

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS - UFAM
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA - ICET
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA

MANOEL HENRIQUE DE SOUZA NETO

**CONTAMINAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NOS IGARAPÉS DA ÁREA URBANA
DO MUNICÍPIO DE ITACOATIARA (AM)**

ITACOATIARA-AM

2022

MANOEL HENRIQUE DE SOUZA NETO

**CONTAMINAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NOS IGARAPÉS DA ÁREA URBANA
DO MUNICÍPIO DE ITACOATIARA (AM)**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação apresentado ao Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia da Universidade Federal do Amazonas como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Yomar Hattori

ITACOATIARA-AM

2022

Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

N469c Neto, Manoel Henrique de Souza
Contaminação de microplásticos nos igarapés da área urbana do município de Itacoatiara (AM) / Manoel Henrique de Souza Neto . 2022
41 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Gustavo Yomar Hattori
TCC de Graduação (Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Microplásticos. 2. Águas superficiais. 3. Sedimentos. 4. Região Amazônica. I. Hattori, Gustavo Yomar. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título

MANOEL HENRIQUE DE SOUZA NETO

**CONTAMINAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NOS IGARAPÉS DA ÁREA URBANA
DO MUNICÍPIO DE ITACOATIARA (AM)**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação apresentado ao Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia da Universidade Federal do Amazonas como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária.

Aprovado (X) Reprovado () em: 30 de agosto de 2022

BANCA EXAMINADORA

Prof. Gustavo Yomar Hattori-UFAM

Prof. Ricardo Takashi Kuwano-UFAM

Prof. Mariana Medeiros Batista-UFAM

AGRADECIMENTOS

Primeiramente quero agradecer a Deus, por ter me dado saúde, força e coragem para superar todas as dificuldades no decorrer da graduação.

Aos meus pais, Antônio Luiz Martins de Negreiros e Glorinha Castro de Souza, que sempre tiveram ao meu lado nas horas difíceis e felizes da minha vida, e que nunca mediram esforços para que esse sonho se tornasse realidade.

Agradeço aos meus professores que sempre estiveram dispostos a ajudar e contribuir para um melhor aprendizado em especial ao meu orientador Prof. Dr. Gustavo Yomar Hattori. Agradeço também a minha instituição por ter me dado à chance e todas as ferramentas que permitiram chegar hoje ao final desse ciclo de maneira satisfatória.

Aos meus amigos, Diego dos Santos Roque e Yana Gomes Inhuma que sempre estiveram ao meu lado, me apoiando e ajudando em vários desafios no decorrer da graduação, e ao meu amigo Gabriel dos Anjos Guimarães que me auxiliou nas atividades laboratoriais e na parte estatística deste trabalho.

RESUMO

A poluição plástica é uma ameaça para sociedade causada principalmente por fatores antrópicos. Os plásticos quando expostos condições ambientes, podem ser fragmentados em diferentes formas, cores e tamanho, sendo classificados como mega, macro, meso e microplásticos (MPs). Rios e igarapés são os principais corpos d'água utilizados como meio de transporte desses poluentes para os oceanos. O objetivo do trabalho foi analisar a presença de microplásticos em águas superficiais e sedimentos dos igarapés (Ingaipáua; Jauary; Doca e Serpa) com conexão ao Rio Amazonas na área urbana do Município de Itacoatiara (AM). Amostras de águas superficiais e sedimentos dos igarapés foram coletadas no período de seca e cheia. Os resultados mostram a contaminação de MPs nas amostras de águas superficiais e sedimentos em todos os igarapés urbanos analisados. A maior abundância MPs registrada foi de tamanho de 1 a 5 mm na cor azul escuro e formato de fibra. A concentração de MPs nas amostras de águas superficiais não está correlacionada diretamente com a abundância de MPs nos sedimentos (N=12; $r_s = -0,104$; $p > 0,05$). Os resultados mostram que apenas 2 igarapés (Jauary e Serpa) no período de seca estavam drenando água para o Rio Amazonas, com uma estimativa média de quantitativo de MPs de 0,010 MPs/s para o Igarapé do Jauary e de 0,000438 MPs/s para o Igarapé do Serpa, respectivamente. Informações sobre a presença e mobilidade de MPs em corpos d'água da região amazônica são importantes para estudos futuros sobre os impactos ambientais que esses poluentes podem causar nos ecossistemas aquáticos.

Palavra-chave: Microplásticos; Águas superficiais; Sedimentos; Região Amazônica.

ABSTRACT

Plastic pollution is a threat to society caused mainly by anthropic factors. Plastics, when exposed to ambient conditions, can be fragmented into different shapes, colors and sizes, being classified as mega, macro, meso and microplastics (MPs). Rivers and streams are the main bodies of water used as a means of transporting these pollutants to the oceans. The objective of this work was to analyze the presence of microplastics in surface waters and sediments of streams (Ingaipáua; Jauary; Doca and Serpa) connected to the Amazon River in the urban area of the Municipality of Itacoatiara (AM). Samples of surface water and sediments from streams were collected during the dry and high seasons. The results show PM contamination in surface water and sediment samples in all urban streams analyzed. The highest MPs abundance recorded was from 1 to 5 mm in dark blue color and fiber shape. The concentration of PMs in surface water samples is not directly correlated with the abundance of PMs in the sediments ($N=12$; $r_s = -0.104$; $p > 0.05$). The results show that only 2 streams (Jauary and Serpa) in the dry season were draining into the Amazon River, with an average estimate of MPs quantity of 0.010 MPs/s for Igarapé do Jauary and 0.000438 MPs/s for the Serpa Igarapé, respectively. Information on the presence and mobility of PMs in water bodies in the Amazon region is important for future studies on the environmental impacts that these pollutants can cause in aquatic ecosystems.

Keywords: Microplastics; Surface waters; sediments; Amazon region

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
2 OBJETIVOS	10
2.1 OBJETIVO GERAL	10
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
3.1 PLÁSTICOS	11
3.2 MICROPLÁSTICOS	11
3.3 MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS E SEDIMENTOS.....	12
3.4 IMPACTOS AMBIENTAIS.....	13
4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	15
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	15
4.2 COLETA DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E SEDIMENTOS	17
4.3 PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E SEDIMENTOS.....	18
4.4 IDENTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS.....	18
4.5 ESTIMATIVA DE QUANTIDADE MÉDIA DE MICROPLÁSTICOS DESTINADOS AO RIO AMAZONAS NO PERÍODO DE SECA	19
4.6 ANÁLISE DOS DADOS	19
5 RESULTADOS	21
5.1. PRESENÇA DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS E SEDIMENTOS DOS IGARAPÉS.....	21
5.2 ESTIMATIVA DE QUANTIDADE MÉDIA DE MICROPLÁSTICOS DESTINADOS AO RIO AMAZONAS NO PERÍODO DE SECA	29
6 DISCUSSÕES	30
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	33
REFERÊNCIAS.....	34

1 INTRODUÇÃO

No atual cenário global de aceleração industrial e crescimento populacional, a procura por um desenvolvimento sustentável fica cada vez mais indispensável. Assim, aumentam as discussões e preocupações referentes ao grande consumo de plásticos no mundo (LOPES *et al.*, 2020). A poluição plástica vem sendo uma ameaça para a sociedade há décadas, devido principalmente aos fatores antropogênicos (OGUNOLA; ONADA; FALAYE, 2018), como a criação e crescimento de centros urbanos, perfil socioeconômico, destinação inadequada dos resíduos plásticos e entre outros (CUNHA, 2017).

As ineficiências operacionais no saneamento básico contribuem para a distribuição dos plásticos no meio ambiente, devido à baixa eficiência do tratamento de efluentes urbanos, bem como transbordamento oriundo dos fatores naturais como ventos e chuvas intensas (ERIKSEN *et al.*, 2013). No Amazonas, a situação não é diferente, os esgotos são lançados sem nenhum tratamento em igarapés, lagos e rios, e uma grande quantidade de domicílios urbanos descartam os resíduos sólidos diretamente nesses corpos hídricos, podendo contribuir diretamente na contaminação dos mesmos (MAZZA *et al.*, 2014).

O material plástico exposto as condições naturais (raios ultravioletas (UV), chuvas, ventos e entre outros) sofrem o processo de fragmentação e origina os detritos, conhecidos como microplásticos (MPs) (SOUZA, 2020). A ocorrência e distribuição de MPs em ambientes marinhos e de água doce são uma ameaça emergente aos ecossistemas aquáticos (WRIGHT; THOMPSON; GALLOWAY, 2013).

A poluição por MPs no ambiente aquático, tornou-se uma das principais preocupações dos pesquisadores, pois partículas plásticas foram identificadas nas superfícies da água, coluna d'água e sedimentos (FIRDAUS; TRIHADININGRUM; LESTARI, 2020). Os MPs depositados em sedimentos são mais fáceis de serem ingeridos por organismos de várias espécies (ALVES; FIGUEREDO, 2019).

Ambientes de água doce localizados em áreas remotas e subdesenvolvidas, apresentam poluição de MPs devido ao carregamento pela água e vento proveniente das áreas urbanizadas (FREE *et al.*, 2014). Os igarapés e rios atuam como importantes condutores e acumuladores de MPs, pois são identificados em maior abundância no sedimento em relação com a coluna de água, podendo ser considerado como sumidouros para os MPs (HOELLEIN *et al.*, 2019).

Os conhecimentos atuais sobre acumulação e os efeitos de MPs em sistema de água doce ainda são escassos em relação ao sistema marinho. Poucas informações estão disponíveis sobre a presença de MPs em igarapés na região amazônica, principalmente no interior do Estado do Amazonas. A ausência de tratamento de efluente e resíduos sólidos nessa região, torna ainda mais importante compreender como esses poluentes podem estar presentes nos corpos hídricos afluentes do Rio Amazonas.

Nesse contexto, o presente trabalho busca descrever como os cursos d'água das áreas urbanas no interior do Estado do Amazonas podem contribuir para poluição dessas partículas além de serem transportadas para o Rio Amazonas. Informações obtidas são importantes para elaboração de políticas ambientais para o monitoramento e fiscalização do descarte de resíduos plásticos em corpos d'água da região.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar a presença de microplásticos nos igarapés com conexão ao Rio Amazonas localizados na área urbana do município de Itacoatiara (AM).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

a) Quantificar e caracterizar (tamanho, cor e formato) os microplásticos nas amostras de águas superficiais e sedimentos nos períodos de seca e cheia.

b) Estimar a quantidade média de microplásticos que pode ser destinado ao Rio Amazonas no período de seca.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PLÁSTICOS

O plástico surgiu no século XVII e aceleradamente se tornou parte de quase tudo que utilizamos no dia a dia: computadores, celulares, embalagens, calçados, automóveis e dentre outros. Por serem versáteis, baratos, maleáveis e duráveis, colaboram para o crescimento social, econômico e científico (HOSLER; BURKETT; TARKANIAN, 1999). O grande consumo e o rápido descarte aliados às suas propriedades físico-químicas como taxa de biodegradação muito lenta, bem como a coleta e reciclagem inadequadas dos resíduos plásticos estão levando a um acúmulo visível (YANG *et al.*, 2021).

O plástico é um composto orgânico sintético, oriundo de processos de polimerização de matérias-primas orgânicas e inorgânicas, como o carbono, silício, hidrogênio, oxigênio e cloreto, que pode ser extraído de petróleo, carvão ou gás natural (CUTRONEO *et al.*, 2020). A fabricação e a produção de resíduos plásticos, já superou a produção de qualquer outro material, dessa maneira, sem um sistema de gerenciamento que dê conta de forma correta desses resíduos (RODRÍGUEZ, 2021), acabam gerando uma grande preocupação, uma vez que a comunidade científica vem relatando uma série de efeitos diversos ocasionados por esses resíduos na saúde humana e no ambiente (THOMPSON *et al.*, 2009).

3.2 MICROPLÁSTICOS

Uns dos grandes problemas da sociedade é a imensa quantidade de artefatos plásticos indevidamente descartados no meio ambiente, onde sofrem constante processo de fragmentação (BORGES; CARLOS; POMPÊO, 2021). Os resíduos plásticos podem ser encontrados em diferentes tamanhos no ambiente (GUILHERME, 2020). Estes tamanhos podem ser classificados como mega, sendo resíduos superiores a 100 mm, macro possuindo entre 20 a 100 mm, meso para os resíduos plásticos sintéticos entre 5 a 20 mm e, os MPs, sendo caracterizados como inferiores a 5 mm (MACHOVSKY-CAPUSKA *et al.*, 2019).

Os MPs são amplamente definidos como pequenos pedaços de plásticos e podem ser classificados de acordo com inúmeras de suas características físicas e químicas, como tipo de polímero, cor, e formato, mas um dos mais empregados

classificações refere-se a sua rota de origem dividindo em duas categorias como: MPs primários e secundários (COLE *et al.*, 2011).

Os MPs primários são aqueles produzidos propositalmente para aplicações comerciais, e são identificados principalmente em têxtis, produtos de agente de limpeza, produtos de higiene pessoal e cosméticos (LI; LIU; CHEN, 2018), ou seja, são partículas que existem como resultado de sua liberação direta e que acabam no meio ambiente por meio de estação de tratamento de esgoto, aterros sanitários ou a deposição de resíduos sólidos em locais inadequados (BORGES; CARLOS; POMPÊO, 2021).

Os MPs secundários são aqueles que se origina da fragmentação de plásticos maiores expostos ações das intempéries e assim podem desencadear diferentes mecanismos de degradação que incluem: biológica, física e química, como por exemplo: biodegradação (ação de organismos vivos como micróbios), fotodegradação (ação da luz - geralmente luz solar; um dos processos de degradação mais rápidos), degradação termooxidativa (decomposição em temperatura moderada) e hidrólise (reação com a água) (MALANKOWSKA; GORRIZ; CORONAS, 2021), tornando-se assim mais frágeis e se fragmentam em partículas progressivamente menores (OLIVATTO *et al.*, 2018). Esses fragmentos podem ser oriundos de redes de pesca, fibras de linha, matérias-primas industriais, produtos de consumo, utensílios domésticos e pellets (EERKES-MEDRANO; THOMPSON; ALDRIDGE, 2015).

3.3 MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS E SEDIMENTOS

Os detritos plásticos são amplamente reconhecidos como um importante poluente ambiental marinho (CARVALHO; NETO, 2016). Os MPs vêm de origem continentais que entram no meio marinho principalmente por meio de rios, efluentes urbanos e escoamento de sedimento de praia e campos vizinhos (BARBOZA *et al.*, 2018). A outra parte origina-se de insumo diretos como atividades de recreação (perda de redes na pesca liberado durante as atividades marítimas, incluindo o turismo) (BARBOZA *et al.*, 2018).

De acordo com Munari *et al.* (2017), que realizaram um estudo sobre a contaminação por MPs nos sedimentos do mar Ross na Antártida, registraram cerca de 78,4% dos detritos, composta predominantemente por fibras de plástico. O estudo permitiu realçar que os plásticos já atingiram a maioria dos habitats marinhos e até os locais mais primitivos, como o fundo do mar da Antártida.

A distribuição de MPs tanto em sistemas de água doce como em sistemas marinhos era desconhecida. Nos últimos anos, estudos identificaram MPs em vários sistemas de água doce como por exemplo: América do Norte, na bacia de Los Angeles (MOORE; LATTIN; ZELLERS, 2011). Segundo Klein *et al.* (2018), a água doce pode ser considerada uma fonte de contaminação de MPs, principalmente quando oriunda de estações de tratamento de águas residuárias.

A presença de MPs em ambientes de água doce é causada pelos despejos, além de outros fatores que incluem proximidade com os centros urbanos, densidade populacional nas imediações de rios e lagos, tempo de residência que o plástico se encontra na água, tipo de gerenciamento dos resíduos sólidos e o tratamento dos esgotos (BARBOSA, 2018). Estudo realizado por Eriksen *et al.* (2013), registrou que corpos d'água como rios e lagos de água doce, que se localizam próximas as áreas com alta densidade de população, apresentam maior abundância de MPs.

Apesar da importância dos ecossistemas aquáticos continentais, existem poucos estudos sobre MPs em sedimentos de rios (HORTON *et al.*, 2017). Estudos realizados nos grandes rios amazônico, revelou a presença ampla de distribuição de MPs em sedimentos nas regiões do Baixo Solimões, Baixo Negro e Alto Rio Amazonas (GEROLIN *et al.*, 2020).

De acordo com Lebreton *et al.* (2017), o Rio Amazonas pode transportar em média 38.900 (entre 32.200 e 63.800) toneladas por ano de plástico, sendo considerado o 7º maior rio poluidor do mundo. A bacia hidrográfica do Rio Amazonas cobre mais de 6 milhões de km² do Norte da América do Sul, podendo ser a maior fonte do planeta em volume de água transportado para os oceanos, levando em média, cerca de $6,9 \times 10^{12}$ m³/ano de água para o Atlântico. Além disso, o Rio Amazonas também é o maior do mundo em comprimento do seu maior canal, com quase 7000 km, que tem origem nos Andes Peruano e deságua no Atlântico (BICUDO, 2017).

3.4 IMPACTOS AMBIENTAIS

Os MPs vem sendo um problema crescente em todo o mundo, apresentando riscos ambientais (HARA; FRIAS; NASH, 2020). Durante o processo de transporte, o plástico vai se fragmentando até atingir um tamanho mínimo suficiente para ser associado as cadeias de fito e zooplâncton ou, dependendo da origem química do polímero, o mesmo pode associar-se a sedimentos. Quando associado ao sedimento pode servir de comida de peixes bentônicos, invertebrados que ingerem sedimentos,

além de associar-se a plantas e serem então ingeridos por outros animais, como aves (LUZ, 2018).

O transporte dos MPs pode ser dividido em movimento horizontal e vertical que está profundamente relacionado à velocidade do fluxo, profundidade, mudança de fluxo, topografia do fundo da água e velocidade do vento (DU *et al.*, 2021).

Os MPs podem ser adsorvidos por organismos de diferentes níveis tróficos e com diferentes estratégias de alimentação, assim eles podem entrar na cadeia alimentar e se acumular em níveis tróficos mais elevados (YANG *et al.*, 2021). Esse processo pode chegar ao ser humano considerando a expressividade da alimentação de origem marinha ao redor do mundo como peixes, moluscos e entre outros (PEREIRA *et al.*, 2021).

A influência de MPs na água pode exercer efeitos nos organismos de água doce e marinhos, podendo ser divididos em físicos e químicos (DU *et al.*, 2021). A ingestão pode apresentar riscos para os animais, pois a presença dessas partículas pode acarretar na obstrução do trato digestivo, que podem evitar a passagem dos alimentos, e isso pode ocasionar uma falsa sensação de saciedade, levando o animal a desnutrição (OLIVATO, 2017), problemas reprodutivos, comprometimentos comportamentais, redução de sobrevivência e aumento da mortalidade (HA; YEO, 2018). Além disso, os MPs podem servir como potencial vetor de exposição e transferência de outros poluentes encontrados no meio aquático, como por exemplo os metais (GEROLIN *et al.*, 2020).

Os MPs enquanto estão presente no ambiente, podem aglomerar Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs). Estes poluentes são produtos químicos altamente estáveis, persistentes no ambiente e são compostos bioacumuláveis e tóxicos para os organismos, incluindo o homem (LEONOR, 2020). Os efeitos toxicológicos ocasionados por produtos químicos tóxicos e aditivos adsorvidos nos MPs, podem ser cancerígenos, acarretando a desregulação endócrina (YANG *et al.*, 2021).

A toxicidade de MPs já foi encontrada em diversos organismos, incluindo peixes, anfíbios, répteis, mamíferos e crustáceos (SANTOS *et al.*, 2021). Além dos efeitos tóxicos dos MPs na biota aquática, os organismos terrestres também estão vulneráveis a tal poluição, através da inalação e ingestão de alimentos contaminados (OLIVATTO *et al.*, 2018).

4 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Município de Itacoatiara (AM) se localiza na margem esquerda do Rio Amazonas, considerado o principal rio da região possuindo 13 bacias conjugadas (COSTA; PIMENTEL; CAVALCANTE, 2020). No ano de 2010, o município possuía uma população de 86.839 habitantes, com uma estimativa para o ano de 2021 de 104.046 habitantes, e sua área territorial em 2021 era de 8.891,906 km² (IBGE, 2022).

Os igarapés selecionados para o estudo foram: Igarapé do Jauary; Igarapé do Serpa; Igarapé do Doca e o Igarapé do Ingaipáua (Figura 1). Esses igarapés foram escolhidos por serem os únicos que possuem conexão com o Rio Amazonas e estarem situados dentro do perímetro urbano. Como no Estado do Amazonas o tratamento de águas residuárias é precário, principalmente no interior do estado, a maioria dos esgotos das residências localizados próximos aos igarapés selecionados, são despejados sem nenhum tratamento nos mesmos (observação pessoal).

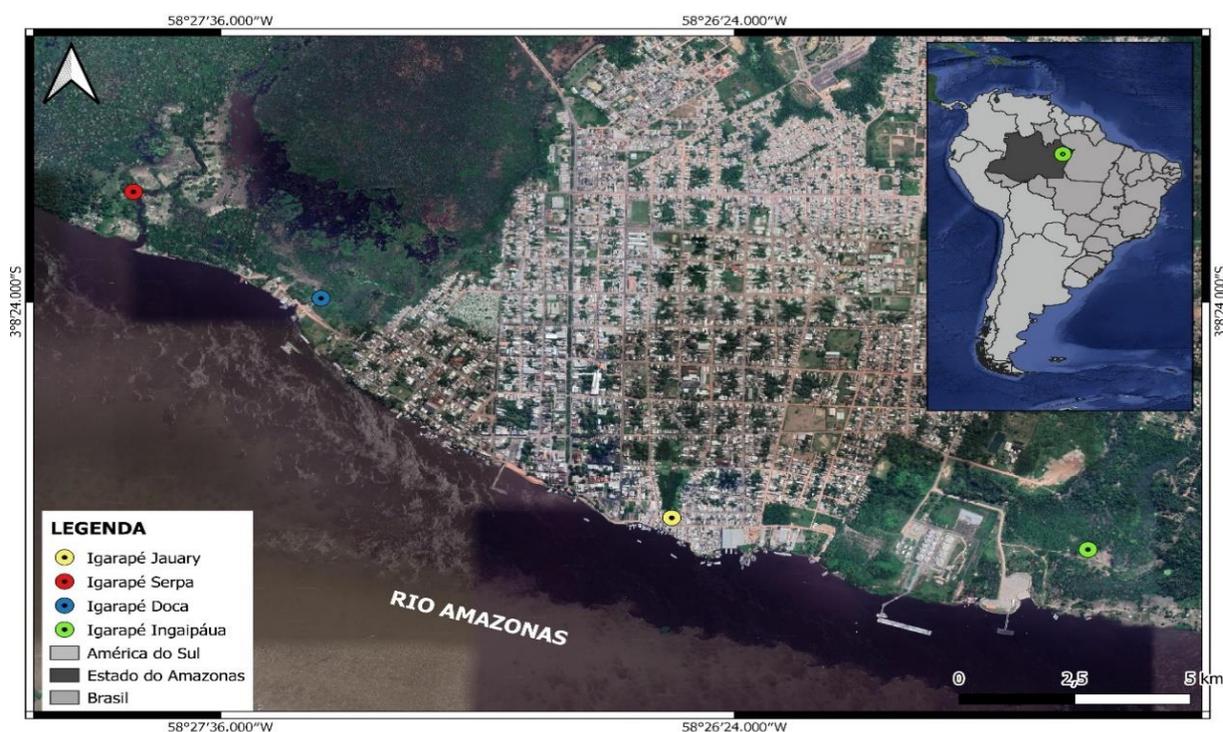


Figura 1- Localização dos igarapés

Os Igarapés do Jauary e Serpa foram caracterizados pela vazão durante o período de seca na região, pois eram os únicos que estavam drenando para o Rio Amazonas. O cálculo da vazão não foi realizado no período de cheia, devido ao Rio

Amazonas estar drenando para os igarapés (fluxo contrário), além de fazer uma ligação por água de superfície formando uma planície única alagada.

Segundo Carvalho (2008) a vazão é o volume de água que passa em parte de um trecho do canal fluvial em um determinado tempo, de acordo com o Sistema Internacional (SI) de medidas, essa vazão normalmente em m^3/s . Utiliza-se três variáveis para o cálculo, a velocidade média de fluxo (V_M), a largura do canal (W) e a profundidade média na seção transversal do canal (h), representados pela seguinte equação 1:

$$Q = (W \cdot h) \cdot V_M \quad (1)$$

Onde:

Q = Vazão (m^3/s)

W = Largura do Canal (m)

h = Profundidade média da Seção Transversal (m)

V_M = Velocidade Média de Fluxo (m/s)

Para estimar a velocidade, foi utilizado o método flutuador, que consiste em medir a velocidade da água, usando objetos flutuantes em trechos pré-determinados (SANTOS; FERREIRAS, 2019). Para este estudo, foi utilizado uma garrafa de plástico e estipulado uma distância 3 metros para o objeto flutuador percorrer durante 3 vezes em cada ponto. Foi realizada a média e usada a Equação 2 apresentada por Carvalho (2008) para transformar os dados obtidos pelo método flutuador em m/s.

$$V = D/T \quad (2)$$

Onde:

V = Velocidade (m/s)

D = Distância que o objeto flutuador percorreu (m)

T = Tempo que o objeto flutuador percorreu (s)

Para calcular a vazão utiliza-se a velocidade média, no entanto é necessário converter os valores, pois o método flutuador se obtém a velocidade superficial e que o fator de conversão varia de canal a canal. E esse valor pode variar entre 0,7 e 0,9

(STEVAUX; LATRUBESSE, 2017). Porém, neste estudo foi utilizado valor de 0,9 que é recomendado para rios com fundo barrento (Equação 2):

(2)

$$V_m = 0,9 \cdot V_s$$

Onde:

V_m = Velocidade média (m/s)

V_s = Velocidade Superficial (m/s)

Para obter informações em relação as variáveis como profundidade e largura de cada ponto, foi utilizado uma trena. A profundidade foi extraída 3 vezes em cada ponto, e foi realizada a média da profundidade.

Os cálculos de vazão para cada ponto foram realizados (nos 3 pontos que foram selecionados para a coleta de água e sedimento no período de seca) de cada igarapé, em seguida foi extraída média, para obter a vazão média de cada igarapé.

4.2 COLETA DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E SEDIMENTOS

A coleta de águas superficiais no período da seca foi realizada por metodologia adaptada de Bicudo e Bicudo (2004). Foram selecionados 3 pontos (com 3 triplicadas 2 margens e 1 porção central), totalizando 9 amostras para cada igarapé. No período de cheia a coleta foi realizada nos mesmos pontos que foram coletados no período de seca (com 3 triplicadas: 1 lateral direito, 1 lateral esquerdo e 1 porção central). As amostras foram coletadas na coluna d'água de 20 a 30 cm de profundidade por meio de garrafas PET. Para extração dos MPs, um total de 2 litros de águas superficiais foi coletado para cada ponto selecionado.

Para determinar a abundância de MPs nos sedimentos, no período de seca foi realizada em ambas as margens (de cada ponto) juntamente com o período da coleta de águas superficiais já descrito anteriormente. No período de cheia a coleta foi realizada na margem da planície alagada, pois os igarapés formam um lago, e assim surgem nova margem diferente do período de seca. Um total de 150 g de sedimento foi coletado com o auxílio de uma colher de aço inox (ZHAO *et al.*, 2018) a uma profundidade de 5 cm para cada ponto amostral. O sedimento coletado foi transferido para potes de vidro lacrados e identificados para cada amostra e armazenados em uma caixa de isopor. Todo material coletado foi encaminhado para o laboratório, na

qual foram armazenados e congelados a $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ para garantia da integridade da amostra.

4.3 PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS DE ÁGUAS SUPERFICIAIS E SEDIMENTOS

Conforme a metodologia adaptada de Barrows *et al.* (2017), que recomenda para cada litro de amostra de águas superficiais dividir em 2 partes (500 mL), de forma a garantir que nenhum MPs permaneça na garrafa. Cada parte foi filtrada com auxílio de uma bomba a vácuo e papel filtro Whatmann (tamanho de poro $1,0\text{ }\mu\text{m}$). Após isso foi transferida para placas de Petri, na qual permaneceram em temperatura ambiente por 24 horas para secagem dos filtros.

Para cada ponto amostral de sedimentos foi utilizado a metodologia proposta por Zhao *et al.* (2018) com adaptações. Todo sedimento coletado foi seco na estufa a uma temperatura de 70°C durante 72 h. Para cada amostra, foi retirada 60 g de sedimento e adicionado 200 mL de solução salina concentrada. A nova amostra foi agitada manualmente por 1 minutos e após 5 minutos de sedimentação, o sobrenadante foi transferido cuidadosamente para um outro béquer e este processo de isolamento foi repetido três vezes para cada amostra de sedimentos, de forma a garantir uma melhor eficiência na remoção dos MPs contidos no recipiente. Após essa etapa, 5 mL de 30% de peróxido de hidrogênio foi adicionado para cada béquer contendo a solução salina de 200 mL, para degradação da matéria orgânica.

Após 24h de degradação, o sobrenadante foi retirado com auxílio de uma bomba a vácuo em filtro Whatmann (tamanho de poro $1,0\text{ }\mu\text{m}$) (ZHAO *et al.*, 2018) e, em seguida, foi transferida para placas de Petri, na qual permaneceram em temperatura ambiente por 24 horas para secagem dos filtros.

4.4 IDENTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS

Os MPs encontrados presos nos filtros foram quantificados e fotografados usando um estereoscópico acoplado a um sistema de análise de imagem. A metodologia de Zhang *et al.* (2019) foi utilizada para identificação dos MPs, de acordo com seu tamanho, cor e forma. A figura 2 demonstra as etapas de coletas, preparação dos materiais e identificação dos MPs.

De acordo com esses autores, os MPs foram medidos e classificados quanto ao comprimento máximo em 3 grupos: de 0,1 a 0,5 mm; 0,5 a 1,0 mm; 1,0 a 5,0 mm. As cores, como azul, vermelho e verde foram utilizadas para classificar as cores do

MPs. Por fim, as formas dos MPs registrados foram relacionadas em fibras e fragmentos. Para este estudo, apenas partículas com tamanho entre 0,1 a 5,0 mm foram analisadas, caracterizando os MPs.



Figura 2- Etapas de coletas, preparação dos materiais e identificação dos MPs. Coleta de águas superficiais (período cheia) (a). Coleta de águas superficiais (período seca) (b). Coleta de sedimentos (período seca) (c). Coleta de sedimentos (período cheia) (d). Preparação das amostras de águas superficiais (e). Preparação das amostras de sedimentos (f). Preparação das amostras de sedimentos (g). Análises das amostras (h).

4.5 ESTIMATIVA DE QUANTIDADE MÉDIA DE MICROPLÁSTICOS DESTINADOS AO RIO AMAZONAS NO PERÍODO DE SECA

O cálculo para estimar a quantidade média de MPs drenados ao Rio Amazonas através dos igarapés, foi obtido pela metodologia adaptada de Wang *et al.* (2017). Essa análise se baseia em duas variáveis: número de partículas média (MPs/m³) e a vazão média (m³/s). De acordo com esse mesmo autor a estimativa de quantidade média de MPs pode ser calculada pela fórmula: Estimativa de quantidade média de MPs = NPm/Qm, onde NPm = Número de Partículas Média (MPs/m³) e Qm = Vazão Média (m³/s).

4.6 ANÁLISE DOS DADOS

Software R versão 4.0.5 foi utilizado para análise estatística dos dados do período de seca. Os dados quantitativos foram submetidos ao teste de normalidade utilizando o teste Shapiro-Wilk para verificar se são ou não paramétricos. Em relação

as médias dos dados de abundância de MPs nas águas superficiais foram submetidos a uma ANOVA de uma via, pois de acordo o teste de normalidade, os dados foram caracterizados como normais, assim atendendo as premissas dos testes paramétricos como ANOVA de uma via. Enquanto as médias dos dados de abundância de MPs em sedimentos foram submetidos ao teste de Kruskal-Wallis, pois os mesmos foram categorizados como dados não normais, com isso sendo necessário aplicar ao teste não paramétrico como o Kruskal-Wallis.

Análise de correlação Spearman (não paramétricos) foram aplicadas aos dados de abundância de MPs em águas superficiais vs. sedimentos para verificar possíveis relações. Para todas as análises estatísticas foi adotado o nível de significância $p < 0,05$.

Para os dados do período de cheia, não foram submetidos aos testes estáticos, pois como nesse período os igarapés formaram uma planície alagada (lago), juntando-se com o Rio Amazonas, faz com que os dados de média não sejam independentes, perdendo a finalidade de comparação entre os igarapés nesse período.

5 RESULTADOS

5.1. PRESENÇA DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS SUPERFICIAIS E SEDIMENTOS DOS IGARAPÉS

A abundância de MPs em amostras de águas superficiais no período de seca, o Igarapé do Ingaipáua apontou a maior média de 2,50 MPs/L, seguido pelos Igarapés Jauary e Serpa. No Igarapé do Doca não foi realizada a coleta pelo motivo da área de estudo estar totalmente seca (Tabela 1).

A ANOVA de uma via foi aplicada os dados de abundância de MPs em águas superficiais do período de seca, pois as médias foram caracterizadas como dados normais ($W= 0,906$; $P= 0,2889$), no entanto não houve diferença significativa nas médias dos dados de MPs entre as águas superficiais (Tabela 1) ($GL= 2$; $F= 3,802$; $p= 0,0857$).

No período de cheia, como os igarapés estão localizados em uma área de várzea, os mesmos acabam se conectando e formando um grande lago com conexão única com o Rio Amazonas, devido essas circunstâncias, os mesmos foram caracterizados como regiões dos igarapés. A região do Igarapé do Doca mostrou a maior média de MPs em águas superficiais no período de cheia, com a média de 0,83 MPs/L, seguido pelas regiões dos Igarapés do Jauary, Ingaipáua e Serpa (Tabela 1).

A presença de MPs em amostras de sedimentos no período de seca, o Igarapé do Jauary apresentou a maior média de 0,16 MPs/g, seguido pelos Igarapés Doca, Serpa e Ingaipáua (Tabela 2). Para os dados de MPs em sedimentos, foi aplicado o teste de Kruskal-Wallis, pois os dados foram categorizados como não normais ($W= 0,770$; $P= 0,0043$), com isso não houve diferença significativa nos dados de MPs entre os sedimentos ($KW= 2,5333$; $GL= 3$; $p>0,05$).

A abundância de MPs nas amostras de sedimentos no período de cheia, indicou a região do Igarapé do Jauary como a de maior abundância, com a média de 0,05 MPs/g, seguido pelas regiões dos Igarapés do Ingaipáua e Doca. Na região do Igarapé do Serpa, não se obteve informações (Tabela 2), pois como é uma área de várzea, o Igarapé do Serpa se interliga com o Igarapé do Doca e formam um grande lago com conexão única com o Rio Amazonas, e assim contendo apenas uma margem, no qual estava situado para região do Igarapé do Doca.

Os MPs presentes nas águas superficiais dos igarapés (período seca) não estão correlacionados diretamente com a abundância de MPs nos sedimentos (N=12; rs= -0,104; p>0,05).

Tabela 1- Número de amostras (N), Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) da abundância de MPs (Microplásticos) presentes em águas superficiais de cada igarapé (L= litros). As médias apresentadas não apresentaram diferença significativa (p> 0,05).

Igarapés	Abundância de MPs em Águas Superficiais							
	Água superficial (MPs/L) (Período seca)				Água superficial (MPs/L) (Período cheia)			
	N	Min	Max	Média±DP	N	Min	Max	Média±DP
Ingaipáua	9	1,33	3,50	2,50±1,09	9	0,17	0,50	0,33±0,17
Jauary	9	0,67	2,33	1,33±0,88	9	0,17	0,67	0,44±0,25
Doca	---	---	---	-----	9	0,50	1,33	0,83±0,42
Serpa	9	0,17	1,00	0,61± 0,42	9	0,00	0,33	0,11±0,19

Tabela 2- Número de amostras (N), Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) da abundância de MPs (Microplásticos) presentes em sedimentos cada igarapé (g= grama). As médias apresentadas não apresentaram diferença significativa (p> 0,05).

Igarapés	Abundância de MPs em Sedimentos							
	Sedimento (MPs/g) (Período seca)				Sedimento (MPs/g) (Período Cheia)			
	N	Min	Max	Média±DP	N	Min	Max	Média±DP
Ingaipáua	6	0,02	0,10	0,05±0,04	6	0,00	0,05	0,02±0,03
Jauary	6	0,03	0,32	0,16±0,15	6	0,00	0,08	0,05±0,04
Doca	6	0,03	0,17	0,08±0,07	6	0,00	0,03	0,02±0,02
Serpa	6	0,05	0,10	0,06±0,03	---	---	---	---

Os MPs identificados nas amostras de águas superficiais e sedimentos nos períodos de seca (Fig. 3a e 4a) e cheia (Fig. 3b e 4b), todos os igarapés e regiões (dos igarapés) apontaram em maior abundância MPs da classe do tamanho de 1 a 5 mm seguidos pelos MPs das classes do tamanho de 0,5 a 1 mm e 0,1 a 0,5 mm.

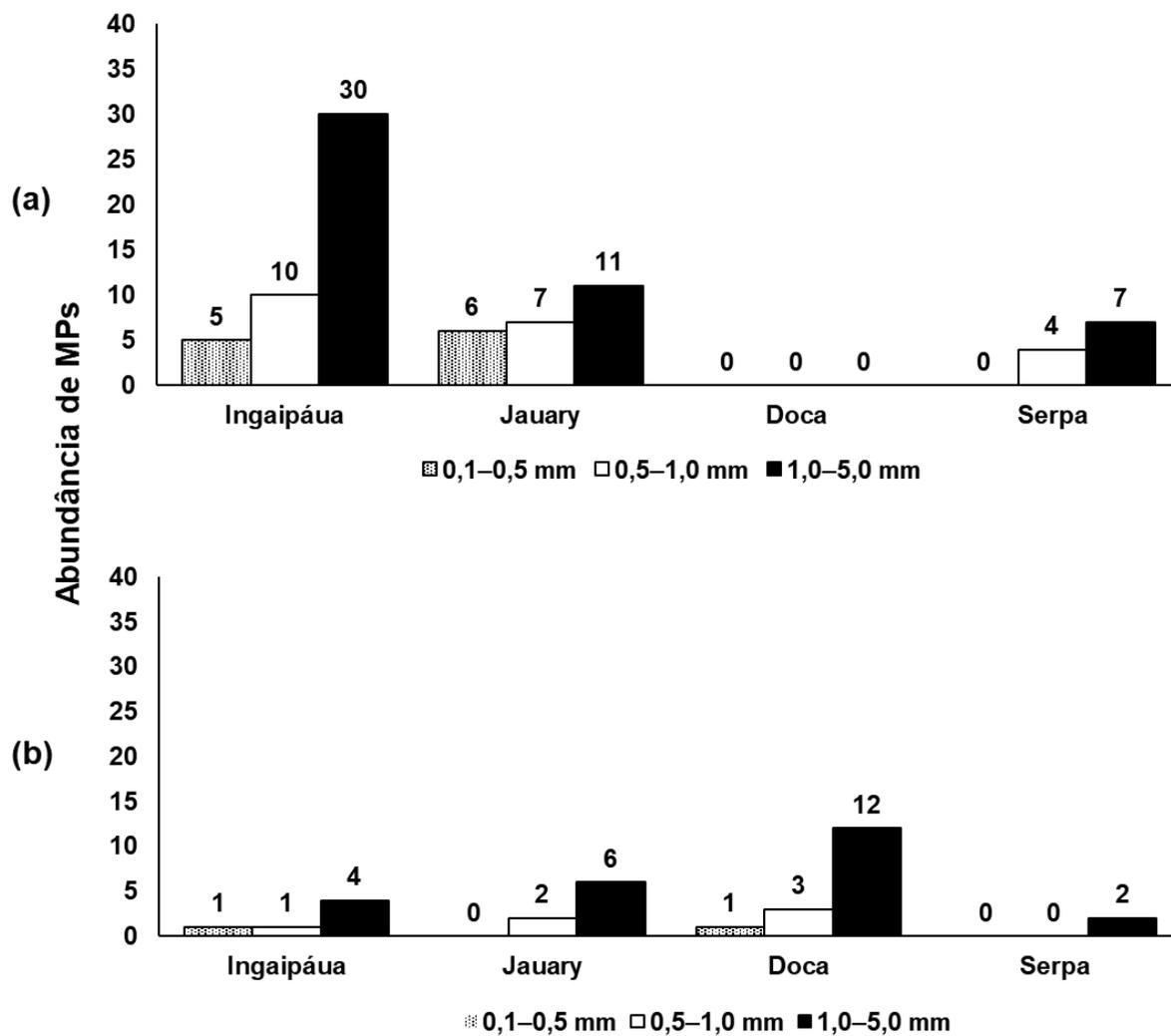


Figura 3- Tamanho dos MPs em águas superficiais no período de seca (a), período de cheia (b).

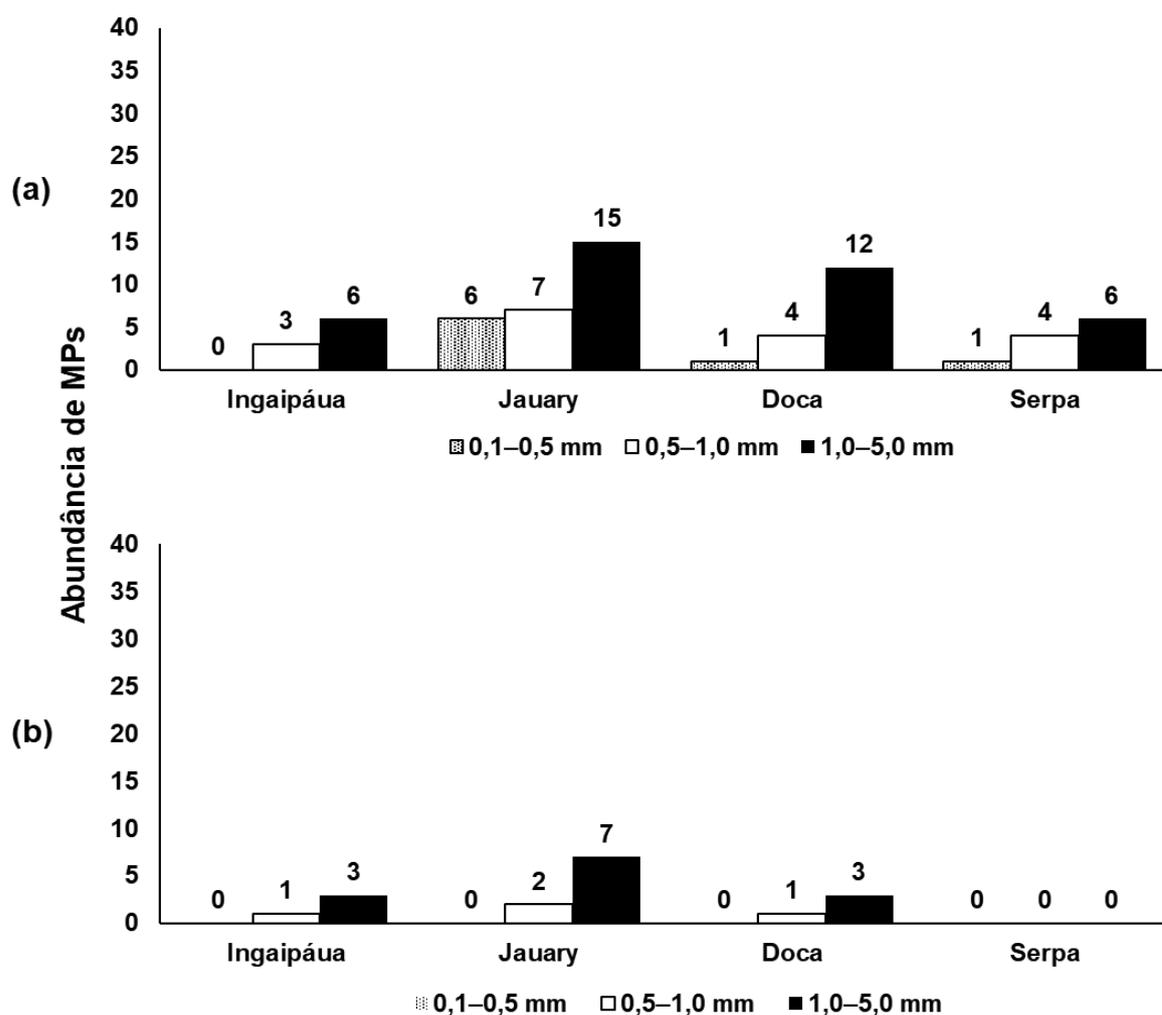


Figura 4- Tamanho dos MPs em sedimentos no período de seca (a), período de cheia (b).

As cores dos MPs identificados nas amostras de águas superficiais e sedimentos durante o período de estudo foram 3 cores: azul escuro, verde e vermelho.

Os MPs da cor azul escuro foram predominantes nas amostras de águas superficiais nos períodos de seca (Fig. 5a) e cheia (Fig. 5b) com exceção do Igarapé Ingaipáua (período seca) que apresentou uma maior abundância de MPs da cor verde, e na região do Igarapé Jauary (período cheia) que abundância de MPs da cor azul escuro e verde foram iguais.

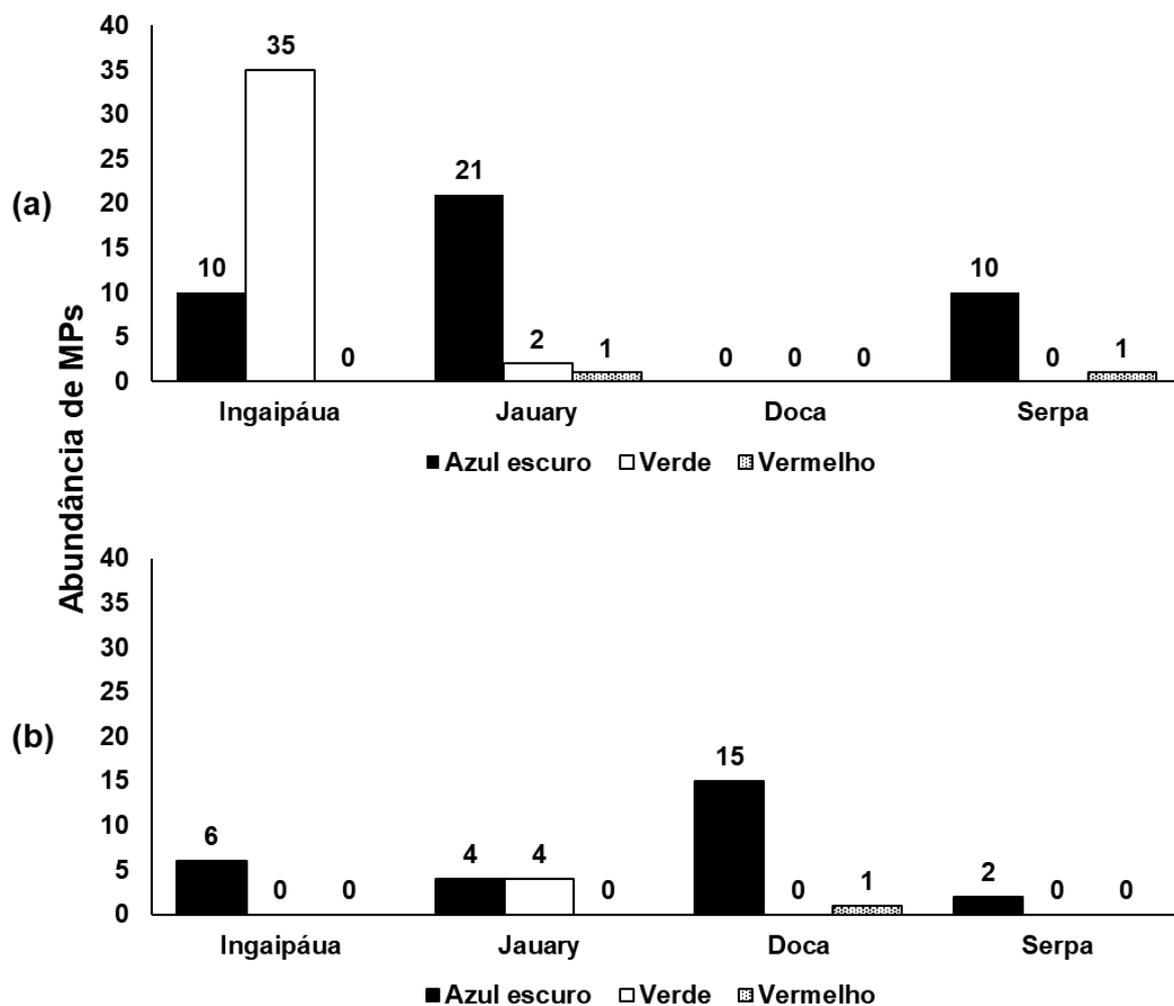


Figura 5- Cores dos MPs em águas superficiais no período de seca (a), período de cheia (b).

Os MPs de cor azul escuro identificados nas amostras de sedimentos foram os mais abundantes, seguido pelos de cor vermelha e verde, respectivamente (Fig. 6a e 6b).

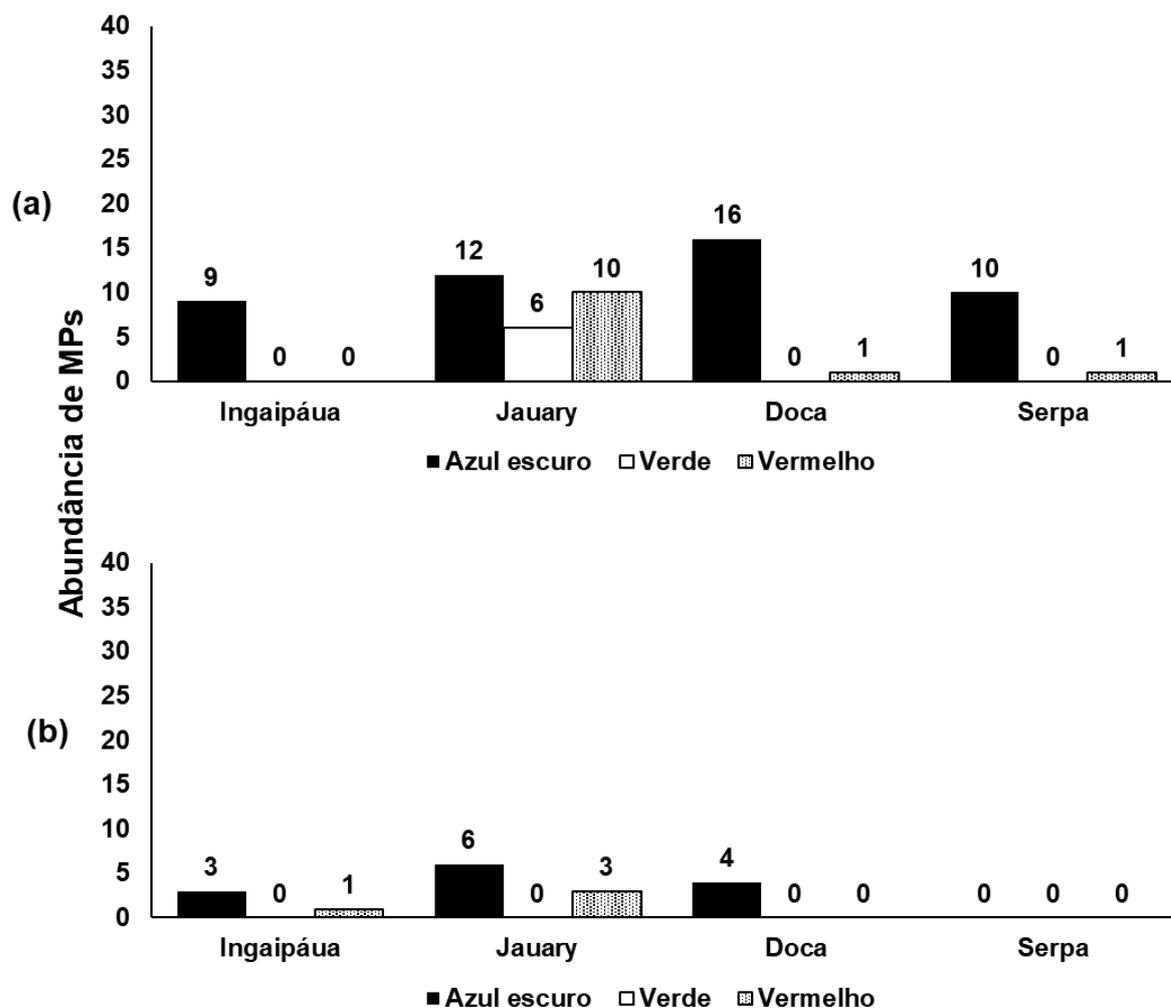


Figura 6- Cores dos MPs em sedimentos no período de seca (a), período de cheia (b).

Com relação os formatos dos MPs registrados, foram classificados em duas categorias: fibra e fragmento. Os MPs em formato de fibra apontaram em maior abundância nas amostras de águas superficiais (Fig. 7a e 7b) e sedimentos (Fig. 8a e 8b), independente do período (seca ou cheia) analisado. A figura 9 apresenta alguns MPs com diferentes tamanhos, cor e formatos identificados nas águas superficiais e sedimentos nos 2 períodos de estudo.

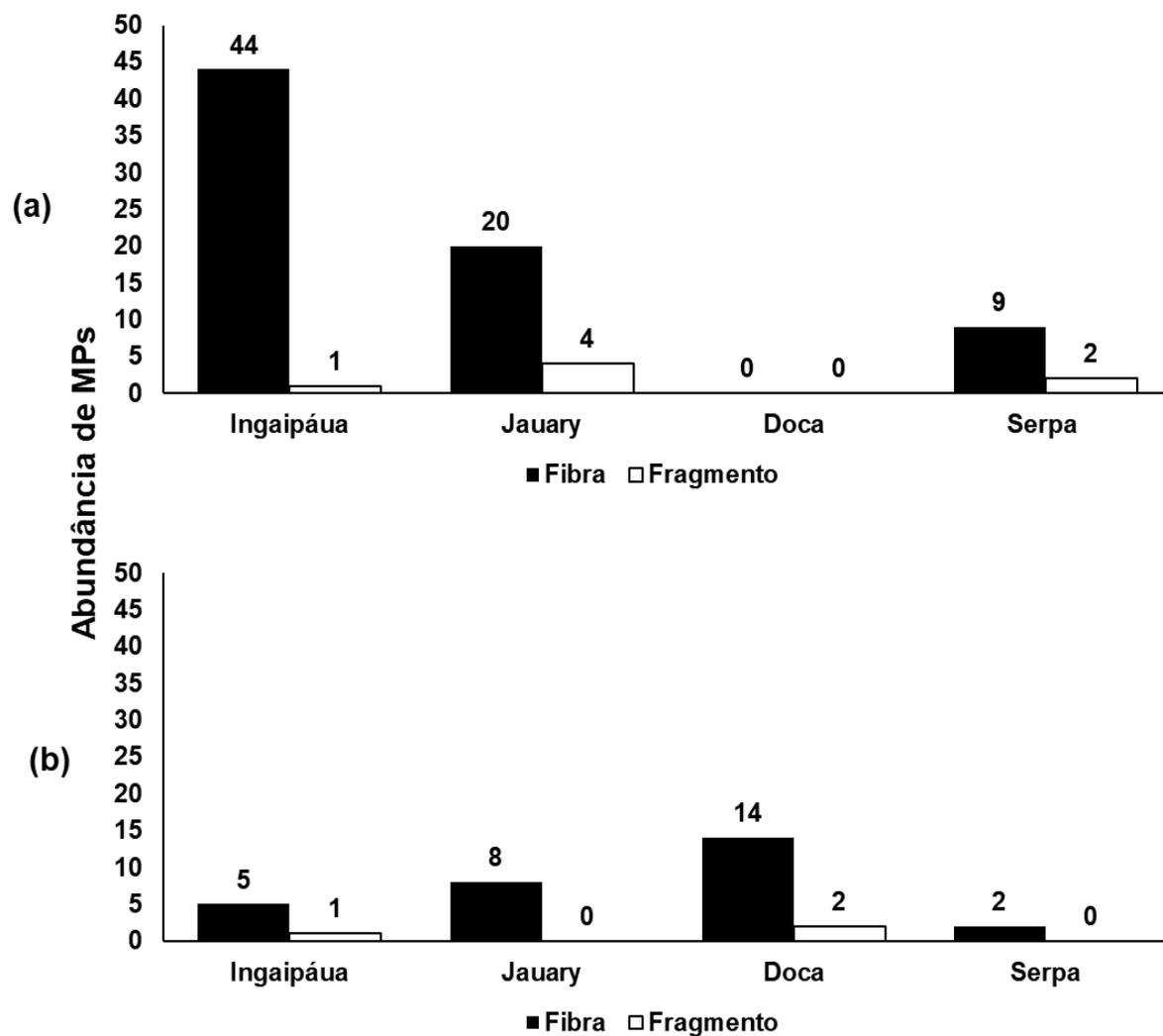


Figura 7- Formato dos MPs em águas superficiais no período de seca (a), período de cheia (b).

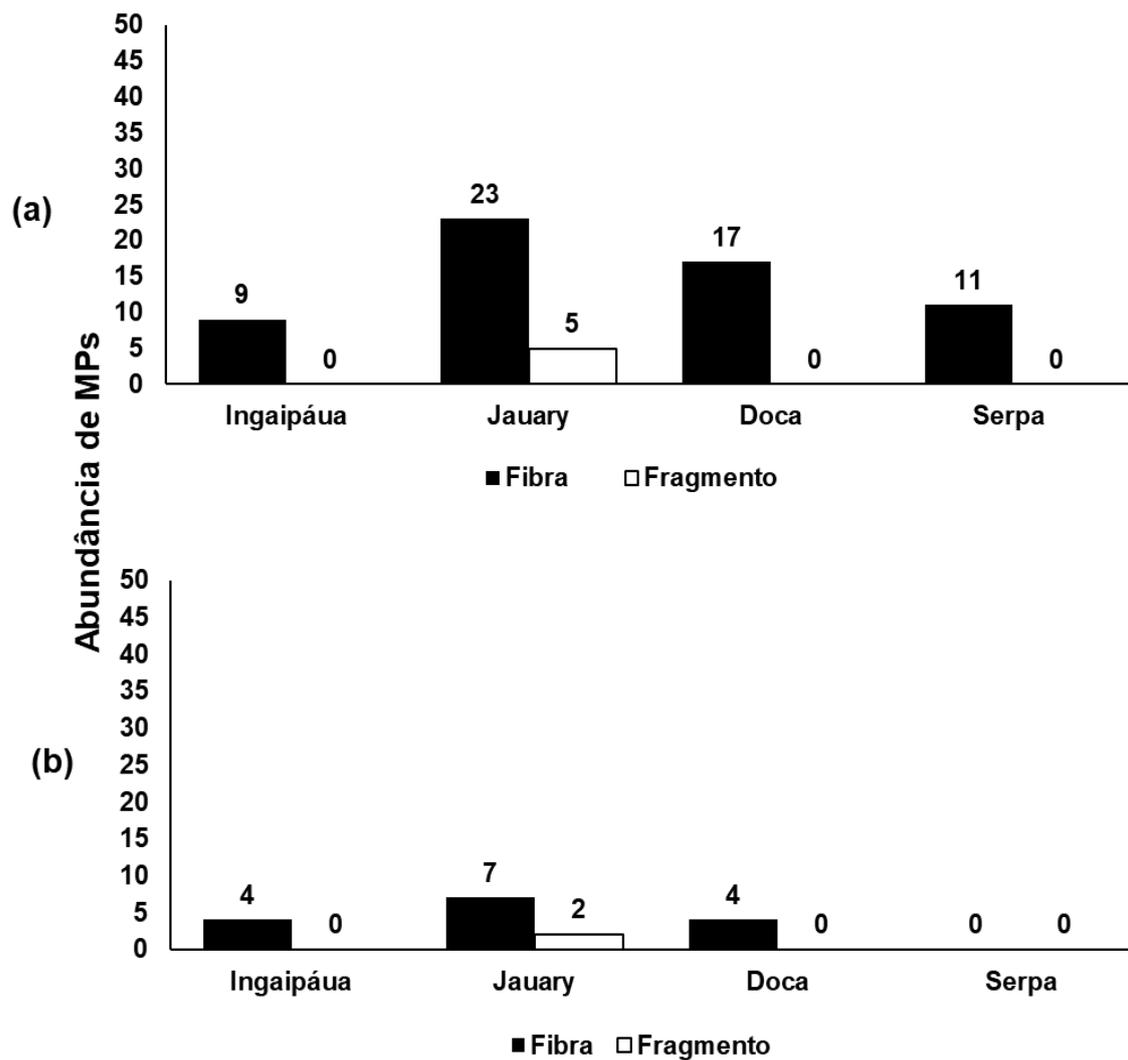


Figura 8- Formato dos MPs em sedimentos no período de seca (a), período de cheia (b).

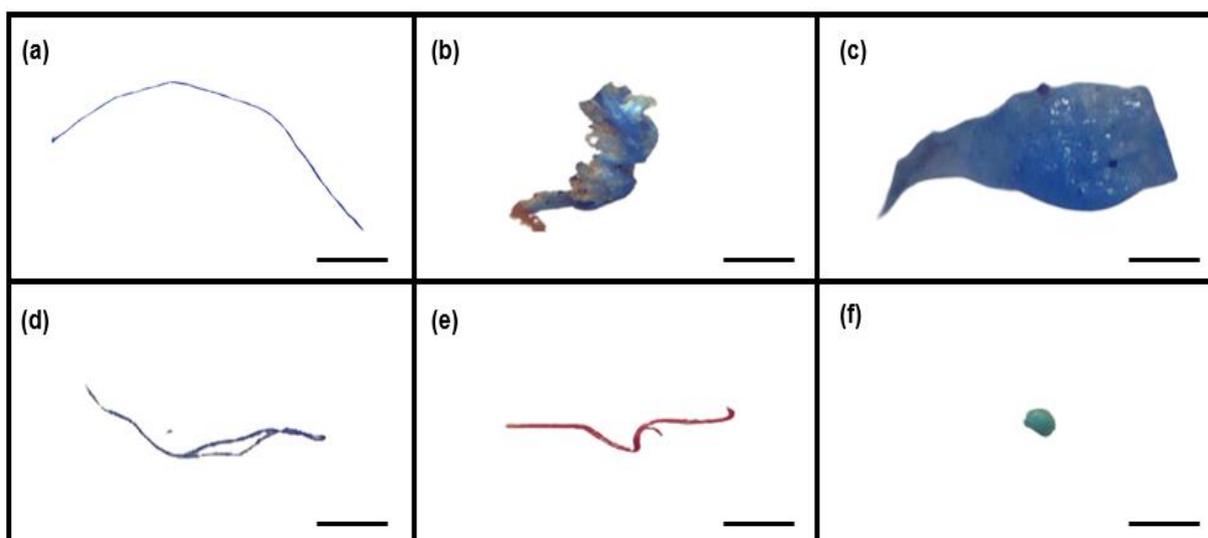


Figura 9- Alguns MPs com diferentes tamanhos, cor e formato em águas superficiais e sedimentos nos períodos de seca e cheia. Fibra azul escuro (A). Fragmento azul escuro (b). Fragmento azul escuro (c). Fibra azul escuro (d). Fibra vermelha (e). Fragmento verde (f). Barra de escala = 0,1 mm.

5.2 ESTIMATIVA DE QUANTITATIVO MÉDIO DE MICROPLÁSTICOS DESTINADOS AO RIO AMAZONAS NO PERÍODO DE SECA

A estimativa da vazão média do Igarapé do Juary era 0,124 m³/s ou 12,4 L/s. Quanto ao Igarapé do Serpa, este apresentou uma vazão média de 1,392 m³/s ou 139,2 L/s (Tabela 3).

Tabela 3- Dados das variáveis para calcular a vazão média. P= Pontos e Q média= Vazão média

Igarapé Juary	Velocidade Média (m/s)	Profundidade Média (m)	Largura (m)	Vazão (m³/s)
P1	0,12	0,12	3,70	0,053
P2	0,17	0,15	3,50	0,089
P3	0,08	0,64	4,50	0,230
Q média	-----	-----	-----	0,124
Igarapé Serpa	Velocidade Média (m/s)	Profundidade Média (m)	Largura (m)	Vazão (m³/s)
P1	0,50	0,63	5,00	1,575
P2	0,36	0,83	7,00	2,091
P3	0,07	0,81	9,00	0,510
Q média	-----	-----	-----	1,392

Com isso a estimativa média de quantitativo de MPs destinado ao Rio Amazonas através do Igarapé do Juary foi 0,010 MPs/s, e do Igarapé do Serpa foi 0,000438 MPs/s.

6 DISCUSSÕES

A presença de MPs registradas nas amostras de águas superficiais do Igarapé do Ingaipáua, durante o período de seca, pode estar relacionada com a sua localização urbana, pois o mesmo está situado ao lado da área do lixão municipal e também pelo fato da água do igarapé se encontrar represada (observação pessoal) sem ligação com o Rio Amazonas. Bucol *et al.* (2020), consideram que lixão pode ser uma fonte importante de MPs, pois os resíduos são impactados pela radiação ultravioleta (UV) e juntamente com abrasões promovem a fragmentação dos resíduos plásticos em MPs e facilitam o acesso ao ambiente aquático por meio de descargas de lixiviação (ALIMI *et al.*, 2018). Estudo realizado por Zhang *et al.* (2015) enfatiza que água represada pode ser vista como uma fonte de acumulação de MPs.

A presença de MPs no Igarapé do Juary no período de seca, pode estar associado ao fato do mesmo está localizado em uma área central do município densamente povoada, com diversas residências e comércios, no qual a maioria dos esgotos domiciliares são lançados sem nenhum tratamento no igarapé (observação pessoal). Conforme Katare *et al.* (2022), relatam que os MPs podem entrar no ambiente de água doce através de esgotos domésticos, flutuação, transbordamentos mútuos de drenagem e etc. Estudo realizado sobre poluição de MPs em diferentes corpos d'água de área urbana na China, mostraram também, que maiores valores de abundância de MPs próximo ao centro da cidade, devido aglomerações de habitantes (Luo *et al.*, 2019), similar a situação do Igarapé do Juary, cuja extensão do igarapé também é densamente povoada.

Outro fator que pode estar relacionado a abundância de MPs no Igarapé do Juary, é sua pequena vazão nos pontos analisados, pois em estudos realizados por Tibbetts *et al.* (2018), enfatiza que em pontos de menor vazão, apresentaram também um aumento de concentração de MPs. O Igarapé do Doca não se obteve informações sobre a presença de MPs em águas superficiais no período de seca, pois a área de estudo estava completamente seca.

O Igarapé do Serpa foi o que apresentou a baixa abundância MPs em águas superficiais. Esse fato pode estar relacionado aos seguintes fatores: i) localização, pois o mesmo se encontra uma área com baixa densidade populacional com características de área rural. ii) vazão, pois o maior fluxo de água promove uma maior velocidade de escoamento superficial. O nível de contaminação de MPs pode estar relacionado com a densidade populacional e urbanização (JIANG *et al.*, 2019), e as

condições meteorológicas (direções de vento, precipitação solar e outros) podem influenciar na distribuição de MPs (BERTOLDI, 2022). Bertoldi (2022), ainda ressalta que um trecho de curso d'água com elevada vazão pode apresentar rápida dispersão de MPs. Similar observado por Corrêa *et al.* (2021) em corpos d'água com maior velocidade dificulta a permanência dos MPs.

No período de cheia, as regiões dos Igarapés do Ingaipáua, Juary, Doca e Serpa apontaram a presença de MPs em águas superficiais, essa presença pode estar ligada as suas características de localização já citadas. É importante destacar que essas regiões por estarem situadas em áreas de várzea são inundadas pelo Rio Amazonas, no qual já foi relatado presença de MPs na água superficial do Rio Amazonas (GUIMARÃES, 2022).

No período de seca, também foi constatado a presença de MPs nas amostras de sedimentos dos igarapés, essa presença pode ser associada aos mesmos fatores já citados nas amostras de água superficiais (localização, fatores antrópicos e etc). No período de cheia, observou-se a presença de MPs nas amostras de sedimentos, pode estar relacionada aos mesmos fatores já mencionados anteriormente e também como os igarapés formam um grande lago no período de cheia, se juntando com o Rio Amazonas, isso pode contribuir na presença de MPs nas regiões dos igarapés, pois o Rio Amazonas estava drenando para as regiões dos igarapés (fluxo contrário). Já foram relatados presença de MPs em água (GUIMARÃES, 2022) e sedimentos do Rio Amazonas (GEROLIN *et al.*, 2020; GUIMARÃES, 2022), mostrando que o Rio Amazonas, pode ser uma fonte de contaminação de MPs no local de estudo.

As cores dos MPs identificados foram da cor azul escuro, verde e vermelho, onde MPs da cor azul escuro foram os mais frequentes. As cores registradas no presente estudo também foram observadas em outros trabalhos de MPs em águas superficiais (HADDOUT *et al.*, 2022) e sedimentos (NOVAES, 2018; HADDOUT *et al.*, 2022). A presença de MPs coloridos pode indicar a prevalência de plásticos utilizados nos produtos plásticos, como embalagens, roupas, materiais utilizados durante as práticas de pesca como por exemplo as redes (COLE *et al.*, 2014; BERTOLDI, 2022).

A presença de fibras em maior abundância no presente trabalho é igual ao registrados em outras pesquisas que analisaram águas superficiais (JIANG *et al.*, 2022; LI *et al.*, 2021) e sedimentos (JIANG *et al.*, 2022; LI *et al.*, 2020; Wu *et al.*, 2020).

O formato de fibra é o material fibroso longo que tem um comprimento substancialmente maior que a sua largura (LUSCHER *et al.*, 2020).

De acordo Bertoldi (2022) as fibras de MPs são mais abundantes em corpo d'água próximo as áreas com maior densidade populacional e com baixa capacidade de tratamento de esgoto doméstico, visto que muitas fibras são predominantemente oriundas de lavagens de roupas, podendo também ser resultantes de fragmentação de rede e linha de pesca (WANG *et al.*, 2017; XIONG *et al.*, 2018). Os esgotos domésticos pode ser um importante transportador que encaminham fibras para o sistema aquático via efluente de descarga e escoamento superficial (WANG *et al.*, 2017).

A análise de correlação de Spearman não mostrou correlação significativa entre a abundância de MPs em amostras de águas superficiais e sedimento, indicando que outros fatores podem influenciar na maior abundância de MPs nas amostras de águas superficiais, como por exemplo fatores antrópicos (lançamentos de efluentes, pescas, lixiviação do lixão e etc) (VANAPALLI *et al.*, 2021; ALIM I *et al.*, 2018). Essa ausência de correlação é similar ao estudo de Yuan *et al.* (2019), no entanto a abundância de MPs em águas superficiais foi menor em relação as amostras de sedimentos, ao contrário do presente estudo que apresentou abundância maior de MPs em águas superficiais em relação as amostras de sedimentos.

Com a estimativa de quantidade de MPs drenados ao Rio Amazonas através do Igarapé do Juary (0,010 MPs/s) e do Serpa (0,000438 MPs/s), no qual pode ocasionar impactos ambientais no Rio Amazonas, pois os MPs podem se movimentar entre rios e igarapés, dependendo da época do ano, o que dificulta saber a origem deles. Com a análise de composição química dos MPs permitirá identificar o tipo de resíduo plástico e assim auxiliar no monitoramento da fonte do contaminante.

O monitoramento da presença e das possíveis fontes de contaminação de MPs em corpos d'água, pode proporcionar a diminuição da abundância de MPs, reduzindo os impactos ambientais, especificamente aqueles já relacionados aos organismos aquáticos (GUIMARÃES, 2022).

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os principais resultados do presente estudo apontam a contaminação por MPs nas amostras de águas superficiais e sedimentos de todos os igarapés (período de seca) e regiões dos igarapés (período de cheia) e sem diferença estaticamente entre os igarapés. A maior abundância MPs registrada foi de tamanho de 1 a 5 mm na cor azul escuro e formato de fibra. A concentração de MPs nas amostras de águas superficiais não está correlacionada diretamente com a abundância de MPs nos sedimentos. Os resultados mostram que apenas 2 igarapés no período de seca estavam drenando para o Rio Amazonas, com uma estimativa média de quantitativo de MPs de 0,010 MPs/s para o Igarapé do Jauary e de 0,000438 MPs/s para o Igarapé do Serpa, respectivamente. Informações sobre a presença e mobilidade de MPs em corpos d'água da região amazônica são importantes para estudos futuros sobre os impactos ambientais que esses poluentes podem causar nos ecossistemas aquáticos.

REFERÊNCIAS

- ALVES, V. E. N.; FIGUEREDO, G. M. Microplastics in the sediments of a highly eutrophic tropical estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v.146, p.326-335, 2019.
- ALIMI, O. S.; BUDARZ, J. F.; HERNANDEZ L. M.; TUFENKJI N. Microplastics and Nanoplastics in Aquatic Environments: Aggregation, Deposition and Improved Transport of Contaminants. **Environmental Science and Pollution Research**, v.52, p. 1704-1724, 2018.
- BARROWS, A. P. W.; NEUMANN, C. A.; BERGER, M. L.; SHAW, S. D. Grab vs. neuston tow net: a microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field. **Analytical Methods**, v.9, p. 1446- 1453, 2017.
- BERTOLDI, C. F. **Distribuição espaçotemporal, abundância e caracterização de microplásticos em águas superficiais do Lago Guaíba**.2022. Tese (Doutorado em Química)- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2022.
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. 2 ed. São Paulo: Rima, 2004.
- BICUDO, T. C. **Estudo da formação da bacia hidrográfica do Rio Amazonas através da modelagem numérica de processos tectônicos e sedimentares**. 2017. Dissertação (Mestrado em Geofísica) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.
- BARBOZA, L. G. A.; VETHAAK, A. D.; LAVORANTE, B. R.; KATRINE LUNDEBYE, A.; GUILHERMINO, L. Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p.336-348, 2018.
- BARBOSA, P. S. **Ingestão de partículas de plástico pelo pacu-curupeté tometes kranponhah (serrasalmidae), peixe endêmico do Rio Xingu, Brasil**. 2018.41f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca) -Universidade Federal do Pará, Belém/Pará. 2018.
- BORGES, B. R.; CARLOS, V. M.; POMPÊO, M. Microplastics and freshwater microalgae: what do we know so far?. **Aquatic Ecology**, v. 55, p. 363-377, 2021.
- BUCOL, L. A.; ROMANO, E. F.; CABCABAN, S. M.; SIPLON, L. M. D.; MADRID, G. C.; BUCOL, A. A.; POLIDORO, B. Microplastics in marine sediments and rabbitfish (*Siganus fuscescens*) from selected coastal áreas of Negros Oriental, Philippines. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, n° 110685, p. 1-4, 2020.

CARVALHO, T. M. Técnicas de medição de vazão por meios convencionais e não convencionais. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 01, n.01, p. 73-85, 2008.

CARVALHO, D. G.; NETO, J. A. B. Microplastic pollution of the beaches of Guanabara Bay, southeast Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 128, p. 10-17, 2016.

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v.62, p. 2588-2597, 2011.

COLE, M.; WEBB, H.; LINDEQUE, P. K.; FILEMAN, E. S.; HALSBAND, C.; GALLOWAY, T. S. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. **Scientific Reports**. v. 4, n° 4528, p. 1-8, 2014.

COSTA, G. M.; PIMENTEL, H. V. C.; CAVALCANTE, M. M. A. Implicações da implantação de usinas hidrelétricas e unidades de conservação na bacia hidrográfica do Rio Amazonas. **Revista Equador**, v.9, n.3, p. 233-251, 2020.

CUTRONEO, L.; REBOA, A.; BESIO, G.; BORGOGNO, F.; CANESI, L.; CANUTO, S.; DARA, M.; ENRILE, F.; FORIOSO, I.; GRECO, G.; LENOBLE, V.; MALATESTA, A.; MOUNIER, S.; PETRILLO, M.; ROVETTA, R.; STOCCHINO, A.; TESAN, J.; VAGGE, G.; CAPELLO, M. Microplastics in seawater: sampling strategies, laboratory methodologies, and identification techniques applied to port environments. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 8938-8952, 2020.

CUNHA, L. C. **Poluição marinha por plásticos: uma questão de direito internacional**. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Jurídico-Políticas) - Universidade de Lisboa, Lisboa, 2017.

CORRÊA, L. S.; SILVEIRA, T. F.; ROCHA, C. M.; MAFFESSIONI, D. Microplásticos nas águas do estuário Tramandaí-Armazém, Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil e relação com qualidade da água. **REVISTA DE GESTÃO DE ÁGUA DA AMÉRICA LATINA**, v. 18, p. 1-14, 2021.

DU, S.; ZHU, R.; CAI, Y.; XU, N.; YAP, P. S.; ZHANG, Y.; HE, Y.; ZHANG, Y. Environmental fate and impacts of microplastics in aquatic ecosystems: a review. **RSC Advances**, v. 11, p. 15762-15784, 2021.

ERIKSEN, M.; MASON, S.; WILSON, S.; BOX, C.; ZELLERS, A., EDWARDS, W.; FARLEY, H.; AMATO, S. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine Pollution Bulletin**, v.77, p. 177-182, 2013.

EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, D. C. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritization of research needs. **Water Research**, v. 75, p. 63-82, 2015.

FIRDAUS, M.; TRIHADININGRUM, Y.; LESTARI, P. Microplastic pollution in the sediment of Jagir estuary, Surabaya city, Indonesia. **Marine Pollution Bulletin**, v.150, n. 110790, p. 1-9, 2020.

FREE, C. M.; JENSEN, O. P.; MASON, S. A.; ERIKSEN, M.; WILLIAMSON, N. J.; BOLDGIV, B. High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. **Marine Pollution Bulletin**, v. 85, p. 156-163, 2014.

GEROLIN, C. R.; PUPIM, F. N.; SAWAKUCHI, A. O.; GROHMANN, C. H.; LABUTO, G.; SEMENSATTO, D. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. **Science of The Total Environment**, v.749, n. 141604, p. 1-6, 2020.

GUILHERME, A. F. G. **Contaminação por resíduos plásticos em gaivotas-de-patas amarelas (*Larus michahellis*) no arquipélago da Madeira**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ecologia Marinha) - Universidade de Lisboa, Lisboa. 2020.

GUIMARÃES, G. A. **RESÍDUOS DE MICROPLÁSTICOS EM CAMARÃO DE ÁGUA DOCE *Macrobrachium amazonicum* NO MUNICÍPIO DE ITACOATIARA (AM)**. 2022. Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal do Amazonas, Itacoatiara. 2022.

HARA, J.; FRIAS, J.; NASH, R. Quantification of microplastic ingestion by the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* from Irish waters. **Marine Pollution Bulletin**, v.152, n. 110905, p. 1-13, 2020.

HA, J.; YEO, M. K. The environmental effects of microplastics on aquatic ecosystems. **Molecular & Cellular Toxicology**. v.14, p. 353-359, 2018.

HADDOUT, S.; GIMILIANI, K. L.; HOGUANE, A. M.; CASILA, J. C. C.; LJUBENKOV, L. Microplastics in Surface Waters and Sediments in the Sebou Estuary and Atlantic Coast, Morocco. **Analytical Letters**. v. 55, p. 256-268, 2022.

HORTON, A. A.; WALTON, A.; SPURGEON, D. J.; LAHIVE, E.; SVENDSEN, C. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. **Science of The Total Environment**, v. 586, p. 127-141, 2017.

HOELLEIN, T. J.; SHOGREN, A. J.; TANK, J. L.; RISTECA, P.; KELLY, J. J. Microplastic deposition velocity in streams follows patterns for naturally occurring allochthonous particles. **Scientific Reports**, v. 9, n. 3740, p. 1-11, 2019.

HOSLER, D.; BURKETT, S. L.; TARKANIAN, M. J. Prehistoric polymers: rubber processing in ancient mesoamerica. **Science**, v. 284, p. 1988-1991, 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Censo demográfico. 2010. Rio de Janeiro. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/am/itacoatiara.html>. Acesso em: 10 jan. 2022.

JIANG, C.; YIN, L.; LI, Z.; WEN, X.; LUO, X.; HU, S.; YANG, H.; LONG, Y.; DENG, B.; HUANG, L.; LIU, Y. Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. **Environmental Pollution**. v. 249, p. 91-98, 2019.

JIANG, N.; LUO, W.; ZHAO, P.; GA, B.; JIA, J.; GIESY, J. P. Distribution of microplastics in benthic sediments of Lake Qinghai in the Tibetan Plateau, China. **Science of the Total Environment**, v. 835, n° 155434, 2022.

KLEIN, S.; DIMZON, I. K.; EUBELER, J.; KNEPPER, T. P. Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment. In: Wagner, M.; Lambert, S.; Lambert, M. W. **Freshwater Microplastics**, Springer, Cham, 2018. p. 51-67.

KATARE, Y.; SINGH, P.; SANKHLA, M. S.; SINGHAL, M.; JADHAV, E. B.; PARIHAR, K.; Microplastics in Aquatic Environments: Sources, Ecotoxicity, Detection e Remediation. **Biointerface Research in Applied Chemistry**, v. 12, p. 3407-3428. 2022.

LEONOR, D. A. S. **Microplásticos em águas e sedimentos da costa algarvia**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Boa de Lisboa, Lisboa, 2020.

LEBRETON, L. C.; VANDERZWET, J.; DAMSTEEG, J. W.; SLAT, B.; ANDRADY, A.; REISSER, J. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, n. 15611, p. 1-10, 2017.

LI, J.; LIU, H.; CHEN, J. P. Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, v. 137, p. 362-374, 2018.

LI, Y.; LU, Z.; WANG, J.; CHEN, C. Microplastics in surface water and sediments of Chongming Island in the Yangtze Estuary, China. **Environmental Sciences Europe**, v.32, n° 15, p. 1-12, 2020.

LI, Y.; ZHANG, Y.; CHEN, G.; XU, K.; GONG, H.; HUANG, K.; YAN, M.; WANG, J. Microplastics in Surface Waters and Sediments from Guangdong Coastal Areas, South China. **Sustainability**, v. 13, n° 2691, p. 1-15, 2021.

LOPES, K. S. R.; SANTOS, G. P.; LIMA, J. E. A.; HOLZ, J. P. Estudo sobre a poluição plástica e análise de micropartículas na água tratada de Porto Alegre/Rs. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v.9, p. 570-587, 2020.

LUZ, J. A. **Caracterização de microplásticos em conteúdos de pratos gastrointestinais de peixes do estuário do rio tramandaí- litoral norte do Rio Grande do Sul através da de digestão de tecidos biológicos**. 2020. 49f. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, Osório, 2018.

LUO, W.; SU, L.; CRAIG, N.; DU, F.; WU, C.; SHI, H. Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. **Environmental Pollution**, v.246, p. 174-182. 2019.

LUSHER, A. L.; BRATE, I. N.; MUNNO, K.; HURLEY, R. R.; WELDEN, N. A. Is It or Isn't It: The Importance of Visual Classification in Microplastic Characterization. **Applied Spectroscopy**, v. 74, p. 1139-1153. 2020.

MAZZA, V. M. S.; MADRUGA, L. R. R. G.; ÁVILA, L. V.; PERLIN, A. P.; MACHADO, E. C.; DUARTE, T. L. Gestão de resíduos sólidos em propriedades rurais de municípios do interior do estado do Rio Grande do Sul. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 7, n. 3, p. 683-706, 2014.

MACHOVSKY-CAPUSKA, G. E.; AMIOT, C.; DENUNCIO, P.; GRAINGER, R.; RAUBENHEIMER, D. A nutritional perspective on plastic ingestion in wildlife. **Science of The Total Environment**, v.656, p. 789-796, 2019.

MALANKOWSKA, M.; GORRIZ, C. E.; CORONAS, J. Microplastics in marine environment- sources, classification, and potential remediation by membrane technology- a review. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 7, p. 243-258, 2021.

MOORE, C. J.; LATTIN, G. L.; ZELLERS, A. F. Quantity and type of plastic debris flowing from two urban rivers to coastal waters and beaches of southern California. **Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v.11, p. 65-73, 2011.

MUNARI, C.; INFANTINI, V.; SCOPONI, M.; RASTELLI, E.; CORINALDESI, C.; MISTRI, M. Microplastics in the sediments of newfoundland bay (ross sea, Antarctica). **Marine Pollution Bulletin**, v. 122, p. 161-165, 2017.

OGUNOLA, O. S; ONADA, O. A.; FALAYE, A. E. Mitigation measures to avert the impacts of plastics and microplastics in the marine environment (a review). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 9293-9310, 2018.

OLIVATTO, G. P.; CARREIRA, R.; TORNISIELO, V. L.; MONTAGNER, C. C. Microplásticos: contaminantes de preocupação global no antropoceno. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n.6, p. 1968-1989, 2018.

OLIVATTO, G. P. **Estudo sobre microplásticos em águas superficiais na porção oeste de baía de Guanabara**. 2017. 155f. Dissertação (Mestrado em Química) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

PEREIRA, M. L. O. V. C.; MADEIRA, L. F.; SANTOS, R. F.; SOUZA, T. V. A.; ALVES, G. H. V. S. A percepção pública como instrumento de educação ambiental: um estudo sobre microplásticos. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 7, p. 1-18, 2021.

RODRÍGUEZ, C. S. **Poluição por resíduos plásticos no oceano: o dever jurídico de aplicação do princípio da precaução para impedir os danos ao ambiente marinho**. 2021. Dissertação (Mestrado em Direito) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

SANTOS, V. M. A.; BRITO, M. F. G.; MANOEL, P. S.; PERROCA, J. F.; FILHO, J. L. R.; PASCOAL, L. R. P.; GONÇALVES, G. R. L.; WOLF, M. R. BLETTER, M. C. M.; ANDRADE, M. C.; NOBILE, A. B.; LIMA, F. P.; RUOCCO, A. M. C.; SILVA, C. V.; NEVES, G. P.; PORTINHO, J. L.; GIARRIZO, T.; ARCIFA, M. S.; PELICICE, F. M. Plastic pollution: a focus on freshwater biodiversity. **Ambio**, v. 50, p. 1313-1324, 2021.

SANTOS, C. O; FERREIRA, J. A. Método do flutuador como ferramenta para monitoramento do comportamento hidrológico de córrego urbano. **Holos Environment**, v. 19, n. 4, p. 614-639, 2019.

SOUZA, G. R. **Avaliação da poluição por microplásticos nas águas do igarapé do Mindu, no ambiente urbano de Manaus**. 2020. 112f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônica) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2020.

STEVANUX, J. C.; LATRUBESSE, M. E. **Geomorfologia Fluvial**. v. 3. São Paulo: Oficina de Textos, 2017.

THOMPSON, R. C.; MOORE, C. J.; SAAL, F. S.; SWAN, S. H. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. **Philosophical Transactions of The Royal Society**, v. 364, p. 2153-2166, 2009.

TIBBETTS, J. KRAUSE, S. LYNCH, I. SAMBROOK SMITH GH. Abundance, Distribution, and Drivers of Microplastic Contamination in Urban River Environments. **Water**, v. 10, n° 1597, 2018.

VANAPALLI, K. R.; DUBEY, B. K.; SARMAH, A. K.; BHATTACHARYA, J. Assessment of microplastics pollution in the aquatic ecosystems- Na indian perspective. **Case Studies in Chemical and Environmental Engineering**, v. 3, n° 100071, 2021.

WANG, W.; NDUNGU, A. W.; LI, Z.; WANG, J. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: a case study in urban surface waters of Whuhan, China. **Science of The Total Environment**, v. 575, p. 1369-1374, 2017.

WU, M.; YANG, C.; DU, C.; LIU, H. Microplastics in water and soil: Occurrence, analytical methods and ecotoxicological effects. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 202, n° 110910, 2020.

WRIGHT, S. L.; THOMPSON, R. C.; GALLOWAY, S. The physical impacts of microplastics on marine organisms. A review. **Environmental Pollution**, v. 178, p. 483-492, 2013.

XIONG, X.; ZHANG, K.; CHEN, X.; SHI, H.; LUO, Z.; WU, C. Sources and distribution of microplastics in China's largest inland lake – Qinghai Lake. **Environmental Pollution**, v.235, p. 899-906, 2018.

YANG, L.; ZHANG, Y.; KANG, S.; WANG, Z.; WU, C. Microplastics in freshwater sediment: a review on methods, occurrence, and sources. **Science of The Total Environment**, v. 754, n. 141948, p. 1-19, 2021.

YUAN, W.; LIU, W.; DI, M.; WANG, J. Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 170, p. 180-187, 2019.

ZHANG, C.; ZHOU, H.; CUI, Y.; WANG, C.; LI, Y.; ZHANG, D. Microplastics in offshore sediment in the yellow sea and east China sea, China. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 827-833, 2019.

ZHANG, K.; GONG, W., LY, J.; XIONG, X.; WU, C. D. Accumulation of floating microplastics behind the Three Georges Dam. **Environmental Pollution**, v. 204, p. 117-123, 2015.

ZHAO, J.; RAN, W.; TENG, J.; LIU, Y.; LIU, H.; YIN, X.; CAO, R.; WANG, Q. Microplastic pollution in sediments from the bohai sea and the yellow sea, China. **Science of the Total Environment**, v. 640-641, p. 637-645, 2018.