

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA – ICET  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA PARA  
RECURSOS AMAZÔNICOS – PPGCTRA

GABRIEL DOS ANJOS GUIMARÃES

**RESÍDUOS DE MICROPLÁSTICOS EM CAMARÃO DE ÁGUA DOCE  
*Macrobrachium amazonicum* NO MUNICÍPIO DE ITACOATIARA (AM)**

ITACOATIARA-AM

2022

GABRIEL DOS ANJOS GUIMARÃES

**RESÍDUOS DE MICROPLÁSTICOS EM CAMARÃO DE ÁGUA DOCE  
*Macrobrachium amazonicum* NO MUNICÍPIO DE ITACOATIARA (AM)**

Dissertação apresentada para o Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos como pré-requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos.

Orientador: Prof. Dr. Gustavo Yomar Hattori

Coorientador: Prof. Dr. Gustavo Frigi Perotti

ITACOATIARA-AM

2022

## Ficha Catalográfica

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

G963r Guimarães, Gabriel dos Anjos  
Resíduos de microplásticos em camarão de água doce  
Macrobrachium amazonicum no município de Itacoatiara (AM) /  
Gabriel dos Anjos Guimarães . 2022  
95 f.: il. color; 31 cm.

Orientador: Gustavo Yomar Hattori  
Coorientador: Gustavo Frigi Perotti  
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia para Recursos  
Amazônicos) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Poluição. 2. Contaminação. 3. Pescado. 4. Planta aquática. 5.  
Rio Amazonas. I. Hattori, Gustavo Yomar. II. Universidade Federal  
do Amazonas III. Título

GABRIEL DOS ANJOS GUIMARÃES

**RESÍDUOS DE MICROPLÁSTICOS EM CAMARÃO DE ÁGUA DOCE  
*Macrobrachium amazonicum* NO MUNICÍPIO DE ITACOATIARA (AM)**

Dissertação apresentada para o Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos como pré-requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos.

Aprovado em 20 de junho de 2022.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Gustavo Yomar Hattori, (Presidente/Orientador)

Profa. Dra. Samantha Aquino Pereira

Prof. Dr. Rafael Yutaka Kuradomi



Documento assinado eletronicamente por **Gustavo Yomar Hattori, Professor do Magistério Superior**, em 20/06/2022, às 16:29, conforme horário oficial de Manaus, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rafael Yutaka Kuradomi, Professor do Magistério Superior**, em 20/06/2022, às 16:30, conforme horário oficial de Manaus, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Samantha Aquino Pereira, Professor do Magistério Superior**, em 20/06/2022, às 16:59, conforme horário oficial de Manaus, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufam.edu.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufam.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **1039542** e o código CRC **486BD96**.

Rua Nossa Senhora do Rosário - Bairro Tiradentes nº 3863 - Telefone: (92)  
992718661  
CEP 69103-128, Itacoatiara/AM, ppgctra@ufam.edu.br

À minha mãe, Joanne Cunha dos Anjos, que sempre foi minha maior inspiração, a exemplo de trabalho, honestidade e humildade.

Aos meus irmãos, Júlia Vitória, Luísa Gabrielle e Luiz Henrique, por sempre estarem comigo.

Dedico.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me dado saúde, força para superar as dificuldades e que permitiu que mais esse sonho se tornasse realidade.

À minha Família, que sempre acreditou e nunca deixou de me apoiar na realização de mais essa etapa em minha vida acadêmica, em especial a minha Mãe Joanne Cunha.

Ao meu orientador, Professor Dr. Gustavo Yomar Hattori, que me mostrou o verdadeiro mundo da pesquisa e sempre esteve disposto a compartilhar seus conhecimentos comigo. Agradeço o apoio, paciência, amizade e confiança depositado na execução deste estudo.

Ao meu coorientador, Professor Dr. Gustavo Frigi Perotti, pela paciência e por toda contribuição dada neste estudo, principalmente na identificação dos polímeros.

Ao Professor Dr. Rômulo Augusto Ando do Instituto de Química da Universidade de São Paulo (USP) juntamente com a Ms. Beatriz Rocha de Moraes (USP), pelo aceite e disponibilidade de realizar as análises químicas das amostras deste estudo.

Ao Professor. Dr. Bruno Sant'Anna, por toda contribuição dada neste estudo.

Aos professores do PPGCTRA que de alguma forma, contribuíram na minha formação acadêmica.

À minha amiga, Klívia Lúcia Gloria Pantoja, que sempre esteve ao meu lado me apoiando e fazendo as escolhas certas.

À minha equipe de coleta, Alexandre Melo e Cristiane Nascimento pela amizade e por sempre estarem dispostos a realização da coleta.

Ao Mateus Feitosa, pela paciência e disposição em disponibilizar água destinada.

Aos pesquisadores do Laboratório de Zoologia (Isreele, Leovando, Lucas e Manoel) pela paciência e contribuição no estudo.

E por fim, a todos que direta ou indiretamente colaboraram para a realização deste estudo.

## RESUMO

A contaminação por microplásticos (MPs) em ambiente aquático tem despertado a atenção devido aos seus diversos efeitos nos meios bióticos e abióticos. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar a ocorrência de detritos plásticos no camarão de água doce *Macrobrachium amazonicum*, águas superficiais, sedimentos e macrófitas de Itacoatiara, Amazonas, Brasil. Foram capturados 600 espécimes de *M. amazonicum* em dois locais de coleta, sendo Jauary (área urbana) e Centenário (área rural). Foi registrado inicialmente o sexo e tamanho dos camarões. As amostras foram agrupadas em trato gastrointestinal, cefalotórax e abdome e pesadas. Soluções químicas foram utilizadas nas amostras para extração dos MPs. Esses MPs foram analisados e caracterizados de acordo com suas propriedades físicas e químicas. A análise dos dados foi realizada através das análises de variância. Quanto a presença de detritos plásticos nas águas superficiais, sedimentos e macrófitas, um total de 11 pontos foram aplicados em áreas rural 1 (montante do Rio Amazonas), urbana e rural 2 (jusante do Rio Amazonas) no município de Itacoatiara (AM). As amostras com águas superficiais foram filtradas. Os sedimentos foram submetidos a soluções químicas para extração dos MPs. Os resíduos sólidos coletados nos sedimentos foram analisados quali-quantitativamente. O percentual de cobertura de cada espécie foi realizado, bem como o percentual de detritos plásticos associados. A identificação dos detritos plásticos foi realizada através das características físicas dos contaminantes. A análise dos dados foi realizada através das análises de variância. Os resultados apresentaram que os camarões da área urbana apresentam acúmulos de MPs superiores do que a área rural, com predominância de MPs nas fêmeas e no trato gastrointestinal dos camarões. As fibras de 1 a 5 mm, na cor azul estavam em abundância nos camarões do presente estudo. Dois polímeros foram identificados, sendo o polipropileno presentes nas fibras azul-escuras e náilon nos fragmentos azul-claros. Além disso, foi observado a presença em acúmulo de resíduos plásticos na área urbana, sendo diferente para as áreas rurais. A presença de MPs nas águas superficiais foi mais evidente na área rural 1, enquanto para os sedimentos, estava em acúmulo na área urbana. As fibras de tamanho de 1 a 5 mm na cor azul escuro estavam em ocorrência nas amostras de águas superficiais e sedimentos. As espécies de macrófitas *Paspalum repens* e *Pontederia rotundifolia* foram predominantes. Essas mesmas espécies apresentaram acúmulos de detritos plásticos na área rural 1. Os fragmentos de 1 a 5 mm na cor branco e azul escuro estavam em abundância nas espécies de macrófitas. Os resultados apresentados neste estudo mostram a presença de detritos plásticos na margem esquerda do Rio Amazonas, no município de Itacoatiara que podem ser as fontes de entrada de contaminantes MPs no ecossistema amazônico, podendo ocasionar diversos danos nos animais aquáticos da região amazônica e, inclusive na transferência para os humanos, através do consumo de animais contaminados.

**Palavras-chave:**, Poluição. Contaminação. Pescado. Planta Aquática. Rio Amazonas.

## ABSTRACT

Contamination by microplastic (MPs) in the aquatic environment has attracted attention due to its various effects in biotic and abiotic environments. Therefore, the aim of this study was to evaluate the occurrence of plastic debris in freshwater shrimp *Macrobrachium amazonicum*, surface Waters, sediments and macrophytes from Itacoatiara, AM, Brasil. A total of 600 specimens of *M. amazonicum* were captured in two collection sites Jauary (urban area) and Centenário (rural area). Initially, the sex and size of shrimp were recorded. The samples were grouped into the gastrointestinal tract, cephalothorax and abdomen and weighed. Chemical solutions were used in the samples to extract the MPs. These MPs were analyzed and characterized according to their physical and chemical properties. Data analysis was performed using analysis of variance. Regarding the presence of plastic debris in surface waters, sediments and macrophytes, a total of 11 points were applied in rural 1 (upstream of the Amazon River), urban and rural 2 (downstream of the Amazon River) in the municipality of Itacoatiara (AM). The surface water samples were filtered. The sediments were submitted to chemical solutions to extract the MPs. The solid residues collected in the sediments were analyzed qualitatively and quantitatively. The percentage of coverage of each species was performed, as well as the percentage of associated plastic debris. The identification of plastic debris was performed through the physical characteristics of the contaminants. Data analysis was performed using analysis of variance. The results showed that shrimp from urban areas have higher accumulations of MPs than from rural areas, with a predominance of MPs in females and in the gastrointestinal tract of shrimp. Fibers from 1 to 5 mm, in blue color, were abundant in the shrimp in the present study. Two polymers were identified, with polypropylene present in the dark blue fibers and nylon in the light blue fragments. In addition, it was observed the presence of accumulation of plastic waste in the urban area, being different for the rural area. The presence of MPs in surface waters was more evident in rural area 1, while for sediments, it was accumulating in urban areas. Dark blue fibers with sizes from 1 to 5 mm were present in surface water and sediment samples. The macrophyte species *Paspalum repens* and *Pontederia rotundifolia* were predominant. These same species presented accumulations of plastic debris in the rural area 1. Fragments of 1 to 5 mm in white and dark blue were abundant in the macrophyte species. The results presented in this study show the presence of plastic debris on the left bank of the Amazon River, in the municipality of Itacoatiara, which may be the source of entry of MPs contaminants into the Amazon ecosystem, which may cause several damages to aquatic animals in the Amazon region and, even in the transfer to humans through consumption of contaminated animals.

**Keywords:** Pollution. Contamination. Fish. Water Plant. Amazon River.



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

### CAPÍTULO I

<b>Figura 1</b> – Mapa de localização da área de estudo, mostrando os pontos de coleta de camarão em Itacoatiara, AM, Brasil.....	20
<b>Figura 2</b> – Tamanho dos MPs presentes nos camarões entre os locais de amostragem (a) e entre as partes corporais (b). .....	31
<b>Figura 3</b> – Composição das cores presentes no Jauary (a) e Centenário (b). .....	32
<b>Figura 4</b> – Tipos de MPs no Jauary (a) e Centenário (b). .....	34
<b>Figura 5</b> – Cores dos MPs encontrados nos camarões <i>M. amazonicum</i> . Azul escuro (a), vermelho (b), azul claro (c), verde escuro (d), verde claro (e) e cinza (f). Barra de escala = 0,1 mm.....	34
<b>Figura 6</b> – Análise química de MPs. (a) Espectro Raman de amostra definido como polipropileno. (b) Espectro FTIR de amostra definida como nylon.....	37

### CAPÍTULO II

<b>Figura 1</b> – Área de estudo com pontos de amostragem localizados na margem esquerda do Rio Amazonas, município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil. Área rural 1 (P1–P4); Área urbana (P5–P8); e Área rural 2 (P9–P11). .....	54
<b>Figura 2</b> – Resíduos sólidos coletados na margem do município de Itacoatiara (AM). Área rural 1 (P2–P4); Área urbana (P5–P8); e Área rural 2 (P9–P11). Barra de escala = 5 cm.....	60
<b>Figura 3</b> – Composição dos itens de resíduos sólidos (a). Composição dos itens de resíduos plásticos presentes nas margens (b). .....	62
<b>Figura 4</b> – Abundância de MPs em águas superficiais (a) e sedimentos (b). .....	65
<b>Figura 5</b> – Tamanho dos MPs de águas superficiais (a) e sedimentos (b). .....	67
<b>Figura 6</b> – Cores dos MPs encontrados em águas superficiais (a) e em sedimentos (b). .....	69
<b>Figura 7</b> – Tipos de MPs em águas superficiais (a) e em sedimento (b). .....	70
<b>Figura 8</b> – Diferentes MPs encontrados em águas superficiais e sedimentos. Fibra azul escuro (a). Fragmento azul claro (b). Fibra verde (c). Fragmento branco (d). Fibra vermelha (e). .....	71
<b>Figura 9</b> – Tamanho dos detritos plásticos nas espécies de macrófitas das áreas rural 1 (a), urbana (b) e rural 2 (c). .....	79
<b>Figura 10</b> – Cores dos detritos plásticos identificados nas espécies de macrófitas da área rural 1 (a), urbana (b) e rural 2 (c). .....	80
<b>Figura 11</b> – Tipos de detritos plásticos presentes nas espécies de macrófitas da área rural 1 (a), urbana (b) e rural 2 (c). .....	81
<b>Figura 12</b> – Diferentes MPs encontrados em macrófitas da região amazônica. (a) Fragmento vermelho. (b) Fragmento verde. (c) Fibra azul escura. (d) Fibra azul claro. (e) Fragmento azul escuro. (f) Fragmento branco. Barra de escala = 5 mm.....	83

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

<b>Tabela 1</b> – ANOVA (duas vias) descrevendo o peso das partes corporais do camarão entre os locais de amostragem (GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; F = valor F; P = valor P). .....	24
<b>Tabela 2</b> – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) do peso corporal do camarão <i>M. amazonicum</i> em Itacoatiara, AM, Brasil (N= número de indivíduos; M= macho; F= fêmea; TG = trato gastrointestinal; CT = cefalotórax; AB = abdômen). .....	25
<b>Tabela 3</b> – Abundância de MPs em diferentes espécies de camarão ao redor do mundo. ....	27
<b>Tabela 4</b> – ANOVA (duas vias) descrevendo a abundância de MPs entre os locais de amostragem e as partes corporais dos camarões (GL= graus de liberdade; SQ= soma dos quadrados; F = valor F; P = valor P). .....	28
<b>Tabela 5</b> – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para abundância de MPs em camarão <i>M. amazonicum</i> em Itacoatiara, AM, Brasil (N= número de indivíduos; TG= trato gastrointestinal; CT= cefalotórax; AB= abdômen). .....	28
<b>Tabela 6</b> – ANOVA (duas vias) descrevendo a abundância de MPs entre os locais de amostragem e o sexo dos camarões (GL= graus de liberdade; SQ= soma dos quadrados; F = valor de F; P = valor de P). .....	29
<b>Tabela 7</b> – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para abundância de MPs entre os sexos do camarão <i>M. amazonicum</i> em Itacoatiara, AM, Brasil (N= número de indivíduos). .....	29

### CAPÍTULO II

<b>Tabela 1</b> – ANOVA (duas vias) descrevendo a abundância de resíduos sólidos entre os locais de coleta (GL= Graus de liberdade; SQ= Soma de quadrados; F= Valor de F; P= Valor de P). .....	58
<b>Tabela 2</b> – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) dos resíduos sólidos nas áreas de coleta. ....	58
<b>Tabela 3</b> – Nível de poluição por resíduos sólidos nas áreas de coleta (IG= Índice geral; CCI= Clean Coast Index; ES= Extremamente sujo; S= Sujo; M= Moderado; L= Limpo). .....	59
<b>Tabela 4</b> – ANOVA da abundância de MPs em águas superficiais. ....	63
<b>Tabela 5</b> – ANOVA da abundância de MPs em sedimentos. ....	63
<b>Tabela 6</b> – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) da abundância de MPs (microplásticos) presentes em águas superficiais e sedimentos entre as áreas de coleta (L= litros; g= grama). .....	63
<b>Tabela 7</b> – ANOVA (duas vias) para o peso vegetal das espécies de macrófitas (GL= Graus de liberdade; SQ= Soma de quadrados; F= Valor de F; P= Valor de P). .....	72
<b>Tabela 8</b> – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para o peso vegetal das espécies de macrófitas na margem esquerda do Rio Amazonas, próximo a Itacoatiara (AM). .....	72
<b>Tabela 9</b> – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para a cobertura vegetal de macrófitas por espécie e área na margem esquerda do Rio Amazonas, próximo a Itacoatiara (AM). .....	72

<b>Tabela 10</b> – ANOVA (três vias) descrevendo a presença de detritos plásticos nas espécies de macrófitas de áreas rurais e urbana (GL= Graus de liberdade; SQ= Soma de quadrados; F= Valor de F; P= Valor de P; Detritos Plásticos= Microplásticos, Mesoplásticos e Macroplásticos).....	74
<b>Tabela 11</b> – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para abundância de detritos plásticos (Microplásticos, Mesoplásticos e Macroplásticos) entre as espécies de macrófitas de áreas rurais e urbana em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.....	74
<b>Tabela 12</b> – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para abundância de MPs (microplásticos), MSPs (mesoplásticos) e MCPs (Macroplásticos) entre as espécies de macrófitas de Itacoatiara, Amazonas, Brasil. ....	75

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

%	Porcentagem
µm	Micrómetro
AB	Abdome
ANOVA	Análise de Variância
CCI	Clean Coast Index
cm	Centímetro
CT	Cefalotórax
DP	Desvio Padrão
ES	Extremamente Suja
F	Valor do teste F
FTIR	Espectroscopia Vibracional no Infravermelho por Transformada de Fourier
g	Grama
GL	Grau de Liberdade
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Peróxido de Hidrogênio
IG	Índice Geral
KW	Teste de Kruskal-Wallis
L	Limpo
M	Moderado
MCP	Macroplástico
ML	Muito Limpo
mm	Milímetro
MP	Microplástico
MSP	Mesoplástico
NaCl	Cloreto de sódio
p	Valor da significância
r	Correlação de Pearson
rs	Correlação de Spearman
S	Sujo
SQ	Soma dos Quadrados
t	Teste Student
TG	Trato Gastrointestinal

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO I</b> .....	12
Contaminação de microplástico nos camarões de água doce <i>Macrobrachium amazonicum</i> em Itacoatiara, Amazonas, Brasil .....	12
<b>RESUMO</b> .....	13
<b>ABSTRACT</b> .....	14
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	15
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	18
2.1 Objetivo Geral .....	18
2.2 Objetivos Específicos .....	18
<b>3 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	19
3.1 Local de coleta .....	19
3.2 Processamento dos camarões .....	20
3.3 Identificação dos MPs .....	21
3.4 Análise de dados.....	22
<b>4 RESULTADO E DISCUSSÃO</b> .....	24
4.1 Biometria dos camarões <i>M. amazonicum</i> .....	24
4.2 Abundância de MPs em <i>M. amazonicum</i> .....	25
4.3 Caracterização dos MPs .....	29
4.4 Relações entre os parâmetros biométricos e a abundância de MPs ....	35
4.5 Composição química dos MPs no camarão <i>M. amazonicum</i> .....	35
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	38
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	39
<b>CAPÍTULO II</b> .....	46
A poluição por detritos plásticos nas margens do Rio Amazonas, próximo ao Município de Itacoatiara, AM, Brasil .....	46
<b>RESUMO</b> .....	47
<b>ABSTRACT</b> .....	48
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	49
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	51
2.1 Objetivo geral .....	51
2.2 Objetivos específicos .....	51
<b>3 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	52
3.1 Coleta das amostras .....	52
3.2 Processamento das amostras.....	54
3.3 Identificação de detritos plásticos.....	56
3.4 Análise de dados.....	56
<b>4 RESULTADO E DISCUSSÃO</b> .....	58
4.1 Poluição por resíduos sólidos nas margens .....	58
4.2 Abundância de MPs em águas superficiais e sedimentos.....	62
4.3 Ocorrência de detritos plásticos em macrófitas .....	71
<b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	84
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	85
<b>ANEXO A – Autorização para coleta de animal com finalidade científica – SISBIO/ICEMBio</b> .....	92

**CAPÍTULO I**

---

Contaminação de microplástico nos camarões de água doce *Macrobrachium amazonicum* em Itacoatiara, Amazonas, Brasil

## RESUMO

O presente estudo analisou a presença de microplásticos (MPs) no camarão *Macrobrachium amazonicum*, considerado um pescado de importância econômica, consumido em diversas regiões da Amazônia brasileira. Foram capturados 600 espécimes de *M. amazonicum* em dois locais de coleta, sendo Jauary (área urbana) e Centenário (área rural). Foi registrado inicialmente o sexo e tamanho dos camarões. As amostras foram agrupadas em trato gastrointestinal, cefalotórax e abdome e pesadas. Soluções químicas foram utilizadas nas amostras para extração dos MPs. Esses MPs foram analisados e caracterizados de acordo com suas propriedades físicas e químicas. A análise dos dados foi realizada através das análises de variância. Ao todo 2.597 partículas de MPs foram registradas nos camarões, com diferença significativa entre os locais de coleta ( $t = -8,0343$ ;  $GL = 512,89$ ;  $p < 0,05$ ). A presença de MPs no trato gastrointestinal também diferiu significativamente ( $t = 2,2508$ ;  $GL = 458,1$ ;  $p < 0,05$ ), bem como no cefalotórax e abdome do camarão ( $F = 47,98$ ;  $GL = 1$ ;  $p < 0,0001$ ). Não houve diferença significativa entre a abundância de MPs e sexo do camarão ( $F = 0,34$ ;  $GL = 1$ ;  $p > 0,05$ ). O tamanho dos MPs não diferiu significativamente entre os locais de coleta ( $F = 0,295$ ;  $GL = 1$ ;  $p > 0,05$ ) e entre as partes corporais dos camarões ( $F = 0,352$ ;  $GL = 2$ ;  $p > 0,05$ ). Os MPs do tipo fibra de cor azul escuro foram os mais abundantes. Correlação positiva foi observada entre a abundância de MPs e o peso total do camarão ( $N = 300$ ;  $r = 0,217$ ;  $p < 0,05$ ). A espectroscopia Raman identificou as fibras azul-escuras como polipropileno e a técnica de FTIR, os fragmentos azul-claros como náilon. Os resultados alertam que a presença de MPs no camarão *M. amazonicum* está associada aos locais de captura próximo a área urbana e está presente na alimentação da população amazônica que consome regularmente este pescado em pratos tradicionais.

**Palavras-chave:** Polímeros. Poluição. Pescado. FTIR. Crustácea.

## ABSTRACT

The present study analyzed the presence of microplastics (MPs) in the shrimp *Macrobrachium amazonicum*, which is an economically important food that is consumed in several regions of the Brazilian Amazon. A total of 600 specimens of *M. amazonicum* were captured in two collection sites Jauary (urban area) and Centenário (rural area). Initially, the sex and size of shrimp were recorded. The samples were grouped into the gastrointestinal tract, cephalothorax and abdomen and weighed. Chemical solutions were used in the samples to extract the MPs. These MPs were analyzed and characterized according to their physical and chemical properties. Data analysis was performed using analysis of variance. A total of 2,597 MP particles were recorded in the shrimps, with a significant difference between the collection sites ( $t = -8.0343$ ;  $Df = 512.89$ ;  $p < 0.05$ ). The presence of MPs in the gastrointestinal tract also differed significantly ( $t = 2.2508$ ;  $Df = 458.1$ ;  $p < 0.05$ ), as well as in the shrimps' cephalothorax and abdomen ( $F = 47.98$ ;  $Df = 1$ ;  $p < 0.0001$ ). No significant difference was found between MP abundance and sex of the shrimps ( $F = 0.34$ ;  $Df = 1$ ;  $p > 0.05$ ). The size of the MPs did not differ significantly between the collection sites ( $F = 0.295$ ;  $Df = 1$ ;  $p > 0.05$ ) and between the body parts ( $F = 0.352$ ;  $Df = 2$ ;  $p > 0.05$ ). Dark blue fiber-type MPs were the most abundant. A positive correlation was observed between the abundance of MPs and the total weight of shrimps ( $N = 300$ ;  $r = 0.217$ ;  $p < 0.05$ ). Raman spectroscopy identified the dark blue fibers as polypropylene and the FTIR technique identified the light blue fragments as nylon. The results indicate that the presence of MPs in the *M. amazonicum* shrimp is associated with the capture sites near the urban area and is present in the diet of the Amazonian population that regularly consumes this crustacean in traditional dishes.

**Keywords:** Polymers. Pollution. Fish. FTIR. Crustacea.



## 1 INTRODUÇÃO

A produção mundial de plásticos se aproximou de 370 milhões de toneladas por ano (EUROPE PLASTIC, 2021). As características desse material como alta resistência, durabilidade e baixo custo tornaram o plástico um dos materiais mais utilizados pela humanidade (COLE et al., 2011). Estima-se que 6,4 milhões de toneladas de plásticos são descartados em ambiente marinho de forma inadequada todos os anos (GODOY et al., 2019; MARTÍN-LARA et al., 2021), fazendo com que este ambiente seja um depósito de resíduos plásticos (BAKIR et al., 2020).

Os resíduos plásticos no meio ambiente sofrem ações naturais como radiação solar e/ou forças físicas da água, fragmentando-se em pequenas partículas, conhecidas como microplásticos (MPs) (UHEIDA et al., 2021). Essas partículas contaminantes são encontradas em ambientes aquáticos e possuem tamanhos inferiores a 5 mm, incluindo folhas de plásticos e filmes em nanoescala (<1 µm) (FRIAS e NASH, 2019; UHEIDA et al., 2021). No entanto, além da degradação dos resíduos maiores por reação fotoquímica ou ações mecânicas, os MPs podem ser produzidos para terem tamanhos pequenos (KAZOUR et al., 2019), como por exemplo os grânulos de polietileno e serem aplicados em produtos específicos, como por exemplo, produtos de limpeza, cosméticos, gel para banho, limpador facial, desinfetante para as mãos e entre outros (SUN et al., 2020).

Em comparação ao ambiente marinho, existem poucas informações sobre os efeitos e acúmulo dos MPs em ambiente terrestre (SARKER et al., 2020) e de água doce (SZYMANSKA e OBOLEWSKI, 2020). Recentemente, a poluição por MPs no ambiente de água doce tem recebido mais atenção, a exemplo de estudos realizados em lagos (WANG et al., 2019a; YUAN et al., 2019; BERTOLDI et al., 2021; MALLA-PRADHAN et al., 2022; NEELAVANNAN et al., 2022) e rios (JIANG et al., 2019; GEROLIN et al., 2020; KUŚMIEREK e POPIOŁEK 2020; WARDLAW e PROSSER 2020; LI et al., 2021; YIN et al., 2022) que podem ser via de contaminação em organismos de água doce.

Os organismos aquáticos realizam frequentemente diversas interações com os MPs, a exemplo da ingestão, aderência, emaranhamento, composições microbianas, contaminantes associados, bioacumulação e biomagnificação (WALKINSHAW et al., 2020). Dentre os organismos aquáticos, os camarões em teias alimentares

conseguem facilmente ingerir MPs por meio de suas presas (HOSSAIN et al., 2020), tais como pequenos artrópodes, peixes juvenis e outros (DEVRIESE et al. 2015), o que coloca em risco potencial para os seres humanos (THIELE et al., 2019), devido ao consumo do camarão ser realizado sem a remoção do trato gastrointestinal (TG) (SEVERINI et al., 2020).

A problemática ambiental oriunda da contaminação por MPs vai além da sua ingestão (VALENCIA-CASTAÑEDA et al., 2022), apresentando diversos efeitos tóxicos (WANG et al., 2020; DUAN et al., 2021) devido o tempo de exposição dos MPs nos sistemas digestivos (DUAN et al., 2021). A presença de MPs em órgão não digestivos também já foram documentos no cefalotórax (ABBASI et al., 2018; AKHBARIZADEH et al., 2019; VALENCIA-CASTAÑEDA et al., 2022) e abdome dos camarões (ABBASI et al., 2018; AKHBARIZADEH et al., 2019), sendo essa última parte corporal com elevado potencial de transferência para os humanos, através do consumo de animais contaminados.

As características dos MPs correspondem a fatores importantes no manejo e tempo de passagem (FRYDKJÆR et al., 2017; GRAY e WEINSTEIN, 2017), além da toxicidade associada (KLEIN et al., 2021). A forma, tamanho e as cores dos MPs podem ser facilmente confundidas com as presas para os predadores em ambiente aquático (SCHIRINZI et al., 2020). No entanto, ainda há uma carência de estudos envolvendo a ingestão e banimento de MPs em organismos de água doce (HOANG e FELIX-KIM, 2020).

Na região amazônica, destaca-se a espécie de camarões *Macrobrachium amazonicum* (Heller 1862) por ser considerada a mais consumida pelos ribeirinhos amazônicos e explorada comercialmente pela pesca artesanal na Amazônia, sendo caracterizada por sua abundância, ampla distribuição geográfica e importante potencial biológico (BENTES et al., 2011). Esses camarões são bentônicos e há estudos sobre o desenvolvimento de tecnologia para o cultivo, principalmente na região do Pará (MORAES-RIODADES e VALENTI, 2010). Além das características salientadas anteriormente, a espécie *M. amazonicum* é importante para diversas comunidades como fonte proteica e econômica (LUCENA-FRÉDOU et al., 2010), tendo em vista que a pesca desta espécie é realizada de forma artesanal (DANTAS et al., 2022).

Considerando a problemática ambiental oriunda do descarte inadequado de resíduos sólidos, em especial o plástico em ambiente aquático, diversos estudos relataram a contaminação por MPs em organismos aquáticos, a exemplo de aves aquáticas (LOURENÇO et al., 2017; REYNOLDS e RYAN, 2018; CARLIN et al., 2020), tartarugas (MATIDDI et al., 2017; EASTMAN et al., 2020), zooplâncton (KOSORE et al., 2018; ABSHER et al., 2019; AMIN et al., 2020; ZHENG et al., 2020) e peixes (SANTILLO et al., 2017; MAAGHLOUD et al., 2020; ADIKA et al., 2020; ZHANG et al., 2020). A ocorrência de MPs também já foi relatada em sedimentos no Rio Amazonas (GEROLIN et al., 2020) e a ingestão desses contaminantes por 13 espécies de peixes da região amazônica do Rio Iriri, próximo ao Rio Xingú (ANDRADE et al., 2019). E em outro estudo realizado na Amazônia, na base do Rio Guamá recentemente 98% dos peixes analisados estavam contaminados por MPs (RIBEIRO-BRASIL et al., 2020), podendo o camarão *M. amazonicum* também estar exposto aos MPs.

A presença de MPs já foi registrada em vários estudos com camarões (ABBASI et al., 2018; WANG et al., 2019b; DANIEL et al., 2020; HOSSAIN et al., 2020; NAN et al., 2020). Ao estudar a espécie *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931), Wang et al. (2021) verificaram que a exposição do camarão a concentrações baixas de MPs não alterou o sistema imunológico ou morte dos camarões, porém, afetou o equilíbrio da composição bacteriana do camarão. Os autores ainda relataram que a exposição com concentrações altas de MPs, podem promover alterações microbianas e morte de camarões. Por outro lado, Hossain et al. (2020) quantificaram e registraram MPs em espécies de camarões marinhos *Penaeus monodon* (Fabricius 1798) e *Metapenaeus monoceros* (Fabricius 1798) em Bangladesh. O grupo identificou que as partículas plásticas encontradas podem ser ingeridas através do consumo humano, caso os camarões não tenham os intestinos retirados. Além disso, há relatos da presença de MPs em órgão humano, o que agrava ainda mais a problemática dos MPs no meio ambiente (AMATO-LOURENÇO et al., 2021). Na região amazônica é bastante comum o consumo do camarão inteiro, retirando apenas o cefalotórax, tornando importante a verificação da presença desses MPs que podem estar sendo consumidos pela população local.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 Objetivo Geral

O presente estudo avaliou a incidência de MPs no camarão de água doce *M. amazonicum* coletados em dois locais (área urbana e rural) do município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

### 2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a abundância de MPs nos camarões da espécie *M. amazonicum* entre os locais de coleta;
- Analisar a ocorrência de MPs entre as partes corporais dos camarões de água doce *M. amazonicum*;
- Caracterizar a presença de MPs entre o sexo dos camarões de água doce *M. amazonicum*;
- Determinar as características físicas dos MPs ingeridos pelos camarões;
- Identificar os tipos de polímeros que compõe os MPs ingeridos pelos camarões de água doce *M. amazonicum* no município de Itacoatiara (AM).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Local de coleta

Indivíduos de *M. amazonicum* foram coletados em dois locais (Jauary e Centenário) na margem esquerda do Rio Amazonas, no Município de Itacoatiara (AM) (Figura 1). Os dois locais de coleta foram selecionados para verificar a presença de MPs nos camarões, levando em consideração os critérios salientados por Tavares (2003), onde a primeira área está situada no perímetro urbano (Jauary, 5.663 habitantes) e com isso pode ser caracterizada como área urbana e a segunda está influenciada pela baixa densidade populacional (Centenário, 139 habitantes) e sofre com as questões de infraestrutura e saneamento básico e com isso, pode ser caracterizada como área rural (TAVARES, 2003; IBGE, 2022).

Os camarões foram coletados nas margens dos locais de coleta com baixa profundidade, sendo a 50 cm da lâmina d'água. Ao todo, 12 coletas foram realizadas, sendo 6 coletas no Jauary no período de maio a julho de 2020 e 2021 e 6 coletas no Centenário no período de agosto a outubro de 2020 e 2021. As coletas no Jauary foram realizadas através de uma tarrafa multifilamento de 1,5 metros com malha de 8 mm e no Centenário foi realizado por meio de uma tarrafa multifilamento de 80 cm com malha de 8 mm. As coletas seguiram a legislação brasileira, com autorização do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio/SISBIO - Número da autorização: 75295-1). Espécimes de camarão foram coletados entre maio de 2020 a outubro de 2021.

Os indivíduos obtidos foram conservados em uma caixa com gelo e transferidos para o laboratório do Instituto de Ciências Exatas e Tecnologia da Universidade Federal do Amazonas, no qual foram acondicionados separadamente em sacos plásticos higienizados, lacrados e congelados a -10 °C em freezer, de forma a garantir a integridade da amostra.



**Figura 1** – Mapa de localização da área de estudo, mostrando os pontos de coleta de camarão em Itacoatiara, AM, Brasil.

### 3.2 Processamento dos camarões

Os indivíduos foram descongelados em uma placa de metal e lavados com água destilada. A identificação do sexo dos camarões foi realizada através do apêndice do segundo par de pleópodes nos machos, ausente nas fêmeas (MORAES-RIODADES e VALENTI, 2004), além do registro do peso (g) total através de uma balança e o comprimento (cm) total por meio de um paquímetro (SILVA et al., 2021). Para avaliar a presença de MPs no camarão, foi realizada a subdivisão das partes corporais em TG, cefalotórax (CT) e abdome (AB). Essa subdivisão foi realizada sob uma placa de metal, com bisturi e pinça e colocada imediatamente para béqueres, para realização da pesagem.

Para o presente estudo, o TG foi constituído do estômago e intestino, enquanto para o CT foi considerado o cefalotórax (exceto o estômago) e o exoesqueleto do camarão. A fração AB foi constituído apenas do tecido mole (músculo) presente no abdome do camarão (exceto o intestino e exoesqueleto).

A digestão do material orgânico consistiu na adaptação da metodologia de Li et al. (2015), utilizando 100 mL de solução 30% (v/v) de peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) para amostras de TG e CT, e 100 mL de solução de 40% (v/v) de  $H_2O_2$  nas amostras de AB. As amostras foram submersas na solução de  $H_2O_2$ , para a digestão da matéria orgânica e agitadas manualmente uma vez ao dia, com auxílio de um bastão de vidro. Os béqueres foram cobertos com papel alumínio e permaneceram mantidos à temperatura ambiente por 96 horas.

Para a separação dos MPs nos tecidos moles dissolvidos pela solução de  $H_2O_2$  foi adaptado a metodologia de Li et al. (2015), sendo utilizada a solução salina de 36 g/L de cloreto de sódio (NaCl). Aproximadamente 100 mL de solução salina previamente filtrada foi adicionada em cada béquer contendo as partes corporais de cada indivíduo dissolvido, sendo mantidos à temperatura ambiente por 24 horas. A solução salina permite que os materiais menos densos, como os MPs, flutuem, enquanto os materiais orgânicos não dissolvidos pela solução de  $H_2O_2$  permaneça no fundo do béquer (LUSHER et al., 2017).

A solução foi filtrada com auxílio de uma bomba a vácuo acoplada a um kitassato e funil de Büchner com papel de filtro Whatmann (tamanho de poro 5.0  $\mu m$ ). Após a filtração, os papéis de filtro foram transferidos para placas de Petri e permaneceram a temperatura ambiente por 24 horas para secagem.

Cuidados foram tomados durante o estudo conforme descrito no trabalho de Hossain et al. (2020), de forma a evitar contaminação cruzada nas etapas de coleta, transporte para o laboratório, descongelamento e lavagem, extração do TG, CT e AB, digestão do material orgânico, flutuação por solução salina e identificação dos MPs.

### **3.3 Identificação dos MPs**

As amostras contendo MPs foram observadas visualmente sob um microscópio estereoscópio e as imagens dos detritos plásticos foram registradas com uma câmera digital Moticam 2300 com 3.0 Megapixel.

Os MPs encontrados foram avaliados visualmente de acordo com suas características físicas, como o comprimento máximo, cor e tipo (LUSHER et al., 2013). O comprimento máximo foi classificado em 4 grupos, sendo <250  $\mu m$ , 250 a 500  $\mu m$ , 500 a 1.000  $\mu m$  e 1.000 a 5.000  $\mu m$  (LI et al., 2015). Os MPs foram categorizados em

todas as cores possíveis, como vermelho, laranja, azul, cinza, verde, amarelo e outras (DIRECTIVE, 2013). Os tipos de MPs foram considerados como fibra ou fragmento (LI et al., 2016).

Os MPs obtidos durante os processos de extração no camarão *M. amazonicum* foram analisados por meio espectroscopia vibracional na região do infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) e Espectroscopia Raman. Aproximadamente 38 amostras contendo MPs em abundância foram encaminhadas para as análises espectroscópicas. As amostras foram selecionadas de acordo a visibilidade, uma vez que amostras de dimensões muito reduzidas poderiam ser perdidas ao longo do processo.

A identificação dos espectros vibracionais foi realizada no Laboratório de Espectroscopia Molecular - Departamento de Química Fundamental do Instituto de Química - Universidade de São Paulo. As análises pela técnica de FTIR, consistiu na transferência das partículas para microplacas do equipamento, sob um estereomicroscópio. Os espectros no infravermelho foram registrados utilizando o espectrômetro FTIR, Bruker Optics (Billerica, Massachusetts, U.S.), modelo Vertex 80v, na região de 400-4000  $\text{cm}^{-1}$ , com *beamsplitter* de KBr (400-4000  $\text{cm}^{-1}$ ) e detector de DLaTGS de alta sensibilidade. Os espectros foram obtidos no modo de reflectância total atenuada (ATR) com 64 acumulações com resolução espectral de 2  $\text{cm}^{-1}$ . Já os espectros Raman foram registrados utilizando espectrômetro confocal Witec, modelo Alpha 300R, com detector do tipo CCD (charge coupled device), com a radiação excitante de 632.8 nm (laser He-Ne) e acoplado a um microscópio Zeiss. As medidas foram adquiridas na faixa de 200-3000  $\text{cm}^{-1}$  com resolução de 4  $\text{cm}^{-1}$  e com 5 acumulações e 20 segundos de tempo de exposição. A potência do laser utilizada variou de 1-5 mW dependendo da amostra. O tratamento dos espectros foi realizado no Fityk software 1.3.1. e comparados com a literatura através da base de dados do programa KnowItAll Spectroscopy Edition Software. As amostras que não foram passíveis de identificação do tipo de polímero por meio de FTIR ou Raman foram identificadas somente pelas características físicas.

### 3.4 Análise de dados



Para avaliar a ocorrência de MPs nas partes corporais dos camarões, foi realizada a divisão da abundância de MPs contida na parte corporal pelo peso, obtendo valores em MPs/g TG, MPs/g CT e MPs/g AB. O teste t foi utilizado para comparar as variáveis biométricas entre os locais de coleta do camarão *M. amazonicum*. Este mesmo teste foi utilizado para comparar a abundância de MPs nos espécimes entre os locais de coleta. A ANOVA fatorial de duas vias foi utilizada entre o peso das partes corporais e locais de coleta. A contaminação por MPs entre os locais e partes corporais e entre o sexo e os locais de coleta foram examinadas através da ANOVA fatorial de duas vias. ANOVA fatorial de duas vias também foi utilizada para o tamanho dos MPs entre as partes corporais e locais de coleta. O teste de Post-hoc de Tukey (HSD) foi utilizado para identificar as diferenças significativas. A correlação de Pearson foi utilizada para avaliar a relação entre abundância de MPs com o comprimento total e peso total do camarão. Para todas as análises foi utilizado um nível de significância de 0,05. As análises foram realizadas usando o software RStudio e Excel 2016.

## 4 RESULTADO E DISCUSSÃO

### 4.1 Biometria dos camarões *M. amazonicum*

Um total de 600 espécimes de *M. amazonicum* foi analisado, sendo 300 espécimes referentes ao bairro Jauary e 300 do bairro Centenário. O comprimento total e peso total dos camarões *M. amazonicum* examinados no Jauary variou de 5,2 a 9,4 cm com média de  $7,42 \pm 0,78$  cm e 1,62 a 7,14 g com média de  $3,94 \pm 1,14$  g. Quanto ao Centenário o comprimento total e peso total variou de 4,1 a 9,0 cm com média de  $6,23 \pm 0,85$  cm e 0,88 a 6,82 g com média de  $2,22 \pm 0,94$  g. Os camarões do Jauary apresentaram peso total ( $t = -20,171$ ;  $GL = 576,77$ ;  $p < 0,05$ ) e comprimento total ( $t = -17,923$ ;  $GL = 598$ ;  $p < 0,05$ ) superiores aos do Centenário. Em ambas as amostras, há a presença de indivíduos característicos da população de *M. amazonicum*, pois de acordo com Odinetz-Collart e Moreira (1993), o tamanho corporal dessa espécie no Rio Amazonas e em áreas de várzea pode chegar a 60 mm. Quanto ao peso total, o camarão *M. amazonicum* pode variar de 3,6 a 7,0 g (MACIEL e VALENTI, 2009). O peso das partes corporais foi significativamente diferente entre as áreas (Tabela 1 e 2). Os resultados do presente estudo mostra que os camarões *M. amazonicum* analisados são populações típicas de regiões de áreas de várzeas. Essa variação dos parâmetros biométricos entre os locais de coleta pode ser relacionada aos fatores abióticos do rio, como temperatura, precipitação e turbidez que afetam diretamente nos aspectos biométricos e reprodutivos da população de *M. amazonicum* (SILVA et al., 2021).

**Tabela 1** – ANOVA (duas vias) descrevendo o peso das partes corporais do camarão entre os locais de amostragem (GL = graus de liberdade; SQ = soma dos quadrados; F = valor F; P = valor P).

Fonte de variação	Abundância de MPs			
	GL	SQ	F	P
Local	1	148,17	823,31	<0,0001*
Partes corporais	2	761,52	2.115,67	<0,0001*
Local X Partes corporais	2	56,85	157,93	<0,0001*
Resíduos	1.794	322,87		

\*Valores com significância estatística ao nível de  $p < 0,05$ .

**Tabela 2** – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) do peso corporal do camarão *M. amazonicum* em Itacoatiara, AM, Brasil (N= número de indivíduos; M= macho; F= fêmea; TG = trato gastrointestinal; CT = cefalotórax; AB = abdômen).

Local	N	Sexo		Peso do TG (g)			Peso do CT (g)			Peso do AB (g)		
		M	F	Min	Max	Média±DP	Min	Max	Média±DP	Min	Max	Média±DP
Jauary	300	256	44	0,01	0,69	0,15±0,10 <sup>ab</sup>	0,92	3,76	2,04±0,59 <sup>c</sup>	0,59	3,79	1,75±0,54 <sup>e</sup>
Centenário	300	189	111	0,01	0,29	0,08±0,05 <sup>b</sup>	0,42	4,13	1,15±0,51 <sup>d</sup>	0,34	2,6	0,99±0,41 <sup>f</sup>

Valores com as mesmas letras não apresentam diferença significativa ( $p>0,05$ ).

#### 4.2 Abundância de MPs em *M. amazonicum*

No presente estudo, há registro da primeira evidência de contaminação por MPs em camarão na Amazônia. Um total de 2.597 itens de MPs foram obtidos, sendo 1.636 itens de MPs nos camarões do Jauary e 961 itens de MPs nos camarões do Centenário. A abundância média de MPs/espécimes foi significativamente diferente entre as áreas, no Jauary foi de  $5,45\pm 4,07$  e no Centenário foi de  $3,20\pm 2,64$  ( $t= -8,0343$ ;  $GL= 512,89$ ;  $p<0,05$ ). Do total de camarões analisados ( $N= 600$ ), aproximadamente 533 camarões apresentaram contaminações por MPs, representando 89% do universo amostral. A presença de MPs nos camarões foi consistente com o documentado por Severini et al. (2020), onde 90% dos camarões estavam contaminados com MPs.

A abundância média de MPs/espécime registrada no presente estudo variou quando comparada aos estudos em camarões em outras partes do mundo (Tabela 3). A presença de MPs no camarão *M. amazonicum* aponta que essa espécie continental não está isenta da contaminação por MPs e corrobora com os outros estudos (PEGADO et al., 2018; ANDRADE et al., 2019; RIBEIRO-BRASIL et al., 2020) realizados recentemente sobre a ocorrência de MPs em peixes na região Amazônia.

A contaminação de MPs nos camarões do presente estudo pode ser decorrente da presença de resíduos plásticos no local de captura do camarão. De acordo com Lebreton et al. (2017), o Rio Amazonas contribuiu com 60 mil toneladas de resíduos plásticos transportado para o oceano, além disso há presença desses poluentes no sedimento do rio (GEROLIN et al., 2020).

A presença dos resíduos plásticos já foi registrada também em outros organismos aquáticos na região amazônica (PEGADO et al., 2018; ANDRADE et al.,

2019). A abundância de MPs no presente estudo pode ser relacionada com a localidade (HOSSAIN et al., 2020; KESHAVARZIFARD et al., 2021), uma vez que a pesca desse camarão no bairro Jauary é realizada em um ponto urbanizado (Figura 1) com altos índices de descarte e concentração de resíduos sólidos plásticos, enquanto no bairro Centenário há um baixo índice de urbanização e de resíduos plásticos (observação pessoal).

O presente estudo apontou que os camarões próximos ao centro urbano são mais contaminados do que aqueles que estão em áreas mais afastadas, a exemplo do Centenário, caracterizado por uma área mais rural. Essa mesma observação já foi documentada (BROWNE et al., 2011; MURPHY et al., 2016; HOSSAIN et al., 2020; KESHAVARZIFARD et al., 2021), onde a relação de proximidade dos centros urbanos e abundância de resíduos de atividades antropogênicas podem ser atribuídas com a fonte de MPs.

Verificou-se que a presença de MPs no TG dos camarões foi significativamente diferente entre as áreas de coleta (Tabela 4 e 5). A ocorrência de MPs no TG em *M. amazonicum* foi comparativamente maior do que a relatada em camarões em outra parte do mundo (Tabela 3). A presença de MPs no TG é relacionada ao hábito alimentar, onde os camarões podem ingerir MPs através das presas (HOSSAIN et al., 2020), na qual também podem transferir para os humanos por meio do consumo sem remoção do TG (HOSSAIN et al., 2020; SEVERINI et al., 2020).

A presença de MPs no CT e AB dos camarões foi significativamente diferente entre as áreas (Tabela 4 e 5), evidenciando também a presença de MPs fora do TG. A ocorrência de MPs no CT e AB de *M. amazonicum* variou quando comparada com os camarões de outras partes do mundo (Tabela 3). A presença de MPs no CT pode estar relacionada as brânquias e indicar uma exposição de *M. amazonicum* as partículas plásticas presentes no local de captura. Enquanto a presença de MPs no AB, que é considerada a parte consumível do camarão, pode apresentar um risco a saúde humana devido à possibilidade de poluentes estarem associados aos MPs (ABBASI et al., 2018; AKHBARIZADEH et al., 2019).

Com base na abundância de MPs, observou-se nas Tabelas 4 e 5 diferenças significativas nos números de MPs entre o CT e AB dos camarões, indicando a presença de MPs em todas as partes corpóreas, além do TG. A presença de MPs fora do TG pode ser oriunda após a ingestão (ABBASI et al., 2018), bem como a exposição

das brânquias em água e sedimento com acúmulo de MPs (DING et al., 2018; YIN et al., 2018). A presença de MPs em órgãos não digestivos pode promover efeitos tóxicos nos crustáceos e acarretar a exposição humana por meio do consumo de indivíduos contaminados (ABBASI et al., 2018).

**Tabela 3** – Abundância de MPs em diferentes espécies de camarão ao redor do mundo.

Localização	Espécies	Abundância de MPs	Referências
Baía Norte de Bengala, Bangladesh	<i>Penaeus monodon</i>	6,60 ± 2,00 MPs/indivíduo 3,40 ± 1,23 MPs/g TG	Hossain et al. (2020)
	<i>Metapenaeus monocerous</i>	7,80 ± 2,00 MPs/indivíduo 3,87 ± 1,05 MPs/g TG	
Golfo Pérsico	<i>Penaeus indicus</i> (H. Milne-Edwards 1837)	21,8 MPs/indivíduo 6,83 MPs/exoesqueleto 4,58 MPs/músculo 2,25 MPs/intestino	Abbasi et al. (2018)
		7,00 MPs/brânquias 1,08 MPs/fígado 7,8 MPs/indivíduo	
		<i>Penaeus semisulcatus</i> (De Haan 1844)	
Mar Amarelo do Sul, China	<i>Crangon affinis</i> (De Haan 1849)	8,6±2,6 MPs/g	Wang et al. (2019b)
Bélgica	<i>Crangon crangon</i> (Linnaeus 1758)	1,23±0,99 MPs/indivíduo	Devriese et al. (2015)
Kerala, Índia	<i>Fenneropenaeus indicus</i> (H. Milne Edwards 1837)	0,39±0,6 MPs/indivíduo	Daniel et al. (2020)
Victoria, Austrlia	<i>Paratya australiensis</i> (Kemp 1917)	0,52±0,55 MPs/indivíduo	Nan et al. (2020)
Golfo Pérsico	<i>Penaeus indicus</i>	0,179 MPs/g músculo 0,251 MPs/g brânquias	Akhbarizadeh et al. (2019)
	<i>Penaeus semisulcatus</i>	0.36 MPs/g músculo 0.773 MPs/g brânquias	

**Tabela 4** – ANOVA (duas vias) descrevendo a abundância de MPs entre os locais de amostragem e as partes corporais dos camarões (GL= graus de liberdade; SQ= soma dos quadrados; F = valor F; P = valor P).

Fonte de variação	Abundância de MPs			
	GL	SQ	F	P
Local	1	2.657	5,682	<0,0172*
Partes corporais	2	161.797	173,009	<0,0001*
Local X Partes corporais	2	4.445	4,752	0,0087*
Resíduos	2	838.866		

\*Valores com significância estatística ao nível de  $p < 0,05$ .

**Tabela 5** – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para abundância de MPs em camarão *M. amazonicum* em Itacoatiara, AM, Brasil (N= número de indivíduos; TG= trato gastrointestinal; CT= cefalotórax; AB= abdômen).

Local	N	MPs/g TG			MPs/g CT			MPs/g AB		
		Min	Max	Média±DP	Min	Max	Média±DP	Min	Max	Média±DP
Jauary	300	0	200	17,74±25,02 <sup>a</sup>	0	6,2	1,15±1,18 <sup>cd</sup>	0	4,2	0,78±0,85 <sup>cdef</sup>
Centenário	300	0	350	24,62±46,61 <sup>b</sup>	0	9,2	1,34±1,68 <sup>d</sup>	0	8,9	1,00±1,45 <sup>cdf</sup>

Valores com as mesmas letras não apresentam diferença significativa ( $p > 0,05$ ).

Fêmeas de *M. Amazonicum* apresentam maior acúmulo de MPs quando comparadas aos machos, sendo 2.110 e 487 itens de MPs, respectivamente. Essa abundância de MPs entre os sexos dos camarões do presente estudo (Tabela 6 e 7), foram comparativamente menores a  $33,31 \pm 19,42$  MPs/fêmeas e  $33,43 \pm 19,07$  MPs/machos no camarão *Macrobrachium rosenbergii* (De Man 1879) estudado por Reunura e Prommi (2022). Além desse estudo, já foi documentado a presença em abundância de MPs em fêmeas (69,9%), quando comparado aos machos no camarão *Plesionika narval* (J. C. Fabricius 1787) (BORDBAR et al., 2018).

Esse acúmulo em abundância de MPs nas fêmeas do presente estudo, pode ser relacionado principalmente à atividade alimentar e demanda energética das fêmeas antes do período de reprodução (CARTES et al., 2008). Esse fato também pode ser associado a área de coleta com profundidades rasas onde há acúmulo potencial de MPs (ANDRADE et al., 2019; GEROLIN et al., 2020). Esse período de reprodução, especificamente para o camarão *M. amazonicum* foi relatado entre os meses de março a setembro, que marcam os períodos da cheia e seca dos rios na região amazônica, respectivamente (LUCENA-FRÉDOU et al., 2010), sendo nesse período a realização da coleta dos camarões para o presente estudo.

**Tabela 6** – ANOVA (duas vias) descrevendo a abundância de MPs entre os locais de amostragem e o sexo dos camarões (GL= graus de liberdade; SQ= soma dos quadrados; F = valor de F; P = valor de P).

Fonte de variação	Abundância de MPs			
	GL	SQ	F	P
Local	1	691,3	60,53	<0,0001*
Sexo	1	3,9	0,34	0,5578
Local X Sexo	1	119,5	10,46	0,0012*
Resíduos	596	6.805,9		

\*Valores com significância estatística ao nível de  $p < 0,05$ .

**Tabela 7** – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para abundância de MPs entre os sexos do camarão *M. amazonicum* em Itacoatiara, AM, Brasil (N= número de indivíduos).

Local	N		MPs/Fêmea			MPs/Macho		
	Fêmea	Macho	Min	Max	Média±DP	Min	Max	Média±DP
Jauary	256	44	0	22	5.81±4.16 <sup>a</sup>	0	12	3.36±2.71 <sup>cd</sup>
Centenário	189	111	0	7	3.29±2.51 <sup>b</sup>	0	9	3.05±2.85 <sup>d</sup>

Valores com as mesmas letras não apresentam diferença significativa ( $p > 0,05$ ).

### 4.3 Caracterização dos MPs

Os MPs identificados nos camarões foram classificados em 4 grupos, variando de  $< 250 \mu\text{m}$  a  $5.000 \mu\text{m}$ , não apresentando diferença significativa entre as áreas ( $N = 2.597$ ;  $F = 0,295$ ;  $GL = 1$ ;  $p > 0,05$ ). Aproximadamente, 46% (753 itens) dos MPs pertenciam a classe de tamanho de  $1.000$  a  $5.000 \mu\text{m}$  e 54% (883 itens) referente as classes menores de MPs no Jauary. No Centenário, 51% (491 itens) dos MPs foram representados pela classe de tamanho de  $1.000$  a  $5.000 \mu\text{m}$  e 49% (470 itens) referente as classes menores (Figura 2a). A presença de MPs de  $1.000$  a  $5.000 \mu\text{m}$  em abundância corresponde ao mesmo tamanho observado no camarão *P. monodon* em Bangladesh (HOSSAIN et al., 2020) e em peixes na região amazônica (PEGADO et al., 2018). Hossain et al. (2020) consideraram que os altos índices de ingestão de MPs estão relacionados com a coleta dos animais próximas as áreas urbanizadas, similar ao observado no presente estudo.

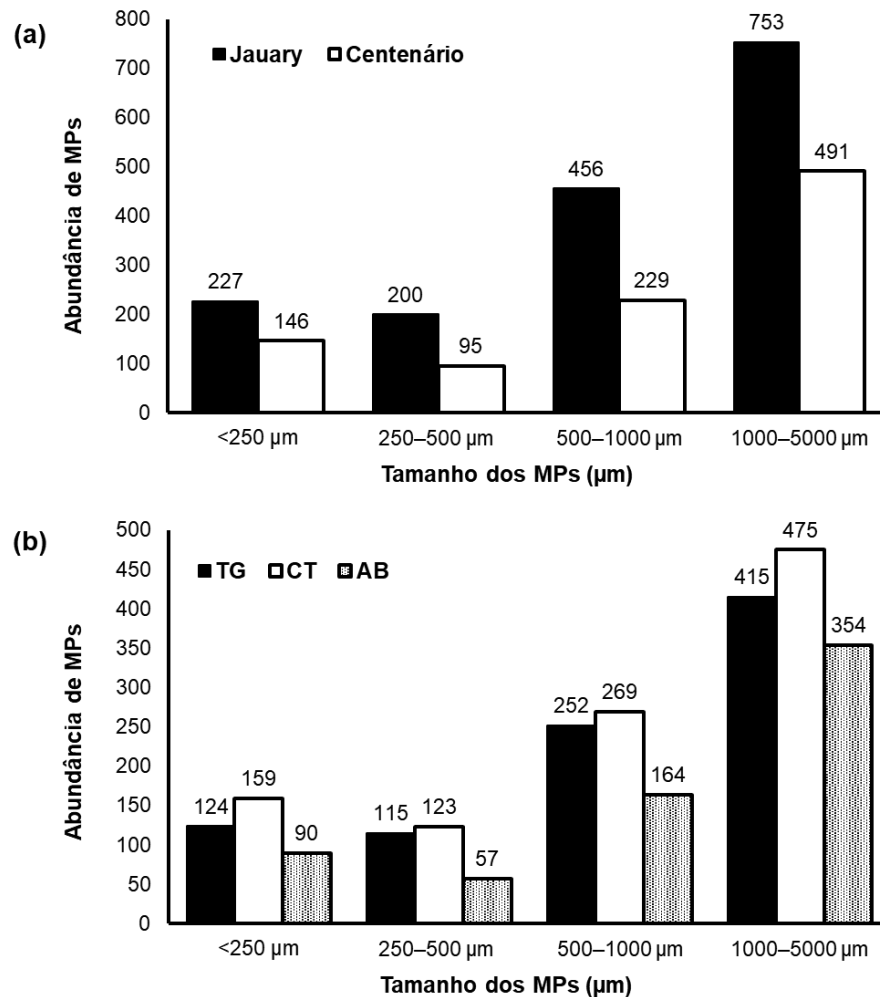
Quanto ao tamanho dos MPs nas partes corporais dos camarões, o presente estudo não apresentou diferença significativa ( $N = 2.597$ ;  $F = 0,352$ ;  $GL = 2$ ;  $p > 0,05$ ). O tamanho de  $1.000$  a  $5.000 \mu\text{m}$  foi abundante no TG dos camarões, correspondente a 46% (415 itens). Essa mesma classe de tamanho em acúmulo foi observada no CT e

AB, 46% (475 itens) e 53% (354 itens), respectivamente (Figura 2b). O acúmulo de MPs na classe de tamanho de 1.000 a 5.000  $\mu\text{m}$  no TG do presente estudo é similar ao documentado por Hossain et al. (2020) no TG do camarão *P. monodon*.

Os MPs correspondentes a classe de tamanho  $<250 \mu\text{m}$  analisados em camarões foram registradas com maior frequência no TG dos camarões *M. monoceros*, *Parapenaeopsis stylifera* (H. Milne Edwards 1837) e *P. indicus* no Mar da Arábia (GURJAR et al., 2021). Há registro dessa mesma classe de tamanho ( $<250 \mu\text{m}$ ) em abundância no CT e AB das espécies de camarões *P. indicus* e *P. semisulcatus* (ABBASI et al., 2018), que foram superiores aos identificados no presente estudo (Figura 2b). A baixa presença dessa classe de tamanho nos camarões do presente estudo pode ser decorrente das condições hídricas do local de captura, onde as margens do Rio Amazonas apresentam grandes correntezas, dificultando a permanência dessas pequenas partículas no ambiente aquático, sendo essas condições hídricas constatadas na abundância de MPs nos estudos de Tibbetts et al. (2018) e Rios-Mendoza et al. (2021).

Uma ocorrência dos diferentes tamanhos de MPs pode também estar relacionada a alimentação seletiva dos animais (COLE et al., 2013). A ocorrência de MPs abaixo de  $500 \mu\text{m}$  em organismos é considerada uma questão preocupante, devido a transferência de MPs para os tecidos (COLLARD et al., 2017).



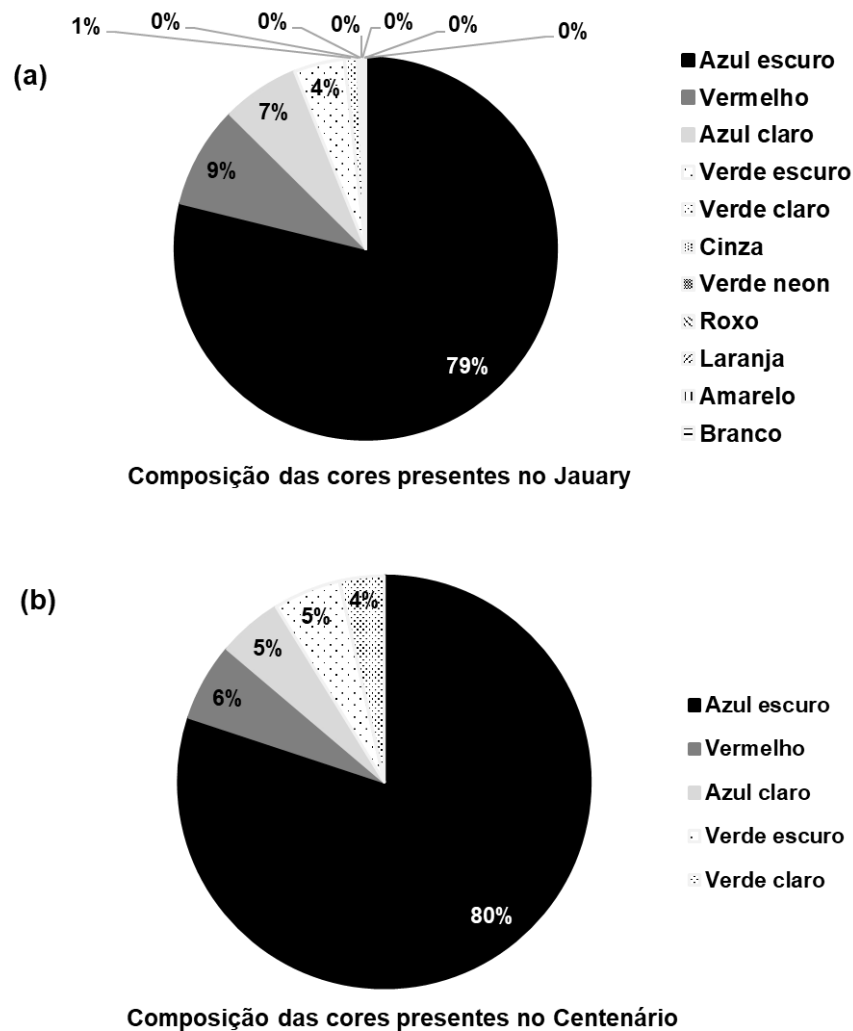


**Figura 2** – Tamanho dos MPs presentes nos camarões entre os locais de amostragem (a) e entre as partes corporais (b).

As cores dos MPs também foram identificadas, registrando-se no total 11 cores, com predominância do azul escuro, seguido por vermelho, azul claro, verde escuro, verde claro, cinza, verde neon, roxo, laranja, amarelo e branco. Os camarões coletados no Jauary continham todas as 11 cores (Figura 3a), com maior registro a cor azul escuro (79%). No Centenário, foram identificadas nos camarões apenas 5 cores (Figura 3b), com ausência do cinza, verde neon, roxo, laranja, amarelo e branco e em abundância a cor azul escuro (78%). A menor variedade de cores dos MPs no Centenário pode ser decorrente da menor variedade de resíduos sólidos por ser uma área menos urbanizada.

A ocorrência das cores registradas nos camarões do presente estudo também já foram documentadas em outros trabalhos, principalmente as cores azul e vermelho (DANIEL et al., 2020; HOSSAIN et al., 2020; NAN et al., 2020; KESHAVARZIFARD et

al., 2021), verde (DANIEL et al., 2020; HOSSAIN et al., 2020; NAN et al., 2020), cinza (NAN et al., 2020), amarelo (NAN et al., 2020; KESHAVARZIFARD et al., 2021) e branco (HOSSAIN et al., 2020; NAN et al., 2020; KESHAVARZIFARD et al., 2021). A maior presença de MPs da cor azul e vermelho podem ser decorrentes da preferência alimentar dos camarões, uma vez que as partículas dispersas no ambiente podem se assemelhar com as presas, tais como pequenos artrópodes, peixes juvenis e outros (DEVRIESE et al., 2015).



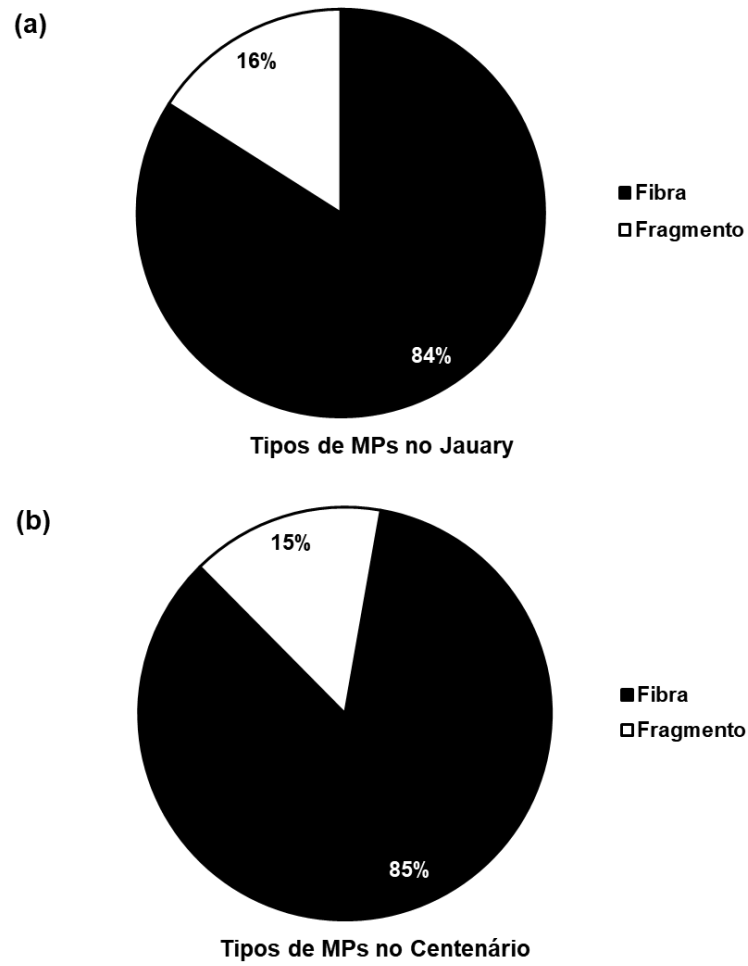
**Figura 3** – Composição das cores presentes no Jauary (a) e Centenário (b).

Os MPs encontrados no camarão *M. amazonicum* foram classificados em dois formatos: fibras, caracterizadas por fios alongados; e fragmentos, sem forma definida. O formato de fibra estava em maior abundância (85%) no presente estudo. No Jauary foi registrado a maior presença de MP na forma de fibra (84%) seguida do fragmento

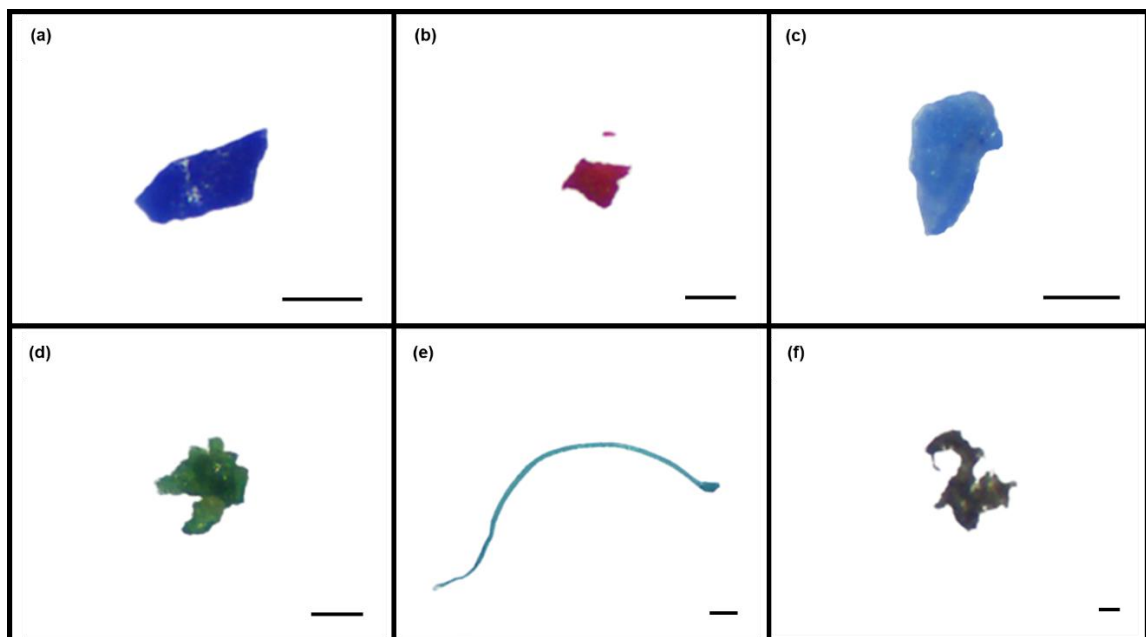
(16%) (Figura 4a). O mesmo padrão foi observado para o Centenário, com predominância da fibra com 85%, seguida do fragmento com 15% (Figura 4b). A abundância de fibras no presente estudo é similar a outros estudos, que abordaram a presença deste formato de MPs em camarões (DEVRIESE et al., 2015; DANIEL et al., 2020; HOSSAIN et al., 2020; KESHAVARZIFARD et al., 2021). Os fragmentos presentes em menor abundância nos locais de coleta também foram relatadas em menor quantidade nos camarões (DANIEL et al., 2020; NAN et al., 2020; KESHAVARZIFARD et al., 2021), provavelmente pela variação de formatos que dificultam a ingestão pelos crustáceos.

A presença de fragmentos MPs em menor escala é decorrente da incapacidade de degradação em frações menores em um curto período, o que acaba sendo inviável de ser ingerido pelos animais (WEINSTEIN et al., 2016). As fibras MPs, por serem menores quando comparadas aos fragmentos, e geradas em sua maioria por atividades humanas, conseqüentemente, apresentam acúmulos maiores nas águas, facilitando a ingestão deste poluente por animais aquáticos (NAN et al., 2020).

Embora não se saiba a origem exata desses tipos de MPs, devido à impossibilidade de rastreamento (KANE e CLARE, 2019), a poluição pelo plástico se tornou predominante na região amazônica (ANDRADE et al., 2019). As possíveis fontes da presença de MPs na região amazônica são derivadas da fragmentação de sacolas plásticas, garrafas, linhas de pesca e outros materiais plásticos (ANDRADE et al., 2019), sendo esses materiais plásticos observados também no presente estudo, nas áreas de coleta dos camarões. Alguns MPs com diferentes tamanhos, tipos e cores são apresentados na Figura 5.



**Figura 4** – Tipos de MPs no Jauary (a) e Centenário (b).



**Figura 5** – Cores dos MPs encontrados nos camarões *M. amazonicum*. Azul escuro (a), vermelho (b), azul claro (c), verde escuro (d), verde claro (e) e cinza (f). Barra de escala = 0,1 mm.

#### 4.4 Relações entre os parâmetros biométricos e a abundância de MPs

Foi observada correlação significativa entre o peso total e abundância de MPs nos camarões do Jauary (N= 300;  $r = 0,217$ ;  $p < 0,05$ ). Esse resultado é similar ao apresentado nos camarões *P. semisulcatus* (AKHBARIZADEH et al., 2019), *M. monoceros*, *P. stylifera* e *P. indicus* (GURJAR et al., 2021), onde o acúmulo de MPs apresenta correlação com o peso total dos camarões.

Não foram verificadas correlações significativas entre o comprimento total e a abundância de MPs nos camarões do Jauary (N= 300;  $r = 0,002$ ;  $p > 0,05$ ) e entre o peso total (N= 300;  $r = -0,050$ ;  $p > 0,05$ ) e comprimento total (N= 300;  $r = -0,031$ ;  $p > 0,05$ ) com a abundância de MPs nos camarões do Centenário. A ausência de correlações significativas entre as variáveis biométricas com a abundância de MPs, foram documentadas em outros estudos, a exemplo no camarão *P. indicus* e *P. semisulcatus* (AKHBARIZADEH et al., 2019), *F. indicus* (DANIEL et al., 2020) e *P. australiensis* (NAN et al., 2020), indicando que há outros fatores ambientais e biológicos que podem influenciar na presença dos MPs nesses organismos.

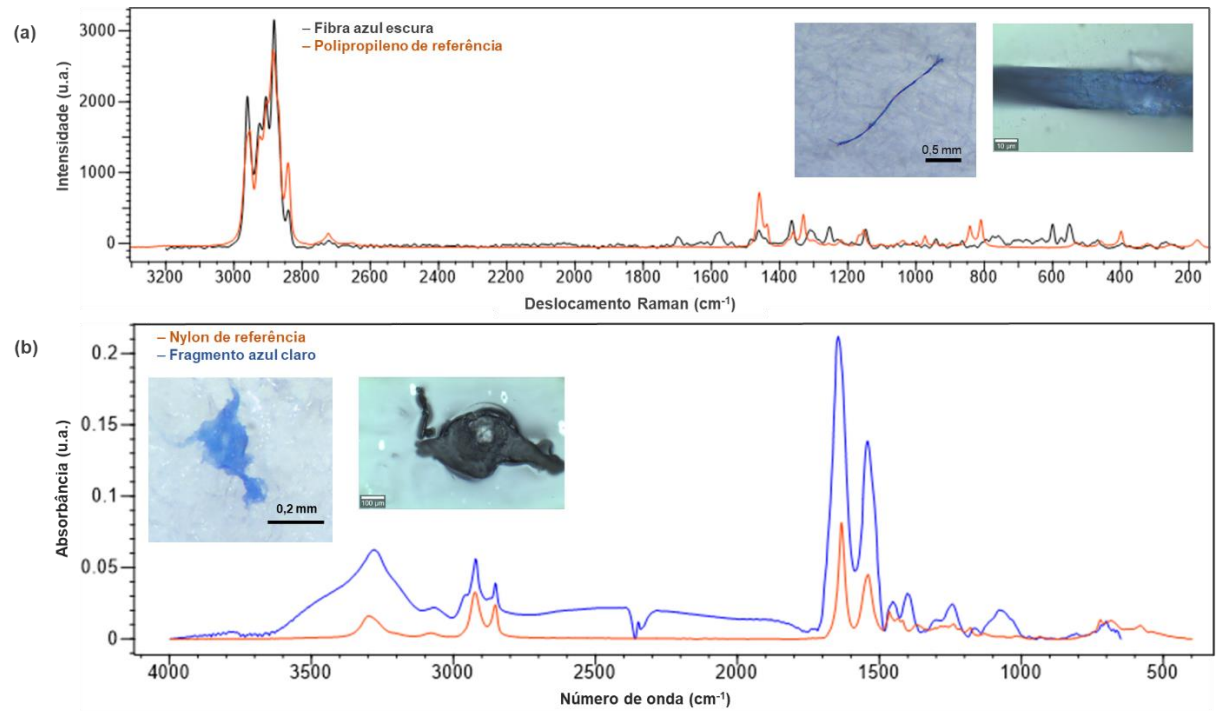
#### 4.5 Composição química dos MPs no camarão *M. amazonicum*

As amostras classificadas como fibras azul-escuras foram submetidas à análise pela espectroscopia Raman e obteve-se espectros com perfil espectral característico do polipropileno, especialmente na região entre  $3000-2800 \text{ cm}^{-1}$  (Figura 6a):  $2957 \text{ cm}^{-1}$  estiramento assimétrico  $\text{CH}_3$  ( $\text{CH}_3$  asymmetrical stretching),  $2925 \text{ cm}^{-1}$  estiramento assimétrico  $\text{CH}_2$  ( $\text{CH}_2$  asymmetrical stretching),  $2884 \text{ cm}^{-1}$  estiramento simétrico  $\text{CH}_3$  ( $\text{CH}_3$  symmetrical stretching) e  $2838 \text{ cm}^{-1}$  estiramento  $\text{CH}_2$  ( $\text{CH}_2$  stretching) (BÁEZ et al., 1995). Na região de menor número de onda (abaixo de  $1500 \text{ cm}^{-1}$ ) observa-se a falta de similaridade entre os espectros de referência e o da amostra, indicando haver um outro composto presente na fibra. Uma comparação com dados da literatura permitiu identificar a presença do corante azul índigo junto à essa amostra (BARAN et al., 2010). Esse corante é utilizado frequentemente com polímeros na forma de fibras, em especial na indústria têxtil na coloração de jeans (ZHU et al., 2019).

A análise por FTIR revelou que os fragmentos azul-claros possuíam espectros consistentes de náilon (Figura 6b):  $3278 \text{ cm}^{-1}$  estiramento N–H (N–H stretching),  $3073$

cm<sup>-1</sup> estiramento assimétrico C–H (C–H asymmetrical stretching), 2960 cm<sup>-1</sup> estiramento assimétrico CH<sub>2</sub> (CH<sub>2</sub> asymmetrical stretching), 2852 cm<sup>-1</sup> estiramento simétrico CH<sub>2</sub> (CH<sub>2</sub> symmetrical stretching), 1644 cm<sup>-1</sup> amida I (amide I) e 1541 cm<sup>-1</sup> amida II e deformação assimétrica CH<sub>2</sub> (amide II and CH<sub>2</sub> rocking) (ROZENBERG e SHOHAM, 2007; CHARLES et al., 2009; MAHDI, 2011).

A análise espectroscópica das fibras azul-escuras do presente estudo indica a presença de polipropileno (PP), um polímero comumente utilizado em embalagens, cordas, roupas, tapetes e outros materiais (BAKER, 2018). Esse polímero de alta densidade pode afundar na coluna d'água e devido ao processo de fragmentação se tornar disponível para ingestão dos organismos aquáticos (KANE e CLARE, 2019). A presença de MPs com PP também foi observada em estudos com peixes na região amazônica (ANDRADE et al., 2019), bem como na espécie de camarão *F. indicus* (DANIEL et al., 2020). Quanto ao náilon, a sua identificação corrobora com outros registros de que o náilon é o material mais utilizado na pesca (KHANCHAIYAPHUM et al., 2017; VIDYASAKAR et al., 2018). A presença de MPs com polímero de poliamida (náilon) já foi observada nos camarões *F. indicus* (DANIEL et al., 2020), *M. monocerous* e *P. monodon* (HOSSAIN et al., 2020) e em abundância em peixes da região amazônica (PEGADO et al., 2018), o que corrobora para presença deste polímero em MPs nos camarões de água doce na região amazônica.



**Figura 6** – Análise química de MPs. (a) Espectro Raman de amostra definido como polipropileno. (b) Espectro FTIR de amostra definida como nylon.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O registro da presença de MPs no camarão de água doce *M. amazonicum* coletados no município de Itacoatiara (AM), Brasil, indica a susceptibilidade dessa espécie a esses poluentes. Como esperado, os camarões próximos ao centro urbano são mais contaminados por MPs. A fração corpórea CT pode ser mais vulnerável para o acúmulo de MPs. Os MPs de tamanho 1.000 a 5.000  $\mu\text{m}$ , no formato de fibra e na cor azul escuro foram os mais abundantes. Dois tipos de polímeros (polipropileno e o náilon) foram identificados, que são materiais comuns usados na confecção de materiais têxteis e de pesca. A presença de MPs no abdômen do *M. amazonicum* é preocupante pois é a parte mais consumida pela população amazônica que pode estar exposta a esse poluente.



## REFERÊNCIAS

- ABBASI, S. et al. Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf. **Chemosphere**, v. 205, p. 80–87, 2018.
- ABSHER, T. M. et al. Incidência e identificação de microfibras em águas oceânicas na Baía do Almirantado, Antártica. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 292–298, 2019.
- ADIKA, S. A. et al. Microplastic ingestion by pelagic and demersal fish species from the Eastern Central Atlantic Ocean, off the Coast of Ghana. **Marine Pollution Bulletin**, v. 153, 110998, 2020.
- AKHBARIZADEH, R. et al. Investigating microplastics bioaccumulation and biomagnification in seafood from the Persian Gulf: a threat to human health?. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 36, p. 1696–1708, 2019.
- AMATO-LOURENÇO, L. F. et al. Presence of airborne microplastics in human lung tissues. **Journal of Hazardous Materials**, v. 416, 126124, 2021.
- AMIN, R. M. et al. Microplastic ingestion by zooplankton in Terengganu coastal waters, southern South China Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, 110616, 2020.
- ANDRADE, M. C. et al. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 766–773, 2019.
- BÁEZ, M. A. et al. The Raman spectra of oriented isotactic polypropylene. **Spectrochimica Acta, Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 51, p. 2117–2124, 1995.
- BAKER, I. **Polypropylene**, in: Fifty Materials That Make the World. Springer Nature, 2018. p 169–173.
- BAKIR, A. et al. Occurrence and abundance of *meso* and microplastics in sediment, surface waters, and marine biota from the South Pacific region. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, 111572, 2020.
- BARAN, A. et al. In situ Raman and IR spectroscopic analysis of indigo dye. **Analytical Methods**, v. 2, p. 1372–1376, 2010.
- BENTES, B. S. et al. Spatial distribution of the Amazon River prawn *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) in two perennial creeks of an estuary on the northern coast of Brazil (Guajará Bay, Belém, Pará). **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 925–935, 2011.
- BERTOLDI, C. et al. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 759, 143503, 2021.
- BORDBAR, L. et al. First evidence of ingested plastics by a high commercial shrimp species (*Plesionika narval*) in the eastern Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 136, p. 472–476, 2018.
- BROWNE, M. A. et al. Accumulation of Microplastic on Shorelines Worldwide: Sources and Sinks. **Environmental Science Technology**, v. 45, p. 9175–9179, 2011.

- CARLIN, J. et al. Microplastic accumulation in the gastrointestinal tracts in birds of prey in central Florida, USA. **Environmental Pollution**, v. 264, 114633, 2020.
- CARTES, J. E. et al. The feeding and diet of the deep-sea shrimp *Aristeus antennatus* off the Balearic Islands (Western Mediterranean): Influence of environmental factors and relationship with the biological cycle. **Progress in Oceanography**, v. 79, p. 37–54, 2008.
- CHARLES, J. et al. FTIR and Thermal Studies on Nylon-66 and 30% Glass Fibre Reinforced Nylon-66. **Journal of Chemistry**, v. 6, p. 23–33, 2009.
- COLE, M. et al. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 2588–2597, 2011.
- COLE, M. et al. Microplastic ingestion by zooplankton. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 6646–6655, 2013.
- COLLARD, F. et al. Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.). **Environmental Pollution**, v. 229, p. 1000–1005, 2017.
- DANIEL, D. B. et al. Abundance, characteristics and seasonal variation of microplastics in indian white shrimps (*Fenneropenaeus indicus*) from coastal waters off cochin, Kerala, India. **Science of the Total Environment**, v. 737, 139839, 2020.
- DANTAS, D. P. et al. Economic effects of production scale, use of agricultural greenhouses, and integration of tropical aquaculture species when farming in a subtropical climate. **Aquaculture International**, v. 30, p. 547–579, 2022.
- DEVRIESE, L. I. et al. Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. **Marine Pollution Bulletin**, v. 98, p. 179–187, 2015.
- DING, J. et al. Accumulation, tissue distribution, and biochemical effects of polystyrene microplastics in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Environmental Pollution**, v. 238, p. 1–9, 2018.
- DIRECTIVE, S. F. **Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas**. European Commission: Joint Research Centre. 2013. 128 p.
- DUAN, Y. et al. Toxicological effects of microplastics in *Litopenaeus vannamei* as indicated by an integrated microbiome, proteomic and metabolomic approach. **Science of the Total Environment**, v. 761, 143311, 2021.
- EASTMAN, C. B. et al. Plastic Ingestion in Post-hatchling Sea Turtles: Assessing a Major Threat in Florida Near Shore Waters. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, 693, 2020.
- EUROPE PLASTIC. **Plastic – the fator 2021**. Bélgica, 2021. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/>. Acesso em: 10 mar. 2022.
- FRIAS, J. P. G. L.; NASH, R. Microplastics: Finding a consensus on the definition. **Marine Pollution Bulletin**, v. 138, p. 145–147, 2019.
- FRYDKJÆR, C. et al. Ingestion and egestion of microplastics by the cladoceran *Daphnia magna*: effects of regular and irregular shaped plastic and sorbed phenanthrene. **Bulletin of Environmental Contamination Toxicology**, v. 99, p. 655–661, 2017.

- GEROLIN, C. R. et al. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 749, 141604, 2020.
- GODOY, V. et al. Physical-chemical characterization of microplastics present in some exfoliating products from Spain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 139, p. 91–99, 2019.
- GRAY, A. D.; WEINSTEIN, J. E. Size- and shape-dependent effects of microplastic particles on adult daggerblade grass shrimp (*Palaemonetes pugio*): uptake and retention of microplastics in grass shrimp. **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 36, p. 3074–3080, 2017.
- GURJAR, U. R. et al. Microplastics in shrimps: a study from the trawling grounds of north eastern part of Arabian Sea. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 48494–48504, 2021.
- HOANG, T. C.; FELIX-KIM, M. Microplastic consumption and excretion by fathead minnows (*Pimephales promelas*): influence of particles size and body shape of fish. **Science of the Total Environment**, v. 704, 135433, 2020.
- HOSSAIN, M. S. et al. Microplastic contamination in Penaeid shrimp from the Northern Bay of Bengal. **Chemosphere**, v. 238, 124688, 2020.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Censo 2010**. IBGE, 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/am/itacoatiara.html>. Acesso em: 26 jan. 2022.
- JIANG, C. et al. Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 91–98, 2019.
- KANE, I. A.; CLARE, M. A. Accumulation, and the Ultimate Fate of Microplastics in Deep-Marine Environments: A Review and Future Directions. **Frontiers in Earth Science**, v. 7, p. 1–27, 2019.
- KAZOUR, M. et al. Microplastics pollution along the Lebanese coast (Eastern Mediterranean Basin): Occurrence in surface water, sediments and biota samples. **Science of the Total Environment**, v. 696, 133933, 2019.
- KESHAVARZIFARD, M. et al. Occurrence and characterization of microplastics in white shrimp, *Metapenaeus affinis*, living in a habitat highly affected by anthropogenic pressures, northwest Persian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, v. 169, 112581, 2021.
- KHANCHAIYAPHUM, S. et al. Wear behaviours of filtered cathodic arc deposited TiN, TiAlSiN and TiCrAlSiN coatings on AISI 316 stainless steel fishing net-weaving machine components under dry soft-sliding against nylon fibres. **Wear**, v. 390–391, p. 146–154, 2017.
- KLEIN, K. et al. Particle shape does not affect ingestion and egestion of microplastics by the freshwater shrimp *Neocaridina palmata*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 62246–62254, 2021.
- KOSORE, C. et al. Occurrence and ingestion of microplastics by zooplankton in Kenya's marine environment: first documented evidence. **African Journal of Marine Science**, v. 40, p.225–234, 2018.
- KUŚMIEREK, N.; POPIOŁEK, M. Microplastics in freshwater fish from Central European lowland river (Widawa R., SW Poland). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 11438–11442, 2020.

- LEBRETON, L. et al. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, 15611, 2017.
- LI, J. et al. Microplastics in commercial bivalves from China. **Environmental Pollution**, v. 207, p. 190–195, 2015.
- LI, J. et al. Microplastics in mussels along the coastal waters of China. **Environmental Pollution**, v. 214, p. 177–184, 2016.
- LI, J. et al. Distribution and characteristics of microplastics in the basin of Chishui River in Renhuai, China. **Science of the Total Environment**, v. 773, 145591, 2021.
- LOURENÇO, P. M. et al. Plastic and other microfibers in sediments, macroinvertebrates, and shorebirds from three intertidal wetlands of southern Europe and west Africa. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 123–133, 2017.
- LUCENA-FRÉDOU, F. et al. Opulation dynamics of the river prawn, *Macrobrachium amazonicum* (heller, 1862) (decapoda, palaemonidae) on combu island (Amazon estuary). **Crustaceana**, v. 83, p. 277–290, 2010.
- LUSHER, A. L. et al. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine Pollution Bulletin**, v. 67, p. 94–99, 2013.
- LUSHER, A. L. et al. Sampling, isolating and identifying microplastics ingested by fish and invertebrates. **Analytical Methods**, v. 9, p. 1346–1360, 2017.
- MAAGHLOUD, H. et al. Ingestion of microplastics by pelagic fish from the Moroccan Central Atlantic coast. **Environmental Pollution**, v. 261, 114194, 2020.
- MACIEL, C. R.; VALENTI, W. C. Biology, Fisheries, and Aquaculture of the Amazon River Prawn *Macrobrachium amazonicum*: A Review. **Nauplius**, v. 17; p. 61–79, 2009.
- MAHDI, H. A. An FTIR Study of Characterization of Neat and UV Stabilized Nylon 6,6 Polymer Films. **Ibn AL- Haitham Journal for Pure and Applied Sciences**, v. 24, p. 86–90, 2011.
- MALLA-PRADHAN, R. et al. Microplastic pollution in urban Lake Phewa, Nepal: the first report on abundance and composition in surface water of lake in different seasons. **Environmental Science and Pollution Research**, 2022.
- MARTÍN-LARA, M. A. et al. Environmental status of marine plastic pollution in Spain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, 112677, 2021.
- MATIDDI, M. et al. Loggerhead Sea turtles (*Caretta caretta*): A target species for monitoring litter ingested by marine organisms in the Mediterranean Sea. **Environmental Pollution**, v. 230, p. 199–209, 2017.
- MORAES-RIODADES, P. M. C.; VALENTI, W. C. Morphotypes in male Amazon River Prawns, *Macrobrachium amazonicum*. **Aquaculture**, v. 236, p. 297–307. 2004.
- MORAES-VALENTI, P.; VALENTI, W. C. **Culture of the Amazon River prawn *Macrobrachium amazonicum***, in: Freshwater prawns: Biology and farming. New, M. B.; Valenti, W. C.; Tidwell, J. H.; D'Abramo, L. R. and Kutty, M. N., eds. Wiley-Blackwell, Oxford, 2010. p. 485–501.
- MURPHY, F. et al. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. **Environmental Science Technology**, v. 50, p. 5800–5808, 2016.

- NAN, B. et al. Identification of microplastics in surface water and Australian freshwater shrimp *Paratya australiensis* in Victoria, Australia. **Environmental Pollution**, v. 259, 113865, 2020.
- NEELAVANNAN, K. et al. Microplastics in the high-altitude Himalayas: Assessment of microplastic contamination in freshwater lake sediments, Northwest Himalaya (India). **Chemosphere**, v. 290, 133354, 2022.
- ODINETZ-COLLART, O.; MOREIRA, L. C. Potencial pesqueiro do camarão *Macrobrachium amazonicum* na Amazônia Central (Ilha do Careiro): variação da abundância e do comprimento. **Amazoniana**, v. 12, p. 399–413, 1993.
- PEGADO, T. S. S. et al. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 814–821, 2018.
- REUNURA, T.; PROMMI, T. O. Detection of microplastics in *Litopenaeus vannamei* (Penaeidae) and *Macrobrachium rosenbergii* (Palaemonidae) in cultured pond. **PeerJ**, v. 10, 12916, 2022.
- REYNOLDS, C.; RYAN, P. G. Micro-plastic ingestion by waterbirds from contaminated wetlands in South Africa. **Marine Pollution Bulletin**, v. 126, p. 330–333, 2018.
- RIBEIRO-BRASIL, D. R. G. et al. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. **Environmental Pollution**, v. 266, 115241, 2020.
- RIOS-MENDOZA, L. M. et al. Microplastic contamination and fluxes in a touristic area at the SE Gulf of California. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, 112638, 2021.
- ROZENBERG, M.; SHOHAM, G. FTIR spectra of solid poly-L-lysine in the stretching NH mode range. **Biophysical Chemistry**, v. 125, p. 166–171, 2007.
- SANTILLO, D. et al. Microplastics as contaminants in commercially important seafood species. **Integrated Environmental Assessment Management**, v. 13, p. 516–521, 2017.
- SARKER, A. et al. A review of microplastics pollution in the soil and terrestrial ecosystems: A global and Bangladesh perspective. **Science of the Total Environment**, v. 733, 139296, 2020.
- SCHIRINZI, G. F. et al. A new digestion approach for the extraction of microplastics from gastrointestinal tracts (GITs) of the common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) from the western Mediterranean Sea. **Journal of Hazardous Materials**, v. 397, 122794, 2020.
- SEVERINI, M. D. F. et al. Chemical composition and abundance of microplastics in the muscle of commercial shrimp *Pleoticus muelleri* at an impacted coastal environment (Southwestern Atlantic). **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, 111700, 2020.
- SILVA, G. M. F. et al. Energy allocation trade-off in *Macrobrachium amazonicum*, with no resting stage. **Zoologischer Anzeiger**, v. 293, p. 1–8, 2021.
- SUN, Q. et al. Incidence of microplastics in personal care products: An appreciable part of plastic pollution. **Science of the Total Environment**, v. 742, 140218, 2020.
- SZYMANSKA, M.; OBOLEWSKI, K. Microplastics as contaminants in freshwater environments: A multidisciplinary review. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 20, p. 333–345, 2020.

TAVARES, L. A. As fronteiras físicas do espaço rural: uma concepção normativo-demográfica. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 7, 2003.

THIELE, C. et al. Evaluation of existing methods to extract microplastics from bivalve tissue: Adapted KOH digestion protocol improves filtration at single-digit pore size. **Marine pollution bulletin**, v. 142, p. 384-393, 2019.

TIBBETTS, J. et al. Abundance, Distribution, and Drivers of Microplastic Contamination in Urban River Environments. **Water**, v. 10, 1597, 2018.

UHEIDA, A. et al. Visible Light Photocatalytic Degradation of Polypropylene Microplastics in a Continuous Water Flow System. **Journal of Hazardous Materials**, v. 406, 124299, 2021.

VALENCIA-CASTAÑEDA, G. et al. Microplastics in the tissues of commercial semi-intensive shrimp pond-farmed *Litopenaeus vannamei* from the Gulf of California ecoregion. **Chemosphere**, v. 297, 134194, 2022.

VIDYASAKAR, A. et al. Macrodebris and microplastic distribution in the beaches of Rameswaram Coral Island, Gulf of Mannar, Southeast coast of India: A first report. **Marine Pollution Bulletin**, v. 137, p. 610–616, 2018.

WALKINSHAW, C. et al. Microplastics and seafood: lower trophic organisms at highest risk of contamination. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 190, 110066, 2020.

WANG, Z. et al. Microplastic contamination in freshwater: first observation in Lake Ulansuhai, Yellow River Basin, China. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, p. 1821–1830, 2019a.

WANG, J. et al. High levels of microplastic pollution in the sediments and benthic organisms of the South Yellow Sea, China. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 1661–1669, 2019b.

WANG, X. et al. Polystyrene microplastics impaired the feeding and swimming behavior of mysid shrimp *Neomysis japonica*. **Marine Pollution Bulletin**, v. 150, 110660, 2020.

WANG, Z. et al. Insight into the immune and microbial response of the white-leg shrimp *Litopenaeus vannamei* to microplastics. **Marine Environmental Research**, v. 169, 105377, 2021.

WARDLAW, C.; PROSSER, R. S. Investigation of Microplastics in Freshwater Mussels (*Lasmigona costata*) From the Grand River Watershed in Ontario, Canada. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, 405, 2020.

WEINSTEIN, J. E. et al. From macroplastic to microplastic: Degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat. **Environmental Toxicology Chemistry**, v. 35, p. 1632–1640, 2016.

YIN, L. et al. Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacobever (*Sebastes schlegelii*). **Journal of Hazardous Materials**, v. 360, p. 97–105, 2018.

YIN, L. et al. Abundance, characteristics, and distribution of microplastics in the Xiangjiang river, China. **Gondwana Research**, v. 107, p. 123–133, 2022.

YUAN, W. et al. 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. et al. Occurrence and distribution of microplastics in commercial fishes from estuarine areas of Guangdong, South China. **Chemosphere**, v. 260, 127656, 2020.

ZHENG, S. et al. Characteristics of microplastics ingested by zooplankton from the Bohai Sea, China. **Science of the Total Environment**, v. 713, 136357, 2020.

ZHU, X. et al. Identification of Microfibers in the Environment Using Multiple Lines of Evidence. **Environmental Science & Technology**, v. 53, p. 11877–11887, 2019.

## **CAPÍTULO II**

---

A poluição por detritos plásticos nas margens do Rio Amazonas, próximo ao  
Município de Itacoatiara, AM, Brasil



## RESUMO

A ocorrência de microplásticos (MPs) no ambiente aquático proporcionou o entendimento sobre os seus potenciais impactos e riscos para o ambiente biótico e abiótico. A contaminação por MPs no ambiente marinho é mais estudada que o de água doce, mas parece que o ambiente de água doce tem recebido mais atenção nos últimos anos. O presente estudo avaliou a poluição ambiental por detritos plásticos em ambiente aquático no Rio Amazonas, próximo ao Município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil. Um total de 11 pontos foram lançados em áreas rurais e urbana do município de Itacoatiara (AM). A coleta de resíduos sólidos foi realizada através de transectos de 10 metros por 2 metros. Ao todo, 66 litros de águas superficiais foram coletados e filtrados. Para cada ponto de coleta, 150 g de sedimentos foram coletados e soluções químicas foram adicionadas para extração dos MPs. Um total de 77 amostras de 23 bancos foram analisados, no qual permitiu quantificar o percentual de cobertura vegetal de cada espécie e os detritos plásticos associados. A presença de resíduos sólidos nas áreas rurais e urbana não foi diferente significativamente ( $F= 0,3658$ ;  $GL= 3$ ;  $p>0,05$ ). A presença de MPs em águas superficiais foi diferente significativamente entre as áreas rurais e urbana ( $F= 6,884$ ;  $GL= 2$ ;  $p<0,05$ ), enquanto para sedimento não houve diferença ( $F= 1,175$ ;  $GL= 2$ ;  $p>0,05$ ). Um total de 5 espécies de macrófitas foram identificadas, entretanto, somente as espécies apresentaram diferença significativa ( $F= 4,1092$ ;  $GL= 4$ ;  $p<0,05$ ). A ocorrência de detritos plásticos nas espécies entre as áreas rurais e urbana foram significativamente diferentes ( $F= 2,0900$ ;  $GL= 8$ ;  $p<0,05$ ), bem como a presença dos tipos de detritos plásticos entre as espécies de macrófita ( $F= 2,4305$ ;  $GL= 8$ ;  $p<0,05$ ). Os detritos plásticos estão relacionados diretamente com biomassa de macrófitas ( $r_s= 0,990$ ;  $p<0,05$ ) e os MPs estão significativamente correlacionadas com os mesoplásticos ( $r_s= 0,961$ ;  $p<0,05$ ) e macroplásticos ( $r_s= 0,900$ ;  $p<0,05$ ). Os tamanhos de MPs para águas superficiais ( $KW= 3,136$ ;  $GL= 2$ ;  $p>0,05$ ) e sedimentos ( $KW= 0,142$ ;  $GL= 2$ ;  $p>0,05$ ) não apresentaram diferenças significativas. Ausência de diferença significativa foi registrada para os tamanhos dos detritos plásticos nas espécies de macrófitas ( $KW= 2,6269$ ;  $GL= 2$ ;  $p>0,05$ ). As fibras de cor azul escuro estavam em abundância nas águas superficiais e sedimentos e os fragmentos nas cores branco e azul escuro estavam em acúmulo em macrófitas. Os resultados mostram a presença em acúmulo de detritos plásticos na margem esquerda do Rio Amazonas, que podem ser a fonte de entrada para a contaminação de espécies aquáticas da região amazônica.

**Palavras-chave:** Poluição. Contaminação. Resíduos Sólidos. Plantas Aquáticas. Água superficial.

## ABSTRACT

The occurrence of microplastics (MPs) in the aquatic environment provided the understanding of their potential impacts and risks for the biotic and abiotic environment. Contamination by MPs in the marine environment is more studied than in the freshwater environment, but it appears that the freshwater environment has received more attention in recent years. The present study evaluated environmental pollution by plastic debris in an aquatic environment in the Amazon River, near the Municipality of Itacoatiara, Amazonas, Brazil. A total of 11 points were launched in rural and urban areas of the municipality of Itacoatiara (AM). Solid waste collection was carried out using transects measuring 10 meters by 2 meters. In all, 66 liters of surface water were collected and filtered. For each collection point, 150 g of sediments were collected and chemical solutions were added to extract the MPs. A total of 77 samples from 23 banks were analyzed, which made it possible to quantify the percentage of vegetation cover of each species and associated plastic waste. The presence of solid waste in rural and urban areas was not significantly different ( $F=0.3658$ ;  $GL=3$ ;  $p>0.05$ ). The presence of MPs in surface waters was significantly different between rural and urban areas ( $F= 6.884$ ;  $GL= 2$ ;  $p<0.05$ ), while for sediments there was no difference ( $F= 1.175$ ;  $GL= 2$ ;  $p>0.05$ ). Five species of macrophytes were identified, however, only the species showed a significant difference ( $F= 4.1092$ ;  $GL= 4$ ;  $p<0.05$ ). The occurrence of plastic debris in the species between rural and urban areas was significantly different ( $F= 2.0900$ ;  $GL= 8$ ;  $p<0.05$ ), as well as the presence of types of plastic debris among the macrophyte species ( $F = 2.4305$ ;  $GL = 8$ ;  $p<0.05$ ). Plastic debris is directly related to macrophyte biomass ( $r_s= 0.990$ ;  $p<0.05$ ) and MPs are significantly correlated with mesoplastics ( $r_s= 0.961$ ;  $p<0.05$ ) and macroplastics ( $r_s= 0.900$ ;  $p< 0.05$ ). The sizes of MPs for surface waters ( $KW= 3.136$ ;  $GL= 2$ ;  $p>0.05$ ) and sediments ( $KW= 0.142$ ;  $GL= 2$ ;  $p>0.05$ ) did not show significant differences. No significant difference was recorded for the sizes of plastic debris in the macrophyte species ( $KW= 2.6269$ ;  $GL= 2$ ;  $p>0.05$ ). Dark blue fibers were in abundance in the surface waters and white and dark blue sediments and fragments were accumulating in the macrophytes. The results show the presence in the accumulation of plastic debris on the left bank of the Amazon River, which can be the source of entry for the contamination of aquatic species in the Amazon region.

**Keywords:** Pollution. Contamination. Solid Waste. Aquatic Plants. Surface Water.

## 1 INTRODUÇÃO

Os plásticos são polímeros com peso molecular elevado, apresentando excelentes características físicas e químicas, por meio da durabilidade e resistência à água e corrosão (LIU et al., 2021). Esses polímeros são amplamente utilizados em todas as áreas de produção, porém causam poluição ambiental (HUANG et al., 2021). Estima-se que a produção global do plástico entre 1950 a 2018 se aproximou de 7.000 milhões de toneladas de plásticos, caracterizada pela demanda da população (GEYER et al., 2017; PLASTICS EUROPE, 2020). A problemática dos plásticos se torna ainda mais preocupante, pois apenas 9% dos plásticos produzidos são reciclados, o restante é encaminhado para destinação final, onde muitas vezes acabam tendo como destino o ambiente natural (GEYER et al., 2017).

Muitos plásticos no meio ambiente resistem à degradação e permanecem no ambiente por décadas (MAO et al., 2020). A situação piora quando ocorre a quebra dos resíduos plásticos maiores por radiação ultravioleta (VAN SEBILLE et al., 2015), forças físicas e mecânicas e biodegradação (ANDRADY, 2011), gerando detritos plásticos (LANG et al., 2020). Esses detritos plásticos podem ser classificados em macroplásticos (MCPs), sendo partículas superiores a 2,5 cm; mesoplásticos (MSPs) com tamanho variando de 5 mm a 2,5 cm; e os microplásticos (MPs) definidos como partículas plásticas inferiores a 5 mm (JEYASANTA et al., 2020).

A presença de detritos plásticos descartados de forma inadequada já foi observada em diversos locais remotos, sem interferência antropogênica, como em áreas inabitadas (ASENSIO-MONTESINOS et al., 2020). Além desses locais, áreas com características de serem urbanizadas apresentam elevadas concentrações de poluentes plásticos (ANDRADES et al., 2020; ESQUINAS et al., 2020; JAFARI et al., 2021), em especial as fibras de nylon, garrafas PET, descartáveis e outros (JAFARI et al., 2021), onde os fatores antrópicos, principalmente o descarte de águas residuárias e atividades pesqueiras podem contribuir significativamente (RIOS-MENDOZA et al., 2021).

Nos últimos anos, os MPs foram detectados nas águas superficiais e sedimentos de diversos rios em áreas urbanizadas, a exemplo dos Rios Vístula na Polônia (SEKUDEWICZ et al., 2021) e Oeste no sul da China (HUANG et al., 2021), onde as ações antrópicas são as principais causadoras da ocorrência desses

contaminantes no meio ambiente, principalmente devido a liberação de fibras através de lavagem de roupas (HERNANDEZ et al., 2017), lançamento de águas residuárias sem tratamento (BROWNE et al., 2011) e atividades pesqueiras (RIOS-MENDOZA et al., 2021). Entretanto, a presença de MPs em águas superficiais e sedimentos de áreas rurais é mais escassa do que em áreas urbanas (JIANG et al., 2019), onde as condições hidrológicas do local podem influenciar na presença e deposição desses contaminantes MPs no ambiente (GEROLIN et al., 2020).

A presença de MPs no ambiente também pode ser encontrada organismos fotossintetizantes como macroalgas (SENG et al., 2020) e macrófitas (ESIUKOVA et al., 2021) e devido sua cobertura superficial foliar pode favorecer na acumulação de contaminantes plásticos (PIECADE et al., 2010) oriundo do descarte inadequado de resíduos no meio ambiente (BROWNE et al., 2011). Além disso, Van WEERT et al. (2019) verificaram que a presença de MPs pode ser absorvida pelas macrófitas dulcícolas, apresentando efeitos negativos como a redução do crescimento das raízes. Além disso, elas podem absorver partes do MPs retirando do ambiente aquático (LI et al., 2020a), uma alternativa para a biorremediação (MAISÁ et al., 2020).

Há pouca informação sobre a deposição de resíduos sólidos em bancos de macrófitas, principalmente na região Norte do Brasil. Esses resíduos plásticos podem também ser considerados como fonte de poluentes para a formação dos MPs nos ecossistemas aquáticos.

O Rio Amazonas é caracterizado como o maior sistema fluvial do mundo, apresentando uma vazão média de 210.000 m<sup>3</sup>/s e correspondente a 20% da água doce do mundo (MOLINIER et al., 1997). Estima-se que o Rio Amazonas contribua com 38.900 toneladas por ano de resíduos plásticos para o oceano, caracterizando um dos rios mais poluídos do mundo (LEBRETON et al., 2017). A elevada contaminação de resíduos plásticos no Rio Amazonas, pode contribuir para a ingestão acidental em peixes (PEGADO et al., 2018) e a contaminação em sedimentos (GEROLIN et al., 2020). Nesse sentido, o presente estudo descreve a presença de detritos plásticos em águas superficiais, sedimentos e macrófitas na margem esquerda do Rio Amazonas, próximo ao município de Itacoatiara, cidade do interior do Amazonas, com intuito de compreender como a vegetação aquática e a proximidade da área urbana podem influenciar na dinâmica desses poluentes.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Caracterizar a poluição ambiental por detritos plásticos em ambiente aquático no Rio Amazonas, próximo ao Município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Identificar o nível de poluição por resíduos sólidos nas margens do Rio Amazonas, entre áreas rurais e urbana no Município de Itacoatiara (AM);
- Avaliar a presença de MPs nas águas superficiais e sedimentos de áreas rurais e urbana, localizadas as margens do Rio Amazonas, próximo ao município;
- Caracterizar a abundância de detritos plásticos por tamanho, cor e forma associados aos bancos de macrófitas.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Coleta das amostras

Um total de 11 pontos foram lançados na margem esquerda do Rio Amazonas, no município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil, sendo 4 pontos localizados na área rural 1 (P1–P4), a montante do Rio Amazonas, 4 pontos situados na área urbana (P5–P8) e 3 pontos localizados na área rural 2 (P9–P11), caracterizado a jusante do Rio Amazonas (Figura 1). Essas áreas foram selecionadas para compreender se a contaminação por detritos plásticos a montante estar influenciando nas áreas a jusante do município de Itacoatiara/AM. As seleções de áreas rurais e urbana do presente estudo seguiram os critérios apresentados no estudo de Tavares (2003).

Todos os resíduos visíveis descartados de forma inadequada foram coletados e identificados por ponto. A coleta foi realizada através de um transecto de amostragem de 10 metros x 2 metros (20 m<sup>2</sup>) sendo aplicados para cada ponto amostral, na margem esquerda do Rio Amazonas, no Município de Itacoatiara (AM), durante o mês de setembro de 2021. Os resíduos coletados foram acondicionados em sacos plásticos e encaminhados para o laboratório para análise quali-quantitativa.

A coleta de água superficial foi realizada através de uma triplicada para cada ponto de coleta (Figura 1), sendo à 5 metros da margem, com um espaçamento entre os pontos de 950 metros e das triplicadas de 5 metros, em 20 a 30 cm abaixo da coluna d'água. Foi coletado um total de 66 litros de água superficiais, por meio de garrafas PET de 2 litros (BICUDO e BICUDO, 2004). Posteriormente, as amostras de água superficial foram acondicionadas e encaminhadas para o laboratório, na qual foram armazenadas e permaneceram a temperatura ambiente.

As amostras de sedimento foram coletadas nas margens dos pontos amostrais a 20 a 30 cm abaixo da coluna d'água. Para cada ponto de coleta, uma triplicada foi realizada na margem do Rio Amazonas com espaçamento entre ambas de 5 metros. Para cada triplicada, 50 g de sedimentos foram coletados, tendo como total 150 g de sedimento coletados por ponto de coleta, com a auxílio de uma colher de aço inox (ZHAO et al., 2018) a uma profundidade de 5 cm (DIRECTIVE, 2013). As amostras de sedimentos das triplicadas foram transferidas para potes de vidro lacrados e identificados. Em seguida, 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.

A obtenção da biomassa do banco de macrófitas, na qual consiste no peso do material vegetal acima da lâmina d'água foi realizado por meio de amostradores quadrado (WETZEL e LIKENS, 1991). Quadrados de madeira com área de  $0,25\text{ m}^2$  (0,5 metros x 0,5 metros) e espessura de 5 mm foram lançados aleatoriamente nas margens para a determinação do percentual de cobertura (POMPÊO e MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Um total de 77 quadrados foram amostrados em 23 bancos de macrófitas localizados nas áreas rurais e urbana do Município de Itacoatiara (AM). De acordo com as localizações naturais dos bancos, foi agrupado 14 bancos representando amostras a montante (área rural 1), 5 bancos na área central (área urbana) e 4 bancos de macrófitas a jusante do Rio Amazonas (área rural 2) (Figura 1). A coleta foi realizada no período de seca e cheia do Rio Amazonas, sendo setembro de 2020 e junho de 2021, respectivamente, de forma a obter maiores informações sobre o acúmulo de MPs nas espécies de macrófitas no ambiente aquático.

A biomassa vegetal obtida em cada quadrado foi analisada pelo método proposto por Seng et al. (2020). Uma vez no laboratório, as amostras de biomassa foram secadas via gotejamento através de uma fissura nos sacos plásticos e, em seguida, foram congeladas a  $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ .



**Figura 1** – Área de estudo com pontos de amostragem localizados na margem esquerda do Rio Amazonas, município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil. Área rural 1 (P1–P4); Área urbana (P5–P8); e Área rural 2 (P9–P11).

### 3.2 Processamento das amostras

Para obtenção dos índices de poluição por resíduos sólidos foram realizadas de acordo com Alkalay et al. (2007), com o cálculo de dois índices: Índice Geral (IG), que relaciona todos os materiais encontrados no local (incluindo plástico); e o Índice CCI (Clean Coast Index) que relaciona apenas os resíduos plásticos. Para esse método, foi adotado um coeficiente  $K=20$ , para a determinação da quantidade de itens por área amostrada em números inteiros.

Os resultados obtidos em relação aos índices de poluição por resíduos sólidos, foram classificados conforme Alkalay et al. (2007), sendo: Muito Limpo (ML) caracterizado pela presença de até 2 itens de resíduos na área; Limpo (L) com a presença de 2 a 5 itens de resíduos; Moderado (M) oriundo da fragmentação de 5 a 10 itens de resíduos; Sujo (S) com muitos detritos plásticos, variando de 10 a 20 itens; e Extremamente Sujo (ES), devido à presença em abundância de resíduos na área, com variação acima de 20 itens.



Os dados sobre a quantificação dos resíduos foram expressos de acordo com o número total de itens por metro quadrado (itens/m<sup>2</sup>) (ASENSIO-MONTESINOS et al., 2021).

Para as amostras de águas superficiais, foram coletados 6 litros de água em cada ponto e adequada a metodologia proposta por Barrows et al. (2017). Para cada 1 litro de amostra foi realizado uma duplicada com 500 mL, de forma a garantir que nenhum MPs permaneça na garrafa PET. As amostras duplicadas foram então filtradas com auxílio de uma bomba a vácuo em filtro Whatmann (tamanho de poro 5,0 µm) (BARROWS et al., 2017) e, em seguida, foram transferidas para placas de Petri, na qual permaneceram em temperatura ambiente por 24 horas para secagem dos filtros.

Amostras de sedimentos foram submetidas a metodologia adaptada proposta por Zhao et al. (2018). Todo sedimento coletado foi seco a 60 °C durante 72 horas para produzir um peso constante. Para cada amostra, foi realizada uma triplicada, sendo dividida em béqueres. Para cada béquer foi adicionado 50 g de sedimento e, posteriormente, adicionado 200 mL de solução salina concentrada (1,4 g/cm<sup>3</sup> de NaCl). O conteúdo do béquer foi agitado por 1 minutos e, após 5 minutos de sedimentação, o sobrenadante foi transferido para outro recipiente. Este processo de isolamento foi repetido três vezes para cada triplicada da amostra de sedimento, de forma a garantir uma melhor eficiência na remoção dos MPs contidos no recipiente.

Após essa etapa, 5 mL de solução de 30% (v/v) de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) foi adicionado para cada béquer contendo a solução salina, para degradação da matéria orgânica. Após 24 horas de degradação, o sobrenadante foi retirado e filtrado com auxílio de uma bomba a vácuo em filtro Whatmann (tamanho de poro 5,0 µm) (ZHAO et al., 2018). Em seguida, foi transferida para placas de Petri, na qual permaneceram em temperatura ambiente por 24 horas para secagem dos filtros.

Para as amostras de macrófitas, inicialmente uma triagem foi realizada para cada quadrado de amostragem, que consistiu na subdivisão das frações das macrófitas, como folhas, pecíolo, rizoma, detritos, raízes, frutos etc., para identificação das espécies de acordo com Demarchi et al. (2018).

O percentual de cobertura das espécies dentro do banco de macrófita foi realizado por meio da pesagem da biomassa seca a 105°C em estufa durante 24 horas proposto por Wetzel e Likens (1991).

A avaliação do percentual de cobertura de detritos plásticos nos bancos de macrófitas seguiu a metodologia adaptada de Seng et al. (2020). Os detritos plásticos encontrados em uma mesma espécie, foi dividido pelo total de detritos encontrados dentro do banco analisado, obtendo assim, o percentual de cobertura de detritos plásticos no banco.

De forma a evitar a contaminação da amostra por contaminantes plásticos externos, que possam ser inseridos após a coleta dos quadrados, foi considerado para este estudo, apenas os MPs que estiveram conectados unicamente nos componentes das macrófitas (SENG et al., 2020).

### **3.3 Identificação de detritos plásticos**

A identificação dos resíduos sólidos foi realizada através da metodologia de Asensio-Montesinos et al. (2021), identificando categorias de acordo com a composição. Uma análise visual da presença de detritos plásticos nas macrófitas foi realizada através de luz ultravioleta (EHLERS et al., 2020), com lanterna portátil a 395 nm equipada com 100 LEDs, o qual possibilitou a identificação de contaminantes plásticos com características fluorescentes e transparentes.

Os detritos plásticos encontrados nas águas superficiais, sedimentos e macrófitas foram registrados por meio de um estereomicroscópio acoplado a um sistema de análise de imagem e visualizado de acordo com suas características físicas, como o comprimento máximo, cor e forma (JIANG et al., 2022).

Os MPs registrados foram classificados de acordo com seu comprimento máximo em 4 grupos, sendo de 0,05 a 0,1 mm, 0,1 a 0,5 mm, 0,5 a 1 mm e 1 a 5 mm (ZHANG et al., 2020a). Os MSPs foram classificados de acordo com seu comprimento máximo entre 5 a 25 mm e MCPs de 25 a 1000 mm (CASTRO et al., 2020). As cores, como azul, vermelho, transparente, branco, verde e amarelo foram utilizadas para caracterizar os detritos plásticos. Os detritos plásticos foram registrados como fragmentos e fibras (JIANG et al., 2022).

### **3.4 Análise de dados**

A ANOVA foi utilizada para a verificar as diferenças significativas entre a abundância de MPs em águas superficiais, bem como o acúmulo de MPs em sedimentos. A ANOVA de duas vias foi utilizada para verificar a significância da ocorrência dos tipos de resíduos sólidos presentes nas margens de áreas rurais e urbana. Esse mesmo teste foi utilizado para o peso das espécies de macrófitas identificadas nas áreas rurais e urbana. A ANOVA de três vias foi utilizada para a verificar a diferença significativa entre a ocorrência dos tipos de detritos plásticos nas espécies de macrófitas de áreas rurais e urbana. O teste de Post-hoc de Tukey (HSD) foi utilizado para identificar as diferenças significativas.

O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para verificar a significância dos tamanhos dos MPs em águas superficiais e sedimentos, bem como nos tamanhos dos detritos plásticos presentes nas espécies de macrófitas.

A correlação de Spearman foi utilizada para comparar o acúmulo de resíduos plásticos presentes nas margens com a ocorrência de MPs nas águas superficiais e sedimentos. Esse mesmo teste ainda foi utilizado, para correlacionar a presença de resíduos plásticos coletados nas margens com a ocorrência de detritos plásticos nas espécies de macrófitas, bem como correlacionar a presença de MPs em águas superficiais e sedimentos entre a ocorrência de MPs em espécies de macrófitas. Finalmente, a correlação de Spearman foi aplicada para comparar a abundância de detritos plásticos com o peso das espécies de macrófitas e, ainda, verificar a correlação entre a presença de MPs com MSPs e MCPs nas espécies de macrófitas.

Para todas as análises foram utilizados nível de significância de 0,05. As análises foram realizadas usando o software RStudio e Excel.

## 4 RESULTADO E DISCUSSÃO

### 4.1 Poluição por resíduos sólidos nas margens

A presença de resíduos sólidos nos pontos amostrados variou entre nenhum (zero item) a 0,65 item/m<sup>2</sup> de resíduo. As médias da presença de resíduos sólidos nas áreas rurais e urbana não apresentaram diferenças significativas (Tabela 1 e 2). Alguns fatores podem ser responsáveis pela distribuição homogênea dos resíduos sólidos nos locais de coleta, tais como áreas densamente povoadas e áreas com atividades antrópicas (HE et al., 2020), a exemplo do descarte inadequado de resíduos sólidos (ANDRADES et al., 2020) e esgoto no rio (ESQUINAS et al., 2020). Além disso, as características hidrodinâmicas do Rio Amazonas podem ser indicadores que influenciam no acúmulo e dispersão dos resíduos (GEROLIN et al., 2020).

**Tabela 1** – ANOVA (duas vias) descrevendo a abundância de resíduos sólidos entre os locais de coleta (GL= Graus de liberdade; SQ= Soma de quadrados; F= Valor de F; P= Valor de P).

Fonte de variação	Abundância de resíduos sólidos e plástico			
	GL	SQ	F	P
Local	2	0,0874	2,7228	0,0760
Resíduos Sólidos	5	0,0587	0,7324	0,6028
Local X Resíduos Sólidos	3	0,0176	0,3658	0,7779
Resíduos	47	0,7542		

**Tabela 2** – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) dos resíduos sólidos nas áreas de coleta.

Resíduos sólidos	Área de coleta (Item/m <sup>2</sup> )								
	Rural 1			Urbana			Rural 2		
	Min	Max	Média±DP	Min	Max	Média±DP	Min	Max	Média±DP
Plástico	0,05	0,30	0,11±0,09	0,05	0,65	0,23±0,18	0,05	0,20	0,10±0,06
Metal ferroso	0,05	0,10	0,08±0,04	0,05	0,30	0,18±0,18	-	-	-
Tecido	-	-	-	0,15	0,15	0,15±0,00	-	-	-
Metal não-ferroso	0,10	0,15	0,13±0,04	0,05	0,15	0,10±0,05	-	-	-
Vidro	0,05	0,05	0,05±0,00	0,05	0,10	0,08±0,04	-	-	-
Perigoso	-	-	-	0,05	0,05	0,05	-	-	-

**Tabela 3** – Nível de poluição por resíduos sólidos nas áreas de coleta (IG= Índice geral; CCI= Clean Coast Index; ES= Extremamente sujo; S= Sujo; M= Moderado; L= Limpo).

Área	Resíduos sólidos (Itens/m <sup>2</sup> )		Resíduos plásticos (Itens/m <sup>2</sup> )	
	Itens	IG	Itens	CCI
Rural 1	8	M	5	M
Urbana	25	ES	20	S
Rural 2	4	L	4	L

A presença de resíduos sólidos foi abundante na área urbana, confirmada pelo IG (Tabela 3). A presença de resíduos sólidos na área urbana pode estar associada a presença de um igarapé que atravessa a área urbana e contribui para a contaminação (Figura 1 e Tabela 3). Os estudos de Andrades et al. (2020) e Esquinas et al. (2020), registram que áreas urbanizadas apresentaram características de serem ES e S, sendo relacionadas as ações antrópicas (NELMS et al., 2017), que descartam de forma inadequada estes resíduos, fazendo com que sejam transportados normalmente pelos rios, ventos e sistema de drenagem até chegarem nos locais amostrados (ASENSIO-MONTESINOS et al., 2019). Além disso, também não há gerenciamento de resíduos sólidos e sanitários na área de estudo, o que contribui para a abundância dos resíduos sólidos no ecossistema aquático.

A ocorrência de resíduos sólidos em abundância em áreas urbanizadas e menor em áreas com características rurais, também foram observadas nos estudos de Asensio-Montesinos et al. (2020) e Asensio-Montesinos et al. (2021), pois áreas urbanas apresentam comumente como depósitos de resíduos quando comparado as áreas rurais (Figura 2).



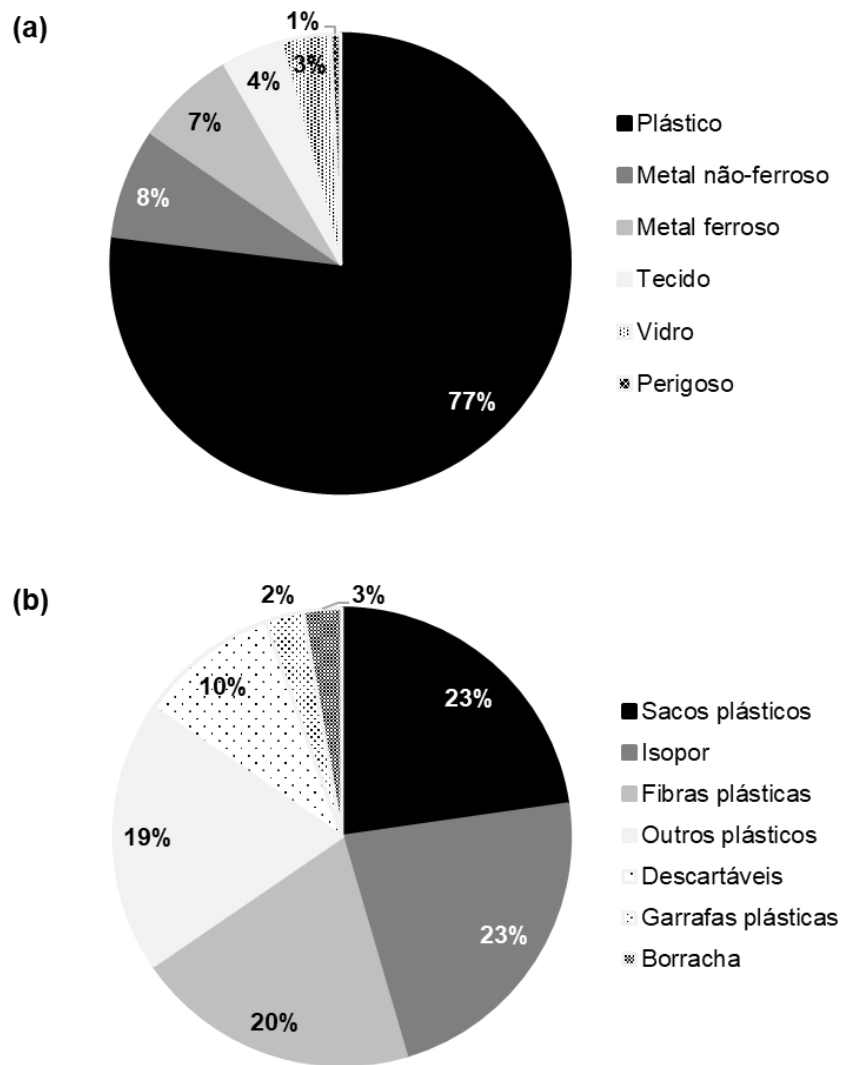
**Figura 2** – Resíduos sólidos coletados na margem do município de Itacoatiara (AM). Área rural 1 (P2–P4); Área urbana (P5–P8); e Área rural 2 (P9–P11). Barra de escala = 5 cm.

O município de Itacoatiara (AM) não possui nenhum sistema de tratamento de esgoto doméstico (DUARTE et al., 2018) e gerenciamento de resíduos sólidos (GUIMARÃES e BATISTA, 2021), o que facilita a entrada de resíduos sólidos para o Rio Amazonas. Essa mesma observação foi relatada por Browne et al. (2011), onde o descarte de esgoto doméstico contribui como uma fonte potencial de resíduos plásticos no ambiente.

Quanto aos itens coletados, 77% foram representados pela classe de plásticos, 15% de metais e os outros resíduos somaram 8% (Figura 3a). Entre os resíduos plásticos registrados, a composição foi representada pela abundância de sacos

plásticos (23%) e isopor (23%), enquanto as garrafas plásticas (3%) e borrachas (3%) apresentaram os menores percentuais (Figura 3b).

A presença em abundância de embarcações, navios e portos podem ser as principais fontes de resíduos provenientes de metais nas áreas rurais e urbana do presente estudo, sendo também relatado no estudo de Jeyasanta et al. (2020), onde o descarte e perda dessas atividades metálicas podem ocasionar na presença de metais nas margens dos corpos hídricos. Além desse, a ocorrência de resíduos plásticos no presente estudo (77%) foi documentado também por Vlachogianni et al. (2018), Ertaş (2021) e Jafari et al. (2021), enquanto que a presença da classe de sacos plásticos em acúmulo foi observado no estudo de Jeyasanta et al. (2020). Fatores como portos, embarcações (MASIÁ et al., 2021), atividades de pesca e o descarte de águas residuárias sem tratamento (BROWNE et al., 2011), contribuem significativamente para a presença em níveis altos de poluição por resíduos sólidos nas margens (JEYASANTA et al., 2020).



**Figura 3** – Composição dos itens de resíduos sólidos (a). Composição dos itens de resíduos plásticos presentes nas margens (b).

#### 4.2 Abundância de MPs em águas superficiais e sedimentos

Amostras de águas superficiais e sedimentos em áreas urbana e rurais da margem esquerda do Rio Amazonas, no município de Itacoatiara (AM), foram analisadas quanto a presença de MPs. Verificou-se diferença significativa nas amostras de águas superficiais (Tabela 4 e 6), enquanto nas amostras de sedimentos, não houve diferença significativa (Tabela 5 e 6).



**Tabela 4** – ANOVA da abundância de MPs em águas superficiais.

Fonte de variação	Abundância de MPs			
	GL	SQ	F	P
Local	2	1,043	6,884	0,0182*
Resíduos	8	0,605		

\*Valor com diferença estatística no nível de  $p < 0,05$ .

**Tabela 5** – ANOVA da abundância de MPs em sedimentos.

Fonte de variação	Abundância de MPs			
	GL	SQ	F	P
Local	2	0,0006	1,0624	0,3897
Resíduos	8	0,0023		

**Tabela 6** – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) da abundância de MPs (microplásticos) presentes em águas superficiais e sedimentos entre as áreas de coleta (L= litros; g= grama).

Área	Abundância de MPs					
	Água superficial (MPs/L)			Sedimento (MPs/g)		
	Min	Max	Média±DP	Min	Max	Média±DP
Rural 1	0,33	1,33	0,83±0,40 <sup>ab</sup>	0,06	0,10	0,07±0,02 <sup>d</sup>
Urbana	0,33	0,67	0,42±0,17 <sup>bc</sup>	0,06	0,20	0,12±0,06 <sup>d</sup>
Rural 2	0,0	0,17	0,06±0,10 <sup>c</sup>	0,04	0,14	0,10±0,05 <sup>d</sup>

Valores seguidos das mesmas letras não apresentam diferença estatística ( $p > 0,05$ ).

A presença de MPs nas águas superficiais de áreas urbanas é mais documentada do que em áreas rurais (JIANG et al., 2019; WAGNER et al., 2019), devido a concentração de ações antrópicas. Além disso, há relatos também da ocorrência em acúmulo de MPs em sedimentos nas áreas urbanas (TIBBETTS et al., 2018; RIOS-MENDOZA et al., 2021).

O acúmulo de resíduos sólidos nas margens não está correlacionado diretamente com a presença e distribuição dos MPs em águas superficiais ( $n = 11$ ;  $r_s = 0,099$ ;  $p > 0,05$ ) e sedimentos ( $n = 11$ ;  $r_s = 0,599$ ;  $p > 0,05$ ), podendo outros fatores sociais e climáticos influenciarem na abundância de MPs na margem do Município de Itacoatiara, a exemplo da densidade populacional, uso do solo, eventos naturais (vento, precipitação e outros) e lançamento de águas residuárias (RIOS-MENDOZA et al., 2021).

A poluição por MPs em locais urbanizados normalmente é maior do que em locais com características rurais (PETERS e BRATTON, 2016; HURLEY et al., 2018),

porém não foi verificado para os resultados de águas superficiais (Tabela 6), onde áreas a montante do Rio Amazonas estavam com maiores concentrações do que a áreas a jusante.

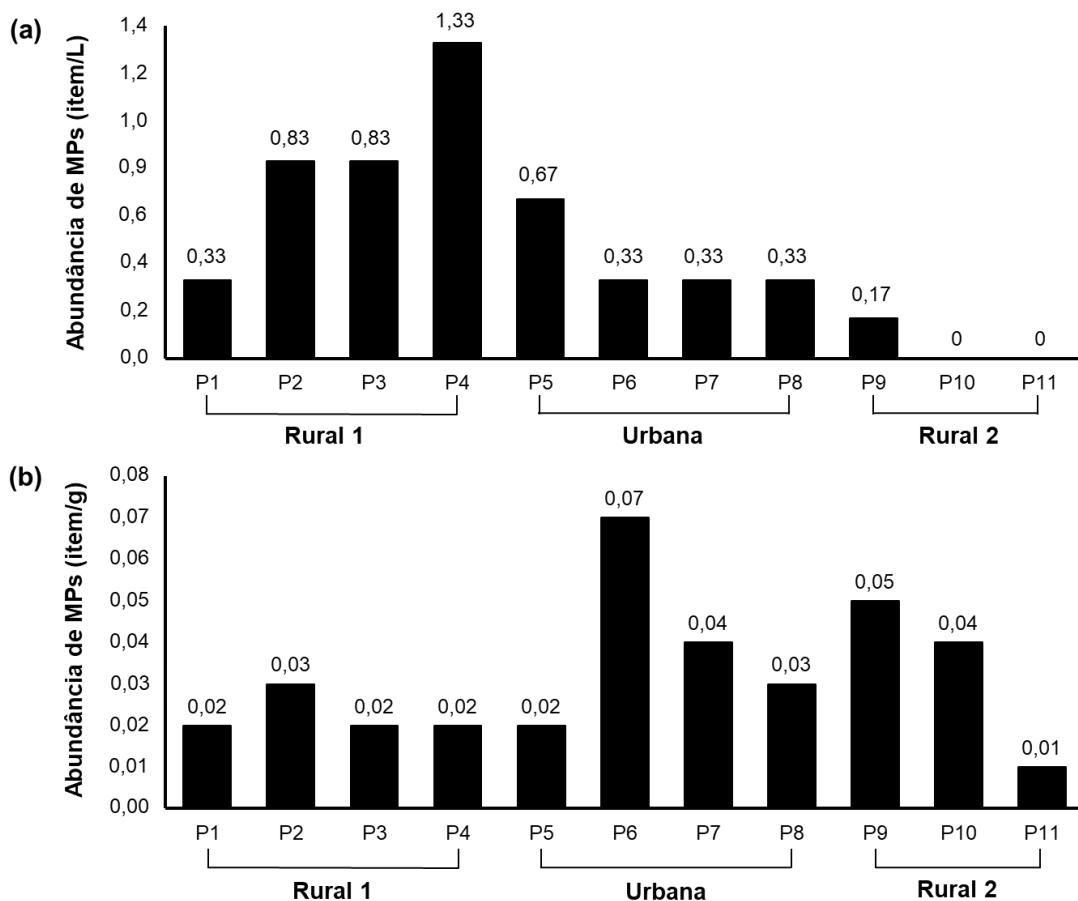
A ausência ou baixa concentração de MPs em pontos da área urbana (Figura 4a), pode ser decorrente das características hidrogeográficas do local, e as próprias correntes de água formada pelo Rio Amazonas. Quanto a ocorrência de MPs nas áreas rurais pode ser decorrente do transporte pelas chuvas fortes (CHEN et al., 2019) e pelo fluxo de água (WATKINS et al., 2019). Essas observações estão de acordo com Peng et al. (2017) e Rios-Mendoza et al. (2021), onde fatores naturais, tais como a precipitação e corrente de água, pode influenciar diretamente na distribuição dos MPs no corpo hídrico. Além disso, a área urbana sofre constantes influência dos períodos de cheia e vazantes que influenciam na dinâmica dos MPs no local.

As áreas rurais do presente estudo que apresentaram elevadas concentrações de MPs se localizam próxima a uma indústria, que recebem embarcações regularmente (observação pessoal). Essa indústria e a presença de embarcações a montante do Rio Amazonas em relação a cidade de Itacoatiara, pode contribuir como fontes pontuais de MPs, sendo essa observação também constatada por Rios-Mendoza et al. (2021), onde a presença de barcos, atividades pesqueiras, indústria e o lançamento de esgoto influenciam diretamente no acúmulo de MPs.

A presença de MPs em sedimentos de rios na região amazônica pode ser decorrente de áreas urbanizadas próximas aos rios, atividades de pescas e fluxo de embarcações (GEROLIN et al., 2020). A ocorrência de MPs nos sedimentos apresenta um padrão de acúmulo após a área urbana (Figura 4b), devido a predisposição para o depósito de MPs no sedimento, através do lançamento de contaminantes MPs e fatores hidrodinâmicos das margens do Rio Amazonas. Essa hipótese está de acordo com Gerolin et al. (2020), onde as características hidráulicas da margem esquerda do Rio Amazonas favorecem em uma maior suscetibilidade para o depósito de MPs nos sedimentos, devido a lâmina d'água dos locais amostrados.

As atividades urbanas nas margens do Rio Amazonas, apresentam elevadas concentrações de MPs, que podem ter relações diretas com embarques e desembarques de pessoas e mercadorias, sendo uma fonte de poluição potencial, além da presença de lançamentos de esgotos e águas pluviais (observação pessoal). Essas observações já foram documentadas por Peng et al. (2017), Bakir et al. (2020)

e Tien et al. (2020), onde as principais fontes de contaminação por MPs são oriundas de atividades antropogênicas e lançamentos de águas pluviais e esgotos domésticos e industriais. A presença de MPs em áreas com características rurais também foi observada em outros estudos (IMHOF et al., 2013; ZHANG et al., 2016) e os principais fatores que corroboram para entrada desses contaminantes em sedimentos de água doce são as condições naturais e as atividades antrópicas nos corpos d'água, principalmente pescas e embarcações (LAGARDE et al., 2016). Tais atividades citadas podem ser fontes de poluentes das áreas urbanas, mas que com a hidrodinâmica do rio, podem estar contaminando áreas a jusante, indicando que os MPs podem se deslocar para áreas que não possui nenhuma ocupação antrópica e se depositar nos sedimentos (Figura 4b).



**Figura 4** – Abundância de MPs em águas superficiais (a) e sedimentos (b).

Os MPs identificados nas águas superficiais e sedimentos foram classificados em 4 grupos, variando de 0,05 mm a 5 mm. Não houve diferença significativa nos tamanhos dos MPs entre águas superficiais (KW= 3,136; GL= 2;  $p > 0,05$ ) e sedimentos

(KW= 0,142; GL= 2;  $p>0,05$ ). Os resultados do presente estudo são similares aos documentados em rios pelo mundo (ALAM et al., 2019; ZHANG et al., 2020b; YIN et al., 2020; HUANG et al., 2021), indicando que as variações nos tamanhos dos MPs são comuns.

Os MPs registrados mostram que 60% (12 itens) dos itens presentes nas águas superficiais da área rural 1 pertenciam a classe de tamanho de 1 a 5 mm e 40% (8 itens) referentes as demais classes. Na área urbana 60% (6 itens) foram categorizados na classe de 1 a 5 mm, enquanto 40% (4 itens) eram referentes as demais classes. Na área rural 2, apenas um MP foi identificado, com tamanho referente a classe de 1 a 5 mm (Figura 5a). A presença da classe de MPs de 1 a 5 mm em áreas urbana e rurais no presente estudo também foram observadas no estudo de Kwon et al. (2020), onde a margem de áreas urbanas ou industrializadas recebem entradas elevadas de MPs do que as áreas rurais sem atividades.

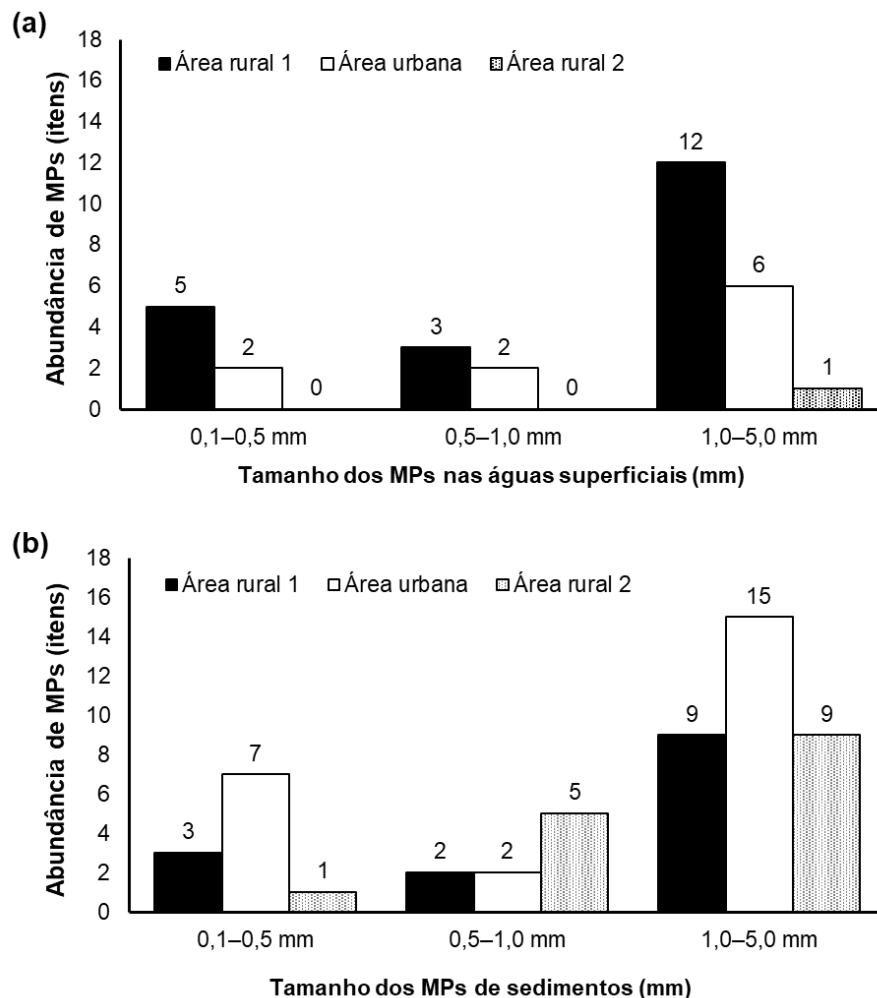
Estudos realizados em áreas rurais mostram acúmulos de MPs na classe de menor que 1 mm (JIANG et al., 2019; YIN et al., 2020; SEKUDEWICZ et al., 2021), padrão diferente do presente estudo. Essa classe de poluentes está mais associada a atividades domésticas diárias como higiene pessoal, diferente das atividades industriais (JIANG et al., 2019). Na área rural 1, há presença de indústrias, que estão ausentes na área rural 2, o que explicaria a maior presença de MPs acima de 1 mm.

As amostras de sedimento analisadas apresentaram acúmulos de MPs na classe de tamanho de 1 a 5 mm, padrão semelhante ao da água superficial, com 64% (9 itens) na área rural 1, 63% (15 itens) na área urbana e 60% (9 itens) na rural 2 (Figura 5b). Os MPs registrados nas demais classes de tamanho no sedimento das áreas rural 1 foi de 36% (5 itens), urbana com 37% (9 itens) e rural 2 com 40% (6 itens). A classe de tamanho de 1 a 5 mm foi abundante no presente estudo, com padrão similar aos registrados em outras localidades, como por exemplo o Rio Qin na China (ZHANG et al., 2020b) e inclusive no próprio Rio Amazonas (GEROLIN et al., 2020).

A presença de MPs na classe de tamanho de 1 a 5 mm nos sedimentos das áreas rurais são através de atividades de pesca e embarcações (BROWNE et al., 2011), como por exemplo as redes de pesca danificadas e pintura descascada de navios (JIANG et al., 2019) e, em áreas urbanas são relacionadas principalmente por atividades pesqueiras e lançamento de esgoto e resíduos sólidos sem tratamento nas

margens do rio (BROWNE et al., 2011). O tamanho dos MPs, principalmente aqueles inferiores a 1 mm representa um risco ao ecossistema aquático, principalmente devido sua disponibilidade de migração para outros ambientes e serem ingeridos por organismos aquáticos (YANG et al., 2021).

No entanto, mesmo com as atividades antrópicas observadas nas áreas do presente estudo, como por exemplo pesca, navegação, indústrias e lançamento de águas residuárias, a distribuição de MPs no ambiente é complexo, pois é através da combinação de resultados entre atividades antrópicas e processos ambientais que interferem na distribuição de MPs (LIU et al., 2019).



**Figura 5** – Tamanho dos MPs de águas superficiais (a) e sedimentos (b).

As cores de MPs identificados nas águas superficiais da área rural 1 foram azul escuro, azul claro e verde, na área urbana foram representadas por azul escuro e verde e na área rural 2 somente por azul escuro (Figura 6a). Quanto as cores de MPs

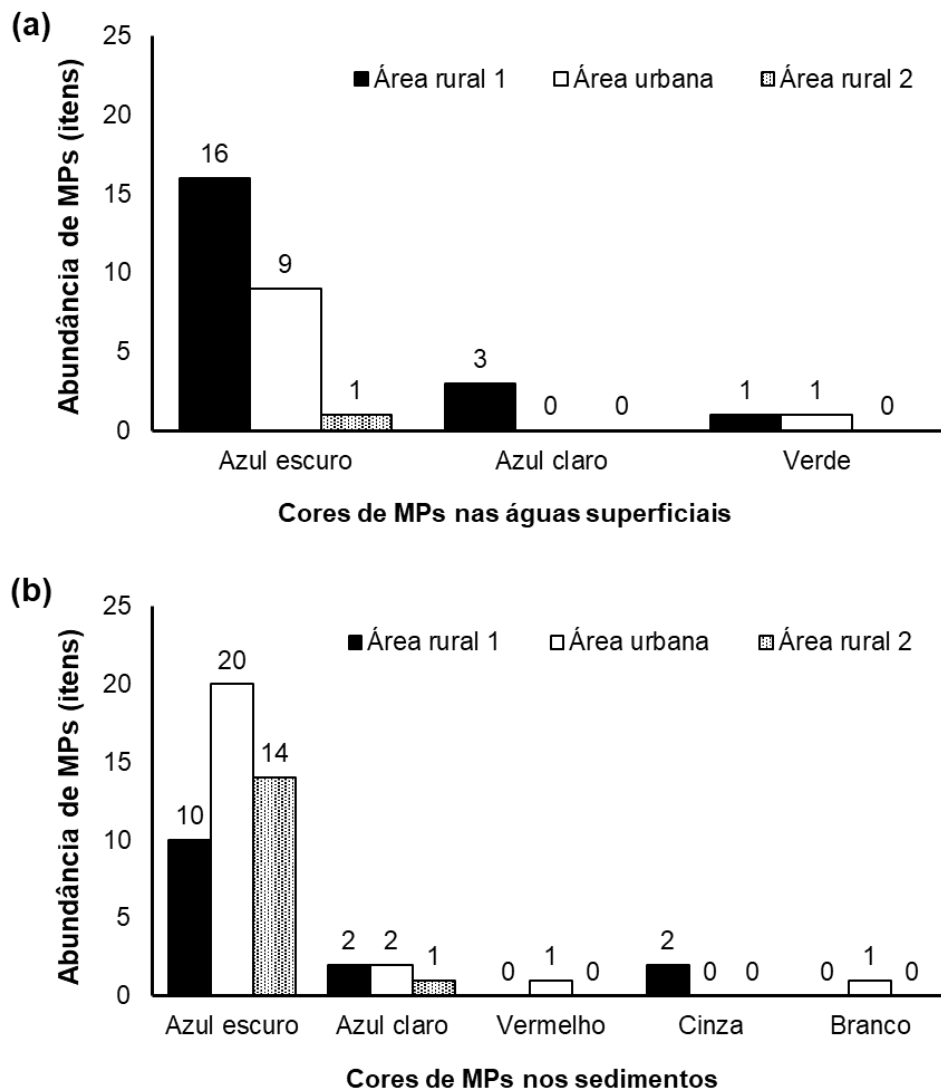
nos sedimentos, a área rural 1 apresentou predominância da cor azul escuro, sendo esse mesmo padrão observado para a área urbana e rural 2 (Figura 6b). As cores encontradas no presente estudo foram também documentadas em outros estudos (ZHANG et al., 2020b; CHINFAK et al., 2021; SEKUDEWICZ et al., 2021) e essa variação das cores, como por exemplo azul e verde são comumente relacionadas as atividades de pesca (SEKUDEWICZ et al., 2021), sendo essas ações antrópicas observadas em todas as áreas do presente estudo, principalmente nas áreas rurais.

A presença de MPs nas cores azul e verde na área urbana pode ser oriunda do lançamento de resíduos sólidos no rio (JIANG et al., 2019), sendo essa observação constada no presente estudo, onde o descarte de redes de pesca fragmentadas estavam presentes nas margens do Rio Amazonas (Figura 2), o que pode facilitar a presença de MPs na cor azul em sedimentos.

A ocorrência de MPs coloridos na área urbana do presente estudo pode ser relacionada principalmente pela utilização de produtos de consumo plásticos (ANDRADY, 2017; YANG et al., 2021) descartados através de águas residuárias no meio ambiente (SEKUDEWICZ et al., 2021), sendo essa observação constatada no presente estudo, onde tubulações escoam contaminantes diariamente para o Rio Amazonas sem nenhum tratamento (observação pessoal). Nas áreas rurais, apenas a cor cinza se difere do azul, no entanto essa cor de MPs pode ser relacionada a tecidos sintéticos, provocadas por atividades antropogênicas como têxteis sintéticos (roupas, tapetes e cordas) (RASTA et al., 2020) que entram no rio por meio de escoamento superficial direto (LI et al., 2020b).

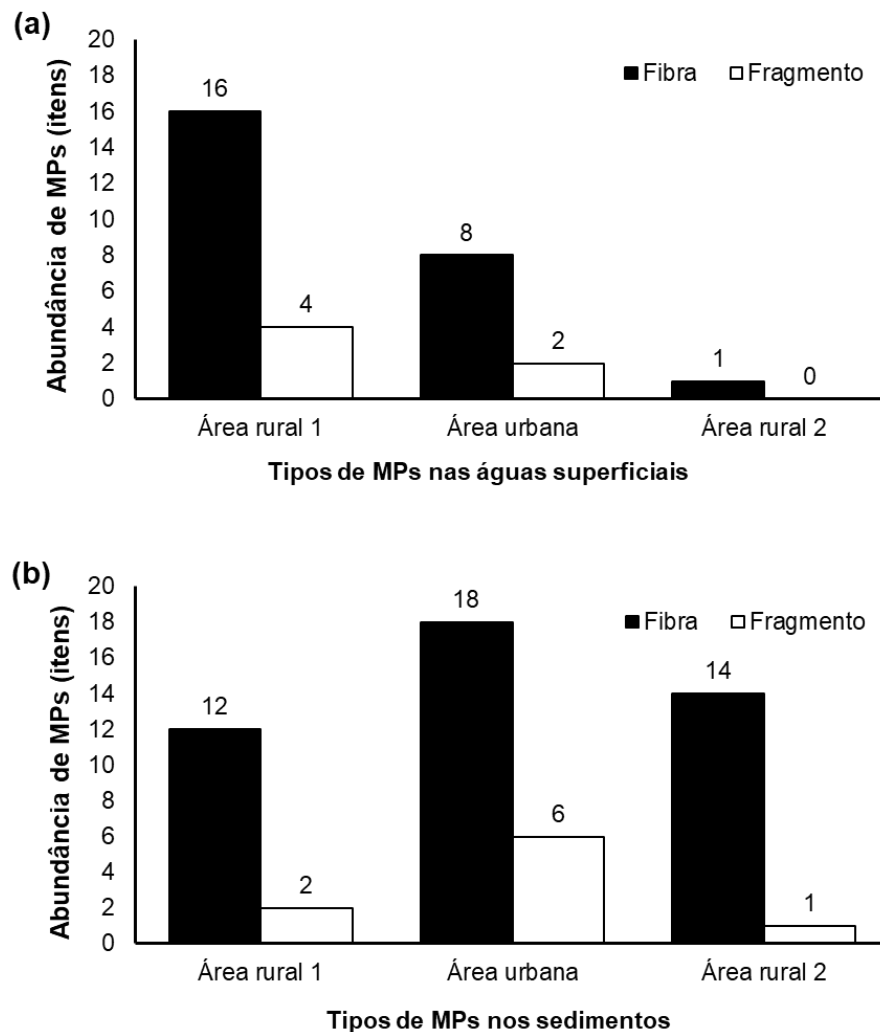
Uma vez constado a ocorrência de MPs coloridos em amostras de águas superficiais e sedimentos, esses plásticos carregam consigo metais pesados que são decorrentes da adição de corantes, que podem provocar diversos danos ao meio aquático durante a fragmentação (MASSOS e TURNER, 2017; FRED-AHMADU et al., 2020),

A fragmentação dos MPs ainda pode se tornar uma rota alternativa na cadeia trófica aquática que gera exposição desse poluente pela ingestão de organismos aquáticos (FERREIRA et al., 2018; WINDSOR et al., 2019), uma vez que as cores podem ser confundidas facilmente com alimentos (HE et al., 2020; YANG et al., 2021).



**Figura 6** – Cores dos MPs encontrados em águas superficiais (a) e em sedimentos (b).

Os formatos de MPs encontrados nas amostras de águas superficiais e sedimento foram classificadas em duas categorias: fibras, sendo aqueles fios alongados; e fragmentos, correspondente a detritos com outros formatos. Os MPs registrados em águas superficiais apresentaram o formato fibra como o mais frequente nas áreas urbana e rurais (Figura 7a). Esse mesmo padrão foi observado para as amostras de sedimentos das áreas urbana e rurais (Figura 7b).



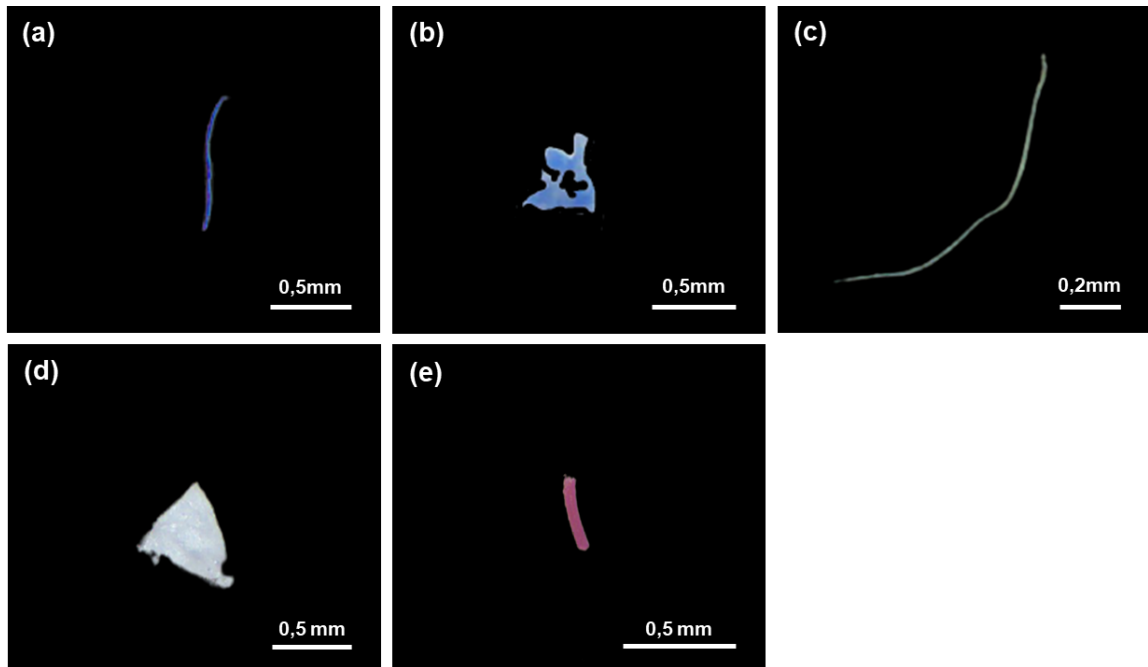
**Figura 7** – Tipos de MPs em águas superficiais (a) e em sedimento (b).

A ocorrência de fibras em maior abundância no presente estudo é similar ao registrado em outros estudos que trabalharam com águas superficiais (WANG et al., 2020; NAPPER et al., 2021; HUANG et al., 2021) e sedimentos (PENG et al., 2017; DING et al., 2019; CHINFAK et al., 2021), onde a utilização de produtos de pesca e a base de fibra se torna indispensável (WANG et al., 2017).

A presença de MPs do tipo fibra em todas as áreas do presente estudo pode ser relacionada diretamente com a utilização redes de pesca, que em algum momento sofreu fragmentação, ocasionando na entrada de inúmeras fibras no meio ambiente (YIN et al., 2020). Além disso, lavagem de roupas em áreas urbanas e rurais são indispensáveis e liberam milhares de fibras sintéticas (HERNANDEZ et al., 2017), aliado a ausência de um sistema de tratamento no local (DUARTE et al., 2018), colabora com a presença desses poluentes.



A ocorrência de recipientes plásticos, embalagens, moveis e brinquedos fragmentados podem ser as principais fontes de fragmentos no meio ambiente (YIN et al., 2020), sendo consumido e descartado de forma inadequada por comunidades rurais e urbana. A Figura 8 apresenta variações de MPs com diferentes tamanhos, cores e tipos.



**Figura 8** – Diferentes MPs encontrados em águas superficiais e sedimentos. Fibra azul escuro (a). Fragmento azul claro (b). Fibra verde (c). Fragmento branco (d). Fibra vermelha (e).

### 4.3 Ocorrência de detritos plásticos em macrófitas

Um total de 17,86 Kg de biomassa seca de macrófitas de áreas rurais e urbana foram processadas. Em todas as áreas de coleta foram identificadas 5 espécies de macrófitas, sendo constatado diferença significativa entre os pesos das espécies (Tabela 7 e 8). As espécies de macrófitas observadas no presente estudo são as mesmas já registradas na literatura (SÁNCHEZ-BOTERO e ARAUJO-LIMA, 2001; BLEICH et al., 2014; SOARES et al., 2014; MAGALHÃES et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2020), todas típicas de rios da região amazônica.

**Tabela 7** – ANOVA (duas vias) para o peso vegetal das espécies de macrófitas (GL= Graus de liberdade; SQ= Soma de quadrados; F= Valor de F; P= Valor de P).

Fonte de variação	Peso das espécies de macrófitas			
	GL	SQ	F	P
Local	2	33.775	0,7377	0,4789
Espécie	4	376.289	4,1092	0,0028*
Local X Espécie	8	337.712	1,8439	0,0678
Resíduos	370	8.470.519		

\*Valor com diferença estatística no nível de  $p < 0,05$ .

**Tabela 8** – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para o peso vegetal das espécies de macrófitas na margem esquerda do Rio Amazonas, próximo a Itacoatiara (AM).

Espécie	Peso vegetal (g)			
	Min	Max	Média±DP	Cobertura da espécie (%)
<i>Paspalum repens</i>	0	1391,91	99,06±256,75 <sup>abc</sup>	42,69%
<i>Pontederia rotundifolia</i>	0	1347,47	99,63±199,15 <sup>b</sup>	42,94%
<i>Pistia stratiotes</i>	0	602,53	32,49±103,71 <sup>cd</sup>	14,00%
<i>Salvinia auriculata</i>	0	15,34	0,79±1,94 <sup>d</sup>	0,34%
<i>Limnobium laevigatum</i>	0	0,70	0,05±0,12 <sup>d</sup>	0,02%

Valores com a mesma letra não apresentam diferença significativa ( $p > 0,05$ ).

**Tabela 9** – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para a cobertura vegetal de macrófitas por espécie e área na margem esquerda do Rio Amazonas, próximo a Itacoatiara (AM).

Área	Espécie	Peso vegetal (g)			
		Min	Max	Média±DP	Cobertura da espécie (%)
Rural 1	<i>Paspalum repens</i>	0	1391,91	144,57±316,22	55,52%
	<i>Pontederia rotundifolia</i>	0	1347,47	84,92±201,12	32,62%
	<i>Pistia stratiotes</i>	0	602,53	29,77±98,56	11,43%
	<i>Salvinia auriculata</i>	0	15,34	1,05±2,37	0,40%
	<i>Limnobium laevigatum</i>	0	0,70	0,07±0,15	0,03%
Urbana	<i>Paspalum repens</i>	0	152,75	50,73±63,35	44,59%
	<i>Pontederia rotundifolia</i>	0	277,96	59,02±86,43	51,87%
	<i>Pistia stratiotes</i>	0	17,21	3,72±5,98	3,27%
	<i>Salvinia auriculata</i>	0	0,90	0,28±0,34	0,25%
	<i>Limnobium laevigatum</i>	0	0,13	0,02±0,05	0,02%
Rural 2	<i>Paspalum repens</i>	0	56,67	11,58±15,56	5,33%
	<i>Pontederia rotundifolia</i>	0	852,15	153,20±226,03	70,55%
	<i>Pistia stratiotes</i>	0	565,59	51,95±134,79	23,92%
	<i>Salvinia auriculata</i>	0	2,89	0,40±0,79	0,19%
	<i>Limnobium laevigatum</i>	0	0,22	0,03±0,07	0,01%

A abundância de macrófitas na área rural 1 (Tabela 9) pode ser influenciada diretamente através das características físico-química do ambiente de água doce (AMOROS e BORNETTE, 2002), onde a ocorrência de indústria e movimento constante de embarcações e próximo a pequenas criações de animais nas comunidades ao redor pode ter contribuído com efluentes no local (observação pessoal) que favorece no crescimento e reprodução de macrófitas (SHAH et al., 2014). A mesma situação pode ter ocorrido com o lançamento de águas residuárias nas áreas urbana e rural 2, conforme também observado no estudo de Santos (2017), com a concentração de macrófitas, após as áreas urbanizadas.

O ciclo de vida e tempo de residência no ambiente também influenciam na cobertura vegetal, por exemplo, espécies como *Paspalum repens* P.J.Bergius (Poaceae) e *Pontederia rotundifolia* L.f. (Pontederiaceae) atingem seus crescimentos em curto período de tempo, fazendo com que tenham maior representatividade nos ambientes, enquanto que as espécies *Salvinia auriculata* Aubl. (Salviniaceae) e *Pistia stratiotes* L. (Araceae) representam baixa biomassa vegetal por área, mesmo apresentando valores elevados de cultivo, por meio da expansão lateral (PIEPADE et al., 2010). Essa baixa quantidade de biomassa também foi verificada para espécie *Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine (Hydrocharitaceae).

A presença de macrófitas volumosas no ambiente aquático, como por exemplo as espécies *Paspalum repens* e *Pontederia rotundifolia* do presente estudo, tem um potencial de retenção e redução da carga de nutrientes e contaminantes orgânicos e inorgânicos presentes em águas contaminadas (WANG et al. 2021).

No presente estudo foram encontrados 306 itens plásticos nos bancos de macrófitas, dos quais 230 itens plásticos estavam representados na área rural 1, sendo 179 itens de MPs, 33 itens de MSPs e 18 itens de MCPs; 27 itens plásticos na área urbana, compostos por 20 itens de MPs, 3 itens de MSPs e 4 itens de MCPs; e 49 itens plásticos na área rural 2, com 32 itens de MPs, 6 itens de MSPs e 11 itens de MCPs.

Em todas as áreas houve predominância de detritos plásticos nas espécies *Paspalum repens* e *Pontederia rotundifolia*, e ausente na *Limnobium laevigatum*. As áreas rurais e urbana diferiram significativamente entre as espécies de macrófitas (Tabela 10 e 11) e a ocorrência dos detritos plásticos foi significativamente diferente entre as espécies de macrófitas (Tabela 10 e 12). A presença de detritos plásticos nas

macrófitas do presente estudo foi consistente ao documentado por Seng et al. (2020) e Esiukova et al. (2021), onde detritos plásticos estavam associados as plantas aquáticas.

**Tabela 10** – ANOVA (três vias) descrevendo a presença de detritos plásticos nas espécies de macrófitas de áreas rurais e urbana (GL= Graus de liberdade; SQ= Soma de quadrados; F= Valor de F; P= Valor de P; Detritos Plásticos= Microplásticos, Mesoplásticos e Macroplásticos).

Fonte de variação	Abundância de Detritos Plásticos			
	GL	SQ	F	P
Local	2	5,81	1,9449	0,1434
Espécie	4	32,89	5,5097	0,0002*
Detritos Plásticos	2	28,23	9,4570	0,0000*
Local X Espécie	8	24,95	2,0900	0,0340*
Local X Detritos Plásticos	4	8,83	1,4792	0,2062
Espécie X Detritos Plásticos	8	29,02	2,4305	0,0132*
Local X Espécie X Detritos Plásticos	16	15,91	0,6661	0,8291
Resíduos	1.110	1.656,61		

\*Valor com diferença estatística no nível de  $p < 0,05$ .

**Tabela 11** – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para abundância de detritos plásticos (Microplásticos, Mesoplásticos e Macroplásticos) entre as espécies de macrófitas de áreas rurais e urbana em Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

Área	Espécie	Abundância de Detritos Plásticos			
		Min	Max	Média±DP	Percentual de Detritos Plásticos (%)
Rural 1	<i>Paspalum repens</i>	0	26	0,92±2,90 <sup>a</sup>	57,39%
	<i>Pontederia rotundifolia</i>	0	8	0,36±1,20 <sup>b</sup>	22,61%
	<i>Pistia stratiotes</i>	0	9	0,25±1,09 <sup>b</sup>	15,65%
	<i>Salvinia auriculata</i>	0	3	0,07±0,33 <sup>b</sup>	4,35%
	<i>Limnobium laevigatum</i>	0	0	0,00±0,00 <sup>b</sup>	0,00%
Urbana	<i>Paspalum repens</i>	0	2	0,30±0,54 <sup>ab</sup>	29,63%
	<i>Pontederia rotundifolia</i>	0	6	0,63±1,50 <sup>ab</sup>	62,96%
	<i>Pistia stratiotes</i>	0	0	0,00±0,00 <sup>b</sup>	0,00%
	<i>Salvinia auriculata</i>	0	1	0,07±0,27 <sup>ab</sup>	7,41%
	<i>Limnobium laevigatum</i>	0	0	0,00±0,00 <sup>b</sup>	0,00%
Rural 2	<i>Paspalum repens</i>	0	4	0,18±0,68 <sup>b</sup>	22,45%
	<i>Pontederia rotundifolia</i>	0	8	0,5±1,28 <sup>ab</sup>	61,22%
	<i>Pistia stratiotes</i>	0	1	0,10±0,30 <sup>b</sup>	12,24%
	<i>Salvinia auriculata</i>	0	1	0,03±0,18 <sup>b</sup>	4,08%
	<i>Limnobium laevigatum</i>	0	0	0,00±0,00 <sup>b</sup>	0,00%

Valores com a mesma letra não apresentam diferença significativa ( $p > 0,05$ ).

**Tabela 12** – Valores mínimo (Min), máximo (Max), média e desvio padrão (DP) para abundância de MPs (microplásticos), MSPs (mesoplásticos) e MCPs (Macroplásticos) entre as espécies de macrófitas de Itacoatiara, Amazonas, Brasil.

Espécie	MPs/Espécie				MSPs/Espécie				MCPs/Espécie			
	Min	Max	Média±DP	Percentual de MPs (%)	Min	Max	Média±DP	Percentual de MSPs (%)	Min	Max	Média±DP	Percentual de MCPs (%)
<i>Paspalum repens</i>	0	26	1,35±3,76 <sup>a</sup>	45,02%	0	7	0,35±1,09 <sup>c</sup>	64,29%	0	4	0,26±0,78 <sup>c</sup>	60,61%
<i>Pontederia rotundifolia</i>	0	8	1,08±1,97 <sup>ab</sup>	35,93%	0	1	0,09±0,29 <sup>c</sup>	16,67%	0	2	0,12±0,43 <sup>c</sup>	27,27%
<i>Pistia stratiotes</i>	0	9	0,45±1,45 <sup>bc</sup>	15,15%	0	1	0,04±0,19 <sup>c</sup>	7,14%	0	2	0,05±0,28 <sup>c</sup>	12,12%
<i>Salvinia auriculata</i>	0	3	0,12±0,43 <sup>c</sup>	3,90%	0	1	0,06±0,25 <sup>c</sup>	11,90%	0	0	0,00±0,00 <sup>c</sup>	0,00%
<i>Limnobium laevigatum</i>	0	0	0,00±0,00 <sup>c</sup>	0,00%	0	0	0,00±0,00 <sup>c</sup>	0,00%	0	0	0,00±0,00 <sup>c</sup>	0,00%

Valores com a mesma letra não apresentam diferença significativa ( $p>0,05$ ).

A presença de detritos plásticos em acúmulo nas espécies *Paspalum repens* e *Pontederia rotundifolia*, pode ser relacionado ao seu crescimento rápido (PIEADADE et al., 2010) e volumoso, onde as macrófitas criam uma área superficial foliar capaz de coletar e acumular detritos plásticos (PELLER et al., 2021). Além disso, a incrustação e aprisionamento por epibiontes presentes nas macrófitas, podem ser fontes ambientais que influenciam na presença de MPs (GOSS et al., 2018).

As ações antrópicas no local de coleta também podem ser uma das principais fontes de MPs nas macrófitas (ESIUKOVA et al., 2021). As macrófitas localizadas na área rural 1, estavam próximas de áreas com indústria, pesca e embarcações, enquanto nas áreas urbana e rural 2 apresentavam registros de atividades portuárias, pesca, embarcações e lançamento de águas residuárias (observação pessoal). Essas atividades antrópicas desempenham papel importante na liberação de MPs nas macrófitas, através de cordas plásticas danificadas (JIANG et al., 2019) e lançamento de águas residuárias (BROWNE et al., 2011).

No entanto, fatores hidrodinâmicos das margens do Rio Amazonas podem estar influenciando na distribuição dos MPs (GEROLIN et al., 2020), podendo essa hipótese ser aceita, devido a carência de MPs a jusante do Rio Amazonas, onde uma concentração maior de atividades antrópicas foi observada.

Essa abundância de MPs em macrófitas das áreas rurais do presente estudo pode influenciar na distribuição dos MPs em organismos aquáticos, devido inúmeros grupos de animais aquáticos utilizarem as macrófitas como habitat, incluindo o perifíton, zooplâncton, invertebrados, peixes, rãs e pássaros (BORNETTE e PUIJALON, 2009; YOKOTA et al., 2017). Além disso, os MPs podem causar diversos efeitos tóxicos nas macrófitas, incluindo a redução do crescimento populacional, redução do processo fotossintético e elevado cultivo de espécies reativas a toxicidade dos MPs (MAO et al., 2018), o que agrava ainda mais a problemática causada pela contaminação por MPs no ambiente aquático.

Além dos MPs, os resultados do presente estudo mostram a presença de MSPs e MCPs em macrófitas. A contaminação por MSPs e MCPs também foi observado no estudo de Li et al. (2022) com macroalgas costeiras, mostrando que esses contaminantes estão presente em diferentes espécies de plantas e locais de amostragem.

As estruturas superficiais foliares das espécies de macrófitas podem favorecer na acumulação de MSPs e MCPs (PELLER et al., 2021). No entanto, concentrações maiores de MSPs e MCPs foram observadas nas áreas rurais, devido principalmente as ações antrópicas, como por exemplo portos, embarcações (MASIÁ et al., 2021), atividades de pesca (JIANG et al., 2019) e indústria (ALAM et al., 2019). Na área urbana, o descarte de águas residuárias sem tratamento e atividades de pesca (BROWNE et al., 2011) parecem ser os principais fatores que contribuem para a presença de MSPs e MCPs nas macrófitas.

Além disso, a distribuição dos MSPs e MCPs nas espécies de macrófita do presente estudo, pode ser relacionada diretamente através do escoamento superficial (LI et al., 2022), o que garante a distribuição dos contaminantes nas espécies de macrófitas localizadas em áreas rurais e urbana.

A presença de detritos plásticos presentes nas margens do município de Itacoatiara, Amazonas não está correlacionado diretamente com a ocorrência de contaminantes plásticos nas macrófitas ( $r_s = -0,399$ ;  $p > 0,05$ ). Além disso, MPs em águas superficiais ( $r_s = 0,091$ ;  $p > 0,05$ ) e sedimentos ( $r_s = 0,083$ ;  $p > 0,05$ ) não apresentam correlações significativas com a presença de MPs nas macrófitas, mostrando que a contaminação por resíduos plásticos nas macrófitas é mais complexo do que imaginado.

A abundância de detritos plásticos nas macrófitas está significativamente correlacionada com o peso das espécies ( $r_s = 0,990$ ;  $p < 0,05$ ), onde macrófitas mais volumosas apresentam maiores acúmulos de MPs, MSPs e MCPs. Além disso, a ocorrência de MPs nas macrófitas está significativamente correlacionada com os MSPs ( $r_s = 0,961$ ;  $p < 0,05$ ) e MCPs ( $r_s = 0,900$ ;  $p < 0,05$ ), mostrando que os MPs podem ser os suplentes dos MSPs e MCPs, por meio da fragmentação mecânica (CHUBARENKO, 2022). A partir dessas relações, a contaminação dos MPs pode ser estimada através dos demais contaminantes plásticos. Essas observações também foram relatadas nos estudos de Jeyasanta et al. (2020), mostrando que a remoção dos MSPs pode reduzir significativamente a contaminação dos MPs no meio ambiente.

Os detritos plásticos identificados nas macrófitas foram classificados em 6 grupos, variando de 0,05 mm a 1.000 mm. A variação dos tamanhos dos detritos plásticos não diferiu significativamente ( $KW = 2,6269$ ;  $GL = 2$ ;  $p > 0,05$ ), devido à grande

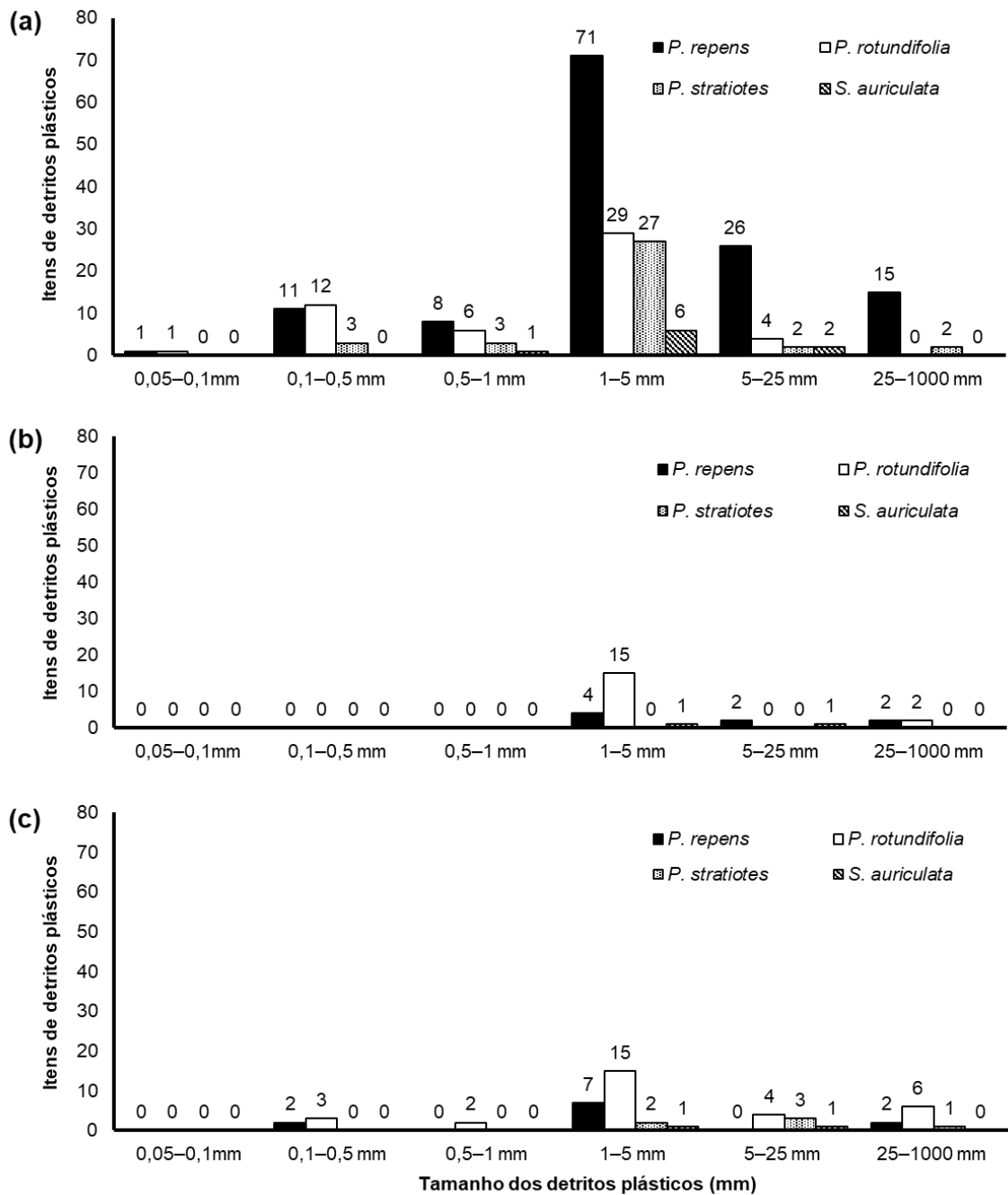
variação de tamanhos, mesmo padrão documentados em macrófitas (ESIUKOVA et al., 2021) e macroalgas (SENG et al., 2020).

A presença em abundância de detritos plásticos com tamanhos superiores a 1 mm constatado no presente estudo (Figura 9), pode ser relacionado principalmente ao processo de fragmentação de resíduos maiores presente na margem do rio (WANG et al., 2020). De modo geral, as áreas rurais e urbanas do presente estudo são afetadas por atividades antrópicas, que favorecem na presença de detritos plásticos maiores, sendo essa observação constatada também no estudo de Isobe et al. (2015), onde partículas plásticas grandes estavam presentes próximos as fontes de poluição.

Entretanto, um fator importante pode ser levado em consideração para a onipresença de MPs abaixo de 1 mm nas macrófitas das áreas rural 1 (Figura 9a) e rural 2 (Figura 9b) e ausência na área urbana (Figura 9c), o qual se refere diretamente as características hidrodinâmicas do corpo hídrico (TIBBETTS et al., 2018), fazendo com que ocorra uma distribuição heterogênea dos MPs nas macrófitas rurais e urbana.

Existem preocupações maiores com MPs inferiores a 5 mm, podendo se conectar externamente em tecidos de macrófitas (MATEOS-CÁRDENAS et al., 2021). A presença desses contaminantes MPs tem sido relatada em diversos estudos, principalmente pela capacidade de absorção das espécies, por exemplo, MPs com tamanho de 4,8  $\mu\text{m}$  estavam bloqueando os poros das folhas do agrião *Lepidium sativum* (BOSKER et al., 2019), enquanto a espécie *Lemna minor* tem a capacidade de absorver MPs nas folhas e raízes (KALČÍKOVÁ et al., 2017). Esses estudos mostram que as plantas aquáticas principalmente as espécies da área rural 1, estão susceptíveis a absorção de contaminantes MPs, devido uma maior concentração de tamanhos desses poluentes.

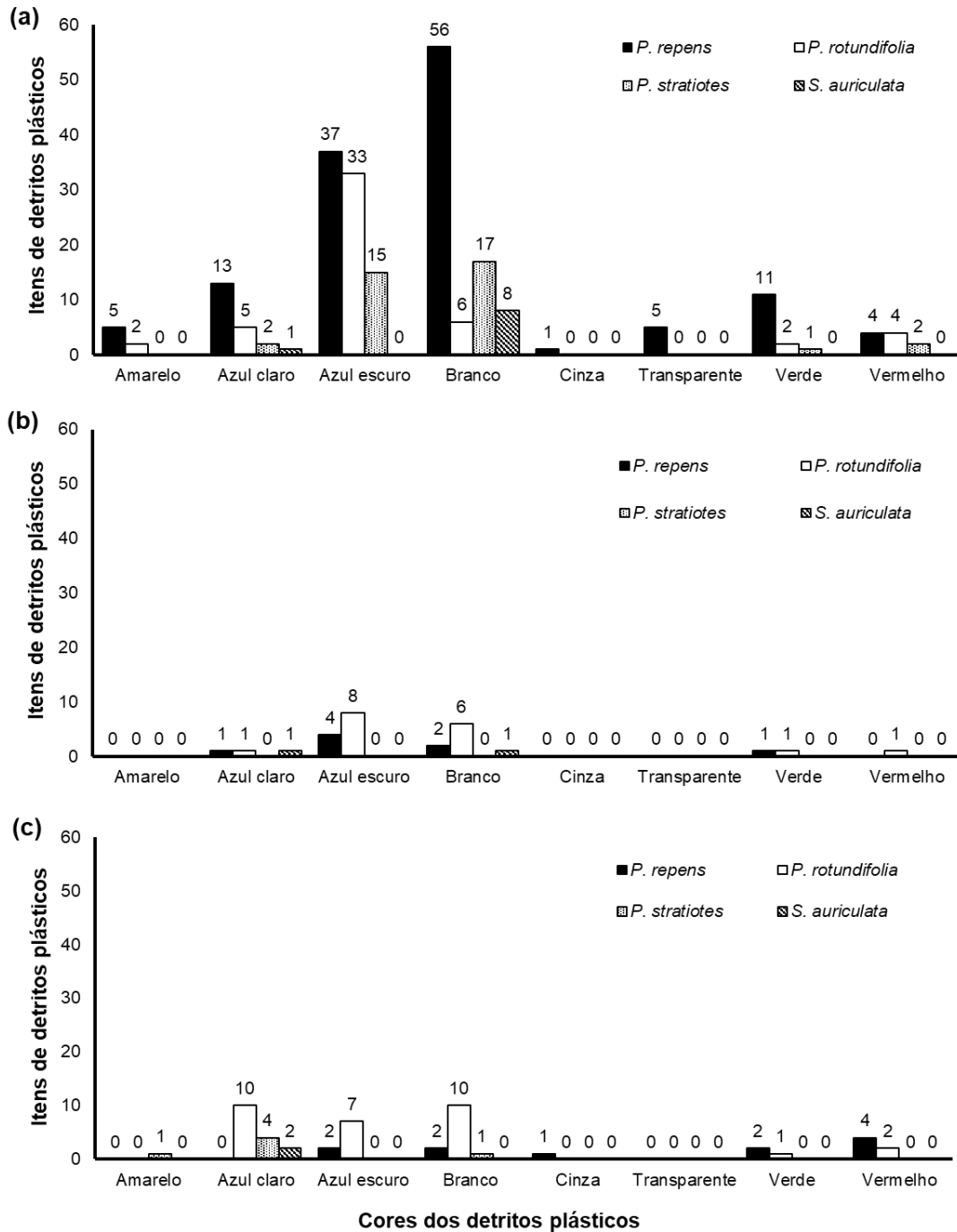




**Figura 9** – Tamanho dos detritos plásticos nas espécies de macrófitas das áreas rural 1 (a), urbana (b) e rural 2 (c).

A presença de detritos plásticos nas cores branco e azul escuro estavam em abundância nas áreas rural 1 (Figura 10a) e urbana (Figura 10b), enquanto na área rural 2 (Figura 10c), as cores azul claro e branco foram predominantes. As cores identificadas nas macrófitas são padrões registrados na literatura, a exemplo do transparente, branco, verde, azul, amarelo e vermelho (ESIUKOVA et al., 2021),

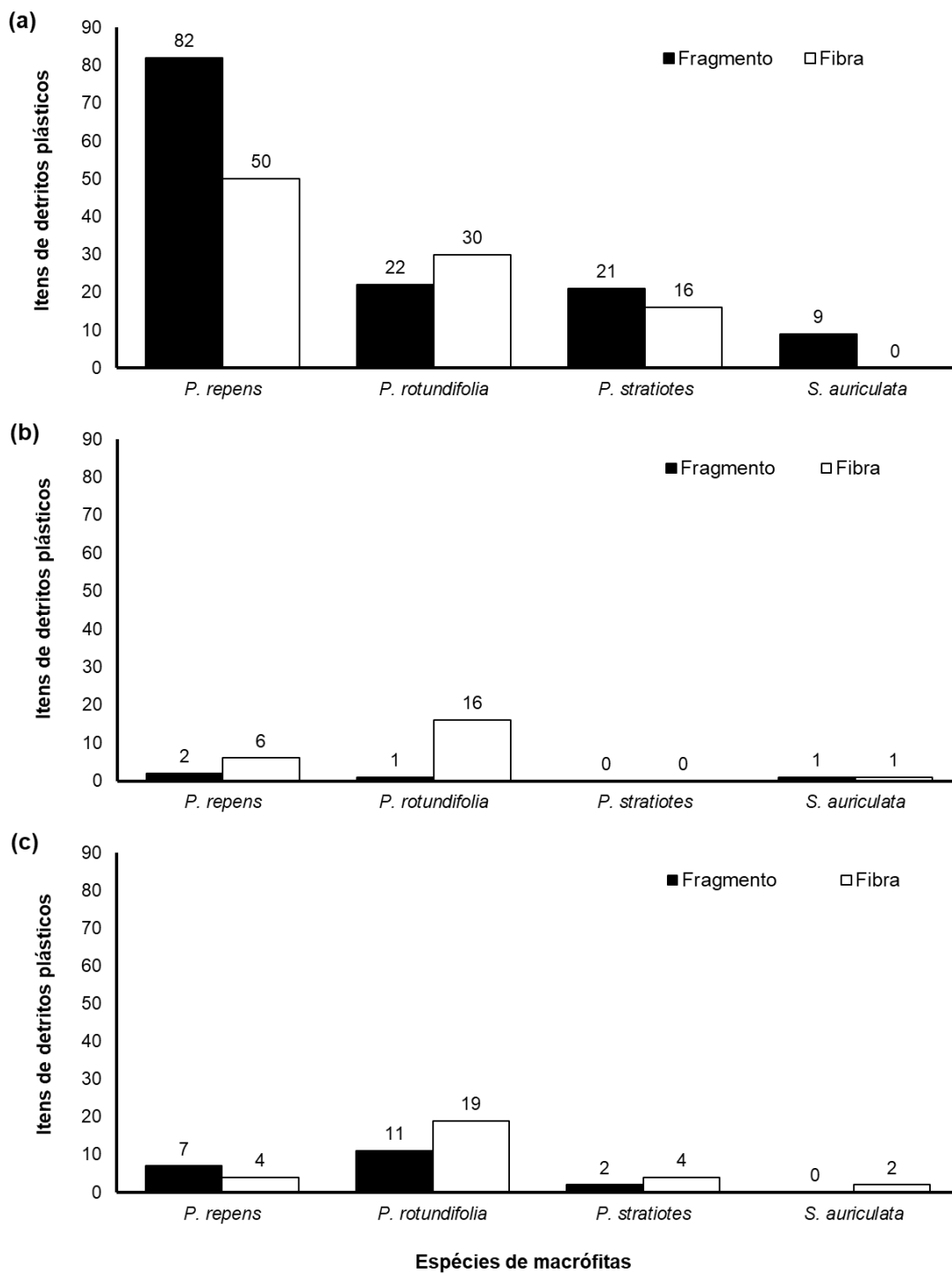
associadas a materiais sintéticos (SENG et al., 2020) descartados no ambiente aquático.



**Figura 10** – Cores dos detritos plásticos identificados nas espécies de macrófitas da área rural 1 (a), urbana (b) e rural 2 (c).

A elevada abundância de fragmentos na área rural 1 (Figura 11a) e fibras nas áreas urbana (Figura 11b) e rural 2 (Figura 11c) corresponde um padrão similar ao documentado por Seng et al. (2020) e Esiukova et al. (2021) para macrófitas e Ng et

al. (2022) para macroalgas, mostrando a diversificação dos contaminantes plásticos retidos nas plantas aquáticas.

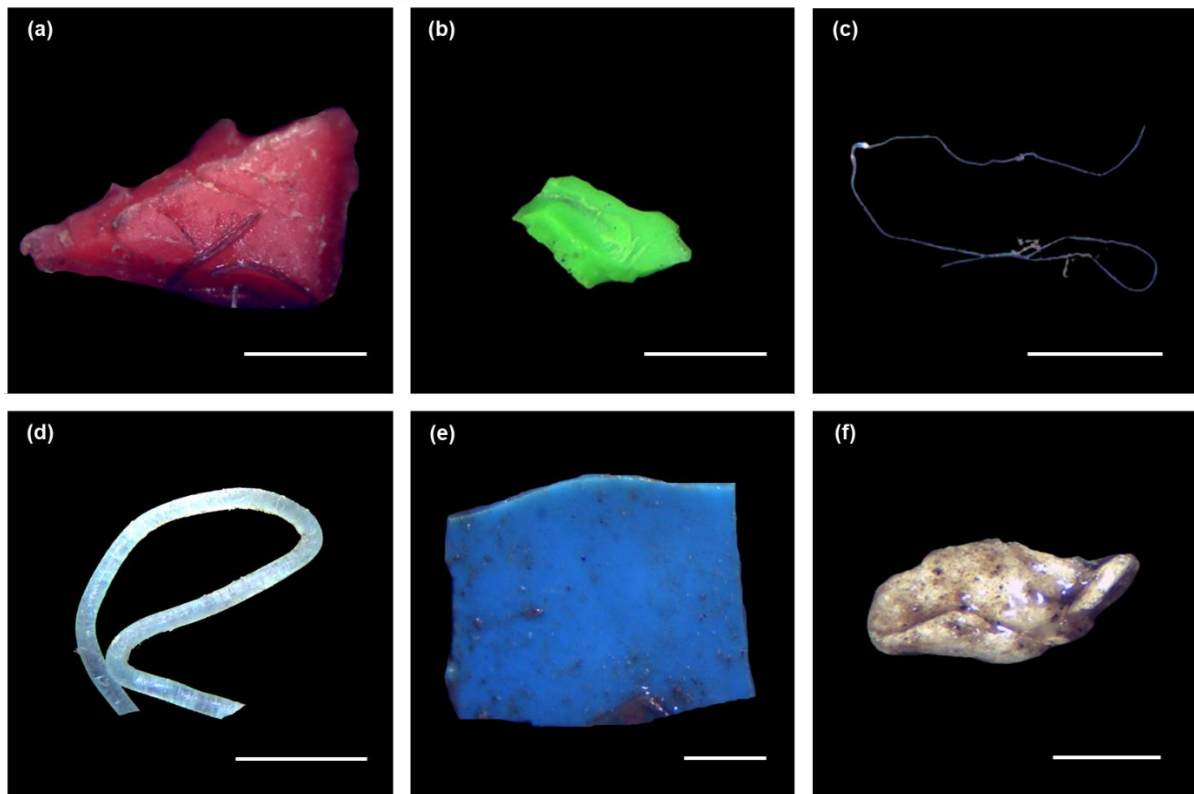


**Figura 11** – Tipos de detritos plásticos presentes nas espécies de macrófitas da área rural 1 (a), urbana (b) e rural 2 (c).

A ocorrência das cores e tipos de detritos plásticos em macrófitas, podem ser relacionados com ações antrópicas, tais como pesca, navegação e descarte de águas residuárias (ESIUKOVA et al., 2017). A presença em abundância de fragmentos plásticos na cor branco pode ser originado a partir de produtos de isopor (DI et al., 2019), sendo esse material bastante utilizado para armazenamento de pescados (INOMATA e FREITAS, 2015), principalmente nas áreas rurais onde ocorre as atividades pesqueiras e na área urbana onde é realizada a comercialização dos pescados.

Quanto a presença de fibras na cor azul nas áreas rurais e urbana do presente estudo, é provável que seja referente a polímeros sintéticos, como nylon, vestuário, redes e outros materiais fibrosos (GAGO et al., 2018). Além disso, o lançamento de águas residuárias sem tratamento na área urbana pode favorecer na entrada de fibras têxteis no ambiente aquático (BROWNE et al., 2011), promovendo um acúmulo de material fibroso no ecossistema aquático. A presença de polímeros na cor azul já mostrou impactos negativos em raízes de macrófita, onde a presença do corante azul prejudicou a integridade da membrana celular da planta, promovendo uma cor azulada nas raízes (KALČÍKOVÁ et al., 2017).

A diversidade das cores encontradas no presente estudo está influenciada diretamente com a superfície foliar das macrófitas (PELLER et al., 2021), principalmente pelas espécies *Paspalum repens* e *Pontederia rotundifolia* que possuem características de serem volumosas (PIEIDADE et al., 2010) e com isso, podem reter maiores números de detritos plásticos presentes no ambiente aquático, tornando-os acessíveis para consumidores herbívoros (GUTOW et al., 2016). A Figura 12 apresenta diferentes tamanhos, cores e tipos de detritos plásticos encontrados nas macrófitas da região amazônica.



**Figura 12** – Diferentes MPs encontrados em macrófitas da região amazônica. (a) Fragmento vermelho. (b) Fragmento verde. (c) Fibra azul escura. (d) Fibra azul claro. (e) Fragmento azul escuro. (f) Fragmento branco. Barra de escala = 5 mm.

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presença de detritos plásticos em água superficial e sedimento na margem do Rio Amazonas e bancos de macrófitas no município de Itacoatiara, Amazonas, Brasil, indica que esse poluente é um risco para fauna e flora aquática. Os resultados indicaram para uma abundância de resíduos plásticos nas margens da área urbana. As águas superficiais da área rural 1 a montante estavam mais contaminadas por MPs do que as áreas urbana e rural 2. Enquanto para os sedimentos, a área urbana estava com maiores acúmulos de MPs do que as áreas rurais. As fibras com tamanho 1 a 5 mm na cor azul escuro foram abundantes nas águas superficiais e sedimentos. Um total de 5 espécies de macrófitas foram identificadas: *Paspalum repens*, *Pontederia rotundifolia*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia auriculata*, *Limnobium laevigatum*, com predominância das espécies *Paspalum repens* e *Pontederia rotundifolia*. A área rural 1 apresentou maiores acúmulos de detritos plásticos, principalmente nas espécies *Paspalum repens* e *Pontederia rotundifolia*. Uma correlação positiva foi observada entre a presença de detritos plásticos e a biomassa de macrófitas. Há uma correlação da quantidade de MPs, que são oriundos dos MSPs e MCPs. Os fragmentos com tamanho de 1 a 5 mm e nas cores branco e azul escuro foram os mais comuns nos bancos de macrófitas do local. A presença de detritos plásticos nos locais estudados coloca o ecossistema aquático da região em risco, devido a possível contaminação desses poluentes pela fauna e flora dos ecossistemas aquáticos amazônicos.

## REFERÊNCIAS

- ALAM, F. C. et al. Microplastic distribution in surface water and sediment river around slum and industrial area (case study: Ciwalengke River, Majalaya district, Indonesia). **Chemosphere**, v. 224, p. 637–645, 2019.
- ALKALAY, R. et al. Clean-coast index – A new approach for beach cleanliness assessment. **Ocean and Coastal Management**, v. 50, p. 352–362, 2007.
- AMOROS, C.; BORNETTE, B. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 761–776, 2002.
- ANDRADES, R. et al. Anthropogenic litter on Brazilian beaches: Baseline, trends and recommendations for future approaches. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, 110842, 2020.
- ANDRADY, A. L. Microplastics in the marine environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 8, p. 1596–1605, 2011.
- ANDRADY, A. L. The plastic in microplastics: A review. **Marine pollution bulletin**, v. 119, n. 1, p. 12–22, 2017.
- ASENSIO-MONTESINOS, F. et al. Beach litter distribution along the western Mediterranean coast of Spain. **Marine Pollution Bulletin**, v. 141, p. 119–126, 2019.
- ASENSIO-MONTESINOS, F. et al. Beach litter composition and distribution on the Atlantic coast of Cádiz (SW Spain). **Regional Studies in Marine Science**, v. 34, 101050, 2020.
- ASENSIO-MONTESINOS, F. et al. Abundance and Temporal Distribution of Beach Litter on the Coast of Ceuta (North Africa, Gibraltar Strait). **Water**, v. 13, 2739, 2021.
- BAKIR, A. et al. Occurrence and abundance of *meso* and microplastics in sediment, surface waters, and marine biota from the South Pacific region. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, 111572, 2020.
- BARROWS, A. P. W. et al. Grab: vs. Neuston tow net: a microplastic sampling performance comparison and possible advances in the field. **Analytical Methods**, v. 9, p. 1446–1453, 2017.
- BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. **Amostragem em Limnologia**. 2. ed. São Carlos: RiMa, 2004.
- BLEICH, M. E. et al. Influência das condições do habitat sobre a estrutura de herbáceas aquáticas na região do Lago Catalão, Manaus, AM. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 4, p. 481–490, 2014.
- BORNETTE, G.; PUIJALON, S. **Macrophytes: Ecology of Aquatic Plants**. In: Encyclopedia of Life Sciences (ELS). John Wiley & Sons, Ltd: Chichester, 2009.
- BOSKER, T. et al. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. **Chemosphere**, v. 226, p. 774–781, 2019.
- BROWNE, M. A. et al. Accumulation of microplastics on shorelines worldwide: Sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 9175–9179, 2011.

- CASTRO, R. O. et al. 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**, v. 160,111537, 2020.
- CHEN, H. et al. Study of marine debris around a tourist city in East China: Implication for waste management. **Science of The Total Environment**, v. 676, p. 278–289, 2019.
- CHINFAK, N. et al. Abundance, composition, and fate of microplastics in water, sediment, and shellfish in the Tapi-Phumduang River system and Bandon Bay, Thailand. **Science of The Total Environment**, v. 781, 146700, 2021.
- CHUBARENKO, I. Physical processes behind interactions of microplastic particles with natural ice. **Environmental Research Communications**, v. 4, 012001, 2022.
- DEMARCHI, L. O. et al. **Ecologia e guia de identificação: macrófitas aquáticas do Lago Amazônico**. Manaus: Editora INPA. 2018. 44 p.
- DI, M. et al. Manuscript prepared for submission to environmental toxicology and pharmacology pollution in drinking water source areas: Microplastics in the Danjiangkou Reservoir, China. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 65, p. 82–89, 2019.
- DING, L. et al. Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China. **Science of The Total Environment**, v. 667, p. 427–434, 2019.
- DIRECTIVE, S. F. **Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas**. European Commission: Joint Research Centre. 2013. 128 p.
- DUARTE, M. L. et al. Vulnerabilidade à contaminação do aquífero Alter do Chão em sua área de afloramento no município de Itacoatiara/Am. **ACTA Geográfica**, v. 12, n. 30, p. 90–107, 2018.
- EHLERS, S. M. et al. Low-cost microplastic visualization in feeding experiments using an ultraviolet light-emitting flashlight. **Ecological Research**, v. 35, p. 265–273, 2020.
- ERTAŞ, A. Assessment of beach litter pollution in Adana Akyatan Lagoon Coast of the East Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 163, 111943, 2021.
- ESIUKOVA, E. Plastic pollution on the Baltic beaches of Kaliningrad region, Russia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 114, p. 1072–1080, 2017.
- ESIUKOVA, E. E. et al. Marine macrophytes retain microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 171, 112738, 2021.
- ESQUINAS, G. G. M. et al. Physical characterization of litter and microplastic along the urban coast of Cagayan de Oro in Macajalar Bay, Philippines. **Marine Pollution Bulletin**, 154, 111083, 2020.
- FERREIRA, G. V. B. et al. High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 706–717, 2018.
- FRED-AHMADU, O. H. et al. Interaction of chemical contaminants with microplastics: principles and perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 706, 135978, 2020.
- GAGO, J. et al. Synthetic microfibers in the marine environment: A review on Their occurrence in seawater and sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, p. 365–376, 2018.



- GEROLIN, C. R. et al. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 749, 141604, 2020.
- GEYER, R. et al. Production, use, and fate of all plastics ever made. **Science Advances**, v. 3, p. 25–29, 2017.
- GOSS, H. et al. Thalassia testudinum as a potential vector for incorporating microplastics into benthic marine food webs. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 1085–1089, 2018.
- GUIMARÃES, G. A.; BATISTA, M. M. Avaliação do potencial de reciclagem dos resíduos sólidos urbanos na região central do município de Itacoatiara/AM. **Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 260–276, 2021.
- GUTOW, L. et al. Experimental Evaluation of Seaweeds as a Vector for Microplastics into Marine Food Webs. **Environmental Science & Technology**, v. 50, p. 915–923, 2016.
- HE, B. et al. Abundance, distribution patterns, and identification of microplastics in Brisbane River sediments, Australia. **Science of the Total Environment**, v. 700, 134467, 2020.
- HERNANDEZ, E. et al. Synthetic Textiles as a Source of Microplastics from Households: A Mechanistic Study to Understand Microfiber Release During Washing. **Environmental Science & Technology**, v. 51, p. 7036–7046, 2017.
- HUANG, D. et al. The occurrence and abundance of microplastics in surface water and sediment of the West River downstream, in the south of China. **Science of the Total Environment**, v. 756, 143857, 2021.
- HURLEY, R. et al. Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. **Nature geoscience**, v. 11, p. 251–257, 2018.
- IMHOF, H. K. et al. Contamination of beach sediments of a subalpine lake with microplastic particles. **Current Biology**, v. 23, p. 867–868, 2013.
- INOMATA, S. O.; FREITAS, C. E. C. A pesca comercial no médio rio negro: aspectos econômicos e estrutura operacional. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 41, p. 79–87, 2015.
- ISOBE, A. et al. East Asian seas: A hot spot of pelagic microplastics. **Marine Pollution Bulletin**, v. 101, p. 618–623, 2015.
- JAFARI, A. J. et al. Development a new index for littered waste assessment in different environments: A study on coastal and urban areas of northern Iran (Caspian Sea). **Marine Pollution Bulletin**, v. 171, 112684, 2021.
- JEYASANTA, K. I. et al. Macro-, meso- and microplastic debris in the beaches of Tuticorin district, Southeast coast of India. **Marine Pollution Bulletin**, v. 154, 111055, 2020.
- JIANG, C. et al. Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 91–98, 2019.
- JIANG, N. et al. Distribution of microplastics in benthic sediments of Qinghai Lake on the Tibetan Plateau, China. **Science of the Total Environment**, v. 835, 155434, 2022.
- KALČÍKOVÁ, G. et al. Impact of polyethylene microbeads on the floating freshwater plant duckweed Lemna minor. **Environmental Pollution**, v. 230, p. 1108–1115, 2017.

KWON, O. Y. et al. Spatial distribution of microplastic in the surface waters along the coast of Korea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 155, 110729, 2020.

LAGARDE, F. et al. Microplastic interactions with freshwater microalgae: hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type. **Environmental pollution**, v. 215, p. 331–339, 2016.

LANG, M. et al. Fenton aging significantly affects the heavy metal adsorption capacity of polystyrene microplastics. **Science of The Total Environment**, v. 722, 137762, 2020.

LEBRETON, L. C. M. et al. River plastic emissions to the world's oceans. **Nature Communications**, v. 8, 15611, 2017.

LI, L. et al. **Uptake of Microplastics and Their Effects on Plants**. In: He, D.; Luo, Y. (eds) *Microplastics in Terrestrial Environments. The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer, Berlin, Heidelberg, 2020a. p. 279–298.

LI, Y. et al. Microplastics in surface water and sediments of Chongming Island in the Yangtze Estuary, China. **Environment Sciences Europe**, v. 32, 15, 2020b.

LI, Q. et al. Plastic debris in coastal macroalgae. **Environmental Research**, v. 205, 112464, 2022.

LIU, F. et al. Retention of microplastics in sediments of urban and highway stormwater retention ponds. **Environmental Pollution**, v. 255, 113335, 2019.

LIU, R. P. et al. Microplastic pollution in surface water and sediments of Qinghai-Tibet Plateau: Current status and causes. **China Geology**, v. 1, p. 178–184, 2021.

MAGALHÃES, E. R. S. et al. Bancos de macrófitas aquáticas em lago de várzea: alimentação de duas espécies de peixes na região de Manaus, Amazonas, Brasil. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 3, n. 1, p. 25–40, 2015.

MAISÁ, P. et al. Bioremediation as a promising strategy for microplastics removal in wastewater treatment plants. **Marine Pollution Bulletin**, v. 156, 111252, 2020.

MAO, Y. et al. Phytoplankton response to polystyrene microplastics: Perspective from an entire growth period. **Chemosphere**, v. 208, p. 59–68, 2018.

MAO, R. et al. Microplastics in the surface water of Wuliangshuai Lake, northern China. **Science of The Total Environment**, v. 723, 137820, 2020.

MASIÁ, P. et al. Maritime ports and beach management as sources of coastal macro-, meso-, and microplastic pollution. **Environmental Science Pollution Research**, v. 28, p. 30722–30731, 2021.

MASSOS, A.; TURNER, A. Cadmium, lead and bromine in beached microplastics. **Environmental Pollution**, v. 227, p. 139–145, 2017.

MATEOS-CÁRDENAS, A. et al. Adsorption, uptake and toxicity of micro- and nanoplastics: Effects on terrestrial plants and aquatic macrophytes. **Environmental Pollution**, v. 284, 117183, 2021.

MOLINIER, M. et al. **Hydrologie du bassin amazonien**. in: *Environnement et développement en Amazonie brésilienne*. H. Théry. (ed). Berlin, 1997. p. 24–41.

- NAPPER, I. E. et al. The abundance and characteristics of microplastics in surface water in the transboundary Ganges River. **Environmental Pollution**, v. 274, 116348, 2021.
- NELMS, S. E. et al. Marine anthropogenic litter on British beaches: A 10-year nationwide assessment using citizen science data. **Science of The Total Environment**, v. 579, p. 1399–1409, 2017.
- NG, K. L. et al. Macroalgal morphology mediates microplastic accumulation on thallus and in sediments. **Science of the Total Environment**, v. 825, 153987, 2022.
- OLIVEIRA, L. S. et al. Bancos de macrófitas aquáticas como locais de desenvolvimento das fases iniciais de peixes em várzea do baixo amazonas. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 3, p. 644–660, 2020.
- PEGADO, T. S. S. et al. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 814–821, 2018.
- PELLER, J. et al. Sequestration of microfibers and other microplastics by green algae, Cladophora, in the US Great Lakes. **Environmental Pollution**, v. 276, 116695, 2021.
- PENG, G. et al. Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. **Environmental Pollution**, v. 225, p. 283–290, 2017.
- PETERS, C. A.; BRATTON, S. P. Urbanization is a major influence on microplastic ingestion by sunfish in the Brazos River Basin, Central Texas, USA. **Environmental Pollution**, v. 210, p. 380–387, 2016.
- PIECADE, M. T. F. et al. Aquatic herbaceous plants of the Amazon floodplains: state of the art and research needed. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 2, p. 165–178, 2010.
- PLASTICS EUROPE. **Plastics – the Facts 2020 an Analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data**. Bélgica, 2020. Disponível em: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2020/>. Acesso em: 14 mai. 2022.
- POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton, aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: RiMa, 2003.
- RASTA, M. et al. Identification and distribution of microplastics in the sediments and surface waters of Anzali Wetland in the Southwest Caspian Sea, Northern Iran. **Marine Pollution Bulletin**, v. 160, 111541, 2020.
- RIOS-MENDOZA, L. M. et al. Microplastic contamination and fluxes in a touristic area at the SE Gulf of California. **Marine Pollution Bulletin**, v. 170, 112638, 2021.
- SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; ARAUJO-LIMA, C. A. R. M. As macrófitas aquáticas como berçário para a ictiofauna da várzea do Rio Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 31, n. 3, p. 437–447, 2001.
- SANTOS, C. A. P. Macrófitas biondicadoras em trecho urbano do Rio Grande – oeste da Bahia. **Caderno de Pesquisa**, v. 29, p. 25–35, 2017.
- SEKUDEWICZ, I. et al. Microplastic pollution in surface water and sediments in the urban section of the Vistula River (Poland). **Science of The Total Environment**, v. 762, 143111, 2021.
- SENG, N. et al. Early evidence of microplastics on seagrass and macroalgae. **Marine and Freshwater Research**, v. 71, n. 8, p. 922–928, 2020.

- SHAH, M. et al. Performance assessment of aquatic macrophytes for treatment of municipal wastewater. **Journal of Environmental Health Science & Engineering**, v. 12, 106, 2014.
- SOARES, M. G. M. et al. Assembleias de peixes associadas aos bancos de macrófitas aquáticas em lagos manejados da Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 1, p. 143–152, 2014.
- TAVARES, L. A. As fronteiras físicas do espaço rural: uma concepção normativo-demográfica. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 7, 2003.
- TIBBETTS, T. et al. Abundance, Distribution, and Drivers of Microplastic Contamination in Urban River Environments. **Water**, v. 10, 1597, 2018.
- TIEN, C. J. et al. Microplastics in water, sediment and fish from the Fengshan River system: Relationship to aquatic factors and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by fish. **Environmental Pollution**, v. 265, 114962, 2020.
- VAN SEBILLE, E. et al. A global inventory of small floating plastic debris. **Environmental Research Letters**, v. 10, 124006, 2015.
- VAN WEERT, S. et al. Effects of nanoplastics and microplastics on the growth of sediment-rooted macrophytes. **Science of the Total Environment**, v. 654, p. 1040–1047, 2019.
- VLACHOGIANNI et al. Marine litter on the beaches of the Adriatic and Ionian Seas: An assessment of their abundance, composition and sources. **Marine Pollution Bulletin**, v. 131, p. 745–756, 2018.
- WAGNER, S. et al. Relationship between Discharge and River Plastic Concentrations in a Rural and an Urban Catchment. **Environmental Science & Technology**, v. 53, p. 10082–10091, 2019.
- WANG, W. et al. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 1369–1374, 2017.
- WANG, G. et al. Occurrence and pollution characteristics of microplastics in surface water of the Manas River Basin, China. **Science of the Total Environment**, v. 710, 136099, 2020.
- WANG, J. et al. A constructed wetland system with aquatic macrophytes for cleaning contaminated runoff/storm water from urban area in Florida. **Journal of Environmental Management**, v. 280, 111794, 2021.
- WATKINS, L. et al. The effect of dams on river transport of microplastic pollution. **Science of the Total Environment**, v. 664, p. 834–840, 2019.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. **Limnological analyses**. New York: Springer Verlag, 1991. 391 p.
- WINDSOR, F. M. et al. Microplastic ingestion by riverine macroinvertebrates. **Science of the total environment**, v. 646, p. 68–74, 2019.
- YANG, L. et al. Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. **Science of the Total Environment**, v. 754, 141948, 2021.
- YIN, L. et al. Comparison of the abundance of microplastics between rural and urban areas: A case study from East Dongting Lake. **Chemosphere**, v. 244, 125486, 2020.

YOKOTA, K. et al. Finding the missing piece of the aquatic plastic pollution puzzle: Interaction between primary producers and microplastics. **Limnology and Oceanography Letters**, v. 2, p. 91–104, 2017.

ZHANG, K. et al. Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. **Environmental pollution**, v. 219, p. 450–455, 2016.

ZHANG, D. et al. Microplastic pollution in water, sediment, and specific tissues of crayfish (*Procambarus clarkii*) within two different breeding modes in Jianli, Hubei province, China. **Environmental Pollution**, v. 272, 115939, 2020a.

ZHANG, L. et al. Distribution of microplastics in surface water and sediments of Qin river in Beibu Gulf, China. **Science of the Total Environment**, v. 708, 135176, 2020b.

ZHAO, J. et al. 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.

## ANEXO A – Autorização para coleta de animal com finalidade científica – SISBIO/ICEMBIO



Ministério do Meio Ambiente - MMA  
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio  
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

### Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 75295-1	Data da Emissão: 20/07/2020 17:44:38	Data da Revalidação*: 20/07/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

#### Dados do titular

Nome: Gabriel dos Anjos Guimarães	CPF: 027.214.052-09
Título do Projeto: RESÍDUOS DE MICROPLÁSTICOS EM CAMARÃO DE ÁGUA DOCE MACROBRACHIUM AMAZONICUM CAPTURADOS NO MUNICÍPIO DE ITACOATIARA/AM	
Nome da Instituição: Fundação Universidade do Amazonas	CNPJ: 04.378.626/0001-97

#### Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Caracterizar a presença de macrófitas e de resíduos plásticos aderidos a folhas e raízes	09/2020	11/2021
2	Coleta de camarão <i>M. amazonicum</i>	09/2020	12/2021
3	Identificar a presença de microplástico em camarão de água doce <i>Macrobrachium amazonicum</i>	09/2020	12/2021
4	Analisar a presença de resíduos sólidos plásticos nos ambientes aquáticos	09/2020	11/2021

#### Observações e ressalvas

1	A autorização não eximirá o pesquisador da necessidade de obter outras anuências, como: I) do proprietário, arrendatário, possessor ou morador quando as atividades forem realizadas em área de domínio privado ou dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso; II) da comunidade indígena envolvida, ouvido o órgão indigenista oficial, quando as atividades de pesquisa forem executadas em terra indígena; III) do Conselho de Defesa Nacional, quando as atividades de pesquisa forem executadas em área indispensável à segurança nacional; IV) da autoridade marítima, quando as atividades de pesquisa forem executadas em águas jurisdicionais brasileiras; V) do Departamento Nacional da Produção Mineral, quando a pesquisa visar a exploração de depósitos fossilíferos ou a extração de espécimes fósseis; VI) do órgão gestor da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, dentre outras.
2	O pesquisador somente poderá realizar atividade de campo após o término do estado de emergência devido à COVID-19, assim declarado por ato da autoridade competente.
3	O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio, nos termos da legislação brasileira em vigor.
4	Este documento somente poderá ser utilizado para os fins previstos na Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 ou na Instrução Normativa ICMBio nº 10/2010, no que especifica esta Autorização, não podendo ser utilizado para fins comerciais, industriais ou esportivos. O material biológico coletado deverá ser utilizado para atividades científicas ou didáticas no âmbito do ensino superior.
5	As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passada, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.
6	O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.
7	Esta autorização NÃO exime o pesquisador titular e os membros de sua equipe da necessidade de obter as anuências previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade, inclusive do órgão gestor de terra indígena (FUNAI), da unidade de conservação estadual, distrital ou municipal, ou do proprietário, arrendatário, possessor ou morador de área dentro dos limites de unidade de conservação federal cujo processo de regularização fundiária encontra-se em curso.

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet ([www.icmbio.gov.br/sisbio](http://www.icmbio.gov.br/sisbio)).

Código de autenticação: 0752950120200720

Página 1/4



Ministério do Meio Ambiente - MMA  
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio  
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

### Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 75295-1	Data da Emissão: 20/07/2020 17:44:38	Data da Revalidação*: 20/07/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

#### Dados do titular

Nome: Gabriel dos Anjos Guimarães	CPF: 027.214.052-09
Título do Projeto: RESÍDUOS DE MICROPLÁSTICOS EM CAMARÃO DE ÁGUA DOCE MACROBRACHIUM AMAZONICUM CAPTURADOS NO MUNICÍPIO DE ITACOATIARA/AM	
Nome da Instituição: Fundação Universidade do Amazonas	CNPJ: 04.378.626/0001-97

#### Observações e ressalvas

8	Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico. Veja maiores informações em <a href="http://www.mma.gov.br/cgen">www.mma.gov.br/cgen</a> .
9	Em caso de pesquisa em UNIDADE DE CONSERVAÇÃO, o pesquisador titular desta autorização deverá contactar a administração da unidade a fim de CONFIRMAR AS DATAS das expedições, as condições para realização das coletas e de uso da infraestrutura da unidade.

#### Locais onde as atividades de campo serão executadas

#	Descrição do local	Município-UF	Bioma	Caverna?	Tipo
1	Orla do Município de Itacoatiara	Itacoatiara-AM	Amazônia	Não	Fora de UC Federal

#### Atividades

#	Atividade	Grupo de Atividade
1	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Fora de UC Federal
2	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Fora de UC Federal

#### Atividades X Táxons

#	Atividade	Táxon	Qtde.
1	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Macrobrachium amazonicum	-
2	Coleta/transporte de espécimes da fauna silvestre in situ	Macrobrachium amazonicum	1200

#### Materiais e Métodos

#	Tipo de Método (Grupo taxonômico)	Materiais
1	Amostras biológicas (Invertebrados Aquáticos)	Outras amostras biológicas(Macrobrachium amazonicum)
2	Método de captura/coleta (Invertebrados Aquáticos)	Outros métodos de captura/coleta(Tarrafa)

Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet ([www.icmbio.gov.br/sisbio](http://www.icmbio.gov.br/sisbio)).

Código de autenticação: 0752950120200720

Página 2/4





Ministério do Meio Ambiente - MMA  
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio  
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

### Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 75295-1	Data da Emissão: 20/07/2020 17:44:38	Data da Revalidação*: 20/07/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

#### Dados do titular

Nome: Gabriel dos Anjos Guimarães	CPF: 027.214.052-09
Título do Projeto: RESÍDUOS DE MICROPLÁSTICOS EM CAMARÃO DE ÁGUA DOCE MACROBRACHIUM AMAZONICUM CAPTURADOS NO MUNICÍPIO DE ITACOATIARA/AM	
Nome da Instituição: Fundação Universidade do Amazonas	CNPJ: 04.378.626/0001-97

#### Destino do material biológico coletado

#	Nome local destino	Tipo destino
1	Fundação Universidade do Amazonas	Laboratório
2		Laboratório

*Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet ([www.icmbio.gov.br/sisbio](http://www.icmbio.gov.br/sisbio)).*

**Código de autenticação: 0752950120200720**

**Página 3/4**





Ministério do Meio Ambiente - MMA  
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio  
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

### Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 75295-1	Data da Emissão: 20/07/2020 17:44:38	Data da Revalidação*: 20/07/2021
De acordo com o art. 28 da IN 03/2014, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto, mas deverá ser revalidada anualmente mediante a apresentação do relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias a contar da data do aniversário de sua emissão.		

#### Dados do titular

Nome: Gabriel dos Anjos Guimarães	CPF: 027.214.052-09
Título do Projeto: RESÍDUOS DE MICROPLÁSTICOS EM CAMARÃO DE ÁGUA DOCE MACROBRACHIUM AMAZONICUM CAPTURADOS NO MUNICÍPIO DE ITACOATIARA/AM	
Nome da Instituição: Fundação Universidade do Amazonas	CNPJ: 04.378.626/0001-97

### Registro de coleta imprevista de material biológico

De acordo com a Instrução Normativa nº03/2014, a coleta imprevista de material biológico ou de substrato não contemplado na autorização ou na licença permanente deverá ser anotada na mesma, em campo específico, por ocasião da coleta, devendo esta coleta imprevista ser comunicada por meio do relatório de atividades. O transporte do material biológico ou do substrato deverá ser acompanhado da autorização ou da licença permanente com a devida anotação. O material biológico coletado de forma imprevista, deverá ser destinado à instituição científica e, depositado, preferencialmente, em coleção biológica científica registrada no Cadastro Nacional de Coleções Biológicas (CCBIO).

Táxon*	Qtde.	Tipo de Amostra	Qtde.	Data

\* Identificar o espécime do nível taxonômico possível.

*Este documento foi expedido com base na Instrução Normativa nº 03/2014. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet ([www.icmbio.gov.br/sisbio](http://www.icmbio.gov.br/sisbio)).*

**Código de autenticação: 0752950120200720**

**Página 4/4**