




Estudo das fontes de poluição por microplásticos recorrentes na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro

Study of the pollution sources by recurrent microplastics in Guanabara Bay, Rio de Janeiro

Victor Cesar Carneiro Silva¹, Rosane Cristina de Andrade¹ ,
Nathalia Salles Vernin¹ , Alena Torres Netto¹ 

¹Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. E-mails: rosane.andrade@eng.uerj.br, vct-cesar@hotmail.com, nathalia.vernin@eng.uerj.br, alenannetto@eng.uerj.br

Como citar: Silva, V. C. C., Andrade, R. C., Vernin, N. S., & Torres Netto, A. (2023). Estudo das fontes de poluição por microplásticos recorrentes na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, 20, e5. <https://doi.org/10.21168/rega.v20e5>

RESUMO: Uma das diversas consequências ambientais da urbanização e da atividade antrópica no entorno da Baía de Guanabara é a crescente entrada de diferentes poluentes em suas águas. Como os microplásticos, que apresentam concentração elevada no estuário e representam riscos para os seres vivos inseridos nesse ecossistema, incluindo os humanos, exigindo assim a atenção dos agentes tomadores de decisão na região para ações de controle e mitigação da poluição plástica. Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo a avaliação das principais fontes de poluição por microplásticos na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Brasil), a partir de levantamento bibliográfico sobre a ocorrência, distribuição, abundância e diversidades deles no estuário que permitiram a definição das classes mais usuais na área de estudo, compostos principalmente por fibras, fragmentos e filmes. As fontes de micropoluentes plásticos recorrentes na baía possivelmente estão associadas à precária infraestrutura de saneamento na região, desde as condições dos efluentes sanitários lançados até a disposição e gestão inadequada de resíduos sólidos que permite o escoamento de poluentes plásticos por meio da drenagem urbana, bem como das atividades econômicas desenvolvidas na região, como indústrias, atividades portuárias e marítimas, e a tradicional pesca e aquicultura. Espera-se que este estudo possa subsidiar, em pesquisas futuras, a implementação de planos de ações com programas e projetos de monitoramento e redução da entrada de detritos plásticos na Baía de Guanabara e demais ambientes aquáticos.

Palavras-chave: Detritos Plásticos; Estuário; Saneamento; Atividades Econômicas.

ABSTRACT: One of the several environmental consequences of urbanization and anthropic activity in the surroundings of Guanabara Bay is the increasing entry of different pollutants into its waters. For instance, microplastics, which have a high concentration in the estuary and pose risks to living beings inserted in this ecosystem, including humans, thus requiring the attention of decision-makers in the region for actions to control and mitigate plastic pollution. The present study aimed to evaluate the main sources of microplastic pollution in Guanabara Bay (Rio de Janeiro, Brazil), based on a bibliographic survey on the occurrence, distribution, abundance and diversity of them in the estuary that allowed the definition of the most common classes in the study area, composed mainly of fibers, fragments and films. The sources of recurrent plastic micropollutants in the bay may be associated with the precarious sanitation infrastructure in the region, from the conditions of the sanitary effluents released, to the inadequate disposal and management of solid waste that allows the runoff of plastic pollutants through urban drainage, as well as the economic activities developed in the region, such as industries, port and maritime activities, and traditional fishing and aquaculture. It is expected that this study can support, in future research, the implementation of action plans with programs and projects to monitor and reduce the entry of plastic debris into Guanabara Bay and other aquatic environments.

Keywords: Plastic Debris; Estuary; Sanitation; Economic Activities.

1 INTRODUÇÃO

A invenção do plástico, um material durável, barato e com uma variedade de aplicações, revolucionou a forma que a sociedade moderna se desenvolveu. Sua produção e consumo em massa iniciaram assim que seus benefícios se tornaram evidentes e rapidamente se estabeleceu como um dos principais resíduos gerados pela humanidade. Com o crescimento populacional, em conjunto com o

Recebido: Setembro 02, 2022. Revisado: Fevereiro 14, 2023. Aceito: Março 07, 2023.



publicado em acesso aberto (*Open Access*) sob a [licença Creative Commons Attribution](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), que permite uso, distribuição e reprodução em qualquer meio, sem que o trabalho original seja corretamente citado.

comportamento do consumo descartável, a poluição plástica vem sendo considerada um dos principais desafios ambientais da atualidade a serem enfrentados, principalmente no que se refere ao ambiente marinho, onde sua presença é persistente ao redor do globo (Napper & Thompson, 2020).

O impacto global da poluição plástica pode ser observado em diferentes matrizes, afetando diferentes ecossistemas e a biodiversidade do planeta, mas nos oceanos o plástico é o principal detrito encontrado, chegando até a 95% dos resíduos que se acumulam nos litorais, superfície e fundo do mar (Galgani et al., 2015). Os oceanos, devido a seu tamanho, profundidade e posição final na etapa de escoamento superficial do ciclo hidrológico, servem de sumidouro para detritos plásticos e outros poluentes persistentes (Hale et al., 2020). Essa realidade é evidenciada pelo aumento na ocorrência de macrolásticos nos oceanos nas últimas décadas (Ostle et al., 2019) em paralelo com a multiplicação da produção de plásticos que, mundialmente, chegou a 367 milhões de toneladas no ano de 2020 (Plastics Europe, 2021) e tem uma produção prevista para 2030 de mais de 550 milhões de toneladas (Geyer et al., 2017). No Brasil, a produção de plástico atingiu 11,3 milhões de toneladas/ano, sendo o quarto maior gerador de resíduos plásticos no mundo (Montenegro et al., 2020).

Os microplásticos, caracterizados por fragmentos plásticos menores do que 5 mm (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2015), representam um grande risco aos organismos presentes no meio, uma vez que podem adsorver diferentes tipos de poluentes orgânicos, transportar patógenos e, devido aos aditivos presentes em sua formulação, liberar produtos tóxicos e disruptores endócrinos no ambiente (Fred-Ahmadu et al., 2020; Harrison et al., 2014). Além disso, são passíveis de serem ingeridos por diferentes espécies, podendo causar obstrução do trato digestivo, que resulta em morte e desequilíbrio na cadeia alimentar e, devido aos compostos químicos presentes, também podem causar alterações na fecundidade, mudanças comportamentais, alterações hormonais e danos ao DNA (Anbumani & Kakkar, 2018). A presença e a ingestão de micropoluentes plásticos contaminados têm potencial de bioacumulação e biomagnificação em diferentes níveis tróficos, inclusive com possíveis implicações a longo prazo para a saúde humana (Carbery et al., 2018; Waring et al., 2018), tendo em vista a existência de estudos detectando a presença de microplásticos no intestino humano (Schwabl et al., 2019) e na placenta (Ragusa et al., 2021).

Os detritos plásticos estão presentes no meio ambiente como sólidos com diferentes densidades, formas, cores, tamanhos e tipos de polímeros, podendo conter outros poluentes associados e/ou inerentes a partícula (Zhang et al., 2018). Baseado em suas características morfológicas podemos avaliar a diversidade de microplásticos, usualmente divididos por tipologias que podem indicar seus materiais de origem: fibras (equipamentos de pesca, tecidos sintéticos e filtros de cigarros), filmes (sacolas plásticas e embalagens), fragmentos (embalagens, descartáveis plásticos, desintegração de produtos poliméricos em geral), grânulos (pellets, microesferas cosméticas), espumas (boias, iscas, isopor, embalagens, espumas para isolamento e refrigeração) e borrachas (desgaste de pneus e balões) (Andrady, 2017).

A distribuição de fragmentos plásticos no ambiente marinho varia de acordo com suas propriedades, localização de suas fontes e fatores ambientais como correntes e ventos. Os de baixa densidade tendem a flutuar e acumular em águas superficiais podendo se manter próximos as zonas costeiras ou migrar para regiões mais distantes (Auta et al., 2017). Com o tempo, podem ocorrer incrustações nas superfícies, formando biofilmes e propiciando o afundamento das partículas, tais como os plásticos de densidade maior que a da água. Esse fenômeno contribui para o acúmulo em águas profundas e nos sedimentos de fundo (Fazey & Ryan, 2016).

Informações da distribuição, abundância e composição dos microplásticos são fundamentais para auxiliar na detecção das fontes com maior impacto (Kanhai et al., 2017). Além disso, a identificação das origens deste material é importante para a obtenção de uma avaliação precisa das quantidades de plásticos e seus microfragmentos que são depositadas no oceano, provendo uma indicação regional dos pontos sensíveis de ocorrência onde podem ser introduzidas medidas para mitigar o escoamento e impacto (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2015).

A preocupação com esse aumento exponencial de resíduos de plásticos resultou na ampliação de publicações e estudos sobre microplásticos e seus efeitos em ecossistemas aquáticos brasileiros (Castro et al., 2018), principalmente em ambientes marinhos e estuarinos (Rani-Borges et al., 2021). Dessa forma, possibilitando uma análise crítica de quais as regiões mais afetadas pela ocorrência dos mesmos e a avaliação das possíveis fontes em locais de interesse como a Baía de Guanabara, no Rio de Janeiro, estado da região sudeste do Brasil. Dentre os diversos poluentes existentes no estuário, a presença de microplásticos é destaque em diferentes estudos de ocorrência em suas praias, águas superficiais e sedimentos, em concentrações que colocam a Baía de Guanabara entre os sistemas costeiros mais contaminados por esses poluentes no mundo (Barletta et al., 2019; Olivatto et al., 2019).

A necessidade de identificar as possíveis fontes de microplásticos na Baía de Guanabara surge como um caminho para mitigar a situação crítica do estuário, podendo direcionar ações cabíveis de gestão dos resíduos plásticos e controle de entrada de seus detritos nos ecossistemas aquáticos da região. Definir as fontes não é um trabalho simples, pois o escoamento do plástico para os corpos hídricos e oceanos pode ocorrer não apenas no fim do ciclo de uso de produtos, mas também durante sua fase de produção e transporte (Boucher et al., 2020). É necessário avaliar a disposição espacial e tipologia dos micropoluentes plásticos encontrados em estudos existentes na região com informações socioeconômicas e ambientais do entorno, para traçar as matrizes de escoamento para a Baía de Guanabara.

Sendo assim, o presente estudo teve como principal objetivo a avaliação das potenciais fontes geradoras dos microplásticos mais recorrentes na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Brasil), a partir de levantamento bibliográfico sobre a ocorrência, distribuição, abundância e diversidade dos detritos plásticos em tal região. Espera-se que esta pesquisa possa subsidiar futuras decisões de controle e mitigação da entrada de micropoluentes plásticos no estuário e nos demais ambientes aquáticos.

2 MÉTODO

2.1 Levantamento de dados

A presente pesquisa foi realizada em junho de 2022 baseada em revisão sistemática de artigos originais, revistas, livros e publicações de referência na área de poluição plástica, em bases eletrônicas disponíveis como: Google Acadêmico, periódico Capes, *Science Direct* e na biblioteca virtual de organizações como *International Union for Conservation of Nature* (IUCN), *Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection* (GESAMP) e *United Nations Environment Programme* (UNEP).

Foram utilizadas as palavras-chave “microplastics”, “Guanabara Bay” e “plastic pollution”. A estratégia para seleção dos estudos levou em consideração a ordem cronológica (publicações no período de 2010 a 2022) e área de estudo (preferência por pesquisas na Baía de Guanabara ou outros ambientes estuarinos).

Além disso, para a caracterização da área de estudo foram utilizados dados disponíveis no Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Programa de Saneamento Ambiental dos Municípios do Entorno da Baía de Guanabara (PSAM), Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro (PERS) e Atlas da Região Hidrográfica da Baía de Guanabara (2021). Nesta revisão, não foram considerados relatórios técnicos, monografias, dissertações, teses acadêmicas, resumos de simpósios e congressos que tratam do tema.

2.2 Área de estudo

A Baía de Guanabara, cartão postal da costa brasileira por sua relevância histórica, ecológica e socioeconômica, está localizada no estado do Rio de Janeiro e na região hidrográfica de mesmo nome (Região Hidrográfica da Baía de Guanabara - RHBG). Abrangendo uma área de 380 km², conforme Figura 1, suas águas são receptoras de diferentes corpos hídricos que atravessam 17 cidades de seu entorno, incluídas na segunda maior área metropolitana do Brasil: a Região Metropolitana do Rio de Janeiro (Rangel & Oliveira, 2021).

2.3 Contextualização histórica da poluição plástica na Baía de Guanabara

O crescimento urbano desordenado da RHBG resultou na ausência de infraestrutura de saneamento adequada. Além da ineficiência no sistema de tratamento de efluentes sanitários, existe na região grande extensão de ocupações irregulares que despejam esgoto in natura em seus corpos d'água (Fistarol et al., 2015). Ademais, os rios e córregos sofreram canalização, se tornando parte do sistema de drenagem urbana que, principalmente em períodos de chuva, carrega os resíduos descartados inadequadamente nas encostas e ruas para os sistemas fluviais que desaguam na Baía de Guanabara (KCI Technologies, 2015).

Somado a descarga de poluentes dos corpos hídricos em níveis avançados de degradação qualitativa, o espelho d'água da baía sofre com a contribuição dos seus múltiplos usos que englobam atividades econômicas da indústria de óleo e gás, estaleiros, portos, aeroportos, transporte via barcas, turismo, lazer e pesca (Coimbra, 2021).

Apesar de tentativas de programas de despoluição da baía (Alencar, 2016) e medidas paliativas, como a implementação de ecobarreiras na foz dos rios contribuintes para reter os resíduos sólidos, ecobarcos para coleta do lixo flutuante na baía e a construção de Unidades de Tratamento de Rios (UTR) para despoluição das águas dos rios tributários ao estuário (Bernardino & Franz, 2016), a Baía de Guanabara ainda apresenta alta ocorrência de poluição plástica em suas praias, águas e sedimentos (Barletta et al., 2019; Olivatto et al., 2019).

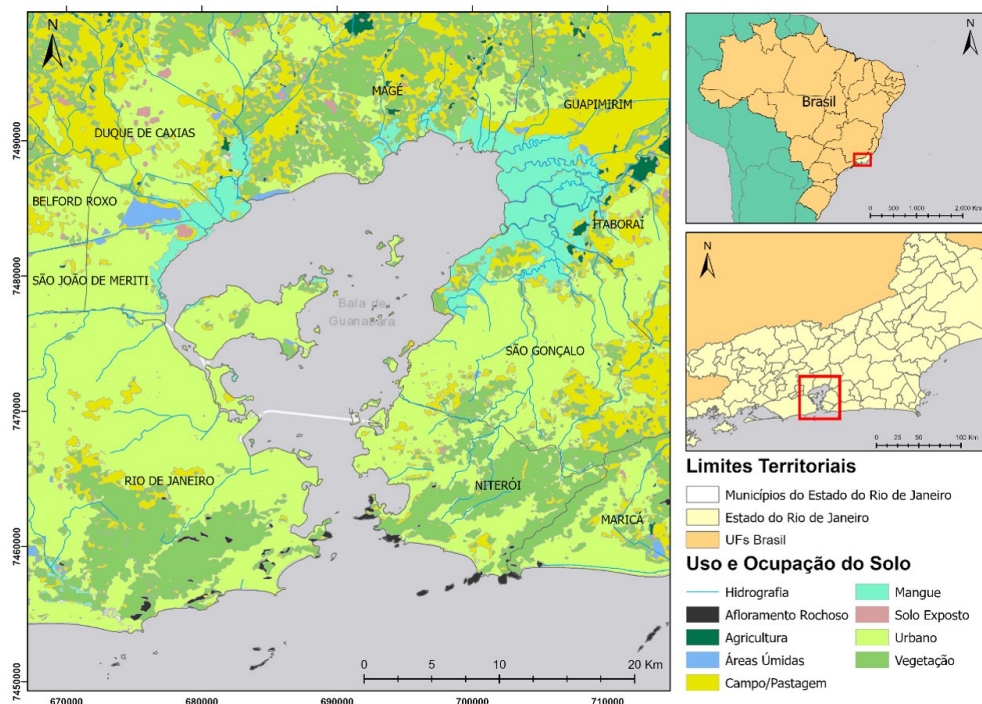


Figura 1 – Localização da Baía de Guanabara e o uso e ocupação do solo em seu entorno no Estado do Rio de Janeiro, 2021.

Fonte: Adaptado de Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020b); Instituto Estadual do Ambiente (2018).

Em cidades maiores e mais industrializadas, a concentração de contaminantes adsorvidos aos microplásticos é grande (Wang et al., 2018), principalmente em estuários, que apresentam concentrações mais elevadas de poluentes do que rios e mares abertos (Bakir et al., 2014). Sendo assim, a Baía de Guanabara é uma região que exige atenção à exposição aos micropoluentes plásticos e pesquisas já indicaram a presença de bisfenol A, que é um disruptor endócrino em animais e humanos, em sedimentos de fundo do estuário (Santos et al., 2018). Além da presença de bactérias patogênicas em detritos plásticos que estão sendo dispersados pela baía (Silva et al., 2019).

Esses poluentes plásticos refletem nas áreas de cultivo de mexilhões da Baía de Guanabara que apresentaram altas concentrações de microplásticos (Castro et al., 2016). Por essa razão, os mexilhões selvagens ou cultivados da baía não estão adequados para o consumo humano (Birnstiel et al., 2019). Para organismos menores, como larvas de peixes e alguns plânctons, os microplásticos disponíveis no estuário podem acabar ingeridos, mesmo que em menor frequência devido à diluição de partículas em tamanho compatível com esses organismos (Figueiredo & Vianna, 2018). Uma vez que o acúmulo de detritos plásticos afeta não apenas os organismos, mas toda a dinâmica de um ecossistema, existe a necessidade de novos estudos acerca dessas interações no habitat da baía para dimensionarmos os potenciais impactos desse poluente no ecossistema local (Wright et al., 2013).

Devido à pandemia causada pelo Coronavírus, que aumentou a utilização de plásticos de uso único e a necessidade do uso de equipamentos de proteção individuais de materiais poliméricos, além de reduzir a coleta seletiva para reciclagem (Lima et al., 2022), é esperado que o aporte de plásticos na baía deva ter aumentado (Ardusso et al., 2021). Estima-se que, apenas na cidade do Rio de Janeiro, aproximadamente 11 milhões de máscaras faciais foram descartadas diariamente (Urban & Nakada, 2021).

3 RESULTADOS

3.1 Ocorrência, distribuição e abundância de microplásticos

Diversas pesquisas na Baía de Guanabara, apresentadas em Tabela 1, registraram concentrações elevadas de microplásticos distribuídos em diferentes áreas do estuário. Observando que nesses estudos foram aplicadas diferentes metodologias de amostragem, extração e identificação que possuem suas limitações específicas e que devem ser levadas em consideração na comparação de resultados (Castro et al., 2020).

Nas areias da orla da Baía de Guanabara os plásticos constituem de 70% a 83% dos resíduos encontrados (Baptista Neto & Fonseca, 2011; Bernardino & Franz, 2016), onde o intemperismo é mais intenso favorecendo a fragmentação em microfragmentos plásticos (Andrady, 2015). A variação na concentração de microplásticos nas praias da Baía de Guanabara, analisada por Carvalho & Baptista Neto (2016), corresponde com a estação de chuvas (verão) e seca (inverno) na região, apresentando um pico de 1300 partículas.m⁻² na época de cheias e máxima de 740 partículas.m⁻² no período de estiagem. Corroborando com estudo em área da baía que observou que a presença dos plásticos e microplásticos nas praias oscila de acordo com a época de chuvas, que carregam os resíduos plásticos rio abaixo, e a intensidade de frequentadores no litoral que é maior no verão (Silva et al., 2016).

Tabela 1 - Distribuição espacial e abundância (variação e média) de microplásticos na Baía de Guanabara, RJ.

Distribuição espacial	Variação	Média	Referência
Praias	12 - 1300 partículas.m ⁻²	-	Carvalho & Baptista Neto (2016)
	33 - 3002 partículas.m ⁻²	543 partículas.m ⁻²	Castro et al. (2020)
Águas superficiais	-	16,4 partículas.m ⁻³	Castro et al. (2016)
	1 - 11 partículas.m ⁻³	4,8 partículas.m ⁻³	Figueiredo & Vianna (2018)
	1,40 - 21,3 partículas.m ⁻³	7,1 partículas.m ⁻³	Olivatto et al. (2019)
	1,01 - 33,76 partículas.m ⁻³	7,62 partículas.m ⁻³	Castro et al. (2020)
Sedimentos	3 - 11 partículas.50 cm ⁻²	-	Santos et al. (2018)
	160 - 1000 partículas.kg ⁻¹	528,05 partículas. kg ⁻¹	Alves & Figueiredo (2019)
	-	100 partículas. kg ⁻¹	Baptista Neto et al. (2019)
	4,23 - 109,78 partículas.kg ⁻¹	20,74 partículas. kg ⁻¹	Castro et al. (2020)

Fonte: Adaptado de Castro et al. (2020).

No ambiente aquático, os microplásticos possuem comportamento mais imprevisível. Com o avanço do tempo, a tendência é que se sedimentem, sejam ingeridos por organismos ou transportados para longas distâncias (Auta et al., 2017). Por isso, a abundância deles nas águas superficiais usualmente é um indicativo do estado atual da poluição plástica (Zhang et al., 2018).

Os sedimentos da baía apresentaram grande número de detritos plásticos, com pontos amostrais alcançando até 1000 partículas.kg⁻¹, possivelmente refletindo o histórico da poluição plástica de um longo período na região (Matsuguma et al., 2017). A discrepância na concentração de microplásticos, observada nos resultados de Alves & Figueiredo (2019) com os demais estudos de Baptista Neto et al. (2019) e Castro et al. (2020), pode-se dar em função dos diversos locais de amostragem que recebem diferentes interferências das dinâmicas das correntes da baía. Por exemplo, os sedimentos da plataforma continental avaliados por Baptista Neto et al. (2019), posto que, a área se encontra na entrada da Baía de Guanabara e recebe forte influência dos poluentes exportados pelo próprio estuário e pelo depósito de material dragado do Porto do Rio de Janeiro (Baptista Neto et al., 2019; Dias et al., 2021), localizado na baía.

As concentrações apresentadas nos diferentes compartimentos ambientais sugerem que a área de estudo está entre os ambientes aquáticos estuarinos mais poluídos por microplásticos no mundo. Praias em Hong Kong, que são consideradas pontos críticos de poluição plástica, apresentaram 5.595 partículas/m² em suas areias (Fok & Cheung, 2015). Enquanto em águas de superfície de outras baías densamente urbanizadas o resultado médio de partículas/m³ foi de 3,98 em Tóquio - Japão (Nakano et al., 2021), 4,5 na Flórida - EUA (Mceachern et al., 2019), 0,16 na Baía de Chesapeake - EUA (Bikker et al., 2020) e 8,9 em Xiangshan - China (Chen et al., 2018). Por fim, os sedimentos na Baía de Tampa - EUA apresentaram uma variação de 30 - 790 partículas/kg (Mceachern et al., 2019) e na Baía de Buenaventura 11-1355 partículas/kg (Vasquez-Molano et al., 2021). A tendência é que com maiores impactos antropogênicos nessas áreas a presença de micropoluentes plásticos intensifique ainda mais (Hitchcock & Mitrovic, 2019).

Em relação às características dos microplásticos observados, identificou-se as tipologias predominantes em cada ambiente, conforme Figura 2. A ausência de um protocolo padrão, nos estudos analisados, para a determinação das tipologias podem alterar a precisão na caracterização dos microplásticos. No futuro, combinações de métodos analíticos podem colaborar na identificação de micropoluentes plásticos em matrizes ambientais variadas e complexas como a Baía de Guanabara (Shim et al., 2017).

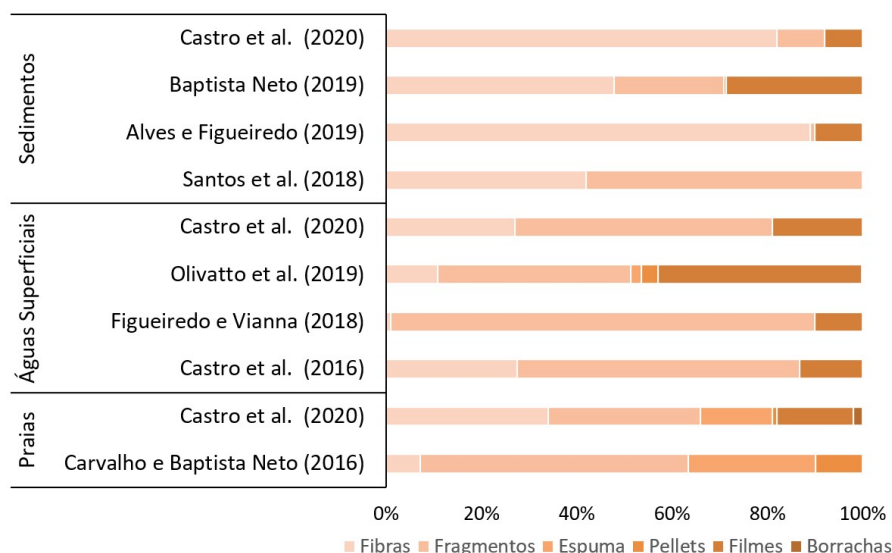


Figura 2 - Tipologias de microplásticos identificados em estudos realizados nas praias, águas superficiais e sedimentos da Baía de Guanabara, no período de 2016 a 2020.

Nas praias, os fragmentos (apresentando ocorrência com variação de 32% - 56,2%) e as fibras (7,2% - 34%) foram as classes dominantes com destaque para a grande presença de espumas (15% - 26,7%) e pellets (1% - 9,9%) em comparação com o ambiente aquático e de sedimentos. Possivelmente, as espumas são partículas fragmentadas de boias e embalagens transportados pelos ventos e correntes de superfície até a areia devido a sua baixa densidade que permite sua flutuação (Chubarenko et al., 2016).

Nas águas superficiais, os microplásticos que se mostraram mais presentes foram os fragmentos (40,5% - 89%), filmes (10% - 42,8%) e fibras (1% - 27,5%). Fragmentos e filmes comumente decorrentes da degradação de embalagens, sacolas plásticas e outros produtos plásticos, enquanto fibras são resultantes de detritos de tecidos sintéticos e equipamentos de pesca (Andrady, 2017). De forma similar, nos sedimentos de fundo da baía, as tipologias mais recorrentes foram fibras (42% - 89%), fragmentos (1% - 58%) e filmes (8% - 28,6%).

Apesar das configurações abrangentes, os microplásticos podem ser categorizados de acordo com suas origens. Os primários são aqueles liberados diretamente para o ambiente como pequenas partículas, seja pelo uso indireto como matéria-prima em diversos processos industriais ou pelo uso direto como em formulações de produtos de cuidados pessoais. Os secundários são resultantes de plásticos maiores que, quando expostos ao ambiente, se degradam em fragmentos menores (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2015).

Em razão dos diversos caminhos e das fontes difusas de vazamento dos microplásticos no meio ambiente, utilizar as categorias primário e secundário pode não ser tão útil para cientistas, governo, indústria e público tomarem possíveis medidas de controle, tendo em vista que não identificam com exatidão e clareza quais são as fontes de escoamento de detritos plásticos para a natureza (Browne, 2015).

Portanto, para auxiliar os tomadores de decisões na Baía de Guanabara quanto a quais áreas do estuário são estratégicas para aplicação de soluções de mitigação do escoamento de micropoluentes plásticos, no presente estudo é sugerida uma abordagem mais direta quanto as fontes, apresentada na Tabela 2. Onde, a partir dos resultados observados em revisão, foram identificados os microplásticos mais recorrentes na Baía de Guanabara e pontuadas as procedências usuais dessas tipologias, de acordo com estudos de Boucher & Friot (2017) e Andrady (2017), em seguida, as vias de entrada para ambientes aquáticos apontadas em pesquisa United Nations Environment Programme (2018). A definição dos pontos de interesse parte do trabalho de associação dos autores de fontes que possivelmente são as matrizes de microplásticos no estuário dessa pesquisa.

Uma vez identificados na Tabela 2, é necessário contextualizar se as vias de entrada e pontos de interesse observados são seguramente potenciais caminhos e fontes de detritos plásticos para as águas da área de estudo. Para isso, em sequência nesse trabalho, elencamos em tópicos os focos de poluição plástica identificados para discutirmos se condizem com a realidade de uso e ocupação do solo da região de entorno e da Baía de Guanabara.

Tabela 2 - Tipologias de microplásticos, procedências, vias de entrada e pontos de interesse para tomadas de ação de mitigação e controle de poluentes plásticos

Tipologias	Procedências	Vias de entrada	Pontos de interesse
Pellets e microesferas	Produtores de plásticos, fabricantes e recicladores	Incidentes na produção ou transporte	Portos e indústrias
	Cosméticos e produtos de higiene pessoal	Esgoto (tratado e não tratado)	Estações de tratamento de efluentes e moradias irregulares
Fibras	Lavagem de tecidos sintéticos	Esgoto (tratado e não tratado)	Estações de tratamento de efluentes e moradias irregulares
	Equipamentos de pesca	Perda durante atividades	Locais de pesca e aquicultura
Borrachas	Abrasão de pneus	Drenagem urbana e vento	Sistema de drenagem urbana
Fragmentos	Desgaste de marcações rodoviárias	Drenagem urbana e vento	Sistema de drenagem urbana
	Revestimento marinho	Exposição ao tempo e incidentes durante aplicação	Portos, estaleiros e docas
	Equipamentos de pesca	Perda durante atividades	Locais de pesca e aquicultura
	Embalagens e descartáveis plásticos	Disposição e gestão inadequada de resíduos sólidos urbanos	Lixões a céu aberto, aterros e descarte irregular de lixo
Espumas	Equipamentos de pesca	Perda durante atividades	Locais de pesca e aquicultura
	Embalagens, isopor e espumas de isolamento térmico	Disposição e gestão inadequada de resíduos sólidos urbanos	Lixões a céu aberto, aterros e descarte irregular de lixo
Filmes	Sacolas plásticas e embalagens	Disposição e gestão inadequada de resíduos sólidos urbanos	Lixões a céu aberto, aterros e descarte irregular de lixo

Fonte: Adaptado de Andrady (2017); Boucher & Friot (2017); United Nations Environment Programme (2018).

4 DISCUSSÃO

4.1 Atividades industriais e portuárias

Os municípios inseridos na RHBG respondem por aproximadamente 64,2% das indústrias do estado, totalizando 18.338 indústrias, dentre as quais 466 são do segmento de produtos de borracha e artigos de plástico (Coimbra, 2021). E quaisquer indústrias, que utilizam o plástico como matéria-prima, representam grande risco para a poluição plástica dos corpos hídricos onde são lançados seus efluentes e para a Baía de Guanabara, onde deságuam esses rios (Deng et al., 2020; Xu et al., 2022; Zhou et al., 2020).

O transporte marítimo de produtos associados à indústria de polímeros também caracteriza ameaça ao meio ambiente em casos de possíveis vazamentos de partículas plásticas durante o carregamento ou em incidentes no decorrer do transporte, como em cenários de tombamentos de contêineres (Van Der Molen et al., 2021). Os terminais marítimos que realizam carga e descarga de produtos plásticos são, portanto, locais que demandam atenção especial quanto a emissão desses poluentes. E a própria atividade marítima em si representa um ponto de interesse de monitoramento, pois, além da abrasão das cordas de material plástico empregadas (Napper et al., 2022), a manutenção de barcos e navios utiliza revestimentos anti-incrustantes à base de polímeros que, com a exposição ao tempo ou durante a própria aplicação, migram para a água (United Nations Environment Programme, 2016).

Devido a relação direta entre setor industrial e de serviços, a região da Baía de Guanabara possui uma intensa atividade portuária que engloba portos, estaleiros e docas que passaram por mudanças e ampliações nos últimos anos para atender à demanda das atividades petrolíferas (Soares-Gomes et al., 2016).

Usualmente, durante toda a fase produtiva, que envolve indústrias e transporte, os microplásticos apresentam-se na forma de pellets e fragmentos. Nos estudos de ocorrência na Baía de Guanabara, os pellets foram recorrentes em praias próximas ao Porto do Rio de Janeiro, possivelmente decorrentes de derrames acidentais nas áreas portuárias ou de indústrias ao longo dos corpos hídricos afluentes da baía (Carvalho & Baptista Neto, 2016).

4.2 Estações de tratamento de esgoto e moradias irregulares

Um dos problemas crônicos da Baía de Guanabara, desde a urbanização do entorno, é a entrada diária de esgoto não tratado, sendo a fonte da diversidade de poluentes que existem em suas águas (Fistarol et al., 2015).

Em adição aos efluentes industriais que podem conter componentes plásticos, o esgoto doméstico também contribui em grande quantidade com microplásticos resultantes da lavagem de roupas com fibras sintéticas e o uso de produtos de cuidado pessoal com microesferas plásticas em sua composição (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, 2015).

A identificação e mapeamento das fontes de lançamento de efluentes domésticos in natura nos rios contribuintes da baía são um desafio para o poder público, tendo em vista que, ocupações irregulares sem acesso ao sistema de esgotamento e também urbanizações formais com ligações clandestinas de esgoto na rede de drenagem urbana contribuem com descargas diretas aos corpos hídricos da RHBG. Por isso, leva-se em consideração na avaliação realizada nesse estudo as regiões com maior presença de aglomerações subnormais no entorno da baía enquanto o lançamento via conexões no sistema de drenagem é mais complexo de localizar.

Como pode ser visto em Figura 3, a estrutura de saneamento básico de alguns municípios nas redondezas do estuário não está concluída e algumas plantas de tratamento não estão funcionais. Apesar de sucessivos programas de despoluição da Baía de Guanabara, com grandes orçamentos, serem implementados na região o resultado nunca foi observado pela população e algumas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) ativas não possuem capacidade e níveis de tratamento suficientes para manter a qualidade dos corpos hídricos (Toledo et al., 2020). Estima-se que o percentual de efluente doméstico tratado, dos municípios do entorno contribuintes à baía esteja entre 25% e 35%, totalizando em torno de 18 mil L/s de efluentes lançados sem tratamento nas águas do estuário (Alencar, 2016).

O esgoto tratado ainda pode representar um risco considerável, pois mesmo com uma boa eficiência das ETEs, com tratamento secundário ou terciário, quanto à remoção de microplásticos (United Nations Environment Programme, 2018), uma quantidade relevante ainda acompanha os milhares de litros diários de efluente tratado (Pereira et al., 2021). Considerando que grande parcela dos municípios inseridos na RHBG, quando possuem tratamento, são compostos por estações de tratamento secundário ou lançamento em emissário submarino (Coimbra, 2021), conclui-se que, mesmo os efluentes tratados podem contribuir para a poluição plástica na Baía de Guanabara. Desse modo, o lançamento de efluentes tratados ou não tratados pode configurar como uma das principais fontes de micropoluentes plásticos para a Baía de Guanabara.

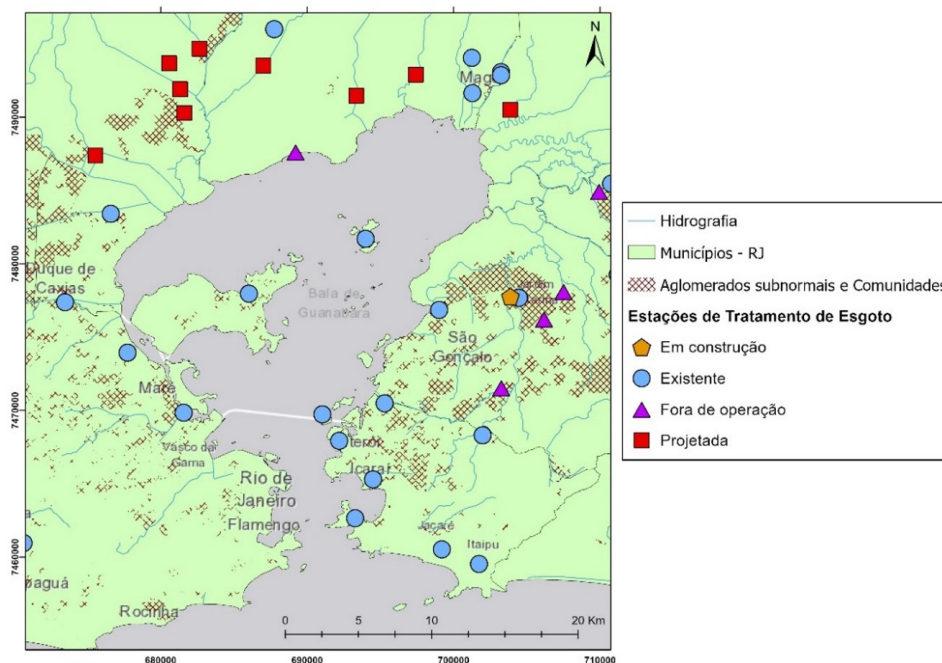


Figura 3 - Estações de tratamento de esgoto, aglomerados subnormais e comunidades no entorno da Baía de Guanabara, 2021.

Fonte: Adaptado de Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2011); Programa de Saneamento Ambiental (2019).

4.3 Locais de pesca e aquicultura

Na Baía de Guanabara, o setor pesqueiro contempla a pesca esportiva, industrial e artesanal, com domínio desta última levando em conta os vínculos identitários de determinados grupos com a cultura

ancestral da pesca na região. Com poucos registros, estima-se que na Baía de Guanabara existem em torno de 6.400 pescadores artesanais (Duval et al., 2021; Rosa & Mattos, 2010).

A pesca e a aquicultura são atividades potencialmente emissoras de microplásticos para a Baía de Guanabara (Wang et al., 2020; Wright et al., 2021), considerando que utilizam diversos equipamentos constituídos por materiais plásticos, como redes, cordas, linhas de pesca, boias e gaiolas, além de itens auxiliares, como isopores para armazenamento e luvas, que podem ser perdidos pelo uso, acidentes, abandono, conflitos com outros usuários marítimos e até descarte intencional (United Nations Environment Programme, 2016). Com a entrada desses equipamentos no ambiente aquático e sua futura fragmentação, os microplásticos se dispersam pelo território da baía. Em caso semelhante, nos Estados Unidos, foi documentado o ocorrido na Baía de Chesapeake, onde ao se quantificar os detritos marinhos encontrados, a maior abundância foi relacionada às armadilhas de pesca abandonadas (Lusher et al., 2017).

A correlação dos resultados encontrados nessa revisão acerca das classes de microplásticos comumente procedentes desse setor (fibras, fragmentos e espumas) com a abundância dessas respectivas tipologias identificadas nos estudos realizados na região pode estar relacionada com as atividades de pesca e aquicultura amplamente difundidas na Baía de Guanabara.

4.4 Disposição e gestão inadequadas de resíduos sólidos

As maiores perdas de plástico para o meio ambiente usualmente são resíduos sólidos que são descartados e gerenciados inadequadamente (Jambeck et al., 2015). A disposição final em lixões ou diretamente nas ruas pode não reter os resíduos que, carregados após chuvas ou transportados pelos ventos e enchentes, eventualmente entram nos corpos hídricos e oceanos (Yadav et al., 2020). Por essa e tantas outras contribuições de poluentes urbanos, os rios podem ser considerados uma das principais vias de transporte de microplásticos para o estuário (Alimi et al., 2018).

Na Baía de Guanabara, a disposição irregular nas vias urbanas, margens de rios e canais ainda prevalece apesar do encerramento de parte dos lixões a céu aberto nos últimos anos (Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro, 2013). Devido a ineficiência de serviços públicos de coleta de lixo, da ausência de infraestrutura urbana que permita que serviços de limpeza e coleta de lixo acessem comunidades carentes e assentamentos subnormais, da fragilidade de iniciativas de reciclagem e de legislação que comprometam setores da indústria com a logística reversa, e do atraso de conscientização e educação ambiental da população quanto ao descarte dos resíduos (Projeto Graef, 2015).

Na cidade de Santos, numa realidade similar à Baía de Guanabara, as três principais fontes terrestres de poluição, por resíduos sólidos, no estuário são: as ocupações irregulares sem infraestrutura urbana, os canais de drenagem urbana e os resíduos gerados pelos frequentadores das orlas (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, 2019). Observadas as circunstâncias nas redondezas da Baía de Guanabara, onde os conjuntos habitacionais apresentam um índice elevado de precariedade quanto à infraestrutura de saneamento básico e relativa proximidade dos corpos hídricos que alimentam a baía (Fries et al., 2019), essas são vias de acesso de quantidade relevante de resíduos no ambiente aquático.

A entrada de resíduos na Baía de Guanabara é estimada em cerca de 90 toneladas diárias, onde apenas uma parcela desses resíduos fica retidos nas ecobarreiras ou são retirados pelos ecobarcos presentes na região (Alencar, 2016). Observando que 19% dos resíduos gerados nos municípios integrantes da Região Metropolitana do Rio de Janeiro são constituídos por plástico (Governo do Estado do Rio de Janeiro, 2018) e que este foi identificado como o componente predominante (66,4%) dos lixos flutuantes da baía (Bernardino & Franz, 2016), é possível inferir que a disposição e gestão inadequada de resíduos sólidos é uma fonte expressiva de poluição plástica para a Baía de Guanabara.

Os resíduos plásticos carregados até o espelho d'água da baía podem ser bastante diversos e consequentemente resultam em variadas tipologias de microplásticos (Golwala et al., 2021). Evidenciando a relevância de controle na entrada de resíduos sólidos nesse ambiente para mitigar a poluição por micropoluentes plásticos no estuário.

4.5 Sistema de drenagem urbana

Com a urbanização da RHBG, diversos rios afluentes à baía sofreram modificações, que incluem canalização e construção de trechos em galerias, tornando-se meros condutores e depositórios das águas urbanas e servindo como ferramentas do sistema de drenagem e esgotamento dos municípios

(Fries et al., 2019). Com as chuvas e os problemas crônicos de enchentes e cheias na região, grande parte dos resíduos alocados nas ruas são carregados para o sistema de drenagem que escoar o acúmulo de resíduos para os corpos aquáticos tributários à baía (Fonseca et al., 2021).

A drenagem urbana também carrega consigo detritos plásticos da abrasão de pneus e de marcações rodoviárias, e a própria poeira urbana resultante do desgaste dos mais diversos objetos e componentes de infraestrutura com bases poliméricas existentes no ambiente urbano (Boucher & Friot, 2017). Foi identificado na Baía de Guanabara a presença de microplásticos classificados como borrachas, possivelmente originadas do desgaste de pneus, nas areias de praias próximas a vias expressas com intensa movimentação de veículos (Castro et al., 2020). No entanto, não foi localizado, em bases de informações geográficas disponíveis para acesso público, a malha do sistema de drenagem urbana do entorno do estuário para uma avaliação mais rigorosa do potencial dessa matriz na região.

Apesar da menor proporção de microplásticos originados por essa fonte, anualmente, toneladas entram no ambiente por abrasão de pneus, marcações rodoviárias e poeira urbana (United Nations Environment Programme, 2018). E deve-se considerar que, na área de estudo, a malha urbana segue em expansão em conjunto com a grande frota de veículos no entorno, que alcança quase 5 milhões de veículos apenas na Região Metropolitana do Rio de Janeiro (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2020a). Ressaltando, portanto, que o foco de combate à poluição plástica também deve abranger a drenagem urbana do entorno do estuário, principalmente, quando se atenta que em suas águas também escoam resíduos dispostos inadequadamente e lançamentos irregulares de efluentes.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O panorama da poluição por microplásticos na Baía de Guanabara é alarmante, com diferentes estudos identificando altas concentrações de detritos plásticos em suas praias, águas e sedimentos que representam potencial risco para todos os organismos vivos que habitam neste ambiente, bem como consequências ainda pouco estudadas para os seres humanos que consomem essas espécies.

Existe no estuário a presença de uma diversidade de microplásticos, com predominância dos fragmentos, fibras e filmes. Ao avaliar suas principais fontes constatou-se que algumas estão diretamente relacionadas com o problema crônico de saneamento básico no entorno da Baía de Guanabara, como o lançamento de efluentes in natura ou das ETEs, que ainda contêm detritos plásticos; a disposição e gestão inadequada de resíduos sólidos, pois incluem em sua composição grande parcela de resíduos plásticos; e o escoamento de poluentes plásticos por meio da drenagem urbana para os corpos hídricos tributários à baía. Outras fontes são referentes às atividades econômicas desenvolvidas na região, como o forte setor industrial que está sujeito a incidentes durante produção, carregamento e transporte de matérias-primas que incluem pellets plásticos, a intensa atividade portuária que compreende a manutenção de embarcações com revestimentos anti-incrustantes à base de polímeros, e a tradicional atividade de pesca e aquicultura que utilizam de equipamentos plásticos que uma vez abandonados se fragmentam em microplásticos.

É fundamental destacar que a ausência de uma padronização de métodos de extração, identificação e quantificação de microplásticos entre os estudos existentes, pode comprometer a comparabilidade dos dados, havendo necessidade da elaboração de um protocolo padrão para evitar obstáculos em pesquisas futuras. Além disso, a carência de estudos aprofundados sobre os efeitos da interação desse poluente com as espécies existentes no ecossistema da Baía de Guanabara dificulta o dimensionamento do real impacto dos micropoluentes plásticos na região.

Por fim, a partir dos resultados apresentados nesse estudo é possível posteriormente executar uma identificação mais precisa das áreas no entorno da Baía de Guanabara que demandam maior urgência na implementação de políticas públicas e legislação efetiva com enfoque no combate à poluição por microplásticos. Bem como, a aplicação de estratégias concentradas nas fontes, como a inserção de novas tecnologias no tratamento de efluentes e no sistema de drenagem urbana, metodologias de monitoramento e controle de poluição plástica durante o ciclo de vida dos produtos plásticos e demais soluções e inovações que podem ser decisivas para uma baía menos poluída.

AGRADECIMENTOS

As Professoras Alena Netto, Nathalia Vernin e Rosane Andrade agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) pelo auxílio referente ao processo E-26/010.002251/2019.

REFERÊNCIAS

- Alencar, E. (2016). *Baía de Guanabara: descaso e resistência* (1. ed.). Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll / Mórula.
- Alimi, O. S., Farner Budarz, J., Hernandez, L. M., & Tufenkji, N. (2018). Microplastics and nanoplastics in aquatic environments: aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. *Environmental Science & Technology*, 52(4), 1704-1724.
- Alves, V. E. N., & Figueiredo, G. M. (2019). Microplastic in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 146, 326-335.
- Anbumani, S., & Kakkar, P. (2018). Ecotoxicological effects of microplastics on aquatic organisms: a review. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25, 14373-14396.
- Andrady, A. L. (2015). Persistence of plastic litter in the oceans. In M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 57-72). Cham: Springer.
- Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12-22.
- Arduso, M., Forero-López, A. D., Buzzi, N. S., Spetter, C. V., & Fernández-Severini, M. D. (2021). COVID-19 pandemic repercussions on plastic and antiviral polymeric textile causing pollution on beaches and coasts of South America. *The Science of the Total Environment*, 763, 144365.
- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE. (2019). *Combate às fontes de poluição marinha por resíduos sólidos* (1. ed.). São Paulo: ABRELPE.
- Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, 165-176.
- Bakir, A., Rowland, S., & Thompson, R. C. (2014). Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140, 14-21.
- Baptista Neto, J. A., & Fonseca, E. M. D. (2011). Variação sazonal, espacial e composicional de lixo ao longo das praias da margem oriental da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro) no período de 1999-2008. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11(1), 31-39.
- Baptista Neto, J. A., Carvalho, D. G., Medeiros, K., Drabinski, T. L., Mlo, G. V.; Silva, R. C. O., Silva, D. C. P., Sousa Batista, L., Dias, G. T. M., Fonseca, E. M., & Santos Filho, J. R. (2019). 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.E.
- Barletta, M., Lima, A. R. A., & Costa, M. F. (2019). Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *The Science of the Total Environment*, 651, 1199-1218.
- Bernardino, D., & Franz, B. (2016). Lixo flutuante na Baía de Guanabara: passado, presente e perspectivas para o futuro. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 38, 231-252.
- Bikker, J., Lawson, L., Wilson, S., & Rochman, C. M. (2020). Microplastics and other anthropogenic particles in the surface waters of the Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 156, 111257.
- Birnstiel, S., Soares-Gomes, A., & Gama, B. A. P. (2019). Depuration reduces microplastic content in wild and farmed mussels. *Marine Pollution Bulletin*, 140, 241-247.
- Boucher, J., & Friot, D. (2017). *Primary microplastics in the oceans: a global evaluation of sources*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Boucher, J., Billard, G., Simeone, E., & Sousa, J. (2020). *The marine plastic footprint*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Browne, M. A. (2015). Sources and pathways of microplastics to habitats. In M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 229-244). Cham: Springer
- Carbery, M., O'Connor, W., & Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International*, 115(March), 400-409.
- Carvalho, D. G. D., & Baptista Neto, J. A. (2016). Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, southeast Brazil. *Ocean and Coastal Management*, 128, 10-17.
- Castro, R. O., Silva, M. L. D., & Araújo, F. V. D. (2018). Review on microplastic studies in Brazilian aquatic ecosystems. *Ocean and Coastal Management*, 165(May), 385-400.
- Castro, R. O., Silva, M. L. D., Marques, M. R. C., & Araújo, F. V. D. (2020). Spatio-temporal evaluation of macro, meso and microplastics in surface waters, bottom and beach sediments of two embayments in Niterói, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 160(June), 111537.

- Castro, R. O., Silva, M. L., Marques, M. R. C., & De Araújo, F. V. (2016). Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. *Marine Pollution Bulletin*, 110(1), 555-558.
- Chen, M., Jin, M., Tao, P., Wang, Z., Xie, W., Yu, X., & Wang, K. (2018). Assessment of microplastics derived from mariculture in Xiangshan Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*, 242, 1146-1156.
- Chubarenko, I., Bagaev, A., Zobkov, M., & Esiukova, E. (2016). On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 108(1-2), 105-112.
- Coimbra, J. P. P. (2021). *Atlas da região hidrográfica V: Baía de Guanabara e sistemas lagunares de Maricá e Jacarepaguá* (1. ed.). Resende: AGEVAP.
- Deng, H., Wei, R., Luo, W., Hu, L., Li, B., Di, Y., & Shi, H. (2020). Microplastic pollution in water and sediment in a textile industrial area. *Environmental Pollution*, 258, 113658.
- Dias, G., Silva, R. O., & Santos Filho, J. R. (2021). Evolução geomorfológica da Baía de Guanabara e plataforma continental rasa adjacente nos últimos 40.000 anos. In E. M.Fonseca, J. A. Baptista Neto & F. C. L. Pompermayer, (Eds.), *Baía de Guanabara: um ambiente em transformação* (1. ed., Vol. 1, pp. 73-94). Rio de Janeiro: Ape'Ku Editora.
- Duval, F., Macedo, M., Vieira, K., Farias, P., Amorim, R., Menezes, C. R., Pompermayer, F. C. L., & Fonseca, E. M. (2021). Retrato da pesca artesanal e recreativa na Baía de Guanabara/RJ. In Fonseca, E. M., Baptista Neto, J. A., & Pompermayer, F. C. L. (Ed.), *Baía de Guanabara: um ambiente em transformação* (1. ed., Vol. 1, pp. 509-542). Rio de Janeiro: Ape'Ku Editora.
- Fazey, F. M. C., & Ryan, P. G. (2016). Biofouling on buoyant marine plastics: an experimental study into the effect of size on surface longevity. *Environmental Pollution*, 210, 354-360.
- 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.
- Fistarol, G. O., Coutinho, F. H., Moreira, A. P. B., Venas, T., Cánovas, A., De Paula, S. E. M., Coutinho, R., De Moura, R. L., Valentin, J. L., Tenenbaum, D. R., Paranhos, R., Do Valle, R. A. B., Vicente, A. C. P., Amado Filho, G. M., Pereira, R. C., Kruger, R., Rezende, C. E., Thompson, C. C., Salomon, P. S., & Thompson, F. L. (2015). Environmental and sanitary conditions of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Frontiers in Microbiology*, 6, 1-17.
- Fok, L., & Cheung, P. K. (2015). Hong Kong at the Pearl River Estuary: a hotspot of microplastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 99, 112-118.
- Fonseca, E. M., Almeida, M. P., Fernandes, P. G., Delgado, J. F., Lima, L. S., Azevedo-Netto, A., & Correa, T. R. (2021). Visão geral dos impactos ambientais na Baía de Guanabara. In E. M.Fonseca, J. A. Baptista Neto & F. C. L. Pompermayer (Eds.), *Baía de Guanabara: um ambiente em transformação* (1. ed., Vol. 1, pp. 361-385). Rio de Janeiro: Ape'Ku Editora.
- 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. *The Science of the Total Environment*, 706, 135978.
- Fries, A. S., Coimbra, J. P., Nemazie, D. A., Summers, R. M., Azevedo, J. P. S., Filoso, S., Newton, M., Gelli, G., De 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.
- Galgani, F., Hanke, G., & Maes, T. (2015). Global distribution, composition and abundance of marine litter. In M. Bergmann, L. Gutow & M. Klages (Eds.), *Marine anthropogenic litter* (pp. 29-56). Cham: Springer.
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), 25-29.
- Golwala, H., Zhang, X., Iskander, S. M., & Smith, A. L. (2021). Solid waste: an overlooked source of microplastics to the environment. *The Science of the Total Environment*, 769, 144581.
- Governo do Estado do Rio de Janeiro. (2018). *Plano Estratégico de desenvolvimento urbano integrado da região metropolitana do Rio de Janeiro (PDUI/RMRJ) - Tomo I*. Rio de Janeiro: Consórcio Quanta.
- Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection – GESAMP. (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. *GESAMP Reports and Studies*, 90, 96.
- Hale, R. C., Seeley, M. E., La Guardia, M. J., Mai, L., & Zeng, E. Y. (2020). A global perspective on microplastics. *Journal of Geophysical Research. Oceans*, 125(1), 1-40.
- Harrison, J. P., Schratzberger, M., Sapp, M., & Osborn, A. M. (2014). Rapid bacterial colonization of low-density polyethylene microplastics in coastal sediment microcosms. *BMC Microbiology*, 14(1), 1-15.
- Hitchcock, J. N., & Mitrovic, S. M. (2019). Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. *Environmental Pollution*, 247, 457-466.

- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2011). *Agglomerados subnormais: informações territoriais - Censo Demográfico 2010*. Rio de Janeiro: IBGE.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2020a). *IBGE - Cidades*. Rio de Janeiro: IBGE.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. (2020b). *Malhas territoriais municipais*. Rio de Janeiro: IBGE.
- Instituto Estadual do Ambiente – INEA. (2018). *Mapeamento do uso e cobertura do solo do Estado do Rio de Janeiro no ano de 2018 na escala 1:100.000*. Rio de Janeiro: INEA.
- Jambeck, J., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Marine Pollution*, 347(6223), 768-771.
- Kanhai, L. D. K., Officer, R., Lyashevskaya, O., Thompson, R. C., & O'Connor, I. (2017). Microplastic abundance, distribution and composition along a latitudinal gradient in the Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1-2), 307-314.
- KCI Technologies. (2015). *Diagnóstico do estado da Baía de Guanabara: Programa de Fortalecimento da Governança e da Gestão da Baía de Guanabara*. Rio de Janeiro: Secretaria do Estado do Ambiente.
- Lima, L. R., Gutierrez, R. F., & Cruz, S. A. (2022). A perspective of the COVID-19 pandemic in the plastic waste management and cooperatives of waste pickers in Brazil. *Circular Economy and Sustainability*, 2, 903-913.
- Lusher, A., Hollman, P., & Mendoza-Hill, J. (2017). *Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*. Rome: FAO.
- Matsuguma, Y., Takada, H., Kumata, H., Kanke, H., Sakurai, S., Suzuki, T., Itoh, M., Okazaki, Y., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Weerts, S., & Newman, B. (2017). Microplastics in sediment cores from Asia and Africa as indicators of temporal trends in plastic pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 73(2), 230-239.
- Mceachern, K., Alegria, H., Kalagher, A. L., Hansen, C., Morrison, S., & Hastings, D. (2019). Microplastics in Tampa Bay, Florida: abundance and variability in estuarine waters and sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 148, 97-106.
- Montenegro, M., Vianna, M., & Teles, D. B. (2020). *Atlas do Plástico: fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintético* (1. ed.). Rio de Janeiro: Fundação Heinrich Böll.
- Nakano, H., Arakawa H., & Tokai T. (2021). Microplastics on the sea surface of the semi-closed Tokyo Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111887.
- Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2020). Plastic debris in the marine environment: history and future challenges. *Global Challenges (Hoboken, NJ)*, 4(6), 1900081.
- Napper, I. E., Wright, L. S., Barrett, A. C., Parker-Jurd, F. N. F., & Thompson, R. C. (2022). Potential microplastic release from the maritime industry: abrasion of rope. *The Science of the Total Environment*, 804, 150155.
- 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.
- Ostle, C., Thompson, R. C., Broughton, D., Gregory, L., Wootton, M., & Johns, D. G. (2019). The rise in ocean plastics evidenced from a 60-year time series. *Nature Communications*, 10(1), 8-13.
- Pereira, T. D. C., Araújo, D. B., & Bila, D. M. (2021). Microplásticos em estação de tratamento de esgoto: uma revisão. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, 14(2), 917.
- Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro – PERS-RJ. (2013). *Relatório síntese*. Rio de Janeiro: Governo do Estado do Rio de Janeiro & Ecologus Engenharia Consultiva LTDA.
- Plastics Europe. (2021). *Plastics – the fact 2021*. Brussels: Plastics Europe Market Research Group.
- Programa de Saneamento Ambiental – PSAM. (2019). *Mapas*. Rio de Janeiro: PSAM.
- Projeto Grael. (2015). *Programa Guanabara Viva*. Rio de Janeiro: Instituto Rumo Náutico, Instituto Baía de Guanabara & Secretaria Estadual do Ambiente.
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M. C. A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., & Giorgini, E. (2021). Plasticenta: first evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, 146, 106274.
- Rangel, C. M. A., & Oliveira, P. S. (2021). Bacia de drenagem da Baía de Guanabara. In Fonseca, E. M., Baptista Neto, J. A., & Pompermayer, F. C. L. (Ed.), *Baía de Guanabara: um ambiente em transformação* (1. ed., Vol. 1, pp. 121-146). Rio de Janeiro: Ape'Ku Editora.
- Rani-Borges, B., Martins, T. F. G., & Pompêo, M. (2021). Status of Brazilian research on microplastics present in aquatic ecosystems: freshwater. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 16(1), 106-117.

- Rosa, M. F. M., & Mattos, U. A. O. (2010). A saúde e os riscos dos pescadores e catadores de caranguejo da Baía de Guanabara. *Ciência & Saúde Coletiva*, 15(1), 1543-1552.
- Santos, A. D. O., Nascimento, M. T. L., Carvalho, D. G., Baptista Neto, J. A., & Bila, D. M. (2018). Evaluation of the presence of Bisphenol A and microplastics in the bottom sediments of Guanabara Bay. In *Proceedings of 6th International Conference on Sustainable Solid Waste Management*. Atenas: National Technical University of Athens.
- Schwabl, P., Koppel, S., Konigshofer, P., Bucsecs, T., Trauner, M., Reiberger, T., & Liebmann, B. (2019). Detection of various microplastics in human stool: a prospective case series. *Annals of Internal Medicine*, 171(7), 453-457.
- Shim, W. J., Hong, S. H., & Eo, S. E. (2017). Identification methods in microplastic analysis: a review. *Analytical Methods*, 9(9), 1384-1391.
- Silva, M. L. D., Sales, A. S., Martins, S., Castro, R. O., & Araújo, F. V. D. (2016). The influence of the intensity of use, rainfall and location in the amount of marine debris in four beaches in Niteroi, Brazil: Sossego, Camboinhas, Charitas and Flechas. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1-2), 36-39.
- Silva, M. M., Maldonado, G. C., Castro, R. O., De Sá Felizardo, J., Cardoso, R. P., Anjos, R. M. D., & Araújo, F. V. D. (2019). Dispersal of potentially pathogenic bacteria by plastic debris in Guanabara Bay, RJ, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 141(March), 561-568.
- Soares-Gomes, A., Gama, B. A. P., Baptista Neto, J. A., Freire, D. G., Cordeiro, R. C., Machado, W., Bernardes, M. C., Coutinho, R., Thompson, F. L., & Pereira, R. C. (2016). An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Regional Studies in Marine Science*, 8, 319-330.
- Toledo, G. de A., Cohen, S. C., Kligerman, D. C., & Saggiaro, E. M. (2020). Cidade do Rio de Janeiro (RJ) sustentável? Análise da evolução do planejamento para o Esgotamento Sanitário. *Saúde em Debate*, 44, 234-250.
- United Nations Environment Programme – UNEP. (2016). *Marine plastic debris and microplastics: global lessons and research to inspire action and guide policy change*. Nairobi: United Nations Environment Programme.
- United Nations Environment Programme – UNEP. (2018). *Mapping of global plastics value chain and plastics losses to the environment (with a particular focus on marine environment)*. Nairobi: UNEP.
- Urban, R. C., & Nakada, L. Y. K. (2021). COVID-19 pandemic: solid waste and environmental impacts in Brazil. *Science of the Total Environment*, 755, 142471.
- Van Der Molen, J., Van Leeuwen, S. M., Govers, L. L., Van Der Heide, T., & Olf, H. (2021). Potential micro-plastics dispersal and accumulation in the North Sea, with application to the MSC Zoe incident. *Frontiers in Marine Science*, 8, 607203.
- Vasquez-Molano, D., Molina, A., & Duque, G. (2021). Spatial distribution and increase of microplastics over time in sediments of Buenaventura Bay, Colombian Pacific. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(1), 27-42.
- Wang, F., Wang, B., Duan, L., Zhang, Y., Zhou, Y., Sui, Q., Xu, D., Qu, H., & Yu, G. (2020). Occurrence and distribution of microplastics in domestic, industrial, agricultural and aquacultural wastewater sources: a case study in Changzhou, China. *Water Research*, 182, 115956.
- Wang, F., Wong, C. S., Chen, D., Lu, X., Wang, F., & Zeng, E. Y. (2018). Interaction of toxic chemicals with microplastics: A critical review. *Water Research*, 139, 208-219.
- Waring, R. H., Harris, R. M., & Mitchell, S. C. (2018). Plastic contamination of the food chain: a threat to human health? *Maturitas*, 115, 64-68.
- Wright, L. S., Napper, I. E., & Thompson, R. C. (2021). Potential microplastic release from beached fishing gear in Great Britain's region of highest fishing litter density. *Marine Pollution Bulletin*, 173, 113115.
- Wright, L. S., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution*, 178, 483-492.
- Xu, C., Zhou, G., Lu, J., Shen, C., Dong, Z., Yin, S., & Li, F. (2022). Spatio-vertical distribution of riverine microplastics: impact of the textile industry. *Environmental Research*, 211, 112789.
- Yadav, V., Sherly, M. A., Ranjan, P., Tinoco, R. O., Boldrin, A., Damgaard, A., & Laurent, A. (2020). Framework for quantifying environmental losses of plastics from landfills. *Resources, Conservation and Recycling*, 161, 104914.
- Zhang, K., Shi, H., Peng, J., Wang, Y., Xiong, X., Wu, C., & Lam, P. K. S. (2018). Microplastic pollution in China's inland water systems: a review of findings, methods, characteristics, effects, and management. *The Science of the Total Environment*, 630, 1641-1653.
- Zhou, G., Wang, Q., Zhang, J., Li, Q., Wang, Y., Wang, M., & Huang, X. (2020). Distribution and characteristics of microplastics in urban waters of seven cities in the Tuojiang River basin, China. *Environmental Research*, 189, 109893.

Contribuição dos autores:

Victor Cesar Carneiro Silva: contextualização do trabalho, metodologia e redação inicial.

Rosane Cristina de Andrade: contextualização do trabalho, administradora do projeto e responsável pela curadoria dos dados, correções e revisão final.

Nathalia Salles Vernin: levantamentos de dados complementares a pesquisa, análise formal dos dados, correções e revisão final.

Alena Torres Netto: metodologia, levantamentos de dados complementares a pesquisa, visualização geral do artigo, correções e revisão final.