análises de poluentes obtiveram concentrações similares às encontradas nessa pesquisa, considerando a respectiva massa utilizada, como é o caso de León *et al.* (2019) que obtiveram valores médios de HPA entre 16,37 a 27,40  $\text{ng g}^{-1}$ .

Bouhroum *et al.* (2019) utilizaram uma massa de fragmentos similar à utilizada no presente estudo, obtendo também baixas concentrações, corroborando com a hipótese do fator determinante da massa e tipo de microplásticos para a concentração de HPA adsorvidos a essas micropartículas. Hirai *et al.* (2011), por outro lado, encontraram uma maior variação para o  $\Sigma$ -HPA, de 0 a 9297  $\text{ng g}^{-1}$ , atribuindo tal variabilidade aos fragmentos plásticos utilizados. Ainda, para este último trabalho não se sabe a massa de microplásticos utilizada, bem como se  $\Sigma$ -HPA inclui todos os HPA prioritários, mas analisa outros compostos, sendo assim, a comparação destes resultados com o trabalho aqui apresentado é, de certa forma, inconsistente. O mesmo pode ser atribuído a Rios *et al.* (2010) onde as concentrações da  $\Sigma$ -HPA foram consideravelmente menores para fragmentos do que para outros tipos de partículas.

Utilizando a razão diagnóstica Flt/Flt+Pyr, foram obtidos valores de 0,24 para SP-S (F) e 0,37 para SP-PG (F), sugerindo fontes petrogênicas. Para SP-SV (F) foi possível realizar o cálculo utilizando as duas razões diagnósticas, onde para a razão Flt/Flt+Pyr obteve-se o valor de 0,37 sugerindo fonte petrogênica, e utilizando a razão Ant/Ant+Phe obteve-se o valor de 0,14 sugerindo fonte pirogênica. Sendo assim, pode-se dizer que os HPA adsorvidos aos fragmentos do estado de São Paulo possuem fontes mistas, tanto através do petróleo como pela combustão incompleta de biomassa e combustíveis fósseis.

Os resultados sugeridos pelas razões diagnósticas são sustentados pela concentração obtida para o Naftaleno (HPA de baixa massa molecular) e a predominância (e em altas concentrações) dos compostos de alta massa molecular, Indeno[1,2,3-c,d]pireno e Benzo[g,h,i]perileno. Tais resultados corroboram também com trabalhos anteriores tanto para amostras de sedimento como para os próprios microplásticos (Fisner *et al.* 2013a, Martins *et al.* 2011, Taniguchi *et al.* 2016).

Considerar também os fatores hidrodinâmicos locais é importante uma vez que tais características, somadas ao aporte dos HPA e microplásticos por fontes diretas ou difusas, influenciam diretamente na dispersão e concentração de poluentes neste sistema estuarino podendo explicar, por exemplo, as origens petrogênicas dos HPA nos microplásticos coletados na Praia Grande (Baptistelli 2008, Harari *et al.* 2002).

Ambos os poluentes refletem riscos aos sistemas biológicos, e para a região de Santos trabalhos anteriores já evidenciaram os efeitos ecotoxicológicos dos HPA presentes em sedimentos para anfípodas (Cesar *et al.* 2006), bem como a transferência desses compostos através de *pellets* para uma espécie de ouriço-do-mar (Nobre *et al.* 2015).

A respeito dos microplásticos, estes foram encontrados em 75% das amostras de mexilhões de uma área natural de cultivo (Santana *et al.* 2016), área esta que se localiza próxima ao Porto de Santos, uma das principais fontes dos HPA para a região, e potencialmente também dos *pellets*. Ainda, Neto *et al.* (2020) observaram a elevada ocorrência de fragmentos de plástico em peixes economicamente importantes coletados no litoral Sudeste-Sul do país. Desta forma, fica evidente a ocorrência dos microplásticos, sejam *pellets* ou fragmentos, em organismos de diferentes níveis tróficos, e considerando o atual estado de poluição dos compartimentos ambientais da região, a associação destes poluentes representa um alerta para a possível introdução deles na cadeia alimentar humana, através da transferência trófica.

## 5.8. RIO GRANDE DO SUL

Os microplásticos do Rio Grande do Sul foram coletados na cidade de Torres, mais especificamente na Praia Grande, localizada no litoral Norte do estado na divisa com o estado de Santa Catarina. É uma cidade extremamente ligada ao turismo sazonal, e que tal qual outras cidades litorâneas brasileiras, apresenta problemas socioambientais ligados ao descarte irregular de resíduos sólidos e lançamento de esgotos nas praias (Cristiano *et al.* 2016).

Em relação à ocorrência de microplásticos na região, apenas um trabalho de conclusão de curso registrou as partículas no sedimento da Praia Grande, onde houve a predominância de fragmentos em relação aos *pellets*, embora esta praia tenha sido a de menor ocorrência de microplásticos das três praias estudadas (Schneider 2018). Os demais trabalhos acerca dos microplásticos no estado foram realizados na porção Sul, em uma praia arenosa próximo à desembocadura da Laguna dos Patos, na Praia do Cassino (Ramos *et al.* 2021), na porção marinha em amostras de água (Lacerda 2019), e em sistemas de água doce próximos à capital do estado, na Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) (Bertoldi *et al.* 2021, Ferraz *et al.* 2020).

Em relação aos HPA nos compartimentos ambientais, há também uma escassez de dados para o estado, onde a maior parte dos trabalhos foram realizados considerando partículas atmosféricas na RMPA e obtiveram concentrações entre 0,04 e 3,70 ng m<sup>-3</sup> (Dallarosa *et al.* 2005, Teixeira *et al.* 2012), tendo também um trabalho realizado em sedimentos do estuário da Lagoa do Patos que obteve concentrações entre 37,7 a 11.799,9 ng g<sup>-1</sup> para os HPA prioritários e não-prioritários (Medeiros *et al.* 2005).

No presente estudo apenas foi possível determinar a concentração de três compostos, sendo eles o Naftaleno, o Fenantreno e o Pireno, com valores da  $\Sigma$ -HPA de 33,18 ng g<sup>-1</sup> para as amostras de isopor, e 0,25 ng g<sup>-1</sup> para as amostras de fragmentos. As concentrações individuais dos compostos para os respectivos tipos de microplásticos podem ser visualizadas na Figura 12.

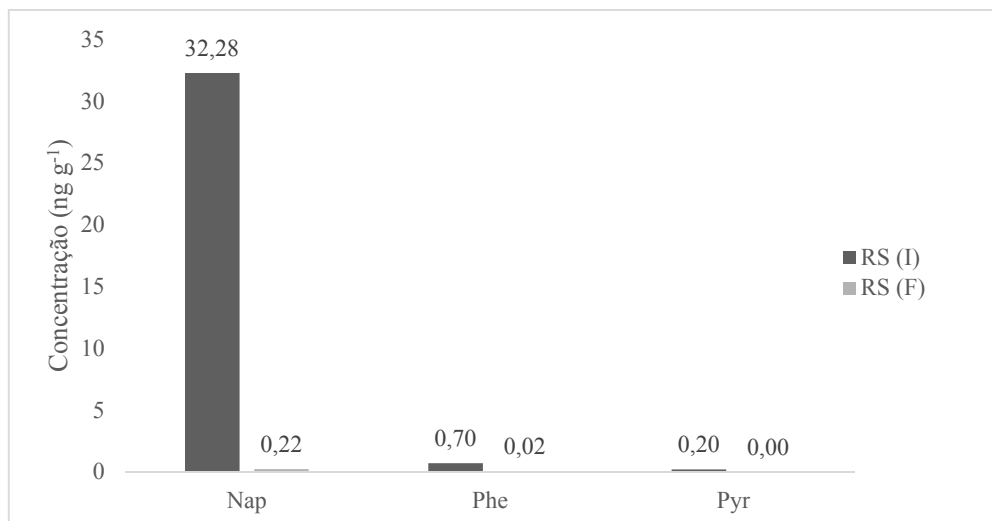


Figura 12- Concentração dos HPA nas amostras de microplásticos do estado do Rio Grande do Sul.

Pela ausência de um dos compostos necessários em ambas as fórmulas para o cálculo das razões diagnósticas, não foi possível calculá-las para nenhum dos dois tipos de microplásticos amostrados no Rio Grande do Sul. Com base nos trabalhos prévios, imagina-se que as fontes dos HPA para o meio sejam mistas, influenciada por fatores antrópicos urbanos, principalmente oriundas da emissão veicular pela combustão de petróleo no caso do Fenantreno, e diesel no caso do Pireno (Dallarosa *et al.* 2005). O elevado valor do Naftaleno, por sua vez, pode ser associado à queima de óleos lubrificantes dos veículos (Teixeira *et al.* 2012).

Martins *et al.* (2020) determinaram as concentrações de HPA no sangue, gúelras, fígado, músculos e ovários de dezoito fêmeas de peixe da espécie *Pseudobatos horkelii*, obtidas de pescadores da Praia do Cassino, e registrou concentrações do  $\Sigma$ -HPA entre 124,47 e 8487,22 ng g<sup>-1</sup>, sendo este mínimo e máximo encontrados nas gúelras. Os microplásticos, por sua vez, também tendem a se acumular neste tecido (Koongolla *et al.* 2020; Ribeiro-Brasil *et al.* 2020), potencializando o risco de contaminação destes organismos ao associar as partículas com os poluentes químicos.

## 6. CONCLUSÃO

Os estudos acerca de poluentes adsorvidos em microplásticos são escassos no Brasil, sendo o primeiro datado de 2013, e sem muitos novos trabalhos sendo publicados ou com a realização divulgada. Tal ritmo desacelerado pode estar atribuído ao atual cenário político-científico em que se vive no país, com constantes cortes de verba, uma vez que estudos dessa temática demandam elevados recursos para a realização das etapas de amostragem e analíticas.

Para alguns estados e localidades, o presente estudo foi o primeiro a ser realizado acerca de microplásticos e HPA nos compartimentos ambientais, onde para as regiões Norte e Nordeste é o primeiro a respeito da associação desses dois poluentes. Ainda, foi o primeiro a utilizar majoritariamente fragmentos para as análises dos HPA, enquanto a grande maioria dos trabalhos anteriores utilizaram os *pellets* como objeto de estudo.

Por condições como (1) tipo de microplástico utilizado e (2) compostos analisados, comparações fidedignas com os dados já existentes foram de certa forma inviabilizadas, uma vez que a grande maioria dos trabalhos no mundo utilizaram os *pellets* (totalidade no Brasil) e/ou analisaram um número menor de HPA ou incluíram também os HPA não-prioritários em seus estudos. Por outro lado, os dados gerados possibilitam uma análise mais fidedigna ao potencial de contaminação e toxicidade que esses poluentes podem desencadear no meio e nos organismos, uma vez que os fragmentos são os tipos de microplásticos mais comumente encontrados nos compartimentos ambientais e associados à biota.

Os fatores (1) tipo de microplástico e (2) massa de fragmentos analisada, além das condições ambientais locais, aparentam ser os mais determinantes para a concentração dos HPA adsorvidos às amostras. Embora algumas amostras tenham apresentado concentrações que, comparadas com a literatura, aparentam estar em acordo com os níveis reais desses contaminantes no meio, a adoção dos microplásticos como matriz a ser utilizada como indicadora de poluição por HPA mostra-se pouco efetiva. Mas ainda assim, os microplásticos podem ser importantes matrizes de via de exposição a poluentes químicos e contaminação para a biota e para os seres humanos.

Os dados obtidos no presente estudo primário são referentes a amostragens aleatórias e pontuais, com uma limitada malha amostral, o que impossibilita a extrapolação desses resultados para toda a extensão praial dos locais de estudo, e a sua avaliação e classificação quanto à contaminação.

Na região Norte e Nordeste, as baixas concentrações dos HPA nos microplásticos aparentam estar relacionadas aos intensos processos hidrodinâmicos atuantes. Mesmo assim, avaliar a ocorrência desses poluentes mostra-se importante dos pontos de vista ambiental (físico) e ecológico, uma vez que individualmente eles já foram registrados no meio, bem como os seus efeitos em organismos de diferentes níveis tróficos, incluindo espécies de peixes de interesse comercial e de consumo humano. As concentrações do Naftaleno nas amostras de isopor, inclusive, estiveram acima do TEL nas amostras coletadas em Pernambuco e Bahia, e próxima no Ceará; sendo assim, efeitos nos organismos podem ocorrer devido a esse composto.

Mais do que nunca, após o desastre ambiental de derramamento de óleo cru ocorrido em 2019 na costa brasileira, o litoral nordestino deve ser monitorado quanto aos seus níveis de hidrocarbonetos, e tornar público os resultados de modo a consolidar políticas de assistência voltadas principalmente para as comunidades mais afetadas pelo desastre e que dependem do ambiente saudável para a manutenção das atividades pesqueiras, muitas vezes de subsistência. Ainda, recentes relatos sobre o acúmulo de resíduos também foram registrados nas praias desse litoral, e encarar esses problemas com a seriedade necessária, associando os dois poluentes considerando os dados expostos no presente trabalho, mostra-se urgente.

As regiões Sudeste e Sul são as únicas que apresentaram estudos anteriores de HPA em microplásticos sendo possível realizar uma melhor comparação e discussão dos dados obtidos no presente estudo. A diferenciação dos tipos de microplásticos utilizados nos trabalhos mostrou-se determinante para as concentrações encontradas, mesmo para locais de estudos iguais. Independentemente do tipo de microplástico, primário ou secundário, é possível para os HPA se fixarem aos mesmos, considerando os níveis de poluição dos locais avaliados, condições ambientais favoráveis ao acúmulo dos HPA, bem como a possível relação desses compostos com efeitos danosos em organismos marinhos. A realização e ampliação de estudos que abordem essa temática são necessárias.

As fontes de HPA para o meio e conseqüentemente para os microplásticos foram atribuídas à contribuição antropogênica (petrogênica e pirogênica). No Brasil, os HPA são equivocadamente deixados de lado pelas agências de regulação ambiental, visto que o seu monitoramento não é dado de forma obrigatória e prioritária levando ao cenário atual onde esses compostos estão amplamente presentes e dispersos nos compartimentos ambientais, e em partículas antrópicas também poluidoras comprometendo mais ainda a saúde e qualidade dos ecossistemas.

De modo geral, as maiores concentrações de HPA foram encontradas nas amostras de isopor, sugerindo que esse tipo de microplástico pode ter considerável contribuição na dispersão desses contaminantes especialmente em locais mais poluídos. Pela ocorrência dos compostos em todos os tipos e tamanhos de microplásticos estudados, essas partículas podem facilmente atuar como facilitadoras na introdução dos HPA na teia trófica e em diferentes níveis tróficos. Estudos considerando este e os outros tipos de microplásticos, bem como a área fonte dos MP e dos HPA, são necessários para avaliar o fato encontrado neste trabalho.

Por fim, conclui-se que os HPA estão presentes em todos os estados brasileiros estudados e sua ocorrência foi evidenciada pela adsorção deles em microplásticos coletados em ambientes praias. Esses contaminantes orgânicos originam-se tanto petrogênica como pirogenicamente, sendo que as principais fontes para os locais avaliados são as atividades industriais e portuárias, o descarte inadequado de efluentes, e o escoamento superficial urbano por águas pluviais.

## REFERÊNCIAS

- Agudelo-Castañeda D. M., Teixeira E. C., Schneider I. L., Lara S. R., Silva L. F. O. 2017. Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in atmosphere PM<sub>1.0</sub> of urban environments: Carcinogenic and mutagenic respiratory health risk by age groups. *Environmental Pollution*, **224**:158-170. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.075>.
- Akhbarizadeh R., Moore F., Keshavarzi B., Moeinpour A. 2017. Microplastics and Potentially Toxic Elements in Coastal Sediments of Iran's Main Oil Terminal (Khark Island). *Environmental Pollution*, **220**:720-731. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.038>.
- Albuquerque A. F., Ribeiro J. S., Kummrow F., Nogueira A. J. A., Montagner C. C., Umbuzeiro G. A. 2016. Pesticides in Brazilian freshwater: a critical review. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, **18**:779-787. <https://doi.org/10.1039/c6em00268d>.
- Almeida M., Nascimento D. V., Mafalda Jr P. O., Patire V. F., Albergaria-Barbosa A. C. R. 2018. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of a Tropical Bay influenced by anthropogenic activities (Todos os Santos Bay, BA, Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, **137**:399-407. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.040>.
- Almeida C. C. 2018. *Pellets plásticos em praias arenosas em duas áreas portuárias do estado do Ceará*. MS Dissertation, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 130 p.
- Alves V. E. N. & Figueiredo G. M. 2019. Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*, **146**:326-335. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.042>.
- Alves N. O., Brito J., Caumo S., Arana A., Hacon S. S., Artaxo P., Hillamo R., Teinilä K., Medeiros S. R. B., Vasconcellos P. C. 2015. Biomass burning in the Amazon region: Aerosol source apportionment and associated health risk assessment. *Atmospheric Environment*, **120**:277-285. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.059>.
- Andrade M. C., Winemiller K. O., Barbosa P. S., Fortunatti A., Chelazzi D., Cincinelli A., Giarrizzo T. 2019. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. *Environmental Pollution*. **244**:766-773. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.088>.
- Andrade M. V. F., Santos F. R., Oliveira A. H. B., Nascimento R. F., Cavalcante R. M. 2019. Influence of sediment parameters on the distribution and fate of PAHs in an estuarine tropical region located in the Brazilian semi-arid (Jaguaribe River, Ceará coast). *Marine Pollution Bulletin*, **146**:703-710. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.027>.
- Andrades R., Pegado T., Godoy B. S., Reis-Filho J. A., Nunes J. L. S., Grillo A. C., Machado R. C., Santos R. G., Dalcin R. H., Freitas M. O., Kuhnen V. V., Barbosa N. D., Adedir-Alves J., Albuquerque T., Bentes B., Giarrizzo T. 2020. Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and recommendations for future approaches. *Marine Pollution Bulletin*, **151**:110842. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110842>.



Andrady A. L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, **62**:1596-1605. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>.

Antunes J. C., Frias J. G. L., Micaelo A. C., Sobral P. 2013. Resin Pellets from Beaches of the Portuguese Coast and Adsorbed Persistent Organic Pollutants. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **130**:62-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2013.06.016>.

Arey J., Atkinson R., Zielinska B., McElroy P. A. 1989. Diurnal Concentrations of Volatile Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Nitroarenes during a Photochemical Air Pollution Episode in Glendora, California. *Environ. Sci. Technol.*, **23**:321-327. <https://doi.org/10.1021/es00180a009>.

Arruda-Santos R. H., Schetinni C. A. F., Yogui G. T., Maciel D. C., Zanardi-Lamardo E. 2018. Sources and distribution of aromatic hydrocarbons in a tropical marine protected area estuary under influence of sugarcane cultivation. *Science of the Total Environment*, **624**:935-944. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.174>.

Aryal R., Baral B., Vigneswaran S., Naidu R., Loganathan P. 2011. Seasonal influence on urban dust PAH profile and toxicity in Sydney, Australia. *Water Science & Technology*, **63**(10):2238-2243. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.504>.

Asta M. P., Calleja M. L., Pérez-López R., Auqué L. F. 2015. Major Hydrogeochemical Processes in an Acid Mine Drainage Affected Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, **91**(1):295-205. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.11.023>

Barbosa P. S. 2018. *Ingestão de partículas de plástico pelo Pacu-Curupeté Tometes kranponhah (Serrasalmidae), Peixe Endêmico do Rio Xingu, Brasil*. MS Dissertation, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 49 p.

Barletta M., Costa M. F., Dantas D. V. 2020. Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. *MethodsX*, **7**. 100861. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100861>.

Baptista Neto J. A., Gaylarde C., Beech I., Bastos A. C., Quaresma V. S., Carvalho D. G. 2019a. Microplastics and attached microorganisms in sediments of the Vitória bay estuarine system in SE Brazil. *Ocean and Coastal Management*, **169**:247-253. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.12.030>.

Baptista Neto J. A., Carvalho D. G., Medeiros K., Drabinski T. L., Melo G. V., Silva R. C. O., Silva D. C. P., Batista L. S., Dias G. T. M., Fonseca E. M., Santos Filho J. R. 2019b. The impact of sediment dumping sites on the concentrations of microplastic in the inner continental shelf of Rio de Janeiro/Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **149**:110558. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110558>.

Baptista Neto J. A. & Fonseca E. F. 2011. Seasonal, spatial and compositional variation of beach debris along of the eastern margin of Guanabara Bay (Rio de Janeiro) in the period of 1999-2008. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, **11**(1):31-39. <http://dx.doi.org/10.5894/rgci189>.

Baptistelli S. C. 2008. *Análise crítica da utilização de modelagem matemática na avaliação da dispersão de efluentes leves no litoral da baixada santista (estado de São Paulo)*. PhD Thesis, Escola Politécnica de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 314 p.

Bastos A. C., Moscon D. M. C., Carmo D., Baptista Neto J. A., Quaresma V. S. 2015. Modern sedimentation processes in a wave-dominated coastal embayment: Espírito Santo Bay, southeast Brazil. *Geo-Mar Lett*, **35**:23-36. DOI 10.1007/s00367-014-0387-x.

Batel A., Linti F., Scherer M., Erdinger L., Braunbeck T. 2016. Transfer of benzo[a]pyrene from microplastics to **artemia nauplii** and further to zebrafish via a trophic food web experiment: cypia induction and visual tracking of persistent organic pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **35**(7):1656-1666. <https://doi.org/10.1002/etc.3361>.

Beretta M., Britto V., Tavares T. M., Silva S. M. T., Pletsch A. L. 2014. Occurrence of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in marine sediments in the Todos os Santos Bay and the north coast of Salvador, Bahia, Brazil. *J. Soils Sediments*, **14**:1278-1286. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0884-6>.

Bergmann M., Wirzberger V., Krumpfen T., Lorenz C., Primpke S., Tekman M. B., Gerdt G. 2017. High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. *Environ. Sci. Technol.*, **51**:11000-11010. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b03331>.

Bertoldi C., Lara L. Z., Mizushima F. A. L., Martins F. C. G., Battisti M. A., Hinrichs R., Fernandes A. N. 2021. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. *Science of the Total Environment*, **759**:143503. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143503>.

Blumer M. 1976. Polycyclic aromatic compounds in nature. *Sci. Am.*, **234**:35-45. <https://doi.org/10.1038/scientificamerican0376-34>.

Bouhroum R., Boulkamh A., Asia L., Lebarillier S., Ter Halle A., Syakti A. D., Doumenq P., Malleret L., Wong-Wah-Chung P. 2019. Concentrations and fingerprints of PAHs and PCBs adsorbed onto marine plastic debris from the Indonesian Cilacap coast and the North Atlantic gyre. *Regional Studies in Marine Science*, **29**:100611. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.100611>.

Bouloubassi I. & Saliot A. 1993. Investigation of anthropogenic and natural organic inputs in estuarine sediments using hydrocarbon markers (NAH, LAB, PAH). *Oceanologica Acta*, **16**(2):145-161.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2019. Agenda Nacional de Qualidade Ambiental Urbana: Plano de Combate ao Lixo no Mar. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Qualidade Ambiental, Departamento de Gestão Ambiental Territorial, Coordenação-Geral de Gerenciamento Costeiro – Brasília, DF.

Bravo C. F., Curtis L. R., Myers M. S., Meador J. P., Johnson L. L., Buzitis J., Collier T. K., Morrow J. D., Laetz C. A., Loge F. J., Arkoosh M. R. 2011. Biomarker responses and disease susceptibility in juvenile rainbow trout **Oncorhynchus mykiss** fed a high molecular weight PAH mixture. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **30**(3):704-714. <https://doi.org/10.1002/etc.439>.

Brennecke D., Ferreira E. C., Costa T. M. M., Appel D., Gama B. A. P., Lenz M. 2015. Ingested Microplastic (>100 µm) are Translocated to Organs of the Tropical Fiddler Crab **Uca rapax**. *Marine Pollution Bulletin*, **96**:491-495. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.001>.

Brito C. D. 2018. *Microplásticos na plataforma continental do Ceará: desembocaduras dos rios cocó e ceará*. TCC Graduação, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 42 p.

Browne M. A., Galloway T. S., Thompson R. C. 2010. Spatial patterns of plastic debris along estuarine shorelines. *Environ. Sci. Technol.*, **44**:3404-3409. <https://doi.org/10.1021/es903784e>.

Buchman M. F. 2008. NOAA Screening Quick Reference Tables. NOAA OR&R Report 08-1. Seattle WA. Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. 34 p.

Buruaem L. M., Taniguchi S., Sasaki S. T., Bicego M. C., Costa-Lotufo L. V., Abessa D. M. S. 2016. Hydrocarbons in surface sediments of harbor areas in a tropical region (Ceará state, northeast Brazil). *Environ. Earth Sci.*, **75**:642. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5453-4>.

Buruaem L. M., Castro I. B., Hortellani M. A., Taniguchi S., Fillmann G., Sasaki S. T., Petti M. A. V., Sarkis J. E. S., Bicego M. C., Maranhão L. A., Davanzo M. B., Nonato E. F., Cesar A., Costa-Lotufo L. V., Abessa D. M. S. 2013. Integrated quality assessment of sediments from harbour areas in Santos-São Vicente Estuarine System, Southern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **130**:179-189. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.06.006>.

Campelo R. P. S., Lima C. D. M., Santana C. S., Silva A. J., Neumann-Leitão S., Ferreira B. P., Soares M. O., Júnior M. M., Melo P. A. M. C. 2021. Oil spills: The invisible impact on the base of tropical marine food webs. *Marine Pollution Bulletin*, **167**:112281. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112281>.

Carneiro A. G., Prestes Y. O., Rollnic M. 2020. Estimates of suspended solid transport in the Pará River Estuary. *Ocean and Coastal Research*, **68**. <http://dx.doi.org/10.1590/S2675-28242020068281>.

Carpenter E. J., Anderson S. J., Harvey G. R., Miklas H. P., Peck B. B. 1972. Polystyrene Spherules in Coastal Waters. *Science*, **178**:749-750. <https://doi.org/10.1126/science.178.4062.749>.

Carpenter E. J. & Smith K. L. 1972. Plastics on the Sargasso Sea Surface. *Science*, **175**:1240-1241. <https://doi.org/10.1126/science.175.4027.1240>.

Carreira R., Wagener A. L. R., Fileman T., Readman J. W. 2001. Distribuição de coprostanol (5 $\beta$ (H)-coleston-3 $\beta$ -ol) em sedimentos superficiais da Baía de Guanabara: indicador da poluição recente por esgotos domésticos. *Quím. Nova*, **24**(1):37-42. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422001000100008>.

Carson H. S., Colbert S. L., Kaylor M. J., McDermid K. J. 2011. Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin*, **62**:1708-1713. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.032>.

Carvalho D. G. & Baptista Neto J. A. 2016. Microplastic Pollution of the Beaches of Guanabara Bay. Southeast Brazil. *Ocean & Coastal Management*, **128**:10-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.04.009>.

Carvalho-Souza G. F. & Tinôco M. S. 2011. Avaliação do lixo marinho em costões rochosos na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, **11**(1):135-143. <http://dx.doi.org/10.5894/rgci231>.

Casabianca. S., Capellacci. S., Giacobbe. M. G., Dell'Aversano. C., Tartaglione. L., Varriale F., Narizzano R., Risso F., Moretto P., Dagnino A., Bertolotto R., Barbone E., Ungaro N., Penna A. 2019. Plastic-associated harmful microalgal assemblages in marine environment. *Environmental Pollution*, **244**:617-626. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.110>.

Castro R. O., Silva M. L., Araújo F. V. 2018. Review on Microplastic Studies in Brazilian Aquatic Ecosystems. *Ocean and Coastal Management*, **165**:385-400. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013>.

Cavalcante R. M., Sousa F. W., Nascimento R. F., Silveira E. R., Viana R. B. 2012. Influence of urban activities on polycyclic aromatic hydrocarbons in precipitation: Distribution, sources and depositional flux in a developing metropolis, Fortaleza, Brazil. *Science of the Total Environment*, **414**:287-292. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.050>.

Celino J. J. & Queiroz A. F. 2006. Fonte e grau da contaminação por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) de baixa massa molecular em sedimentos da baía de Todos os Santos, Bahia. *REM: R. Esc. Minas, Ouro Preto*, **59**(3):265-270. <https://doi.org/10.1590/S0370-44672006000300003>.

Cesar A., Pereira C. D. S., Santos A. R., Abessa D. M. S., Fernández N., Choueri R. B., DelValls T. A. 2006. Ecotoxicological assessment of sediments from the Santos and São Vicente estuarine system – Brazil. *Braz. J. Oceanogr.*, **54**(1):55-63. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592006000100005>.

Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). 2011. *Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos*. Organizadores: Carlos Jesus Brandão ... [et al.]. São Paulo, CETESB, Brasília,DF, ANA, 326 p.

Chalegre-Touceira M. C., Barreto A. C., Menezes N. S., Zee D. M. W. 2018. Water Quality Evolution of Rio de Janeiro City Beaches. *Orbital: The Electronic Journal of Chemistry*, **10**(4). <http://dx.doi.org/10.17807/orbital.v10i4.1072>.

Cincinelli A., Scopetani C., Chelazzi D., Lombardini E., Martellini T., Katsoyiannis A., Fossi M. C., Corsolini S. 2017. Microplastic in the Surface Waters of the Ross Sea (Antarctica): Occurrence, Distribution and Characterization by FTIR. *Chemosphere*, **175**:391-400. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.024>.

Claessens M., Meester S., Landuyt L. V., Clerck K., Janssen C. R. 2011. Occurrence and Distribution of Microplastics in Marine Sediments Along the Belgian Coast. *Marine Pollution Bulletin*, **62**:2199-2204. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.110>.

Colabuono F. I., Taniguchi S., Montone R. C. 2010. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in plastics ingested by seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, **60**:630-634. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.01.018>.

Cole M., Lindeque P., Fileman E., Halsband C., Goodhead R., Moger J., Galloway T. S. 2013. Microplastic Ingestion by Zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* **47**:6646-6655. [dx.doi.org/10.1021/es400663f](http://dx.doi.org/10.1021/es400663f).

Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração de Recursos Hídricos (CPRH). 2019. Laudo Técnico sobre Óleo no Mar. Disponível em: <http://www2.cprh.pe.gov.br/monitoramento-ambiental/balneabilidade/analises-hpa/>. Acesso em: 13 abr. 2021.

Corcoran P. L., Moore C. J., Jazvac K. 2014. An anthropogenic marker horizon in the future rock record. *GSA Today*, **24**(6):4-8. DOI: 10.1130/GSAT-G198A.1.

Costa M. B., Santos M. O., Viegas G. M. F., Ocaris E. R. Y., Caniçali F. B., Cozer C. R., Zamprogno G. C., Otegui M. B. P. 2021. Quantitative evaluation of microplastics in colonies of *Phragmatopoma caudata* Krøyer in Morch, 1863 (Polychaeta-Sabellariidae): Analysis in sandcastles and tissues and identification via Raman spectroscopy. *Marine Pollution Bulletin*, **165**:112127. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112127>.

Costa M. F. & Duarte A. C. 2017. Chapter 2 – Microplastics sampling and sample handling. *Comprehensive Analytical Chemistry*, **75**:25-47. <https://doi.org/10.1016/bs.coac.2016.11.002>.

Costa M. F., Ivar do Sul J. A., Silva-Cavalcanti J. S., Araújo M. C. B., Spengler A., Tourinho P. S. 2010. On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. *Environ. Monit. Assess.*, **168**:299-304. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1113-4>.

Crawford R. J. 1998. *Plastics engineering*. 3<sup>rd</sup> edition. Elsevier.

Cristiano S. C., Rockett G. C., Portz L. C., Anfuso G., Gruber N. L. S., Williams A. T. 2016. Evaluation of Coastal Scenery in Urban Beaches: Torres, Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, **16**(1):71-78. <http://dx.doi.org/10.5894/rgci661>.

Dallarosa J. B., Mônico J. G., Teixeira E. C., Stefens J. L., Wiegand F. 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons in atmospheric particles in the metropolitan area of Porto Alegre, Brazil. *Atmospheric Environment*, **39**:1609-1625. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.10.045>.

Dantas N. C. F. M., Duarte O. S., Ferreira W. C., Ayala A. P., Rezende C. F., Feitosa C. V. 2020. Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **153**:110959. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110959>.

Datta A. R., Kang Q., Chen B., Ye X. 2018. Chapter Four - Fate and Transport Modelling of Emerging Pollutants from Watersheds to Oceans: A Review. *Advances in Marine Biology*, **81**:97-128. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2018.09.002>.

Dris. R., Gasperi.J., Saad. M., Mirande. C., Tassin.B. 2016.Synthetic fibers in atmosphere fallout: A source of microplastics in the environment? *Marine Pollution Bulletin*, **104**:290-293. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>.

Electric Power Research Institute (EPRI). 2008. Examination of the sources of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) in urban background soil. *EPRI, Palo Alto*. CA. 1015558.

Falk-Petersen I.-B., Sæthre L. J., Lønning S. 1982. Toxic effects of naphthalene and methylnaphthalenes on marine plankton organisms. *Sarsia*, **67**:171-178. <http://dx.doi.org/10.1080/00364827.1982.10420544>.

Fang C., Zheng R., Zhang Y., Hong F., Mu J., Chen M., Song P., Lin L., Lin H., Le F., Bo J. 2018. Microplastic contamination in benthic organisms from the Arctic and sub-Arctic regions. *Chemosphere*, **209**:298-306. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.101>.

Favrod N. 2012. *Determinação de hidrocarbonetos do petróleo dissolvidos e/ou dispersos nas águas do complexo estuarino da baía do píra – baía portuária (porto de Recife)*. TCC Graduação, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 45 p.

Feitosa R. C. 2017. Emissários submarinos de esgotos como alternativa à minimização de riscos à saúde humana e ambiental. *Ciênc. saúde coletiva*, **22**(6):2037-2048. <https://doi.org/10.1590/1413-81232017226.15522016>

Fendall L. S. & Sewell M. A. 2009. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. *Marine Pollution Bulletin*, **58**:1225-1228. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>.

Fernandino G., Elliff C. I., Silva I. R., Brito T. S., Bittencourt A. C. S. P. 2016. Plastic fragments as a major component of marine litter: a case study in Salvador, Bahia, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, **16**(3):281-287. <http://dx.doi.org/10.5894/rgci649>.

Fernandino, G., Elliff, C. I., Silva, I. R. 2015. Degree of pollution by benthic litter in beaches in Salvador, Bahia, Brazil. *Scientia Plena*, **11**(3).

Fernandino G., Elliff C. I., Silva I. R., Bittencourt A. C. S. P. 2015. How many pellets are too many? The pellet pollution index as a tool to assess beach pollution by plastic resin pellets in Salvador, Bahia, Brazil. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, **15**(3):325-332. <http://dx.doi.org/10.5894/rgci566>.

Ferraz M., Bauer A. L., Valiati V. H., Schulz W. H. 2020. Microplastic Concentrations in Raw and Drinking Water in the Sinos River, Southern Brazil. *Water*, **12**(11):3115. <https://doi.org/10.3390/w12113115>.

Figueiredo G. M. & Vianna T. M. P. 2018. Suspended microplastics in a highly polluted bay: Abundance, size, and availability for mesozooplankton. *Marine Pollution Bulletin*, **135**:256-265. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.020>.

Fisner M., Majer A., Taniguchi S., Bicego M., Turra A., Gorman D. 2017b. Colour Spectrum and Resin-Type Determine the Concentration and Composition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Plastic Pellets. *Marine Pollution Bulletin*, **122**:323-330. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.072>.

Fisner M., Majer A. P., Balthazar-Silva D., Gorman D., Turra A. 2017a. Quantifying microplastic pollution on sandy beaches: the conundrum of large sample variability and spatial heterogeneity. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **24**:13732-13740. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8883-y>

Fisner M., Taniguchi S., Moreira F., Bicego M. C., Turra A. 2013b. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Plastic Pellets: Variability in the Concentration and Composition at Different Sediment Depths in a Sandy Beach. *Marine Pollution Bulletin*, **70**:219-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.008>.

Fisner M., Taniguchi S., Majer A. P., Bicego M. C., Turra A. 2013a. Concentration and Composition of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Plastic Pellets: Implications for Small-Scale Diagnostic and Environmental Monitoring. *Marine Pollution Bulletin*. **76**:349-354. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.045>.

Fred-Ahmadu O. H., Bhagwat G., Oluyoye I., Benson N. U., Ayejuyo O. O., Palanisami T. 2020. Interaction of chemical contaminants with microplastics: Principles and perspectives. *Science of the Total Environment*, **706**:135978. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135978>.

Free C. M., Jensen O. P., Mason S. A., Eriksen M., Williamson N. J., Boldgiv B. 2014. High-levels of Microplastic Pollution in a Large, Remote, Mountain Lake. *Marine Pollution Bulletin*, **85**:156-163. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>.

Frias J. P. G. L. 2010. *Microplásticos: o “presente” envenenado*. MS Dissertation, Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 150 p.

Frias J. P. G. L. & Nash R. 2019. Microplastics: Finding a Consensus on the Definition. *Marine Pollution Bulletin*, **138**:145-147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>.

Frias J. P. G. L., Sobral P., Ferreira A. M. 2010. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese Coast. *Marine Pollution Bulletin*, **60**:1988-1992. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.030>.

Frias J., Pagter E., Nash R., O'Connor I., Carretero O., Filgueiras A., Viñas L., Gago J., Antunes J., Bessa F., Sobral P., Goruppi A., Tirelli V., Pedrotti M. L., Suaria G., Aliani S.,

Lopes C., Raimundo J., Caetano M., Palazzo L., Lucia G. A., Camedda A., Muniategui S., Grueiro G., Fernandez V., Andrade J., Dris R., Laforsch C., Scholz-Böttcher B. M., Gerdt G. 2018. Standardised protocol for monitoring microplastics in sediments. *JPI-Oceans BASEMAN Project*. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.36256.89601/1>.

Fries A. S., Coimbra J. P., Nemazie D. A., Summers R. M., Azevedo J. P. S., Filoso S., Newton M., Gelli G., Oliveira R. C. N., Pessoa M. A. R., Dennison W. C. 2019. Guanabara Bay ecosystem health report card: Science, management, and governance implications. *Regional Studies in Marine Science*, **25**:100474. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2018.100474>.

Gao F., Li J., Sun C., Zhang L., Jiang F., Cao W., Zheng L. 2019. Study on the capability and characteristics of heavy metals enriched on microplastics in marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, **144**:61-67. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.039>.

Garcia M. C., Guimarães G. C., Yamane L. H., Siman R. R. 2017. Seasonal influence of environmental indicators of beach waste. *International Scholarly and Scientific Research & Innovation*, **11**(2). <https://doi.org/10.5281/zenodo.1339818>.

Garcia T. M., Campos C. C., Mota E. M. T., Santos N. M. O., Campelo R. P. S., Prado L. C. G., Junior M. M., Soares M. O. 2020. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil). *Marine Pollution Bulletin*, **150**:110705. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110705>.

Geier M. C., Chlebowski A. C., Truong L., Simonich S. L. M., Anderson K. A., Tanguay R. L. 2017. Comparative developmental toxicity of a comprehensive suite of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Archives of Toxicology*, **92**:571-586. <https://doi.org/10.1007/s00204-017-2068-9>.

Gerolin C. R., Pupim F. N., Sawakuchi A. O., Grohmann C. H., Labuto G., Semensatto D. 2020. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Science of Total Environment*, **749**:141604. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141604>.

GESAMP. 2019. *Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and microplastics in the ocean*. (Kershaw P. J., Turra A., Galgani F. edit.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. 130 p. (GESAMP. n° 99).

GESAMP. 2015. *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment*. (Kershaw P. J. ed.). (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Stud. 96 p. (GESAMP. n° 90).

Geyer R., Jambeck J. R., Law K. L. 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.*, **3**:e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>.

Gigault J., Halle A. ter, Baudrimont M., Pascal P.-Y., Gauffre F., Phi T.-L., Hadri H. E., Grassl B., Reynaud S. 2018. Current Opinion: What is a Nanoplastic? *Environmental Pollution*, **235**:1030-1034. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.024>.



Gorman D., Gutiérrez A. R., Turra A., Manzano A. B., Balthazar-Silva D., Oliveira N. R., Harari J. 2020. Predicting the Dispersal and Accumulation of Microplastic Pellets Within the Estuarine and Coastal Waters of South-Eastern Brazil Using Integrated Rainfall Data and Lagrangian Particle Tracking Models. *Front. Environ. Sci.*, **8**:559405. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.559405>.

Gorman D., Moreira F. T., Turra A., Fontenelle F. R., Combi T., Bicego M. C., Martins C. C. 2019. Organic Contamination of Beached Plastic Pellets in the South Atlantic: Risk Assessments can Benefit by Considering Spatial Gradients. *Chemosphere*, **223**:608-615. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.094>.

Grilo C. F., Boina C. D., Pinto T. K. O., Vicente M. A., Castro E. V. R., Barroso G. G., Neto R. R., Santos C. C. 2016. A survey of the eutrophication state of an urbanized tropical estuary, the case of the great Vitória estuarine system, Brazil. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, **20**(1). DOI: 10.14210/bjast.v20n1.5230.

Guerra M. A. J. 2006. Simulação da qualidade das águas no entorno do emissário de Ipanema (RJ, Brasil). In: Simpósio de Pesquisa Operacional e Logística da Marinha, Rio de Janeiro, RJ, Brazil. *Proceedings*[...] ISSN 1806-3632.

Guo X. & Wang J. 2019. Sorption of antibiotics onto aged microplastics in freshwater and seawater. *Marine Pollution Bulletin*, **149**:110511. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110511>.

Hagler A. N. & Mendonça-Hagler L. C. 1981. Yeasts from Marine and Estuarine Waters with Different Levels of Pollution in the State of Rio de Janeiro, Brazil. *Applied and Environmental Microbiology*, **41**(1):173-178. <https://doi.org/10.1128/AEM.41.1.173-178.1981>.

Hall N. M., Berry K. L. E., Rintoul L., Hoogenboom M. O. 2015. Microplastic ingestion by scleractinian corals. *Mar Biol*, **162**:725-732. <https://doi.org/10.1007/s00227-015-2619-7>.

Harari J., Camargo R., Miranda L. B. 2002. Modelagem numérica hidrodinâmica tridimensional da região costeira e estuarina de São Vicente e Santos (SP). *Pesquisa Naval N° 15*, RJ, Suplemento, 79-97.

Harvey R. G. 1991. Polycyclic aromatic hydrocarbons: chemistry and carcinogenicity. *CUP Archive*, Cambridge University Press, 326 pages.

Hatje V. & Andrade J. B. 2009. *Baía de Todos os Santos*: aspectos oceanográficos. Salvador: EDUFBA, 306 p. ISBN 978-85-232-0597-3.

Hirai H., Takada H., Ogata Y., Yamashita R., Mizukawa K., Saha M., Kwan C., Moore C., Gray H., Laursen D., Zettler E. R., Farrington J. W., Reddy C. M., Peacock E. E., Ward M. W. 2011. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Marine Pollution Bulletin*, **62**:1683-1692. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.004>.

Hong S. H., Shim W. J., Hong L. 2017. Methods of analysing chemicals associated with microplastics: a review. *Anal. Methods*, **9**:1361-1368. <https://doi.org/10.1039/C6AY02971J>.

Hortellani M. A., Sarkis J. E. S., Bonetti J., Bonetti C. 2005. Evaluation of mercury contamination in sediments from Santos - São Vicente Estuarine System, São Paulo State, Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.*, **16**(6A):1140-1149. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-50532005000700009>.

Howsam M. & Jones K. C. 1998. Sources of PAHs in the environment. In: Neilson A. H. (eds) *PAHs and Related Compounds. The Handbook of Environmental Chemistry (Anthropogenic Compounds)*. **3**. Berlin, Heidelberg, Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-540-49697-7\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-540-49697-7_4).

Hussain K., Hoque R. R., Balachandran S., Medhi S., Idris M. G., Rahman M., Hussain F. L. 2018. Monitoring and Risk Analysis of PAHs in the Environment. In: Hussain C. (eds) *Handbook of Environmental Materials Management*, Cham, Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-58538-3\\_29-2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-58538-3_29-2).

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2019. *Anuário estatístico do Brasil*. Rio de Janeiro, v. 79.

Ivar do Sul J. A., Costa M. F., Barletta M., Cysneiros F. J. A. 2013. Pelagic microplastics around an archipelago of the Equatorial Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, **75**:305-309. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.040>.

Ivar do Sul J. A., Spengler A., Costa M. F. 2009. Here, there and everywhere. Small plastic fragments and pellets on beaches of Fernando de Noronha (Equatorial Western Atlantic). *Marine Pollution Bulletin*, **58**(8):1236-1238. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.004>.

Jaward F. M., Alegria H. A., Reyes J. G. G., Hoare A. 2012. Levels of PAHs in the Waters, Sediments, and Shrimps of Estero de Urias, an Estuary in Mexico, and Their Toxicological Effects. *The Scientific World Journal*. <https://doi.org/10.1100/2012/687034>.

Jesus H. C., Costa E. A., Mendonça A. S. F., Zandonade E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da ilha de Vitória-ES. *Quim. Nova*, **27**(3):378-386. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000300004>.

Karlsson T. M., Arneborg L., Broström G., Almroth B. C., Gipperth L., Hassellöv M. 2018. The unaccountability case of plastic pellet pollution. *Marine Pollution Bulletin*, **129**:52-60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.01.041>.

Keller R., Justino J. F., Cassini S. T. 2013. Assessment of water and seafood microbiology quality in a mangrove region in Vitória, Brazil. *Journal of Water and Health*, **11**(3):573-580. <https://doi.org/10.2166/wh.2013.245>.

Kjerfve B., Ribeiro C. H. A., Dias G. T. M., Filippo A. M., Quaresma V. S. 1997. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Continental Shelf Research*, **17**(13):1609-1643. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(97\)00028-9](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(97)00028-9).

Koongolla J. B., Lin L., Pan Y.-F., Yang C.-P., Sun D.-R., Liu S., Xu X.-R., Maharana D., Huang J.-S., Li H.-X. 2020. Occurrence of microplastics in gastrointestinal tracts and gills of fish from Beibu Gulf, South China Sea. *Environmental Pollution*, **258**:113734. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113734>.

Lacerda A. L. F. 2019. *Plásticos na superfície oceânica do sul do Brasil e Antártica: concentrações, características e comunidades epiplásticas*. PhD Thesis, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 135 p.

Lazzari L., Wagener A. L. R., Boyle E. A., Massone C. G., Godoy J. M. O., Lott C., Cordeiro L. G. M. S., Carreira R. S. 2019. Sedimentary record of hydrocarbons and sewage inputs from a highly populated region in South-Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **149**:110565. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110565>.

Lee B.-K. & Vu V. T. 2010. Sources, Distribution and Toxicity of Polyaromatic Hydrocarbons (PAHs) in Particulate Matter. *Air Pollution*, 99-122. <https://doi.org/10.5772/10045>.

Leite A. S., Santos L. L., Costa Y., Hatje V. 2014. Influence of proximity to an urban center in the pattern of contamination by marine debris. *Marine Pollution Bulletin*, **81**:242-247. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.032>.

Lemos R. T. O., Carvalho P. S. M., Zanardi-Lamardo E. 2014. Petroleum hydrocarbons in water from a Brazilian tropical estuary facing industrial and port development. *Marine Pollution Bulletin*, **82**:183-188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.03.010>.

León V. M., García-Agüera I., Moltó V., Fernández-González V., Llorca-Pérez L., Andrade J. M., Muniategui-Lorenzo S., Campillo J. A. 2019. PAHs, pesticides, personal care products and plastic additives in plastic debris from Spanish Mediterranean beaches. *Science of the Total Environment*, **670**:672-684. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.216>.

Lessa G. C., Dominguez J. M. L., Bittencourt A. C. S. P., Brichta A. 2001. The Tides and Tidal Circulation of Todos os Santos Bay, Northeast Brazil: a general characterization. *An. Acad. Bras. Cienc.*, **73**(2). <https://doi.org/10.1590/S0001-37652001000200009>.

Liang Y., Tse M. F., Young L., Wong M. H. 2007. Distribution patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Sediments and Fish at Mai Poi Marshes Nature Reserve. Hong Kong. *Water Research*, **41**:1303-1311. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.11.048>.

Lima E. A. R., Neves P. A., Patchineelam S. R., Silva J. F. B. R., Takiyama L. R., Martins C. C., Lourenço R. A., Taniguchi S., Elias V. O., Bicego M. C. 2021. Anthropogenic and natural inputs of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediment of three coastal systems of the Brazilian Amazon. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **28**:19485-19496. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12010-5>.

Lima E. A. R. 2009. *Fontes e Distribuição de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em Sedimentos de Fundo e Testemunhos Sedimentares da Zona Costeira Amazônica: Regiões de Belém e Barcarena (PA) e Santana (AP)*. PhD Thesis, Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 219 p.

Lins-Silva N., Marcolin C. R., Kessler F., Schwamborn R. 2021. A fresh look at microplastics and other particles in the tropical coastal ecosystems of Tamandaré, Brazil. *Marine Environmental Research*, **169**:105327. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105327>.

Lo H.-S., Wong C.-Y., Tam N. F.-Y., Cheung S.-G. 2019. Spatial distribution and source identification of hydrophobic organic compounds (HOCs) on sedimentary microplastic in Hong Kong. *Chemosphere*, **219**:418-426. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.032>.

Lohmann R., Gioia R., Jones K. C., Nizzetto L., Temme C., Xie Z., Schulz-Bull D., Hand I., Morgan E., Jantunen L. 2009. Organochlorine Pesticides and PAHs in the surface water and atmosphere of the North Atlantic and Arctic Ocean. *Environ. Sci. Technol.*, **43**:5633-5639. <https://doi.org/10.1021/es901229k>.

Lopes Y. K. L., Neu V., Felizzola J. F., Teixeira L. C. G. M., Costa C. E. A. S. 2017. Variabilidade hidrogeoquímica em águas do estuário Amazônico. *Ambiência – Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais*, **13**(2):325-341.

Loriato A. G., Salvador N., Loriato A. A. B., Sokolov A., Nascimento A. P., Ynoue R. Y., Moreira D. M., Reis Jr. N. C., Albuquerque T. T. A. 2018. Inventário de emissões com alta resolução para a região da Grande Vitória utilizando o sistema de modelagem integrada WRF-SMOKE-CMAQ. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **33**(3):521-536. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-7786333011>.

Luiz-Silva W., Machado W., Matos R. H. R. 2008. Multi-elemental contamination and historic record in sediments from the Santos-Cubatão Estuarine System, Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.*, **19**(8):1490-1500. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532008000800008>.

Maciel D. C., Souza J. R. B., Taniguchi S., Bicego M. C., Zanardi-Lamardo E. 2015. Sources and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in an urbanized tropical estuary and adjacent shelf, Northeast of Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **101**:429-433. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.051>.

Maia L. P., Jiménez J. A., Serra J., Morais J. O., Sánchez-Arcilla A. 1998. The Fortaleza (NE Brazil) Waterfront: Port Versus Coastal Management. *Journal of Coastal Research*, **14**(4):1284-1292.

Maliszewska-Kordybach B. 1999. Sources, Concentrations, Fate and effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Environment. Part A: PAHs in Air. *Polish Journal of Environmental Studies*, **8**(3):131-136.

Martinelli Filho J. E. & Monteiro R. C. P. 2019. Widespread microplastics distribution at an Amazon Macrotidal Sandy Beach. *Marine Pollution Bulletin*, **145**:219-223. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.049>.

Martins M. F., Costa P. G., Bianchini A. 2020. Contaminant screening and tissue distribution in the critically endangered Brazilian guitarfish ***Pseudobatos horkelii***. *Environmental Pollution*, **265**:114923. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114923>.

- Martins M., Costa P. M., Ferreira A. M., Costa M. H. 2013. Comparative DNA damage and oxidative effects of carcinogenic and non-carcinogenic sediment-bound PAHs in the gill of a bivalve. *Aquatic Toxicology*, **142-143**:85-95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.07.019>.
- Martins C. C., Bicego M. C., Mahiques M. M., Figueira R. C. L., Tessler M. G., Montone R. C. 2011. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a large South American industrial coastal area (Santos Estuary, Southeastern Brazil): Sources and depositional history. *Marine Pollution Bulletin*, **63**:452-458. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.017>.
- Mato Y., Isobe T., Takada H., Kanehiro H., Ohtake C., Kaminuma T. 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environ. Sci. Technol.*, **35**:318-324. <https://doi.org/10.1021/es0010498>.
- Mazzoli-Rocha F., Magalhães C. B., Malm O., Saldiva P. H. N., Zin W. A., Faffe D. S. 2008. Comparative respiratory toxicity of particles produced by traffic and sugar cane burning. *Environmental Research*, **108**:35-41. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.05.004>.
- Medeiros P. M., Bicego M. C., Castela R. M., Del Rosso C., Fillmann G., Zamboni A. J. 2005. Natural and anthropogenic hydrocarbon inputs to sediments of Patos Lagoon Estuary, Brazil. *Environment International*, **31**:77-87. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.07.001>.
- Mendoza R. R. & Mota M. A. S. 2018. Analysis of precipitation in Belém-PA city (period 1967-2016). *Int. J. Hydro.*, **2**(3):312-317. <https://doi.org/10.15406/ijh.2018.02.00088>.
- Miranda D. A. & Carvalho-Souza G. F. 2016. Are we eating plastic-ingesting fish? *Marine Pollution Bulletin*, **103**:109-114. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.035>.
- Miranda L. B., Castro B. M., Kjerfve B. 2002. *Princípios de oceanografia física de estuários*. São Paulo, Ed. da USP. 408 p.
- Mizukawa K., Takada H., Ito M., Geok Y. B., Hosoda J., Yamashita R., Saha M., Suzuki S., Miguez C., Frias J., Antunes J. C., Sobral P., Santos I., Micaelo C., Ferreira A. M. 2013. Monitoring of a Wide Range of Organic Micropollutants on the Portuguese Coast Using Plastic Resin Pellets. *Marine Pollution Bulletin*, **70**:296-302. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.02.008>.
- Mohamed Nor. N. H. & Obbard J. P. 2014. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, **79**:278-283. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.11.025>.
- Monteiro R. C. P., Ivar do Sul J. A., Costa M. F. 2020. Small microplastics on beaches of Fernando de Noronha Island, Tropical Atlantic Ocean. *Ocean and Coastal Research*, **68**. <http://dx.doi.org/10.1590/S2675-28242020068235>.
- Monteiro R. S. L. 2016. *Território no espaço público: um estudo de caso nas praias de Vitória e Vila Velha – ES*. MS Dissertation, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 154 p.

- Morais L. M. S., Sarti F., Chelazzi D., Cincinelli A., Giarrizzo T., Martinelli Filho J. E. 2020. The sea anemone *Bunodosoma cangicum* as a potential biomonitor for microplastics contamination on the Brazilian Amazon coast. *Environmental Pollution*, **265**:114817. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114817>.
- Moreira L. B., Castro I. B., Fillman G., Peres T. F., Belmino I. K. C., Sasaki S. T., Taniguchi S., Bicego M. C., Marins R. V., Lacerda L. D., Costa-Lotufo L. V., Abessa D. M. S. 2021. Dredging impacts on the toxicity and development of sediment quality values in a semi-arid region (Ceará state, NE Brazil). *Environmental Research*, **193**:110525. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110525>.
- Moreira, L. B., Sasaki, S. T., Taniguchi, S., Bicego, M. C., Costa-Lotufo, L. V., Abessa, D. M. S. 2019. Impacts of dredging on biomarkers responses of caged bivalves in a semi-arid region (Ceará State, NE Brazil). *Marine Environmental Research*, **151**:104784. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104784>.
- Moreira L. B., Castro I. B., Hortellani M. A., Sasaki S. T., Taniguchi S., Petti M. A. V., Fillmann G., Sarkis J. E. S., Bicego M. C., Costa-Lotufo L. V., Abessa D. M. S. 2017. Effects of harbor activities on sediment quality in a semi-arid region in Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **135**:137-151. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.09.020>.
- Morgana S., Ghigliotti L., Estévez-Calvar N., Stifanese R., Wieckzorek A., Doyle T., Christiansen J. S., Faimali M., Garaventa F. 2018. Microplastics in the Arctic: A case study with sub-surface water and fish samples off Northeast Greenland. *Environmental Pollution*, **242**:1078-1086. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.001>.
- Munari C., Infantini V., Scoponi M., Rastelli E., Corinaldesi C., Mistri M. 2017. Microplastics in the Sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Marine Pollution Bulletin*, **122**:161-165. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.039>.
- Muniz P., Danulat E., Yannicelli B., Garcia-Alonso J., Medina G., Bicego M. C. 2004. Assessment of contamination by heavy metals and petroleum hydrocarbons in sediments of Montevideo Harbour (Uruguay). *Environment International*, **29**:1019-1028. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00096-5](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00096-5).
- Nascimento F. S. 1995. *Dinâmica da distribuição dos poluentes metálicos e orgânicos nos sedimentos de fundo dos canais de drenagem de Belém, PA*. MS Dissertation, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 127 p.
- Neff J. M. 2002. *Bioaccumulation* in marine organisms: effect of contaminants from oil well produced water. Duxbury, Massachusetts, Elsevier, p. 241-318.
- Neto J. G. B., Rodrigues F. L., Ortega I., Rodrigues L. S., Lacerda A. L. F., Coletto J. L., Kessler F., Cardoso L. G., Madureira L., Proietti M. C. 2020. Ingestion of plastic debris by commercially important marine fish in southeast-south Brazil. *Environmental Pollution*, **267**:115508. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115508>.

- Neves P. A., Colabuono F. L., Ferreira P. A. L., Kawakami S. K., Taniguchi S., Figueira R. C. L., Mahiques M. M., Montone R. C., Bicego M. C. 2018. Depositional history of polychlorinated biphenyls (PCBs), organochlorine pesticides (OCPs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an Amazon estuary during the last century. *Science of the Total Environment*, **615**:1262-1270. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.303>.
- Ng K. L. & Obbard J. P. 2006. Prevalence of microplastics in Singapore's Coastal marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, **52**:761-767. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.11.017>.
- Nieto O., Aboigor J., Buján R., N'Diaye M., Graña J., Saco-Álvarez L., Franco Á., Soriano J. A., Beiras R. 2006. Temporal variation in the levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) off the Galician Coast after the 'Prestige' oil spill. *Marine Ecology Progress Series*, **328**:41-49. <http://dx.doi.org/10.3354/meps328041>.
- Nobre C. R., Santana M. F. M., Maluf A., Cortez F. S., Cesar A., Pereira C. D. S., Turra A. 2015. Assessment of microplastic toxicity to embryonic development of the sea urchin *Lytechinus variegatus* (Echinodermata: Echinoidea). *Marine Pollution Bulletin*, **92**:99-104. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.050>.
- Novaes G. O., Monteiro S. M., Rollnic M. 2020. Microplastics on the fluvio-estuarine beaches of Cotijuba island. Pará river estuary (Brazil). *J. of Coastal Research*, **95**:780-784. <https://doi.org/10.2112/SI95-152.1>.
- Nunes Y. B. S., Silva L. R., Mendes E. S., Araújo N. B., Bezerra M. 2018. Composição e Abundância de Resíduos Sólidos em Praias Urbanas da Região Metropolitana da Ilha de São Luís (MA), Brasil. *Rev. Bras. Eng. Pesca*, **11**(1):1-12.
- Nunes de Souza J. V., Vieira M. L. M., de Assis J. E., Zanardi-Lamardo E., Gomes P. B., Souza J. R. B. 2021. Responses of functional traits of macrobenthic communities on the presence of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons contamination in three tropical estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **250**:107105. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107105>.
- Olayinka O. O., Adewusi A. A., Olarenwaju O. O., Aladesida A. A. 2018. Concentration of polycyclic aromatic hydrocarbons and estimated human health risk of water samples around atlas cove, lagos, Nigeria. *Journal of Health & Pollution*, **8**(20):181210. <https://doi.org/10.5696/2156-9614-8.20.181210>.
- Olivatto G. P., Martins M. C. T., Montagner C. C., Henry T. B., Carreira R. S. 2019. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **139**:157-162. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>.
- Oliveira M., Portella C. G., Ramalhosa M. J., Delerue-Matos C., Sant'Ana L. S., Morais S. 2020. Polycyclic aromatic hydrocarbons in wild and farmed whitemouth croaker and meagre from different Atlantic Ocean fishing areas: Concentrations and human health risk assessment. *Food and Chemical Toxicology*, **146**:111797. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2020.111797>.

Olson G. M., Meyer B. M., Portier R. J. 2016. Assessment of toxic potential of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) affecting Gulf menhaden (*Brevoortia patronus*) harvested from waters impacted by the BP Deepwater Horizon Spill. *Chemosphere*, **145**:322-328. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.087>.

Paris A., Ledauphin J., Poinot P., Gaillard J.-L. 2018. Polycyclic aromatic hydrocarbons in fruits and vegetables: origin, analysis, and occurrence. *Environmental Pollution*, **234**:96-106. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.028>.

Patrolecco L., Ademollo N., Capri S., Pagnotta R., Polesello S. 2010. Occurrence of priority hazardous PAHs in water, suspended particulate matter, sediment and common eels (*Anguilla anguilla*) in the urban stretch of the river Tiber (Italy). *Chemosphere*, **81**:1386-1392. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.09.027>.

Paula D. P. 2012. *Análise dos riscos de erosão costeira no litoral de Fortaleza em função da vulnerabilidade aos processos geogênicos e antropogênicos*. PhD Thesis, Ciências do Mar, Universidade do Algarve, 364 p.

Pegado T., Brabo L., Schmid K., Sarti F., Gava T. T., Nunes J., Chelazzi D., Cincinelli A., Giarrizzo T. 2021. Ingestion of microplastics by *Hypanus guttatus* stingrays in the Western Atlantic Ocean (Brazilian Amazon Coast). *Marine Pollution Bulletin*, **162**:111799. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111799>.

Pegado T. S. S., Schmid K., Winemiller K. O., Chelazzi D., Cincinelli A., Dei L., Giarrizzo T. 2018. First Evidence of Microplastic Ingestion by Fishes from the Amazon River Estuary. *Marine Pollution Bulletin*, **133**:814-821. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.035>.

Pereira S. P., Rosman P. C. C., Alvarez C., Schetini C. A. F., Souza R. O., Vieira R. H. S. F. 2015. Modeling of coastal water contamination in Fortaleza (Northeastern Brazil). *Water Science & Technology*, **72**(6):928-936. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.292>.

Piccoli F. P. 2008. *Estudo numérico de ondas monocromáticas em duas praias e sobre um recife artificial multifuncional na baía do Espírito Santo, Vitória, ES*. MS Dissertation, Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 150 p.

Pinheiro L. M., Monteiro R. C. P., Ivar do Sul J. A., Costa M. F. 2019. Do beachrocks affect microplastic deposition on the strandline of sandy beaches? *Marine Pollution Bulletin*, **141**:569-572. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.03.010>.

Pinheiro P. P. O., Massone C. G., Carreira R. S. 2017. Distribution, sources and toxicity potential of hydrocarbons in harbor sediments: A regional assessment in SE Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **120**:6-17. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.049>.

Pinto E. F. L. 2006. *Gestão dos serviços de abastecimento de água e de esgotamento sanitário da região metropolitana do Recife e suas relações com o meio ambiente*. MS Dissertation, Curso de Mestrado Profissional em Gestão Pública para o Desenvolvimento do Nordeste, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 127 p.



Possato F. E., Barletta M., Costa M. F., Ivar do Sul J. A., Dantas D. V. 2011. Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin*, **62**:1098-1102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.036>.

Prestes Y. O., Borba T. A. C., Silva A. C., Rollnic M. 2020. A discharge stationary model for the Pará-Amazon estuarine system. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, **28**:100668. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100668>.

Rachwał M., Magiera T., Wawer M. 2015. V Coke industry and steel metallurgy as the source of soil contamination by technogenic magnetic particles, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chemosphere*, **138**:863-873. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.11.077>.

Ramos B., Alencar M. V., Rodrigues F. L., Lacerda A. L. F., Proietti M. C. 2021. Spatio-temporal characterization of litter at a touristic sandy beach in South Brazil. *Environmental Pollution*, **280**:116927. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116927>.

Ribeiro-Brasil D. R. G., Torres N. R., Picanço A. B., Sousa D. S., Ribeiro V. S., Brasil L. S., Montag L. F. A. 2020. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. *Environmental Pollution*, **266**:115241. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115241>.

Rios L. M., Jones P. R., Moore C., Narayam U. V. 2010. Quantification of persistent organic pollution adsorbed on plastic debris from the Northern Pacific Gyre's "Eastern Garbage Patch". *J. Environ. Monit.*, **12**:2226-2236. <https://doi.org/10.1039/C0EM00239A>.

Rios L. M., Moore C., Jones P. R. 2007. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Marine Pollution Bulletin*, **54**:1230-1237. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.03.022>.

Rochman. C. M., Hoh. E., Hentschel. B. T., Kaye. S. 2013. Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: implications for plastic marine debris. *Environ. Sci. Technol.* **47**(3):1646-1654. <https://doi.org/10.1021/es303700s>.

Rodrigues C. C. S., Santos L. G. G. V., Santos E., Damasceno F. C., Correa J. A. M. 2018b. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Amazon river estuary (Amapá, Northern Brazil): Distribution, sources and potential ecological risk. *Marine Pollution Bulletin*, **135**:769-775. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.053>.

Rodrigues C. C. S., Santos E., Ramos B. S., Damasceno F. C., Correa J. A. M. 2018a. PAH Baselines for Amazonian surficial sediments: a case of study in Guajará bay and Guamá river (Northern Brazil). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **100**:786-791. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2343-3>.

Rodrigues C. C. S. 2018. *Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em sedimentos superficiais de sistemas aquáticos Amazônicos (Estados do Pará e Amapá)*. PhD Thesis, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 127 p.

Rothstein S. I. 1973. Plastic particle pollution of the surface of the Atlantic Ocean: evidence from a Seabird. *The Condor*, **75**:344-345. <https://doi.org/10.2307/1366176>.

Sadri S. S. & Thompson R. C. 2014. On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Marine Pollution Bulletin*, **81**:55-60. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>.

Santana M. F. M., Ascer L. G., Custódio M. R., Moreira F. T., Turra A. 2016. Microplastic contamination in natural mussel beds from a Brazilian urbanized coastal region: rapid evaluation through bioassessment. *Marine Pollution Bulletin*, **106**:183-189. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.074>.

Santos C. C., Soares L. S., Correa J. A. M. 2016. Occurrence and sources of priority polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment samples along the Aurá River (Northern Brazil). *Geochimica Brasiliensis*, **30**(1):26-32. <https://doi.org/10.21715/GB2358-2812.2016301026>.

Santos C. C. 2014. *Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos em sedimentos e organismos Bentônicos do Terminal de Miramar (Baía do Guajará – Belém – Pará – Amazônia)*. MS Dissertation, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, 104 p.

Santos R. G., Martins A. S., Farias J. N., Horta P. A., Pinheiro H. T., Torezani E., Baptistotte C., Seminoff J. A., Balazs G. H., Work T. M. 2011. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **62**(2):1297-1302. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.004>.

Schneider I. 2018. *Análise quali-quantitativa de microplásticos no sedimento arenoso de praias no litoral norte do Rio Grande do Sul*. TCC Graduação, Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Imbé, 45 p.

Schulz-Bull D. E., Petrick G., Bruhn R., Duinker J. C. 1998. Chlorobiphenyls (PCB) and PAHs in Water Masses of the Northern North Atlantic. *Marine Chemistry*, **61**:101-114. [https://doi.org/10.1016/S0304-4203\(98\)00010-3](https://doi.org/10.1016/S0304-4203(98)00010-3).

Schimer K., Dixon D. G., Greenberg B. M., Bols N. C. 1998. Ability of 16 priority PAHs to be directly cytotoxic to a cell line from the rainbow trout gill. *Toxicology*, **127**:129-141. [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(98\)00030-4](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(98)00030-4).

Setälä O., Fleming-Lehtinen V., Lehtiniemi M. 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environmental Pollution*, **185**:77-83. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.013>.

Shiber J. G. 1979. Plastic pellets on the coast of Lebanon. *Marine Pollution Bulletin*, **10**:28-30. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(79\)90321-7](https://doi.org/10.1016/0025-326X(79)90321-7).

Singh L., Varshney J. G., Agarwal T. 2016. Polycyclic aromatic hydrocarbons' formation and occurrence in processed food. *Food Chemistry*, **199**:768-781. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.12.074>.

Silva J. S., Barbosa S. C. T., Costa M. F. 2008. Flag items as a tool for monitoring solid wastes from users on urban beaches. *Journal of Coastal Research*, **244**:890-898. <https://doi.org/10.2112/06-0695.1>.

Silva-Cavalcanti J. S., Silva J. D. B., França E. J., Araújo M. C. B., Gusmão F. 2017. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environmental Pollution*, **221**:218-226. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>.

Silva-Cavalcanti J. S., Araújo M. C. B., Costa M. F. 2009. Plastic litter on an urban beach – a case study in Brazil. *Waste Management & Research*, **27**(1):93-97. <https://doi.org/10.1177/0734242X08088705>.

Soares M. O., Teixeira C. E. P., Bezerra L. E. A., Paiva S. V., Tavares T. C. L., Garcia T. M., Araújo J. T., Campos C. C., Ferreira S. M. C., Matthews-Cascon H., Frota A., Mont'Alverne T. C. F., Silva S. T., Rabelo E. F., Barroso C. X., Freitas J. E. P., Júnior M. M., Campelo R. P. S., Santana C. S., Carneiro P. B. M., Meirelles A. J., Santos B. A., Oliveira A. H. B., Horta P., Cavalcante R. M. 2020. Oil spill in South Atlantic (Brazil): Environmental and governmental disaster. *Marine Policy*, **115**:103879. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103879>.

Söderström H., Hajšlová J., Kocourek V., Siegmund B., Kocan A., Obiedzinski M. W., Tysklind M., Bergqvist P-A. 2005. PAHs and Nitrated PAHs in air of five european countries determined using SPMDs as passive samplers. *Atmospheric Environment*, **39**:1627-1640. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.11.010>.

Sodré F. F., Dutra P. M., Santos V. P. 2018. Pharmaceuticals and personal care products as emerging micropollutants in Brazilian surface waters: a preliminary snapshot on environmental contamination and risks. *Eclética Química Journal*, **43**:22-34. <https://doi.org/10.26850/1678-4618eqj.v43.1SI.2018.p22-34>.

Sodré S. S. V., Rodrigues C. C. S., Correa J. A. M., Damasceno F. C., Cavalcante R. M. 2017. Preliminary assessment of miramar petrochemical Harbor as PAH source to Guajará bay (Belém-PA-Brazil) surface sediments. *REM. Int. Eng. J.*, **70**(4):415-420. <http://dx.doi.org/10.1590/0370-44672016700082>.

Sodré S. S. V. 2014. *Desenvolvimento metodológico e avaliação de contaminação por HPAs em sedimentos da baía de Guajará, Belém - PA*. PhD Thesis, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 110 p.

Sousa L. C., Rodrigues C. C. S., Mendes R. A., Correa J. A. M. 2020. PAH Profiles in suspended particulate matter from an urbanized river within the Brazilian Amazon. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **105**:86-94. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02912-y>.

Souza L. C. 2019. *Estudo dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) em amostras de água e material particulado em suspensão no rio Aurá, Belém-PA*. MS Dissertation, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará, Belém, 93 p.

Souza S. T. 2004. *A saúde das praias da Boa Viagem e do Pina, Recife (PE), Brasil*. MS Dissertation, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 99 p.

de Souza Machado A. A., Lau C. W., Till J., Kloas W., Lehmann A., Becker R., Rillig M. C. 2018. Impacts of micoplastics on the soil biophysical environment. *Environ. Sci. Technol.*, **52**:9656-9665. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02212>.

Stefens J., Santos J. H. Z., Mendonça Filho J. G., Peralba M. C. R. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Rodrigo de Freitas Lagoon in the urban area of Rio de Janeiro, Brasil. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, **42**:399-404. <https://doi.org/10.1080/10934520601187286>.

Stelmack E. O., Vieira C. V., Cremer M. J., Kroll C. 2018. Lixo marinho em ambientes costeiros: o caso da praia grande na ilha de São Francisco do Sul/SC, Brasil. *Geosul. Florianópolis*, **33**(66):11-28.

Sverdrup L. E., Nielsen T., Krogh P. H. 2002. Soil ecotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons in relation to soil sorption, lipophilicity and water solubility. *Environ. Sci. Technol.*, **36**(11):2429-2435. <https://doi.org/10.1021/es010180s>

Tan X., Yu X., Cai L., Wang J., Peng J. 2019. Microplastics and associated PAHs in surface water from the Feilaixia Reservoir in the Beijiang River, China. *Chemosphere*, **221**:834-840. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.022>.

Taniguchi S., Colabuono F. I., Dias P. S., Oliveira R., Fisner M., Turra A., Ozar G. M., Abessa D. M. S., Saha M., Hosoda J., Yamashita R., Takada H., Lourenço R. A., Magalhães C. A., Bicego M. C., Montone R. C. 2016. Spatial variability in persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons found in beach-stranded pellets along the coast of the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **106**:87-94. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.024>.

Taylor M. L., Gwinnett C., Robinson L. F., Woodall L. C. 2016. Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. *Sci. Rep.*, **6**:33997. <https://doi.org/10.1038/srep33997>.

Teixeira E. C., Agudelo-Castañeda D. M., Fachel J. M. G., Leal K. A., Garcia K. O., Wiegand F. 2012. Source identification and seasonal variation of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with atmospheric fine and coarse particles in the Metropolitan Area of Porto Alegre, RS, Brazil. *Atmospheric Research*, **118**:390-403. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.07.004>.

Teuten E. L., Saquing J. M., Knappe D. R. U., Barlaz M. A., Jonsson S., Björn A., Rowland S. J., Thompson R. C., Galloway T. S., Yamashita R., Ochi D., Watanuki Y., Moore C., Viet P. H., Tana T. S., Prudente M., Boonyatumanond R., Zakaria M. P., Akkhavong K., Ogata Y., Hirai H., Iwasa S., Mizukawa K., Hagino Y., Imamura A., Saha M., Takada H. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, **364**:2027-2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>.

Teuten E. L., Rowland S. J., Galloway T. S., Thompson R. C. 2007. Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environ. Sci. Technol.*, **41**:7759-7764. <https://doi.org/10.1021/es071737s>.

Thompson R. C., Olsen Y., Mitchell R. P., Davis A., Rowland S. J., John A. W. G., McGonigle D., Russel A. E. 2004. Lost at sea: where is all the plastic? *Science*, **304**:838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>.

Thornton L. & Jackson N. L. 1998. Spatial and temporal variations in debris accumulation and composition on an estuarine shoreline. Cliffwood Beach. New Jersey. USA. *Marine Pollution Bulletin*, **36**(9):705-711. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00041-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00041-1).

Turner A. 2016. Heavy metals, metalloids and other hazardous elements in marine plastic litter. *Marine Pollution Bulletin*, **111**:136-142. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.020>.

Turra A., Manzano A. B., Dias R. J. S., Mahiques M. M., Barbosa L., Balthazar-Silva D., Moreira F. T. 2014. Three-dimensional distribution of plastic pellets in sandy beaches: shifting paradigms. *Scientific Reports*, **4**:4435. <https://doi.org/10.1038/srep04435>.

United Nations Environment Programme (UNEP). 1992. Determination of petroleum hydrocarbons in sediments. *Reference Methods for Marine Pollution Studies*, **20**:97.

Ustabasi G. S. & Bayssal A. 2019. Occurrence and risk assessment of microplastics from various toothpastes. *Environ. Monit. Assess.*, **191**:438. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7574-1>.

Van A., Rochman C. M., Flores R. M., Hill K. L., Vargas E., Vargas S. A., Hoh E. 2012. Persistent organic pollutants in plastic marine debris found on beaches in San Diego, California. *Chemosphere*, **86**:258-263. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.09.039>.

Van Cauwenberghe L., Devriese L., Galgani F., Robbins J., Janssen C. R. 2015. Microplastics in sediments: a review of techniques, occurrence and effects. *marine Environmental Research*, **111**:5-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>.

Van Cauwenberghe L., Vanreusel A., Mees J., Janssen C. R. 2013. Microplastic Pollution in Deep-Sea Sediments. *Environmental Pollution*, **182**:495-499. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013>.

Van Weerelt M., Cunha L., Dorneles P. R., Padilha J., Ormong J., Torres F., Torres J. P., Batista D., Nudi A., Wagener A., Cabral A., Pinto F., Paranhos R. 2013. Monitoramento da qualidade das águas e dos poluentes no MoNa das ilhas Cagarras e entorno. In: Moraes F., Bertoincini Á., Aguiar A. (ed.). *História, pesquisa e biodiversidade do monumento natural das ilhas Cagarras*. Rio de Janeiro, Museu Nacional, Cap. 10.

Vasconcellos P. C., Zacarias D., Pires M. A. F., Pool C. S., Carvalho L. R. F. 2003. Measurements of polycyclic aromatic hydrocarbons in airborne particles from the metropolitan area of Sao Paulo City, Brazil. *Atmospheric Environment*, **37**:3009-3018. [doi:10.1016/S1352-2310\(03\)00181-X](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00181-X).

Vedolin M. C., Teophilo C. Y. S., Turra A., Figueira R. C. L. 2018. Spatial variability in the concentrations of metals in beached microplastics. *Marine Pollution Bulletin*, **129**:487-493. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.019>.

Vendel A. L., Bessa F., Alves V. E. N., Amorim A. L. A., Patrício J., Palma A. R. T. 2017. Widespread microplastic ingestion by fish Assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. *Marine Pollution Bulletin*, **117**:448-455. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.081>.

Venturini N. & Tommasi L. R. 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbons and changes in the trophic structure of polychaete assemblages in sediments of Todos os Santos Bay, Northeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **48**:97-107. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(03\)00331-x](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(03)00331-x).

Vezzone M., Anjos R. M., Cesar R. G., Muniz M., Cardoso R., Felizardo J. P., Vasconcelos D., Polivanov H. 2021. Using stable isotopes to discriminate anthropogenic impacts of the sedimentary organic matter pollution in the Rodrigo de Freitas Lagoon (RJ, Brazil). *Environmental Science and Pollution Research*, **28**:4515-4530. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10835-8>.

Videla E. S. & Araujo F. V. 2021. Marine debris on the Brazilian coast: which advances in the last decade? A literature review. *Ocean and Coastal Management*, **199**:105400. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105400>.

Vieira-Campos A. A. 2017. *Histórico do aporte de hidrocarbonetos em um perfil sedimentar da bacia do pina, Recife – PE*. MS Dissertation, Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 107 p.

Vilca F. Z., Rossi S., Olinda R. A., Sánchez-Sarmiento A. M., Prioste F. E. S., Matushima E. R., Tornisielo V. L. 2018. Concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in liver samples of juvenile green sea turtles from Brazil: can these compounds play a role in the development of fibropapillomatosis? *Marine Pollution Bulletin*, **130**:215-222. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.021>.

Waldichuk M. 1978. Plastics and seals. *Marine Pollution Bulletin*, **9**:197. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(78\)90282-5](https://doi.org/10.1016/0025-326X(78)90282-5).

Waldman W. R., Rillig M. C. 2020. Microplastic research should embrace the complexity of secondary particles. *Environ. Sci. Technol.*, **54**:7751-7753. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c02194>.

Wang Z., Fingas M., Shu Y. Y., Sigouin L., Landriault M., Lambert P. 1999. Quantitative characterization of PAHs in Burn residue and soot samples and differentiation of pyrogenic PAHs from Petrogenic PAHs-The 1994 Mobile Burn Study. *Environ. Sci. Technol.*, **33**:3100-3109. <https://doi.org/10.1021/es990031y>.

Wang Z., Yang C., Brown C., Hollebone B., Landriault M. 2008. A case study: distinguishing pyrogenic hydrocarbons from petrogenic hydrocarbons. *International Oil Spill Conference Proceedings*, **2008**(1):311-320. <http://dx.doi.org/10.7901/2169-3358-2008-1-311>.

Weissenfels W. D., Klewer H-J., Langhoff J. 1992. Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles: influence on biodegradability and biotoxicity. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **39**:689-696. <https://doi.org/10.1007/bf00183251>.

Widmer W. M. & Hennemann M. C. 2010. Marine Debris in the Island of Santa Catarina, South Brazil: spatial Patterns, Composition, and biological aspects. *Journal of Coastal Research*, **26**(6):993-1000. <http://dx.doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-09-00072.1>.

World Health Organization (WHO). 1983. Evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans: Polynuclear Aromatic Compounds. *Part I. Chemical. Environmental and Experimental Data*. International Agency for Research on Cancer.

Yang S. Y. N., Connell D. W., Hawker D. W., Kayal S. I. 1991. Polycyclic aromatic hydrocarbons in air, soil and vegetation in the vicinity of an urban roadway. *Science of the Total Environment*, **102**:229-240. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(91\)90317-8](https://doi.org/10.1016/0048-9697(91)90317-8)

Yazdani M. 2018. Comparative toxicity of selected PAHs in rainbow trout hepatocytes: genotoxicity, oxidative stress and cytotoxicity. *Drug and Chemical Toxicology*, **43**:71-78. <https://doi.org/10.1080/01480545.2018.1497054>.

Yoshimine R. V., Carreira R. S., Scofield A. L., Wagener A. L. R. 2012. Regional assessment of PAHs contamination in SE Brazil using brown mussels (*Perna perna* Linnaeus 1758). *Marine Pollution Bulletin*, **64**:2581-2587. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.07.013>.

Yu F., Yang C., Zhu Z., Bai X., Ma J. 2019. Adsorption behavior of organic pollutants and metals on micro/nanoplastics in the aquatic environment. *Science of the Total Environment*, **694**:133643. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133643>.

Yunker M. B., Macdonald R. W., Vingarzan R., Mitchell R. H., Goyette D., Sylvestre S. 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, **33**(4):489-515. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(02\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(02)00002-5).

Zalasiewicz J., Waters C. N., Ivar do Sul J. A., Corcoran P. L., Barnosky A. D., Cearreta A., Edgeworth M., Galuszka A., Jeandel C., Leinfelder R., McNeill J. R., Steffen W., Summerhayes C., Waprich M., Williams M., Wolfe A. P., Yonah Y. 2016. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator on the Anthropocene. *Anthropocene*, **13**:4-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ancene.2016.01.002>.

Zamprogno G. C., Cançali F. B., Cozer C. R., Otegui M. B. P., Graceli J. B., Costa M. B. 2021. Spatial distribution of microplastics in the superficial sediment of a mangrove in Southeast Brazil: A comparison between fringe and basin. *Science of the Total Environment*, **784**:146963. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146963>.

Zhang Y. & Tao S. 2009. Global atmospheric emission inventory of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for 2004. *Atmospheric Environment*, **43**:812-819. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.10.050>.

Zheng Y., Lin Z., Li H., Ge Y., Zhang W., Ye Y., Wang X. 2014. Assessing the polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollution of urban stormwater runoff: A dynamic modeling approach. *Science of the Total Environment*, **481**:554-563. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.097>.

Zhu Z., Wang S., Zhao F., Wang S., Liu F., Liu G. 2019. Joint toxicity of microplastics with triclosan to marine microalgae *Skeletonema costatum*. *Environmental Pollution*, **246**:509-517. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.044>.

Zubris K. A. V. & Richards B. K. 2005. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution*, **138**:201-211. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>.