

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**

**BIANCA DA SILVA CARVALHO**

**MICROPLÁSTICOS NO LAGO URBANO DO PARQUE ARTHUR THOMAS  
EM LONDRINA-PR**

**LONDRINA**

**2025**

**BIANCA DA SILVA CARVALHO**

**MICROPLÁSTICOS NO LAGO URBANO DO PARQUE ARTHUR THOMAS  
EM LONDRINA-PR**

**Microplastics in the Urban Lake of Arthur Thomas Park in Londrina, Paraná**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação apresentado como requisito para obtenção do título de Bacharel em Nome do Curso / Programa, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador(a): Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi.

**LONDRINA**

**2025**



Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

**BIANCA DA SILVA CARVALHO**

**MICROPLÁSTICOS NO LAGO URBANO DO PARQUE ARTHUR THOMAS  
EM LONDRINA-PR**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação  
apresentado como requisito para obtenção do título  
de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária,  
da Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
(UTFPR).

Data de aprovação: 01/julho/2025

---

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi  
Titulação Doutorado  
Universidade Tecnológica Federal Do Paraná

---

Prof. Dr. Ajadir Fazolo  
Titulação Doutorado  
Universidade Tecnológica Federal Do Paraná

---

Bruno de Oliveira Freitas  
Titulação Doutorado  
Universidade Tecnológica Federal Do Paraná

**LONDRINA**

**2025**

Dedico este trabalho a meus pais, pelos momentos  
de ausência.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço aos meus pais, pets, amigos, familiares, professores e colegas pelo apoio e carinho em todos os momentos. Minha eterna gratidão.

## RESUMO

A qualidade da água em sistemas urbanos está diretamente ligada a expansão desordenada das áreas urbanas e ao consumo crescente de produtos plásticos descartáveis que têm intensificado a poluição dos corpos d'água e contribuído para a presença de microplásticos nos ecossistemas aquáticos. O objetivo desta pesquisa é identificar a presença de microplásticos nos sedimentos e na água superficial do lago do Parque Estadual Arthur Thomas localizado no município de Londrina-PR. As coletas de sedimentos foram realizadas em seis pontos com quatro amostras em cada ponto e as coletas de água foram realizadas na entrada e na saída do Lago urbano. O procedimento metodológico foi: secagem, separação granulométrica, flotação, filtração, separação por microscopia e análise em Espectroscopia FTIR. Os microplásticos encontrados nos sedimentos foram o náilon, poliestireno (PS), policarbonato (PC), espuma vinílica acetinada (EVA), poliuretano (PU) e látex. Na água superficial foi encontrado apenas náilon na saída do Lago. Diante deste cenário, torna-se urgente o desenvolvimento de estratégias sustentáveis para reduzir a contaminação por microplásticos em corpos hídricos urbanos.

Palavras-chave: microplástico; lago; sedimentos; contaminação.

## ABSTRACT

The quality of water in urban systems is directly linked to the unplanned expansion of urban areas and the growing consumption of disposable plastic products, which have intensified the pollution of water bodies and contributed to the presence of microplastics in aquatic ecosystems. The objective of this research is to identify the presence of microplastics in the sediments and surface water of the lake in Arthur Thomas State Park, located in the municipality of Londrina, Paraná, Brazil. Sediment samples were collected at six points, with four samples taken at each point, and water samples were collected at both the inlet and outlet of the urban lake. The methodological procedure included: drying, granulometric separation, flotation, filtration, microscopic separation, and analysis using FTIR spectroscopy. The microplastics found in the sediments were nylon, polystyrene (PS), polycarbonate (PC), ethylene vinyl acetate (EVA), polyurethane (PU), and latex. In surface water, only nylon was detected at the lake's outlet. Given this scenario, the development of sustainable strategies to reduce microplastic contamination in urban water bodies becomes urgent.

Keywords: microplastics; lake; Sediments; contamination.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figure 1- Plásticos descartáveis como ícone da crise global do plástico .....	17
Figure 2 - Produção do plástico desde 2020.....	19
Figure 3 - Ilha de resíduos sólidos .....	20
Figure 4 - Brasileiros consomem cada vez mais plástico .....	21
Figure 5 - Exemplo de microplástico classificado como primário.....	23
Figure 6 - Modelo Conceitual das vias de possíveis efeitos da exposição a MPs no ecossistema aquático.....	28
Figure 7 - Impactos ambientais associados aos plásticos.....	35
Figure 8 - Imagem da área de estudo Lago Arthur Thomas, Londrina – PR.....	41
Figure 9 - Gráficos de base de PVC puro para comparação das amostras. ....	47
Figure 10 - Gráficos de base de Matéria Orgânica (MO) para comparação das amostras. ....	47
Figure 11 - Análise da amostra Entrada coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	48
Figure 12 - Análise da amostra Saída A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	49
Figure 13 - Análise da amostra Saída A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	50
Figure 14 - Análise da amostra Saída A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	50
Figure 15 - Análise da amostra Saída A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	52
Figure 16 - Análise da amostra do ponto P1A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	52
Figure 17 - Análise da amostra do ponto P1A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	53
Figure 18 - Análise da amostra do ponto P1A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	54
Figure 19 - Análise da amostra do ponto P1A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	54
Figure 20 - Análise da amostra do ponto P2A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	55
Figure 21 - Análise da amostra do ponto P2A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	56
Figure 22 - Análise da amostra do ponto P2A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	56

Figure 23 - Análise da amostra do ponto P2A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	57
Figure 24 - Análise da amostra do ponto P2A5 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	58
Figure 25 -Análise da amostra do ponto P3A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	59
Figure 26 - Análise da amostra do ponto P3A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	59
Figure 27 - Análise da amostra do ponto P3A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	60
Figure 28 - Análise da amostra do ponto P3A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	61
Figure 29 - Análise da amostra do ponto P3A5 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	62
Figure 30 - Análise da amostra do ponto P3A6 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	62
Figure 31 - Análise da amostra do ponto P4A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	63
Figure 32 - Análise da amostra do ponto P4A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	63
Figure 33 - Análise da amostra do ponto P4A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	64
Figure 34 - Análise da amostra do ponto P5A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	65
Figure 35 - Análise da amostra do ponto P5A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	65
Figure 36 - Análise da amostra do ponto P5A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	66
Figure 37 -Análise da amostra do ponto P5A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	67
Figure 38 - Análise da amostra do ponto P6A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	67
Figure 39 - Análise da amostra do ponto P6A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	68
Figure 40 - Análise da amostra do ponto P6A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	69
Figure 41 - Análise da amostra do ponto P6A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas.....	69
Figure 42 - MPs identificados com a Microscópio Ótico com aumento de 4x, nas amostras coletadas.....	73

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1 - Investigação de invertebrados em que a ingestão foi observada, mas nenhum efeito negativo relatado .....</b>	<b>29</b>
<b>Tabela 2 - Trabalhos publicados que documentam a sorção de poluentes orgânicos persistentes nas superfícies de MPs coletados do ambiente marinho .....</b>	<b>31</b>
<b>Tabela 3 - Classificação dos Microplásticos Quantificação dos microplásticos observados nas amostras do Lago Parque Arthur Thomas.....</b>	<b>71</b>

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1 - Classificação dos resíduos sólidos flutuantes .....</b>	<b>39</b>
<b>Quadro 2 - Classificação dos Microplásticos .....</b>	<b>45</b>
<b>Quadro 3 - Classificação dos Microplásticos das amostras .....</b>	<b>70</b>

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ETEs	Estações de Tratamento de Efluentes
EPS	Poliestireno expandido
EVA	Espuma vinílica de acetinada
HCH	Hexaclorociclohexanos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ISO	International Organization for Standardization
HDPE	Polietileno de alta densidade
LDPE	Polietileno de baixa densidade
MO	Material Orgânico
MPs	Microplásticos
NBR	Normas Brasileiras
PAH	Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos
PC	Policarboneto
PCB	Polipropileno
PE	Bifenilos policlorados
POPs	Poluentes orgânicos persistentes
PP	Polietileno
PVC	Policloreto de vinil
PET	Politereftalato de etileno
PS	Poliestireno
PU	Poliuretano
UC	Unidade de Conservação
UTFPR	Universidade Tecnológica Federal do Paraná

## LISTA DE SÍMBOLOS

NaCl	Cloreto de sódio
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Peróxido de hidrogênio

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>16</b>
<b>2.1</b>	<b>Objetivo geral.....</b>	<b>16</b>
2.1.1	Objetivos específicos .....	16
<b>3</b>	<b>REFERÊNCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>17</b>
<b>3.1</b>	<b>Consumo de materiais plásticos.....</b>	<b>17</b>
<b>3.2</b>	<b>Classificação dos microplásticos .....</b>	<b>21</b>
3.2.2	Microplásticos secundários .....	24
<b>3.3</b>	<b>Impacto dos microplásticos no meio ambiente.....</b>	<b>25</b>
<b>3.4</b>	<b>Impacto dos microplásticos nos recursos hídricos.....</b>	<b>26</b>
<b>3.5</b>	<b>Impacto dos MPs nos sedimentos de lagos .....</b>	<b>32</b>
<b>3.6</b>	<b>Impacto dos MPs na saúde pública .....</b>	<b>34</b>
<b>3.7</b>	<b>Resíduos Sólidos .....</b>	<b>37</b>
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA .....</b>	<b>41</b>
<b>4.1</b>	<b>Área de estudo.....</b>	<b>41</b>
<b>4.2</b>	<b>Análise de microplásticos .....</b>	<b>42</b>
4.2.1	Coleta das amostras.....	42
4.2.2	Preparo das amostras de sedimentos .....	42
4.2.3	Secagem da amostra .....	42
4.2.4	Análise granulométrica .....	43
4.2.5	Processo de flotação .....	43
4.2.6	Processo de filtragem.....	44
<b>4.3</b>	<b>Caracterização física e química dos microplásticos.....</b>	<b>44</b>
4.3.1	Caracterização física .....	44
<b>4.4</b>	<b>Classificação química .....</b>	<b>44</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>46</b>
<b>5.1</b>	<b>Coleta das amostras realizadas no Lago Urbano Arthur Thomas ...</b>	<b>46</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>75</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>77</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Para assegurar a qualidade de água em sistemas urbanos, faz-se necessário discutir e sensibilizar a população sobre a importância ambiental nos sistemas urbanos, além de aumentar o investimento em infraestrutura sanitária (Neves; Tucci, 2008). Pois, a expansão descontrolada e desordenada das áreas urbanas tem contribuído para o aumento desenfreado na produção de resíduos sólidos que acabam por poluir os corpos d'água. O crescente consumo de produtos de embalagens plásticas descartáveis agrava este problema ao introduzir microplásticos nos ecossistemas aquáticos. Desde 1950, a produção global anual de plástico tem crescido exponencialmente devido às suas propriedades: leveza, baixo custo, versatilidade, durabilidade e capacidade isolante (Cabernard et. al., 2018). Essa preferência por produtos plásticos descartáveis foi impulsionada pela simplificação da cadeia de suprimentos e aspectos econômicos, apesar das consequências ambientais. Assim, entre 1950 e 2017, a produção total de plástico atingiu 9,2 bilhões de toneladas, um dado alarmante que representa mais de uma tonelada para cada pessoa no planeta (Atlas do Plástico, 2020).

Os plásticos mais comumente utilizados no dia a dia, incluem o polietileno (PE), polipropileno (PP), policloreto de vinil (PVC), politereftalato de etileno (PET), poliestireno (PS) e poliestireno expandido (EPS). Esses plásticos são frequentemente empregados em embalagens de uso único, o que resulta em descarte rápido, sendo que cerca de 40% são descartados em menos de um mês e menos de dez por cento são reciclados (Atlas do Plástico, 2020).

Esses plásticos são constantemente degradados por fotodegradação, termo-oxidação e outros mecanismos, fragmentando-se em pedaços cada vez menores, o que tem levado ao surgimento de um problema ambiental grave: os microplásticos (Andrady, 2011). Segundo a ISO/TR 21960 (2020), o termo microplástico pode ser definido como qualquer partícula plástica insolúvel em água de dimensões entre 1  $\mu\text{m}$  e 1000  $\mu\text{m}$  e microplástico grande entre 1 mm e 5 mm.

A presença de MPs suscita preocupações não apenas pela dificuldade de identificação, mas também pelos efeitos adversos associados à ingestão por organismos aquáticos. Essas partículas têm o potencial de absorver e transportar produtos químicos tóxicos, afetando não apenas a biodiversidade, mas também a saúde humana através da cadeia alimentar (Pinhatti, 2022).

Segundo pesquisas realizadas por Souza (2023) notou-se que a quantidade de MPs em lagos urbanos geralmente diminui à medida que a distância das cidades aumenta. Além disso, eles observaram que os rios contêm menos MPs do que os lagos urbanos devido ao transporte e à hidrodinâmica dos rios, bem como ao contínuo acúmulo e degradação dos plásticos nos lagos. Por outro lado, Li *et al.* (2023) observaram efeitos mútuos entre a abundância de microplásticos e as concentrações de nitrogênio total e carbono orgânico em estudos de lagos urbanos.

Assim, é de suma importância o estudo de MPs em lagos urbanos. Londrina no Paraná possui um conjunto de lagos urbanos associados ao sistema de drenagem urbana. A urbanização e os eventos hidrológicos frequentes afetam os Lagos com a presença de MPs, apesar da coleta seletiva diária dos resíduos sólidos e do sistema de drenagem implementado (Bortolo, 2010).

Isso ressalta a necessidade de medidas eficazes de gestão e monitoramento contínuo para avaliar o impacto dos MPs nos lagos urbanos visando implementar medidas de mitigação e de preservação ambiental. Assim, este estudo irá analisar e caracterizar os tipos de microplásticos presentes nos Lagos Urbanos de Londrina, conhecido como Parque Arthur Thomas.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

O objetivo desta pesquisa é identificar a presença de microplásticos nos sedimentos e na água do lago Arthur Thomas, localizado no município de Londrina-PR.

#### **2.1.1 Objetivos específicos**

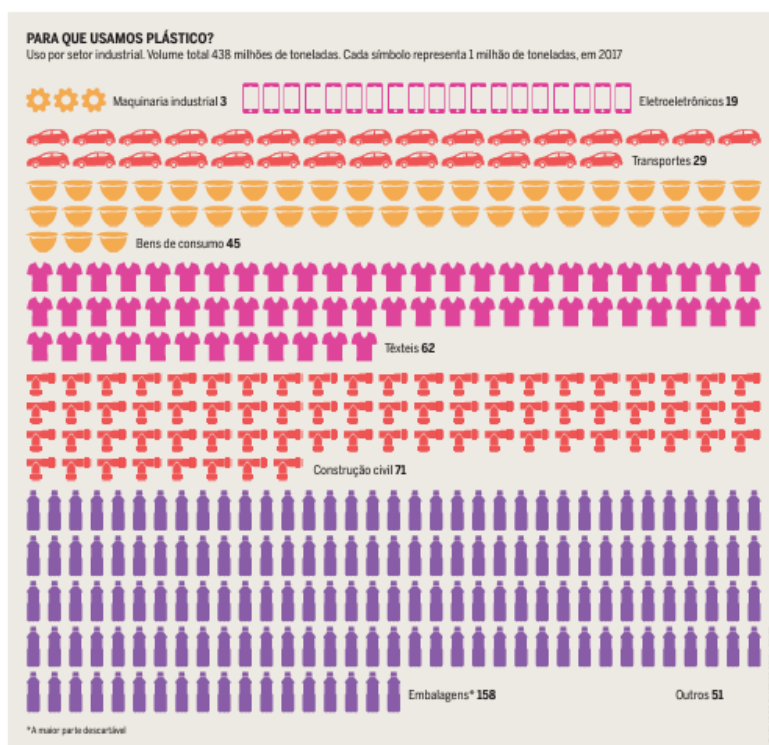
- Analisar os microplásticos de acordo com o tipo de material presente nas amostras coletadas de sedimentos e de água;
- Classificar os principais tipos de microplásticos a partir da análise no FTIR.

### 3 REFERÊNCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Consumo de materiais plásticos

O plástico é de presença comum no cotidiano de muitas pessoas, sendo amplamente utilizado em diversos setores, principalmente na indústria (Figura 1). A produção mundial de plástico chega a cerca de 400 milhões de toneladas por ano, com apenas 9% sendo recicladas. Suas características de durabilidade, leveza e facilidade de modelagem o tornam um material ideal para a indústria. No entanto, originalmente concebido como um material de alta qualidade, ao longo do tempo, é comumente utilizado em embalagens descartáveis de uso único, resultando em descarte frequente e impactando o meio ambiente, pois estes materiais possuem uma degradação lenta (Atlas do Plástico, 2020).

Figure 1- Plásticos descartáveis como ícone da crise global do plástico



Fonte: Atlas do Plástico (2020).

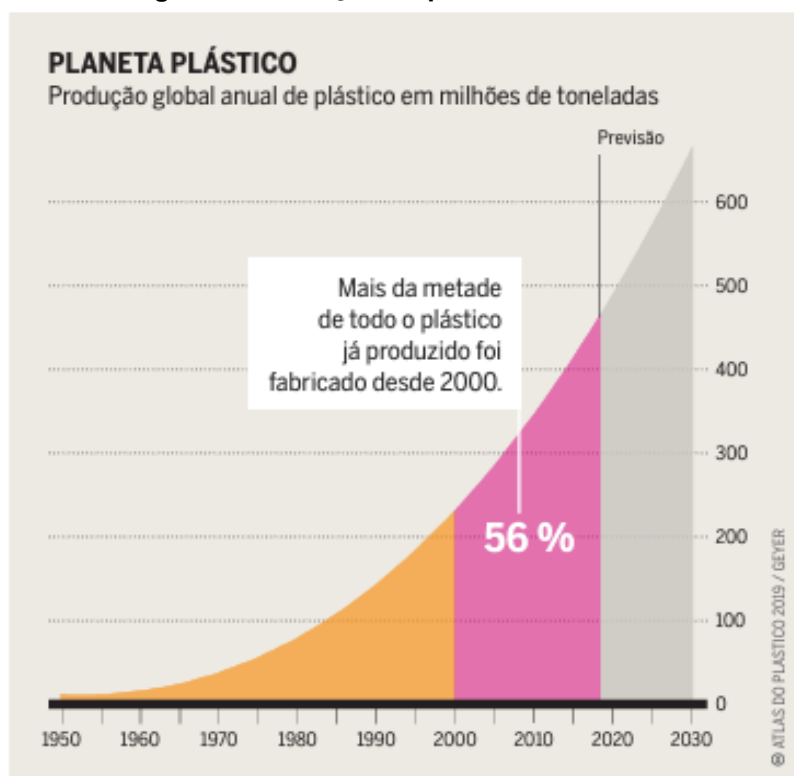
Segundo Pinhatti (2022), até 10% dos resíduos plásticos gerados acabarão nos oceanos. Toneladas desses resíduos são transportadas principalmente por correntes marítimas e se acumulam em vórtices oceânicos, resultando em cinco grandes ilhas de plástico flutuando nos oceanos, conforme observado por Hale (2020). Um estudo conduzido por Eriksen *et al.* (2014) estimou que mais de 5 trilhões de

pedaços de plástico flutuam nos oceanos. Assim, o plástico tornou-se uma parte significativa dos resíduos marinhos, representando entre 60% a 80% do lixo oceânico. Essa poluição não está limitada apenas às áreas costeiras, pois os resíduos plásticos podem ser transportados para regiões remotas (Atlas do Plástico, 2020).

O Brasil é o quarto maior produtor de resíduos plásticos do mundo (Figura 2), ficando atrás apenas dos Estados Unidos, China e Índia (WWF, 2019). Isso resulta em uma perda de 5,7 bilhões de reais anualmente devido à falta de gestão ambiental. Dos 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos produzidos anualmente no Brasil, 13,5% são compostos por plástico. Com isso a presença de MPs em ambientes aquáticos tem despertado uma crescente preocupação, representando um desafio ambiental emergente.

A acumulação de microplásticos, com diâmetros inferiores a 5 mm, assim como mostra o Gráfico 1, foi inicialmente observada em ambientes marinhos desde a década de 1970, com a presença de pellets de polietileno, polipropileno, poliestireno e outros polímeros em diversas regiões, como Nova Zelândia, Atlântico Noroeste e Mar Mediterrâneo (Atlas do Plástico, 2020).

Figure 2 - Produção do plástico desde 2020



Fonte: Atlas do Plástico (2020).

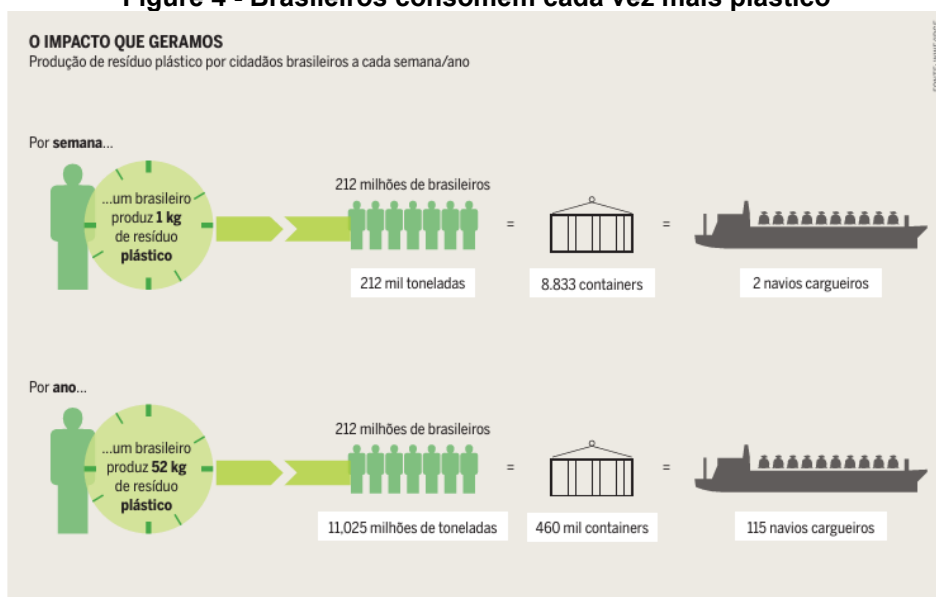
Estima-se que cerca de 10% dos resíduos plásticos acabam nos oceanos devido ao descarte inadequado, resultando em toneladas de plástico que não são recicladas. Grande parte desses resíduos é transportada por correntes marítimas e se acumula em vórtices oceânicos. Como resultado, existem aproximadamente 5 grandes ilhas de plástico flutuando nos oceanos (Hale, 2020).

**Figure 3 - Ilha de resíduos sólidos**

**Fonte: BBC (2024).**

A produção global média de resíduos plásticos aumentou significativamente (Figura 3), com apenas 9% sendo reciclados, o que é considerado um valor insignificante em relação ao consumo. Os Estados Unidos, lideram a produção de lixo plástico, têm uma taxa de reciclagem de 34,60%, enquanto o Brasil possui 21,92%. No entanto, o Brasil enfrenta sérios desafios na gestão de resíduos plásticos, com 2,4 milhões de toneladas sendo descartadas irregularmente e 7,7 milhões de toneladas indo para aterros sanitários anualmente (WWF, 2019). Isso é agravado pelo fato de que a maioria dos brasileiros não separa adequadamente os materiais recicláveis, resultando em altos níveis de poluição por plástico no país (BBC, 2019).

**Figure 4 - Brasileiros consomem cada vez mais plástico**



Fonte: Atlas do Plástico (2020).

Apesar de algumas iniciativas locais de proibição de plásticos, como a de canudos plásticos no Rio de Janeiro e em Arraial do Cabo. O Brasil ainda está à mercê das metas estabelecidas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) de 2010, que tem o objetivo de mitigar o impacto dos resíduos sólidos no meio ambiente e definir uma série de metas para o gerenciamento ambiental em todo o território brasileiro.

O lançamento do Plano Nacional de Combate ao Lixo no Mar (PNCLM) em 2019 foi uma adesão do Brasil com o objetivo de desenvolver estratégias e ações para combater a poluição causada por resíduos sólidos, especialmente o plástico, com medidas como conscientização pública, implementar políticas de gestão de resíduos e a cooperação internacional na intenção de mitigar os impactos do lixo. Contudo há uma necessidade urgente de fortalecer o debate e implementar medidas eficazes para lidar com o problema do plástico e garantir a sustentabilidade ambiental e a saúde pública no país. (Atlas do Plástico, 2020).

### 3.2 CLASSIFICAÇÃO DOS MICROPLÁSTICOS

Os plásticos presentes nos produtos podem ser classificados como megaplásticos e macropásticos. No entanto, quando descartados no ambiente, estão sujeitos a diversos processos, como exposição à radiação ultravioleta, variações de temperatura, oxidação, interação com agentes químicos, biodegradação e abrasão

física. Esses processos resultam na formação de partículas menores conhecidas como macrolástico, microplásticos, microplástico grandes e nanoplásticos (ISO, 2020).

Segundo a ISO-TR-27960-2020:

- Macrolástico é qualquer partícula ou objeto plástico sólido insolúvel em água com qualquer dimensão entre 5 mm.

- Microplástico é qualquer partícula plástica sólida insolúvel em água com qualquer dimensão entre 1  $\mu\text{m}$  e 1000  $\mu\text{m}$  ou 1 mm.

- Microplástico grande é qualquer partícula sólida insolúvel em água com qualquer dimensão entre 1 mm e 5 mm.

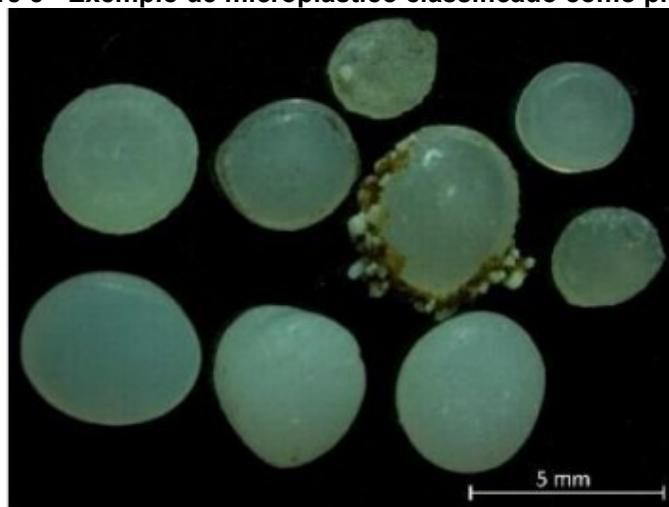
- Nanoplástico são partículas de plástico menores que 1  $\mu\text{m}$ .

Os MPs são categorizados em primários ou secundários, dependendo de sua origem.

#### 4.2.1 Microplásticos primários

Os MPs de fonte primária (Figura 4) são fabricados intencionalmente para serem usados em uma escala de até 5 mm e são lançados no ambiente de forma direta. Eles são encontrados em uma variedade de produtos, como cosméticos, produtos de higiene pessoal, na indústria farmacêutica, na indústria de plásticos (sob a forma de pellets) e na indústria química em geral, incluindo abrasivos industriais. (Montagner, 2021).

**Figure 5 - Exemplo de microplástico classificado como primário**



**Fonte: Souza (2023).**

Diversos polímeros são identificados como microplásticos primários, sendo utilizados em uma ampla variedade de aplicações. Os pós, pellets ou grânulos de plástico, utilizados como matéria-prima na indústria de plásticos, podem ser compostos por polietileno, empregado principalmente na fabricação de embalagens plásticas, ou cloreto de polivinilo e polipropileno, utilizados na construção civil e na fabricação de peças automotivas (Vasile, 2000; Plastics Europe, 2016). Os pellets são liberados no meio ambiente por meio de descarte inadequado durante o processo produtivo e perdas acidentais durante o transporte, sendo frequentemente encontrados em áreas próximas a complexos industriais e portos marítimos.

Por outro lado, as microesferas presentes em cosméticos e produtos de limpeza são destinadas ao uso residencial, sendo transportadas para os corpos hídricos através do carreamento e descarte por efluentes domésticos. Em países como Suécia e Reino Unido, a utilização de microesferas de plástico em cosméticos é proibida, enquanto no Brasil, desde 2016, encontra-se em discussão a PL 6528/2016, que tem o intuito de proibir a adição deliberada de microesferas plásticas em produtos de perfumaria, cosméticos e higiene pessoal (Souza, 2023).

As microesferas de plástico, presentes em produtos de higiene pessoal e cosméticos, suscitam discussões devido à sua ampla utilização (Fendall e Sewell, 2009; Gouin *et al.*, 2015; Chang, 2015), abundância numérica (Napper *et al.*, 2015) e presença em ambientes marinhos e de água doce (Eriksen *et al.*, 2013). Inicialmente

propostas como alternativa aos abrasivos naturais em produtos de limpeza da pele, essas partículas de plástico foram consideradas menos agressivas e mais fáceis de eliminar devido à sua densidade mais leve e causaram menos desgaste nos recipientes de plástico e metal onde eram utilizadas (Vargas, 2022).

Um estudo recente com empresas de cosméticos da União Europeia constatou que a quantidade média de microesferas de polietileno nos produtos varia de 0,05% a 12%, sendo a maioria delas com tamanho superior a 450 $\mu$ m (Gouin *et al.*, 2015). Nos EUA, produtos de limpeza também apresentam uma faixa semelhante de tamanhos (250-420 $\mu$ m), embora algumas partículas menores (60 $\mu$ m) também sejam encontradas (Chang, 2015). Devido às preocupações ambientais, países como Austrália, Canadá e Estados Unidos já possuem legislação nesse sentido, enquanto a União Europeia está considerando uma proibição das microesferas (Rochman *et al.*, 2016).

### 3.2.2 Microplásticos secundários

Os microplásticos secundários surgem da desintegração e fragmentação de plásticos maiores após sua entrada no ambiente. Exemplos desses microplásticos incluem fragmentos originários de garrafas de plástico, sacolas e outras formas de embalagens. No ambiente, os objetos de plástico se degradam através de processos como os descritos por Singh e Sharma (2008), que tornam o plástico suficientemente frágil para se fragmentar em pedaços progressivamente menores ao longo do tempo.

A formação de microplásticos secundários a partir de resíduos plásticos é influenciada por diversos fatores de exposição, como a exposição aos raios ultravioleta, concentrações de oxigênio, temperatura, forças mecânicas bioincrustantes, e tamanho e forma dos detritos (Andrady, 2011; Barnes *et al.*, 2009; Browne *et al.*, 2010; Corcoran *et al.*, 2009; Pegram e Andrady, 1989; Ter Halle *et al.*, 2017; Singh e Sharma, 2008; Tosin *et al.*, 2012).

Em um estudo, Weinstein *et al.* (2016) demonstraram que a produção de microplásticos a partir de tiras de polietileno, polipropileno e poliestireno em uma foz pode começar em apenas 8 semanas, gerando tanto fragmentos quanto fibras. Com isso observou-se que crustáceos isópodes (*Sphaeroma quoianum*) podem contribuir para a presença de fragmentos de microplásticos secundários nas águas marinhas (Davidson, 2012).

Outro fator relevante na poluição por microplásticos são as fibras de plástico, que têm origem na degradação de detritos maiores (Weinstein *et al.*, 2016), decomposição de revestimentos geotêxteis (Wiewel e Lamoree, 2016), ou lavagem doméstica de têxteis sintéticos (Browne *et al.*, 2011; Napper e Thompson, 2016; Pirc *et al.*, 2016). No caso dos têxteis sintéticos, as fibras de microplástico são liberadas na água de lavagem e podem chegar às instalações municipais de tratamento de águas residuais, onde algumas fibras acabam sendo liberadas no ambiente aquático (Browne *et al.*, 2011). Além disso, a aplicação agrícola de lodos de Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) também contribui como fonte adicional de poluição por fibras microplásticas através do escoamento para a bacia hidrográfica (Zubris e Richards, 2005).

### **3.3 Impacto dos microplásticos no meio ambiente**

Uma expedição à Fossa das Marianas, o ponto mais profundo do oceano, descobriu evidências de detritos plásticos, incluindo microplásticos, na água. Detritos plásticos foram encontrados não apenas em organismos naquela fossa, mas também em outras cinco fossas profundas. Além disso, estudos recentes mostraram a presença de MPs na neve do Monte Everest, o pico mais alto do planeta, e no ar de áreas urbanas densamente povoadas na China. Estes exemplos destacam que os MPs são contaminantes onipresentes encontrados em diversos ambientes e organismos, desde centros urbanos até áreas remotas do planeta, refletindo a dinâmica de libertação e transporte destes materiais no ambiente (Montagner *et al.*, 2021).

No ambiente externo, os MPs presentes no ar podem ser transportados para outros compartimentos ambientais através da deposição seca e úmida. A necessidade de confirmar a composição das partículas e a sua relevância para as condições locais tem impulsionado investigações em áreas urbanas e rurais (Dias, 2023).

Recentemente, MPs foram encontrados em águas pluviais com concentração média de 132 partículas por metro quadrado por dia e estima-se que mais de 1.000 toneladas de partículas plásticas sejam depositadas na atmosfera do oeste dos Estados Unidos a cada ano. Além disso, foram encontradas partículas de MPs em zonas montanhosas entre Espanha e França, áreas consideradas remotas devido à sua inacessibilidade e distância das grandes cidades e centros industriais. As partículas encontradas foram principalmente poliestireno (PS) e polietileno (PE),

comumente utilizados em produtos e embalagens descartáveis. A presença de MPs em áreas remotas destaca a facilidade com que estas partículas são transportadas por longas distâncias pela ação do vento (Montagner *et al.*, 2021).

Além da fragmentação, a degradação do polímero também desempenha um papel importante na liberação de aditivos químicos. Esses aditivos, como estabilizantes, corantes, plastificantes e retardadores de chama, são fundamentais nas formulações de polímeros para fornecer as propriedades necessárias ao produto final. Durante o processo de degradação, esses compostos podem ser liberados no meio ambiente por difusão na superfície dos microplásticos (Dias, 2023).

Esse fenômeno, principalmente em ambientes aquáticos, pode ocorrer de forma oposta, onde outros contaminantes são absorvidos pelo MPs que servem como veículo de transporte para produtos químicos orgânicos. Estes contaminantes incluem ftalatos, bisfenol A, éteres, bifenilos, polibromatos; que são conhecidos por perturbar o sistema endócrino. Além disso, compostos inorgânicos como metais também podem estar associados aos PMs, ampliando ainda mais o impacto potencial ao meio ambiente (Montagner *et al.*, 2021).

Uma vez no ambiente, os microplásticos absorvem contaminantes, amplificando o risco de ingestão pela vida selvagem. Esses riscos não se limitam aos efeitos físicos, como obstrução gastrointestinal, asfixia e estresse, também podem ocorrer efeitos fisiológicos adversos. Estes efeitos incluem alterações hormonais, produção de enzimas, perturbações da reprodução e do crescimento, que estão diretamente relacionados com os elevados níveis de degradação observados nos corpos de água que acolhem estes organismos. Estudo recente demonstrou que esta correlação entre a ingestão de MP e os efeitos fisiológicos representa uma preocupação significativa para a saúde e sobrevivência dos organismos aquáticos (Jeong, 2024).

### **3.4 IMPACTO DOS MICROPLÁSTICOS NOS RECURSOS HÍDRICOS**

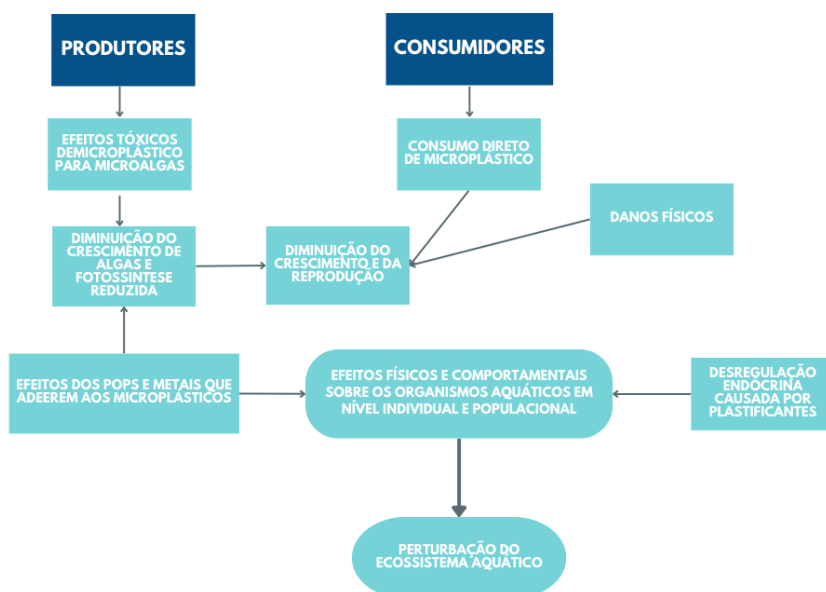
A pesquisa sobre MPs em rios tem sido predominantemente realizada na Europa e na América do Norte, embora também haja algumas investigações na Ásia e na América do Sul. Na Europa, MPs foram detectados em diversos locais, incluindo o rio Danúbio, o rio Reno, os rios alemães Elba, Mosel, Neckar e Reno, além dos rios Sena e Marne na França; e em múltiplos rios suíços. Nos Estados Unidos, estudos revelaram a presença de MPs nos rios Connecticut e Chicopee, assim como nos rios

que escoam da bacia hidrográfica de Los Angeles, no rio São Lourenço no Canadá, no canal da margem norte de Chicago, nos afluentes do lago Ontário e dos Grandes Lagos, e nos rios Detroit e Niágara. Na Ásia, foram observados MPs nos rios Yangtze e Hanjiang. MPs também foram identificados em lagos na África, Ásia, Europa e América do Norte (Harmon, 2018).

Nos Grandes Lagos da América do Norte observou-se a presença significativa de MPs, que aliada ao seu tamanho pequeno próximo do plâncton favorece a sua ingestão direta pela biota aquática em diversos níveis tróficos. Análises recentes ressaltam a ocorrência de ingestão de MPs por uma vasta gama de organismos marinhos, incluindo peixes, aves marinhas, mamíferos marinhos e invertebrados marinhos/estuarinos (Montagnera *et al.*, 2021).

Apesar da poluição por MPs em sistemas de água doce ter recebido menos atenção do que deveria (Harmon, 2018), tanto estudos de campo quanto experimentos laboratoriais têm evidenciado a exposição e ingestão desses poluentes por organismos de água doce (Biginagwa *et al.*, 2016; Faure *et al.*, 2015; McGoran *et al.*, 2017; Peters e Bratton, 2016; Phillips e Bonner, 2015; Silva-Cavalcanti *et al.*, 2017). Com a ingestão de MPs pelos organismos aquáticos devidamente comprovada, os esforços de pesquisa agora se concentram em compreender os efeitos decorrentes da contínua assimilação desses poluentes nos ecossistemas aquáticos (Figura 5).

**Figure 6 - Modelo Conceitual das vias de possíveis efeitos da exposição a MPs no ecossistema aquático**



Fonte: Adaptado, Harmon (2018).

Embora muitos estudos tenham documentado a ingestão de MPs por peixes, a ocorrência de danos físicos efetivos como resultado dessa ingestão ainda é pouco comum. Por exemplo, pesquisas conduzidas por Bellas *et al.* (2016), Biginagwa *et al.* (2016), Boerger *et al.* (2010), Guven *et al.* (2017), Lusher *et al.* (2016) e Ory *et al.* (2018) destacaram a ingestão de MPs por peixes, mas poucos deles relataram danos físicos exacerbados aos peixes, como observado por Peda *et al.* (2016). Além disso, estudos indicaram que girinos de *Xenopus tropicalis* conseguem acumular e eliminar microesferas de poliestireno sem sofrer efeitos negativos (Hu *et al.*, 2016). Da mesma forma, em investigações envolvendo invertebrados, embora a ingestão de MPs tenha sido observada, não foram identificados efeitos adversos significativos.

**Tabela 1 - Investigação de invertebrados em que a ingestão foi observada, mas nenhum efeito negativo relatado**

Organismos	Plásticos ingeridos	Citação
Camarão marrom ( <i>Cragnon cragnon</i> (L.))	Fibras e partículas	Devriese <i>et al.</i> (2015)
Larvas de ostra do Pacífico ( <i>Crassostrea gigas</i> )	Micropartículas	Cole e Galloway (2015)
Larvas de ouriços-do-mar ( <i>Tripneustes gratilla</i> )	Microesferas	Kaposi <i>et al.</i> (2014)
Isópode marinho ( <i>Idotea emarginata</i> )	Micropartículas	Hamer <i>et al.</i> (2014)
Cracas de pescoço de ganço ( <i>Lepas spp.</i> )	Fibras e partículas	Goldstein e Goodwin (2013)
Pepinos-do-mar ( <i>Echinodermata</i> )	Fibras e partículas	Grahan e Thopson (2009)
Pervinca ( <i>Littorina littorea</i> )	Miçangas	Gutow <i>et al.</i> (2016)
Náuplios de artêmia ( <i>Artemia sp.</i> )	Partículas	Batel <i>et al.</i> (2016)
Caramujos da lama ( <i>Potamopyrgus antipodarum</i> )	Partículas	Imhof e Laforsch (2016)

**Fonte: Harmon (2018).**

Porém, efeitos significativos da poluição por MPs nos organismos podem ser atribuídos à acumulação dessas partículas nos órgãos digestivos, acarretando potenciais custos energéticos (Pompêo *et al.*, 2022). Essa acumulação pode afetar o comportamento alimentar e a capacidade de ingestão e digestão de alimentos, frequentemente resultando em redução do crescimento e na fecundidade. Esses efeitos podem se propagar através da cadeia alimentar, à medida que os predadores consomem organismos que acumulam uma quantidade considerável de MPs (Harmon, 2018).

A translocação de partículas micro e nano para outros tecidos também implica em custos energéticos, podendo desencadear respostas imunitárias dispendiosas que afetam o crescimento e a fecundidade (Bortoluzzi *et al.*, 2008). Estudos demonstraram a transferência de MPs do intestino de mexilhões para o sistema circulatório, onde algumas partículas persistiram por um período prolongado. Com isso os efeitos nos níveis tróficos superiores, devido à transferência na cadeia alimentar, foram evidenciados em experimentos que administraram nanopartículas de poliestireno a peixes através de uma cadeia alimentar aquática, resultando em alterações no comportamento alimentar e metabolismo dos peixes. As hipóteses sobre os mecanismos de toxicidade incluem a adsorção física de MPs às superfícies celulares das algas, interferindo em processos como a fotossíntese. Estudos têm registrado efeitos negativos no crescimento, na eficiência fotossintética e no teor de clorofila de algas expostas a MPs (Pompêo *et al.*, 2022).

Paralelamente, Netto *et al.* (2000) destacam que várias publicações científicas têm se dedicado à determinação dos coeficientes de partição desses poluentes na presença de diversas combinações de plásticos. Os contaminantes que têm sido mais amplamente estudados incluem os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH), os bifenilos policlorados (PCB), os hexaclorociclohexanos (HCH), os hidrocarbonetos halogenados e os pesticidas organoclorados. No entanto, as propriedades de absorção de produtos farmacêuticos e de higiene pessoal têm recebido significativamente menos atenção na pesquisa, assim como mostra a Tabela 2.

**Tabela 2 - Trabalhos publicados que documentam a sorção de poluentes orgânicos persistentes nas superfícies de MPs coletados do ambiente marinho**

<b>Poluentes</b>	<b>Coletados</b>	<b>Citação</b>
PCBs, DDE, nonilfenóis	Japão	Mato <i>et al.</i> (2001)
PAH, PCB, pesticidas organoclorados	Portugal	Antunes <i>et al.</i> (2013)
PAH, PCBs, HCHs, pesticidas organoclorados	China	Zhang <i>et al.</i> (2015)
PCBs	Tóquio	Endo <i>et al.</i> (2005)
PAHs, PCBs, pesticidas organoclorados	Portugal	Frias <i>et al.</i> (2010)
PAHs, PCBs, pesticidas organoclorados	Califórnia	Van <i>et al.</i> (2012)
PAHs, PCBs, PBDEs, pesticidas organoclorados	Brasil	Taniguchi <i>et al.</i> (2016)
PAHs, HCHs, pesticidas organoclorados	Ilha do pacífico	Heskett <i>et al.</i> (2012)
PAHs, PCBs, HCHs, organoclorados pesticidas	Grécia	Karapanagioti <i>et al.</i> (2011)
PCB, HCH, PAHs, hopanos, pesticidas organoclorados	Vietnã	Lee <i>et al.</i> (2016)
PCB, HCH, pesticidas organoclorados	Portugal	Mizukawa <i>et al.</i> (2013)
PAHs, PCBs	África do Sul	Ryan <i>et al.</i> (2013)
	Uruguai	Lozoya <i>et al.</i> (2016)

**Fonte: Harmon (2018).**

Estudos baseados em modelação termodinâmica e partição de equilíbrio indicam que os MPs podem não desempenhar um papel significativo como vetor para a transferência de poluentes orgânicos persistentes para organismos aquáticos. No entanto, outros modelos sugerem que a alteração e a absorção desses poluentes dos MPs ingeridos representam um risco considerável (Montagner *et al*, 2021).

Experimentos laboratoriais de bioacumulação em animais aquáticos expostos a MPs confirmaram a possibilidade de deformação dos MPs e subsequente bioacumulação pelos organismos após a ingestão, observado em parasitas, anfípodes, mexilhões e peixes. Além disso, é conhecido que o cobre e outros metais podem aderir à superfície das partículas de microplástico em amostras ambientais. Estudos em laboratório mostraram que o cobre e o zinco liberados de tintas anti-incrustantes se absorvem em MPs, suscitando preocupações sobre a toxicidade aumentada dos metais na presença de MPs (Harmon, 2018).

### **3.5 Impacto dos MPs nos sedimentos de lagos**

Os oceanos representam uma mistura potencialmente complexa de plásticos provenientes de diversas fontes, os tipos de MPs encontrados em lagos e rios podem refletir usos e atividades humanas localizadas nas proximidades ou a montante (Pompêo *et al.*,2022). As associações entre os tipos e concentrações de MPs encontrados e as atividades das populações da bacia hidrográfica oferecem uma oportunidade para investigar as origens dos MPs em águas doces. Nesses ambientes, a distância de dispersão entre a fonte e o ponto de amostragem pode ser mais curta em comparação com os oceanos, tanto em termos temporais quanto espaciais (Harmon, 2018).

Nos lagos asiáticos estudados por Idrus (2022), não foram encontrados microesferas e pellets de plástico virgem, indicando uma baixa contribuição da indústria e de produtos de higiene pessoal. Esses lagos remotos têm atividade humana limitada, sem indústria ou agricultura em suas bacias hidrográficas. Apesar disso, os níveis de MPs foram comparáveis aos observados em lagos urbanizados, levantando a especulação de que isso pode ser devido à ausência de sistemas modernos de gestão de resíduos e tratamento de águas residuais.

As concentrações mais altas de MPs encontradas nas águas superficiais dos lagos suíços e nos sedimentos do Lago Ontário, no Canadá, durante eventos de chuva e aumento do nível da água, foram atribuídas ao aumento do fluxo dos rios e às

maiores cargas de MPs transportadas. Em amostras de sedimentos do Lago Ontário, muitos MPs estavam aderidos a partículas argilosas, especialmente aquelas com superfícies texturizadas ou irregulares (Harmon, 2018).

Em estudos sobre lagos, sugere-se que a acumulação de MPs ocorre por meio de correntes internas, ação das ondas, correntes convergentes ou giros. Por outro lado, ventos fortes podem causar mistura vertical, reduzindo a presença de MPs na superfície da água. Nos sedimentos, a interação entre a ação das ondas e a densidade das partículas pode resultar em uma menor presença de MPs em comparação com sedimentos menos densos. Os autores propõem que a abundância de MPs nas margens dos lagos pode estar ligada à presença de grandes detritos orgânicos, como ervas daninhas, que podem prender MPs (Frontelmo, 2022).

Além disso, os MPs tendem a se comportar como sedimentos finos, concentrando-se em ambientes de baixa energia e ausentes em ambientes de alta energia. A classificação granulométrica dos sedimentos e os padrões de deposição são afetados pela variação vertical da velocidade da água e pelas estruturas do leito do rio, que interagem com o fluxo de água (Montagner *et al.*, 2021).

Em um estudo dos sedimentos do rio Reno, a correlação entre a abundância de MPs e áreas com alta densidade populacional, atividade industrial ou presença de estações de tratamento de esgotos foi influenciada por efeitos hidrodinâmicos, como correntes e geometria do canal (Pompêo *et al.*, 2022).

O aumento da sedimentação pode ser ocasionado pela adsorção de minerais à superfície das partículas, incrustação por organismos ou pela troca de marés na foz do rio. Os contaminantes hidrofóbicos têm maior afinidade pelos plásticos do que por alguns sedimentos naturais, podendo ser transferidos para a biota e desencadear respostas fisiológicas e ambientais adversas, como alterações no comportamento e organização da biota, bioturbação, oxigenação dos sedimentos e impactos no fluxo de carbono, onde os MPs podem servir como meio de transporte para o carbono orgânico (Harmon, 2018).

As águas superficiais de um lago na China revelaram grandes concentrações de MPs, variando entre 1.660 e 15.000 partículas/m<sup>3</sup> com uma mediana de 6.162 partículas de MPs/m<sup>3</sup> (Wang *et al.*, 2017; Su *et al.*, 2016). Em contraste, as concentrações detectadas na América do Norte, Europa e Mongólia foram significativamente menores, variando entre 0,06 e 3,02 partículas MPs/m<sup>3</sup>, com uma mediana de 0,34 partículas MPs/m<sup>3</sup>. Estes valores podem ser explicados pelos

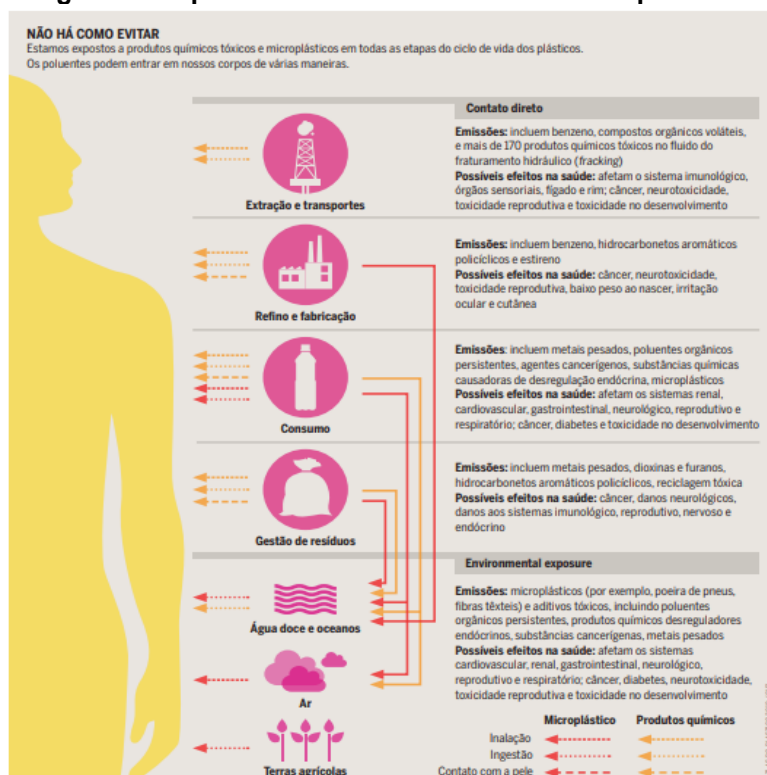
métodos de análise, pois nos estudos chineses de lagos um estudo utilizou um sistema de bomba com análise de apenas 20 L de água (Wang *et al.*, 2017), enquanto o outro estudo utilizou uma rede de plâncton (Su *et al.*, 2016).

### **3.6 IMPACTO DOS MPS NA SAÚDE PÚBLICA**

A maior parte dos itens de plástico tem origem advinda do petróleo ou gás natural. Durante a extração desses recursos do solo, especialmente através da técnica de fraturamento hidráulico (fracking), substâncias tóxicas são liberadas no ar e na água. Com isso mais de 170 substâncias utilizadas no fracking são conhecidas por causar câncer, distúrbios reprodutivos, desenvolvimento ou danos ao sistema imunológico. Em uma pesquisa realizada nos Estados Unidos, indicou que mulheres grávidas que vivem próximas a locais de fracking têm maior risco de complicações na gravidez e de nascimentos prematuros (Atlas do Plástico, 2020).

A compreensão completa da extensão dos impactos da cadeia produtiva do plástico quanto aos produtos químicos expostos no consumo ainda é incompleta, com o agravante dos consumidores desconhecerem formas de identificar substâncias perigosas nesses produtos (Figura 7). Pesquisas conduzidas em 19 países europeus constataram que um em cada quatro produtos feitos de plástico reciclado contém retardantes de chama prejudiciais à saúde. As toxinas presentes nesses itens, originárias principalmente de resíduos elétricos reciclados, representam um risco significativo, especialmente para aqueles envolvidos na desmontagem de materiais contaminados. A responsabilização dos produtores pelo descarte adequado de resíduos poderia interromper esse ciclo tóxico, sendo essencial evitar completamente o uso de materiais tóxicos em plásticos (Atlas do Plástico, 2020).

**Figure 7 - Impactos ambientais associados aos plásticos**



Fonte: Atlas do Plástico (2020).

Existe uma crescente evidência que os MPs representam não apenas um problema ambiental localizado, mas também um desafio global que afeta a segurança alimentar e a saúde humana. Pois os MPs foram encontrados em produtos de consumo, como cerveja, sal de cozinha e águas engarrafadas, além de matrizes ambientais (Pinhatti, 2022).

Um estudo realizado em 2017 revelou que a água da torneira está contaminada em diversas cidades ao redor do mundo. No Brasil, especificamente na cidade de São Paulo, de 10 amostras coletadas, 9 apresentaram a presença de MPs (Teixeira, 2019).

Os MPs têm a capacidade de ingressar na cadeia alimentar humana por meio de diversas vias, como a predação. A presença desses fragmentos plásticos varia e é influenciada pelos processos de produção de alimentos. Por exemplo, a água engarrafada pode conter aproximadamente 2,5 vezes mais MPs do que outros produtos engarrafados, o que contribui para a maior concentração desses fragmentos nos organismos e pode acarretar consequências nos diferentes níveis tróficos. A ingestão de MPs pode variar conforme o tipo de alimento, idade, demografia, herança

cultural, localização geográfica, ambiente e estilo de vida. Outra pesquisa estabeleceu uma média de ingestão semanal de 0,1 a 5 gramas de MPs por pessoa (Bugatti, 2023).

Em média, uma pessoa pode ingerir 5 g de plástico por semana, equivalente a um cartão de crédito (WWF, 2019). Esses MPs têm a capacidade de adsorver poluentes orgânicos persistentes (POPs) e sua entrada nos níveis tróficos inferiores da cadeia alimentar é motivo de preocupação, pois podem potencialmente causar biomagnificação e bioacumulação. Eles são atualmente considerados contaminantes emergentes (WWF, 2019).

Os MPs podem desencadear diversos efeitos químicos, incluindo estresse físico, inflamação, estresse oxidativo e respostas imunológicas. O contato direto de MPs de polipropileno (PP) com células humanas pode estimular a produção e liberação de histamina e citocinas, como interleucinas 2 (IL-2) e 6 (IL-6), cujas concentrações aumentam com a quantidade de substância utilizada. Ademais, a adsorção de poluentes químicos do ambiente pelos MPs pode resultar em toxicidade química (Bugatti, 2023)

Os danos causados pelos fragmentos plásticos são determinados tanto pelo tamanho quanto pela composição dos compostos. Em um estudo realizado observou-se os efeitos das micro e nanopartículas de poliestireno em camundongos, incluindo sua distribuição nos órgãos maternos e fetais. Descobriu-se que as nanopartículas geram um excesso de espécies reativas de oxigênio e induzem apoptose neuronal no tálamo fetal, comprometendo a capacidade antioxidante global. Essas descobertas são alarmantes diante da detecção recente de microplásticos na placenta e no leite materno humano (Bugatti, 2023).

Os microplásticos (MPs) têm sido associados à formação de biofilmes, como observado em comunidades bacterianas conhecidas como "Plastisphere" (Zettler & Amaral-Zettler, 2013). Além disso, Zhang *et al.* (2022) constataram a presença de patógenos protozoários, como *Cryptosporidium*, *Giardia* spp. e *Toxoplasma gondii*, associados aos microplásticos na água do mar. Essa associação sugere que patógenos terrestres podem se ligar aos microplásticos, aumentando o risco para os seres humanos.

Contudo notou-se a existência de legislações referentes à regulamentação de MPs na água potável. Uma delas, proveniente do estado da Califórnia (EUA), tem como objetivo estabelecer limites seguros de MPs na água potável, além de propor uma metodologia padronizada para realização de testes, visando garantir a segurança

do consumo humano (Alvarez-Zeferino, 2020). A outra legislação, desenvolvida pela União Europeia, busca monitorar MPs e outros poluentes emergentes, com a elaboração de um relatório sobre os riscos potenciais dos MPs na água potável até o ano de 2029 (UNIÃO EUROPEIA, 2020).

Essas medidas indicam um interesse crescente dos governos em estabelecer regulamentações específicas para os microplásticos, apesar de as atuais normativas estarem predominantemente voltadas para a proibição de microesferas em produtos de beleza e higiene. Um exemplo relevante é a legislação aprovada pelo Estado do Rio de Janeiro, que se destaca como uma iniciativa pioneira ao proibir a presença de microesferas plásticas em produtos de higiene e beleza (RIO DE JANEIRO, 2018).

A discussão referente à regulamentação do plástico no contexto brasileiro continua predominantemente focada na regulamentação de produtos plásticos específicos, como canudos e sacolas plásticas, os quais são alvo de legislação específica em capitais de 24 estados brasileiros (Buzo & Tecco, 2020). Até o momento, não foram encontradas evidências públicas de estudos direcionados à regulamentação dos microplásticos (MP), especialmente os presentes na água destinada ao consumo humano. No entanto, é de suma importância que medidas regulatórias nesse sentido sejam consideradas por diversos atores, com destaque para os gestores públicos. Tais medidas têm como objetivo principal mitigar os efeitos adversos, tanto a curto quanto a longo prazo, a fim de preservar tanto a saúde humana quanto a qualidade ambiental (Carlosso, 2024).

### **3.7 Resíduos sólidos**

Com os impactos causados pelas atividades humanas, as ecobarreiras exercem função primordial em manter a mitigação dessas ações e equilíbrio do ecossistema (Silva *et al.*, 2018). A utilização das ecobarreiras situa-se em ambientes que tem a necessidade de conter a passagem de resíduos sólidos, erosão, cuidado e sustentabilidade (Pinto, 2023).

O aumento dos impactos ambientais e as mudanças climáticas tornou ainda mais recorrente o uso de alternativas eficazes na aplicação, principalmente em áreas de indústrias e residenciais. A poluição e o crescimento populacional estando em contante crescimento requer a urgência por métodos assertivos para sustentabilidade e preservação das riquezas naturais (Joana, 2021).

Os resíduos sólidos podem ser variações nominais empregadas pela sociedade como: lixo, resíduos, rejeitos, restos, detrito, sobras, entulho, despejo (Pereira, 2019). De acordo com norma brasileira NBR 10.004/2004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004) estabelece os resíduos sólidos de acordo: de áreas de risco, sistemas de drenagem inadequados e carência dos serviços básicos.

Resíduos sólidos e semissólidos, oriundos de atividades industriais, domésticas, hospitalares, comerciais, agrícolas e de serviços de limpeza. Esta definição abrange os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, os produzidos em equipamentos e instalações de controle de poluição, além de certos líquidos cujas características tornam seu descarte na rede pública de esgotos ou corpos hídricos inviáveis, mesmo com o uso da mais tecnologia de ponta disponível. (ABNT, 2004, p. 1).

De acordo com o Censo de 2022, a população cresce 0,52% ao ano, em 2022, o Brasil alcançou alcançando 203,1 milhões de pessoas, no qual a coleta de resíduos está disponível para 90,9% da população, sendo que 0,6% da população realiza o descarte em espaços abertos, áreas públicas e encostas.

Os resíduos sólidos flutuantes que são contidos nas ecobarreiras são gerados pelo ser humano e com descarte inadequado ter como destino os corpos hídricos. O plástico por conta da usabilidade e durabilidade tende a ser mais descartado e por consequência adentrar nos ecossistemas (Freitas, 2020).

Segundo Ferreira (2019), os resíduos sólidos flutuantes são classificados de acordo com Quadro 1:

**Quadro 1 - Classificação dos resíduos sólidos flutuantes**

Resíduos sólidos flutuantes	Descrição
Plásticos	Folhas, galhos, resíduos naturais e outros.
Componente Orgânico	Folhas, galhos, resíduos naturais e outros.
Resíduos Industriais	Substâncias químicas e materiais produzidos em processos de indústria.
Lixo Doméstico	Resíduos gerados em atividades domésticas, incluindo embalagens de alimentos e produtos de higiene pessoal.
Equipamentos e Objetos Variados	Desde itens pequenos, como brinquedos, até objetos de grande porte, como pneus e aparelhos de cozinha.

**Fonte: Adaptado de Ferreira (2019).**

Por consequência, estes resíduos são descartados incorretamente, o destino pode se tornar os rios, lagos e oceanos, e ser consumidos por animais.

A urgência para a diminuição dos impactos gerados pelos resíduos sólidos flutuantes, tem como sustentação as Normas e Leis que visam orientar e organizar.

A coleta dos resíduos sólidos é obrigatória de acordo com a Lei 12.305/2010 da Política Nacional de Resíduos Sólidos. A administração integrada de resíduos sólidos consiste na combinação de estratégias e processos que buscam soluções eficazes para a gestão desses resíduos. Essas ações precisam ser meticulosamente planejadas e postas em prática levando em conta diversas dimensões, como as políticas, econômicas, ambientais, culturais e sociais.

No estado do Paraná, a lei nº 12.493, de 22 de janeiro de 1999, determina princípios, métodos, regras e critérios relacionados à produção, empacotamento, armazenamento, recolha, transporte, processamento e descarte final dos resíduos sólidos, com o objetivo de monitorar, fiscalizar e diminuição dos impactos ambientais.

Anos após o lançamento da primeira lei, ocorre a implementação da segunda Lei nº 20.607, de 10 de junho de 2021, que fundou o Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Paraná (PERS/PR), que direciona e regula juntamente à Política Nacional de Resíduos Sólidos, com instituição de direcionamentos que conserve a gestão integrada ambientalmente correta dos resíduos sólidos no Paraná.

Em Londrina, no Paraná, ocorreu a implementação do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS), pela Lei nº 13.438, criada em de 6 de julho de 2022. A criação buscou direcionar e atender a gestão dos resíduos sólidos de residências e especiais, para a obtenção da saúde e bem-estar ambiental e da comunidade.

O Código Ambiental do Município do município de Londrina, constituído pela Lei nº 11.471, de 5 de janeiro de 2012, tem como objetivo gerir as ações administrativas e da comunidade para assegurar a proteção, conservação, melhoria, defesa, recuperação e gestão do ambiente ecológico equilibrado.

A aplicação dessas das legislações fomentam a importância da regularização e proteção do meio ambiente no estado do Paraná e no município de Londrina -Pr.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Área de estudo

A área de estudo escolhida para este estudo abrangeu o Lago Urbano Arthur Thomas (Figura 8), que consiste em uma Unidade de Conservação (UC), que tem como gerenciador a Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMA). Esse lago possui uma área de 85 hectares, desempenham um papel fundamental como principais áreas de recreação na cidade de Londrina, no estado do Paraná, como também assentamentos humanos. O Lago Arthur Thomas possui uma junção de vários pequenos rios que desaguam no rio principal, o Ribeirão Cambé, na região norte do estado, no qual faz parte da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi (Lovato, 2024).

Figure 8 - Imagem da área de estudo Lago Arthur Thomas, Londrina – PR



Fonte: Autoria própria (2025).

O Lago Urbano Arthur Thomas surgiu após a doação feita por parte da Companhia Melhoramentos Norte do Paraná em 1975 para a Cidade de Londrina-Paraná. O Lago é uma área de lazer valorizada pelos moradores, com espaços ao redor utilizados para diversas atividades. No presente, inúmeros desafios ambientais decorrentes da expansão da malha urbana ao seu redor e com isso provocou um grande impacto no sistema de drenagem urbana e da descarga de águas residuais (Ballarotti, 2024).

## **4.2 Análise de microplásticos**

### **4.2.1 Coleta das amostras**

Foram coletadas amostras para a análise de microplásticos de acordo com os padrões estabelecidos pelo guia nacional de coleta e preservação de amostras (CETESB, 2011). Essa coleta abrangeu áreas tanto do fundo quanto da superfície do lago, com o objetivo de extrair os materiais depositados no sedimento e aqueles presentes na camada superficial da água.

Para evitar a contaminação das amostras por microplásticos, foram utilizados equipamentos de coleta fabricados em aço inoxidável, alumínio ou vidro. Além disso, houve a realização da remoção de quaisquer objetos de maior porte, como folhas, galhos, conchas e detritos, do local de coleta antes da coleta das amostras.

### **4.2.2 Preparo das amostras de sedimentos**

A extração dos microplásticos nas amostras do fundo do lago, foram realizados vários processos laboratoriais de pré-tratamento. Primeiramente, com a determinação da massa do conteúdo coletado em cada ponto de amostragem. Em seguida, iniciou-se o processo de secagem tanto da amostra do sedimento quanto da água do fundo.

### **4.2.3 Secagem da amostra**

Durante o processo de secagem, não ocorreu o uso de utensílios de plástico para evitar a contaminação da amostra por elementos externos. Nesse procedimento, a amostra passou por um sistema de secagem em estufa, permitindo a separação dos sólidos por meio de peneiramento. Posteriormente, o solo peneirado foi transferido para um recipiente de vidro e novamente colocado na estufa a uma temperatura de 60 graus Celsius, pelo tempo necessário para completar o processo de secagem.

A água coletada passou por um processo de secagem em estufa a uma temperatura de 60 graus Celsius e analisou-se diretamente no recipiente de vidro.

#### 4.2.4 Análise granulométrica

Os microplásticos são polímeros com dimensões que não ultrapassam 5 mm. A partir do solo seco, foi possível realizar sua homogeneização utilizando peneiras com aberturas que se encaixem no intervalo de estudo, ou seja, inferiores a 5 mm e superiores a 1 mm, com o objetivo de capturar os microplásticos. As amostras secas foram submetidas a um processo de separação granulométrica, no qual ocorreu o fracionamento por meio de duas peneiras de malha quadrada, com aberturas de 5,0 mm e 1,0 mm, respectivamente.

#### 4.2.5 Processo de flotação

A extração dos microplásticos (MPs) das amostras conduziu-se por meio do processo de flotação, o qual consistiu na separação de sólidos com base na diferença de densidade entre os materiais submersos e uma solução salina. Para tal finalidade, realizou-se o preparo uma mistura contendo 144 g de cloreto de sódio (NaCl) dissolvidos em 400 litros de água desmineralizada, conforme orientado por Besley, Vijver, Behrens e Bosker (2017), na proporção de 400 mL de solução para 80g de amostra, conforme indicado por Zhang *et al.* (2018).

Após a preparação da mistura, adicionou-se 2 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (Peróxido de Hidrogênio) com concentração de 30%. A solução então submetida a um processo de agitação utilizando uma bomba de ar por um período de 20 minutos, visando separar os microplásticos do solo aproveitando a diferença de densidade, uma vez que os MPs possuem densidade menor que a da água.

Em seguida, ocorreu o processo de aeração, no qual os recipientes foram cuidadosamente cobertos com papel alumínio para prevenir a contaminação externa. As amostras foram deixadas em repouso por 5 horas para permitir a separação dos microplásticos das partículas de solo.

Para assegurar uma extração mais eficaz, esse procedimento foi repetido por mais três vezes, conforme recomendado por Besley *et al.* (2017), que indicam a necessidade de realizar de três a cinco repetições para alcançar uma eficiência de separação de, no mínimo, 80% dos microplásticos.

#### 4.2.6 Processo de filtração

Após a etapa de flotação, a solução salina ocorreu a submissão por processo de filtração utilizando uma configuração composta por um funil de Büchner, uma bomba de vácuo, um Kitassato de 1 litro e um filtro de membrana de nitrato de celulose com porosidade de 5 micrômetros.

Uma vez concluída a filtração para todas as amostras, cada filtro cuidadosamente disposto em uma placa de Petri devidamente etiquetada. Cada placa envolvida em papel alumínio para evitar possíveis contaminações ambientais. Em seguida, as placas foram colocadas em uma estufa a 60°C e mantidas lá até que o valor da massa estabilize e permaneça constante.

### 4.3 Caracterização física e química dos microplásticos

#### 4.3.1 Caracterização física

Para a análise dos parâmetros físicos dos microplásticos (MPs), utilizou-se uma lupa, por meio da qual realizou-se a separação manual dos MPs, juntamente com outros elementos visíveis, como galhos e pedras.

Cada microplástico foi isolado individualmente das amostras e armazenado em frascos devidamente etiquetados. Na Tabela 3 mostra as categorias para classificação dos microplásticos.

**Tabela 3 - Classificação dos Microplásticos**

<b>Tipos</b>	<b>Cores</b>	<b>Formatos</b>	<b>Morfologia</b>
Fragmentos	Transparente	Fragmentos	Pallets
Pallets	Âmbar	Arredondados	Esféricos
Filamentos	Branco	Grânulos	Cilíndrico
Filmes plásticos	Azul	Irregular	Disco
Espuma plásticas	Verde	Angular/Sub angular	Outros(ovóide, plano, etc.)
Isopor	Vermelho		
Fibras	Amarelo		
Outros/Irregular	Preto		

**Fonte: Adaptado, Souza (2023).**

#### 4.4 Classificação química

Após a triagem realizou-se no microscópio óptico, a separação dos MPs separados assim como relatado no Quadro 2, serão analisados a partir da

espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), com refletância total atenuada (ATR).

**Quadro 2 - Classificação dos Microplásticos**

Polímero	Bandas de Absorção ( $cm^{-1}$ )
Polietileno de alta densidade (HDPE)	2915, 2845, 1472, 14730, 717
Policloreto de vinila (PVC)	1427, 01331, 1255, 1099, 966, 616
Polietileno de baixa densidade (LDPE)	2915, 2845, 1467, 1467, 1462, 1377, 730,717
Polietileno (PP)	2950, 2915, 2838,1455, 1377, 1166, 997, 972, 840,808
Poliestireno (PS)	3024, 2847, 1601, 1492, 1451, 1027, 694, 537
Espuma vinílica de acetinada (EVA)	2917, 2848,1740, 1469, 1241, 1020, 720
Látex	2960, 2920, 2855, 1667, 1447, 1376
Náilon	2932, 2858, 1634, 1538, 1464, 1372, 1274, 1199, 687
Policarboneto (PC)	2966, 1768, 1503, 1409, 1364, 1164, 1186, 1158, 1013,828
Poliuretano (PU)	2865, 1731, 1531, 1451, 1223

Fonte: Souza (2023).

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÕES**

Nas amostras coletadas no Lago Parque Arthur Thomas foram encontradas uma quantidade grande de material orgânico. Contudo, a presença de muitas rochas no fundo dificultou a coleta de sedimentos.

Após o pré-tratamento e a análise das amostras foi possível identificar a presença de microplásticos. Para melhorar a visualização e a análise foi necessário realizar a separação manual dos microplásticos coletados no equipamento de microscopia ótica.

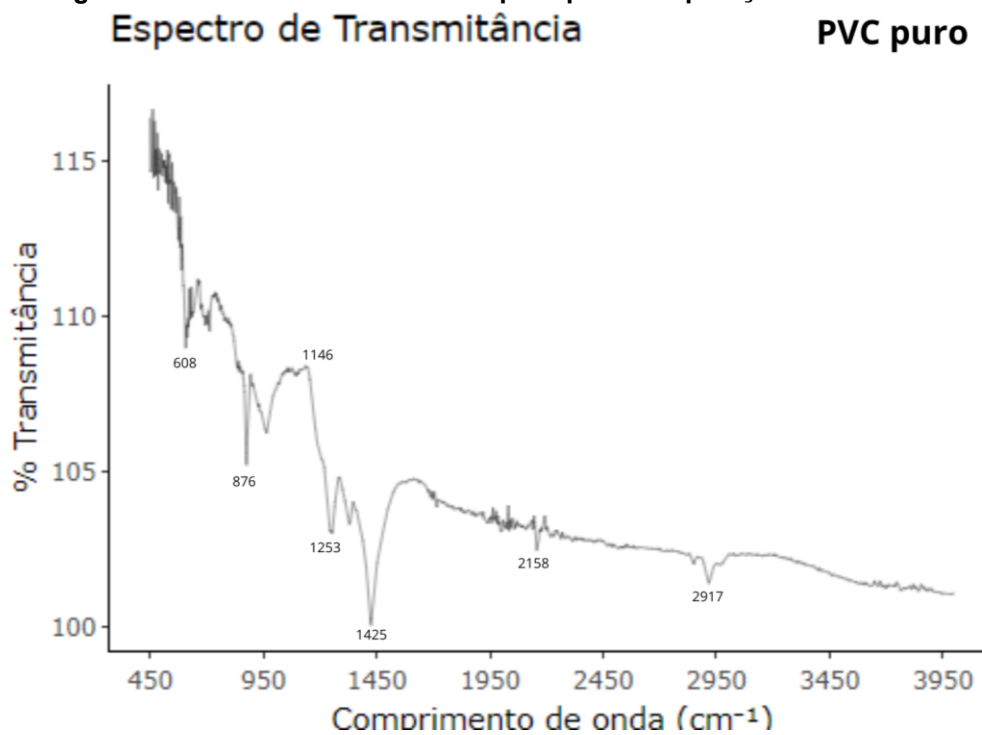
A partir das amostras coletadas no Lago Parque Arthur Thomas, também foram identificados alguns fragmentos de folhas e madeira que persistiram mesmo após o tratamento, que podem ser observados na análise de microscopia com utilização de uma lente de aumento de 4x. Assim, foi possível observar e separar diferentes tipos de microplásticos do material orgânico, possibilitando classificações distintas dos materiais.

Os gráficos gerados a partir da análise das amostras no equipamento Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR) foram confeccionados com determinação dos pontos pico e inflexão demarcados com valores numéricos. Os gráficos 1 e 2 apresentam amostras de microplásticos do Lago Urbano Arthur Thomas.

### **5.1 COLETA DAS AMOSTRAS REALIZADAS NO LAGO URBANO ARTHUR THOMAS**

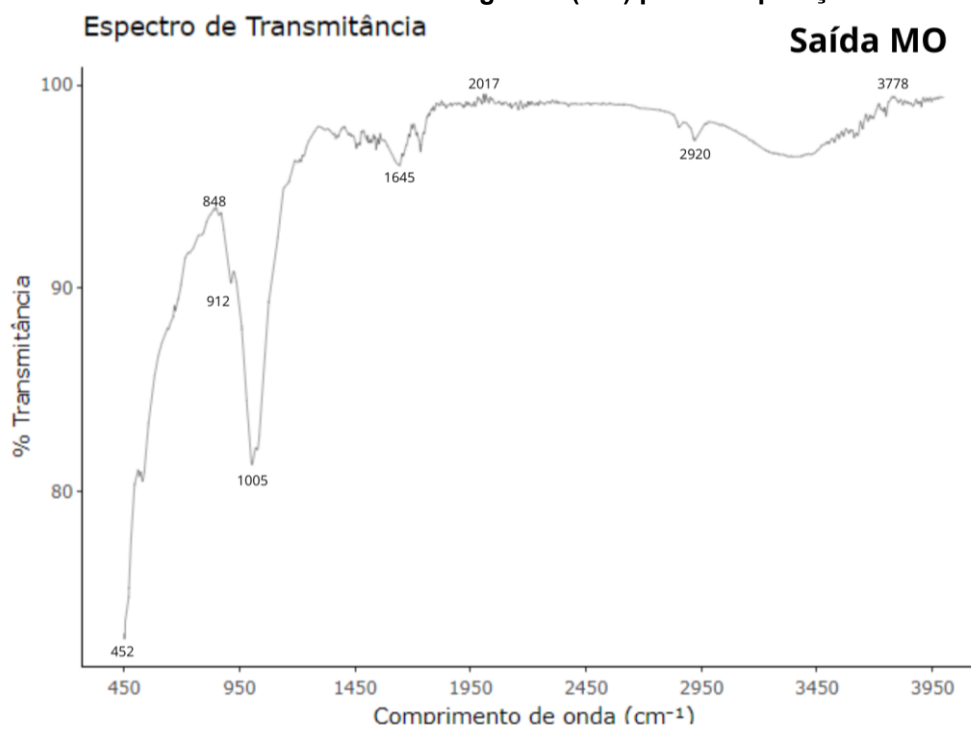
A Figura 9 e Figura 10 apresentam a análise característica dos materiais puros relativos ao PVC moído e a matéria orgânica similar a material vegetal (madeira). Os picos e pontos apresentam forma característica quanto ao Quadro 2 apresentado e ao estudo realizado por Souza (2023).

Figure 9 - Gráficos de base de PVC puro para comparação das amostras.



Fonte: Autoria Própria (2025).

Figure 10 - Gráficos de base de Matéria Orgânica (MO) para comparação das amostras.



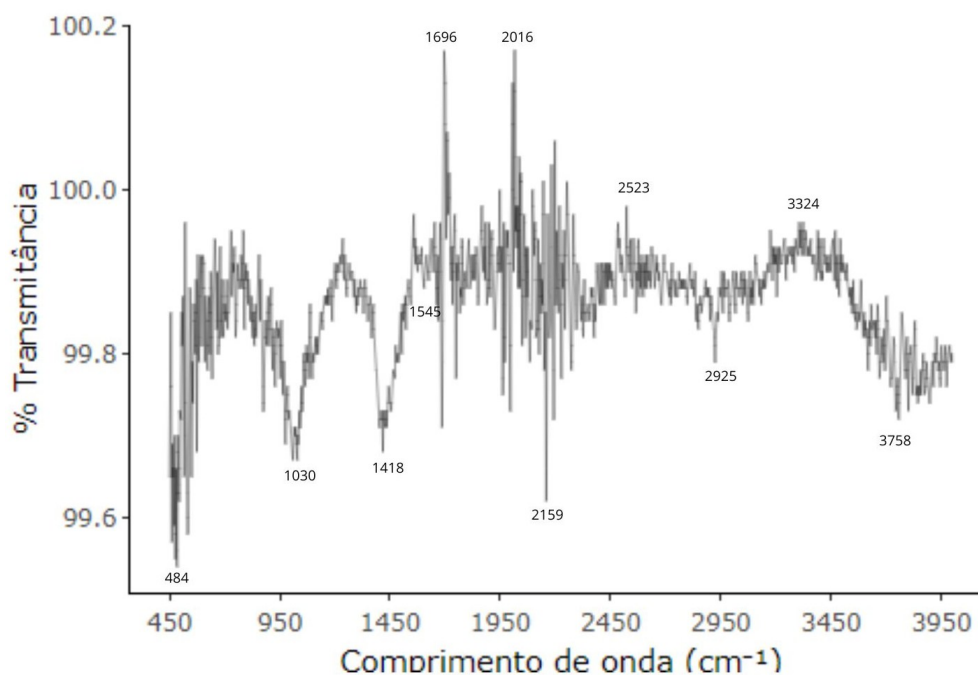
Fonte: Autoria Própria (2025).

A partir destas amostras de PVC puro e Matéria Orgânica, foram realizados no aparelho FTIR as análises das amostras recolhidas dos pontos P1, P2, P3, P4, P5 e P6, e das amostras recolhidas do ponto de Entrada e o ponto de Saída. Cada amostra dos pontos será representada pela letra A seguida do número da amostra.

Nos gráficos a seguir, a análise e classificação dos microplásticos presentes nas amostras de cada ponto foram realizadas com base na transmitância em função do comprimento de onda. Os picos destacados indicam as faixas espectrais que permitiram a identificação e classificação dos materiais.

A Figura 11, o ponto de Entrada obteve apenas uma amostra, no qual apresentou diversos ruídos constantes e mal definidos, o que dificulta a interpretação do espectro, sendo esse padrão mais característico de material orgânico (MO).

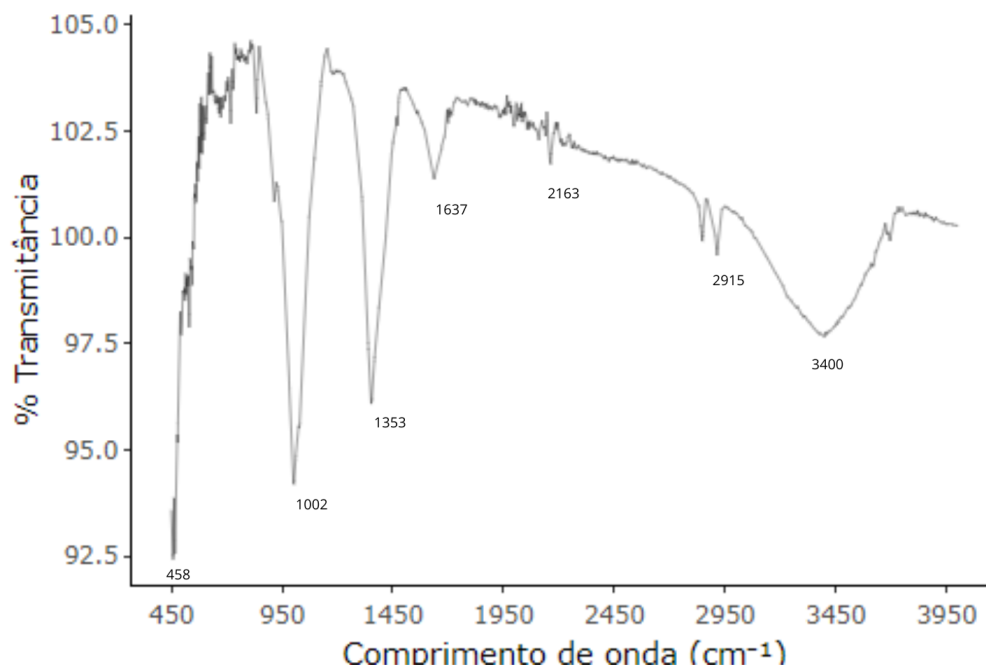
**Figure 11 - Análise da amostra Entrada coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância** **Entrada**



Fonte: Autoria Própria (2025).

No ponto de Saída foram obtidas quatro amostras, identificadas como A1, A2, A3 e A4. A Figura 12, Saída A1, apresentou picos característicos da Matéria Orgânica (MO), além da presença de Náilon, evidenciada nos comprimentos de onda 1637 ( $cm^{-1}$ ), 2915 ( $cm^{-1}$ ) e 1353( $cm^{-1}$ ).

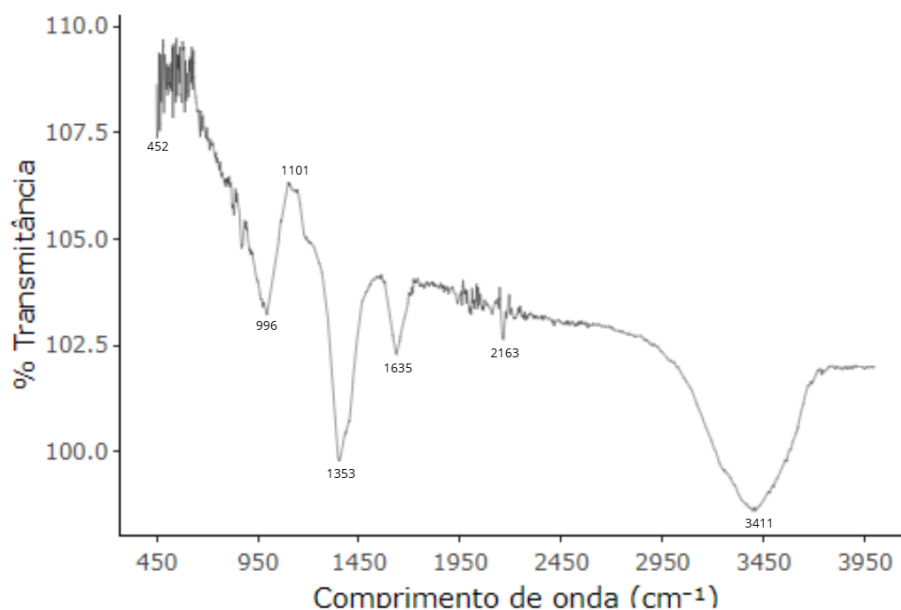
Figure 12 - Análise da amostra Saída A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas  
Espectro de Transmitância Saída A1



Fonte: Autoria Própria (2025).

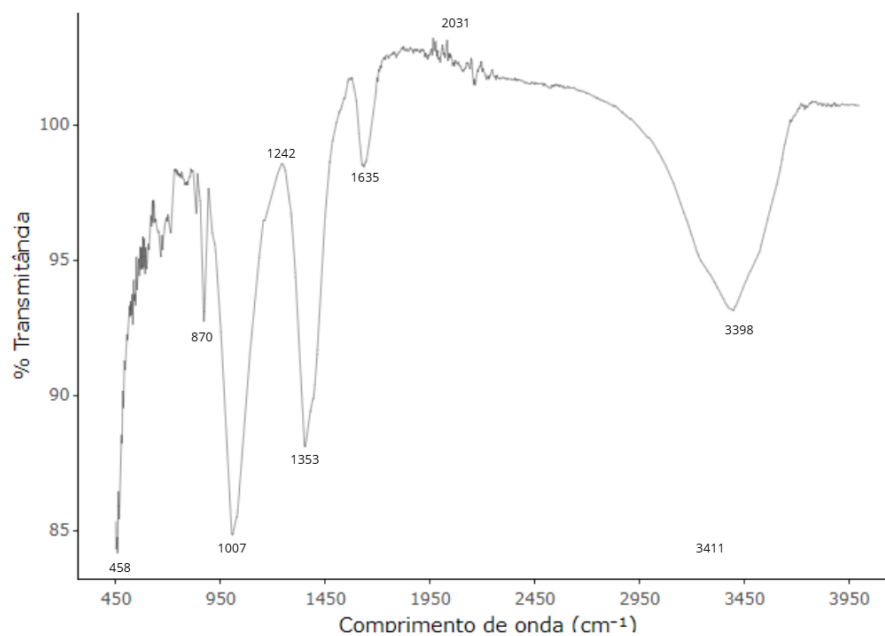
Na figura 13 e Figura 14, Saída A2 e Saída A3 respectivamente, apresentam uma banda de absorção em  $3450\text{ (}cm^{-1}\text{)}$ , que caracteriza a Matéria Orgânica (MO). No entretanto também são observados  $1353\text{ (}cm^{-1}\text{)}$ ,  $1635\text{ (}cm^{-1}\text{)}$  que correspondem às faixas de absorção típicas do Náilon.

**Figure 13 - Análise da amostra Saída A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância Saída A2**



Fonte: Autoria Própria (2025).

**Figure 14 - Análise da amostra Saída A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância Saída A3**



Fonte: Autoria Própria (2025).

O náilon pertence a uma família de polímeros sintéticos amplamente utilizada em produtos como roupas, cordas, e componentes industriais devido à sua durabilidade e resistência. No entanto, sua composição química e características

apresentam alguns desafios ambientais. A produção de náilon envolve o uso de substâncias químicas derivadas do petróleo, como o ácido adípico e a hexametilenodiamina. O náilon é resistente à manipulação natural e pode levar séculos para se decompor no meio ambiente. Isso significa que produtos de náilon descartados podem persistir em aterros e outros ambientes, contribuindo para a poluição (Marques et al., 2021; Silva et al., 2019; Fernandes et al., 2020).

Silva et al. (2021) comentam que a presença de MPs, incluindo fragmentos de náilon, em ambientes aquáticos tem sido uma preocupação crescente devido aos impactos ambientais negativos aos ecossistemas aquáticos. O náilon é um dos principais contribuidores para a poluição por microplásticos em lagos.

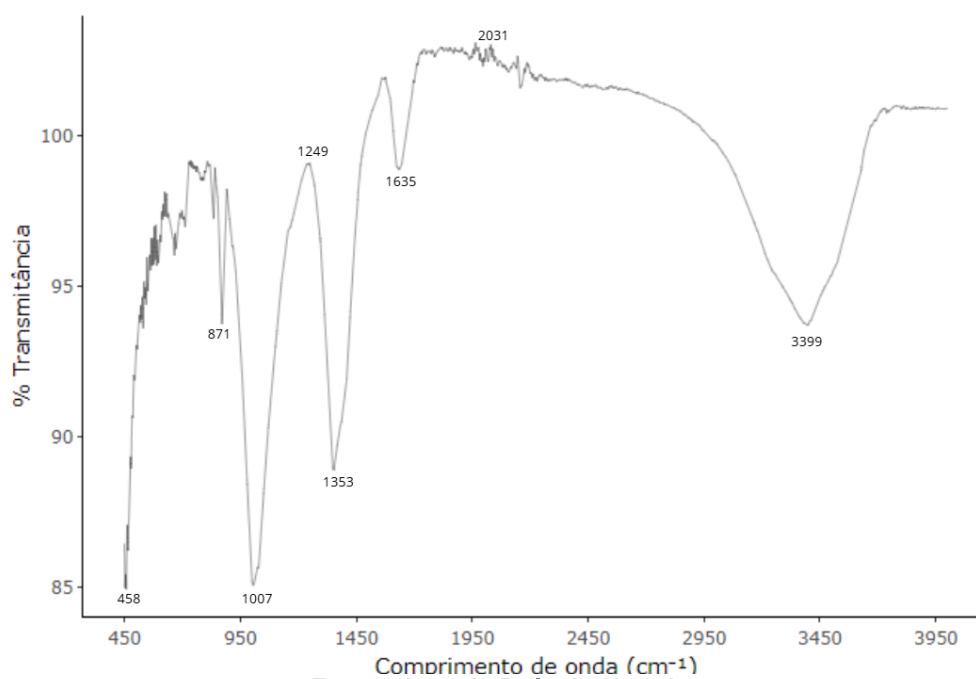
O Náilon possui características associadas aos MPs, com uma degradação lenta quando disperso no ambiente. Isto provoca uma fragmentação de partículas maiores em partículas menores que são muito difíceis de remover no meio ambiente. Também se observa a persistência deste material por longos períodos de tempo.

Este processo de formação dos MPs é muito preocupante, devido a possibilidade de ingestão por organismos aquáticos que podem modificar a cadeia alimentar e a saúde dos ecossistemas lacustres

A presença de náilon na água é uma preocupação maior por apresentar um tipo de microplástico com potencial de se transferir para outros locais, bem como de se apresentar em um meio propício para contaminação de sistemas de tratamento de água ou sistemas de irrigação.

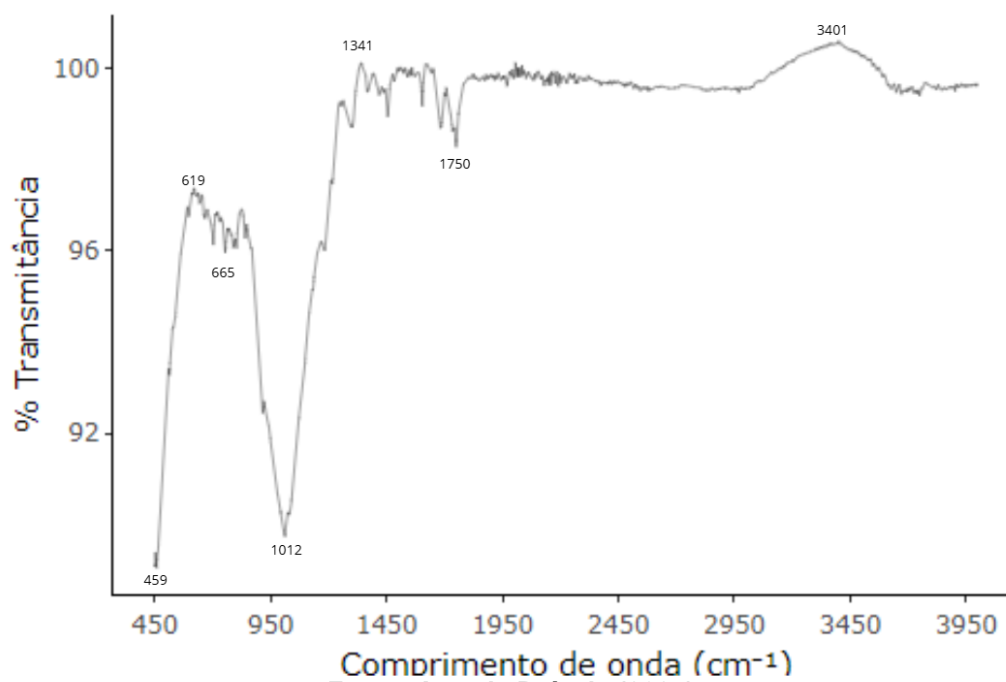
Na figura 15 e Figura 16, Saída A4 e o ponto P1A1 respectivamente, apresentam matéria orgânica (MO) por apresentar bandas características em  $890\text{ (cm}^{-1}\text{)}$ , e  $1060\text{ (cm}^{-1}\text{)}$ . Entretanto a Figura 15 apresenta também o Náilon nas bandas  $1353\text{ (cm}^{-1}\text{)}$  e  $1635\text{ (cm}^{-1}\text{)}$ .

**Figure 15 - Análise da amostra Saída A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância Saída A4**



Fonte: Autoria Própria (2025).

**Figure 16 - Análise da amostra do ponto P1A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância P1A1**

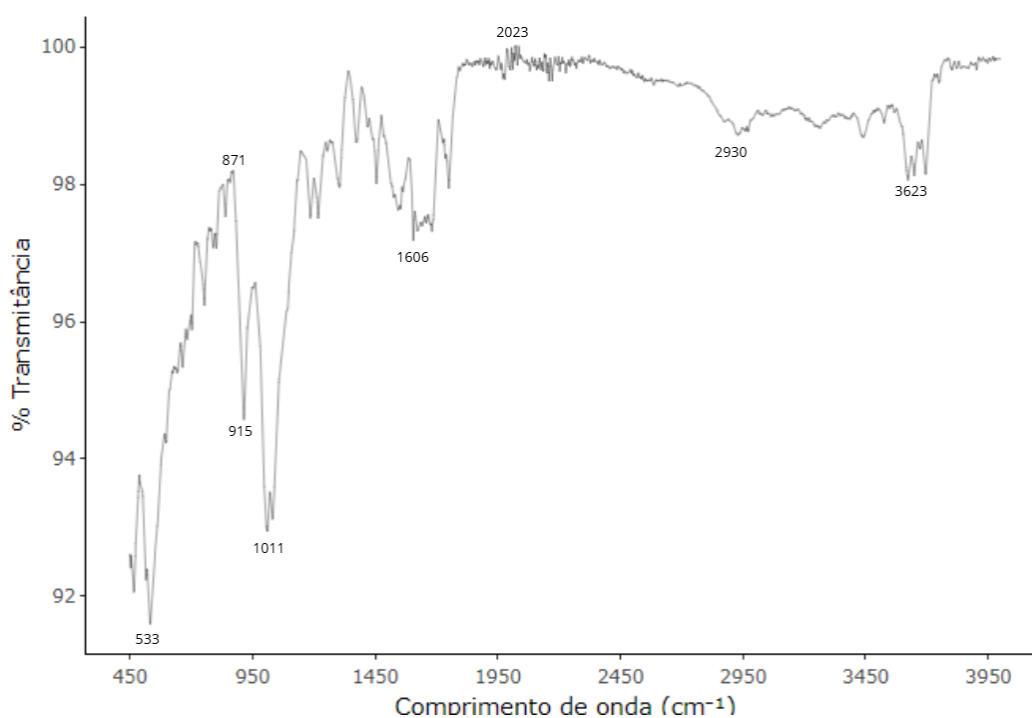


Fonte: Autoria Própria (2025).

Carvalho *et al.* (2024) destacam que o transporte de microplásticos é influenciado por processos hidrodinâmicos, tais como correntes de superfície e circulação da água. Isto pode facilitar a distribuição e a acumulação de microplásticos em diferentes regiões nos sistemas lacustres. Já Oliveira e Santos (2022) confirmam que a movimentação dos microplásticos pode ser caracterizada por fatores como a velocidade de corrente nos corpos hídricos e a presença de barreiras naturais. Estes processos alteram a dispersão e o tipo de impacto nos ecossistemas aquáticos lacustres.

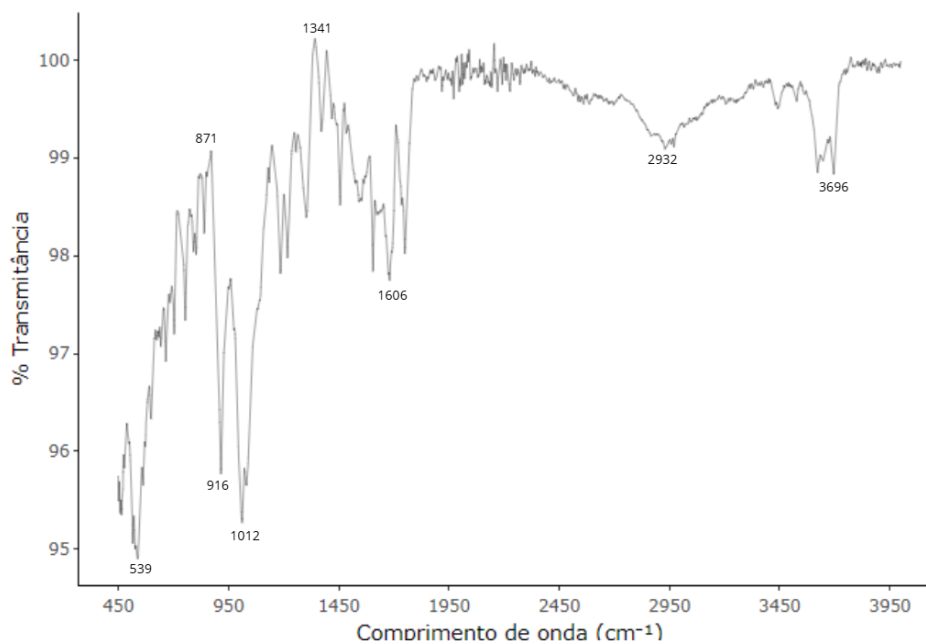
Na figura 17 e Figura 18, P1A2 e P1A3 respectivamente, apresentam uma banda de absorção  $1606(\text{cm}^{-1})$ ,  $1012(\text{cm}^{-1})$  e  $537(\text{cm}^{-1})$  aponta o Poliestireno (PS) como o sedimento da amostra.

**Figure 17 - Análise da amostra do ponto P1A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância**



**Fonte: Autoria Própria (2025).**

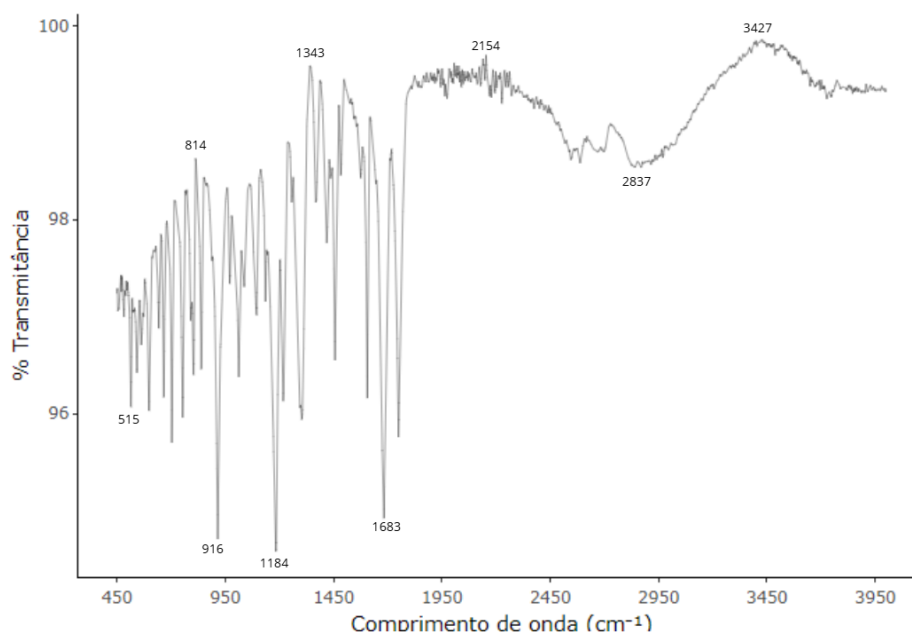
**Figure 18 - Análise da amostra do ponto P1A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância**



**Fonte: Autoria Própria (2025).**

Na figura 19, P1A4, apresentou uma banda de absorção 916 ( $cm^{-1}$ ), 1343 ( $cm^{-1}$ ) e 2837 ( $cm^{-1}$ ) aponta o Poliestireno (PS) como o sedimento da amostra.

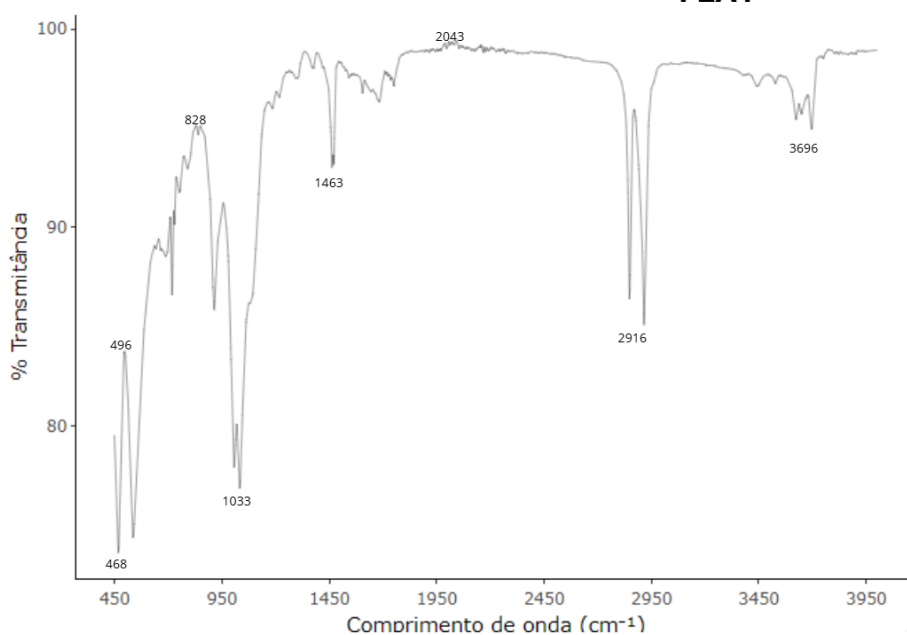
**Figure 19 - Análise da amostra do ponto P1A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância**



**Fonte: Autoria Própria (2025).**

Na figura 20, representa o P2A1, determinou-se o Policarbonato (PC) como a classificação deste sedimento devido as bandas de absorção  $1463(\text{cm}^{-1})$ ,  $1033(\text{cm}^{-1})$  e  $828(\text{cm}^{-1})$ .

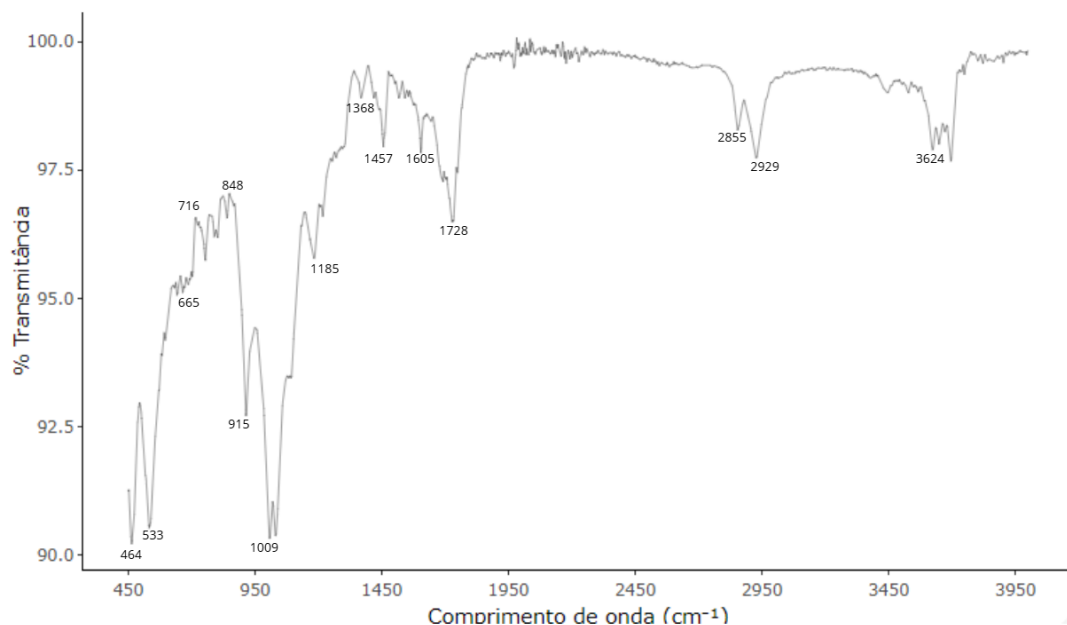
**Figure 20 - Análise da amostra do ponto P2A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
Espectro de Transmitância



Fonte: Autoria Própria (2025).

Na Figura 21, referente ao ponto P2A2, observou-se que as bandas de absorção  $2916(\text{cm}^{-1})$ ,  $1463(\text{cm}^{-1})$  e  $1033(\text{cm}^{-1})$  indicaram ter a presença de Espuma Vinílica Acetinada (EVA).

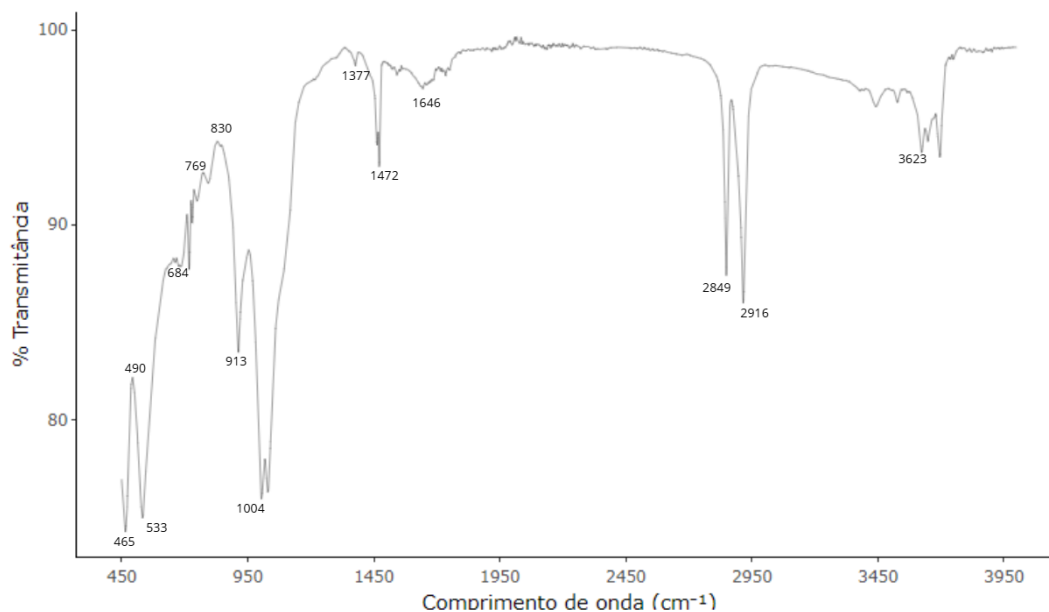
**Figure 21 - Análise da amostra do ponto P2A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância P2A2**



**Fonte: Autoria Própria (2025).**

Na Figura 22, referente ao ponto P2A3, observou-se que as bandas de absorção 2916 ( $cm^{-1}$ ), 2849 ( $cm^{-1}$ ) e 1472 ( $cm^{-1}$ ) indicaram ter a presença de Espuma Vinílica Acetinada (EVA).

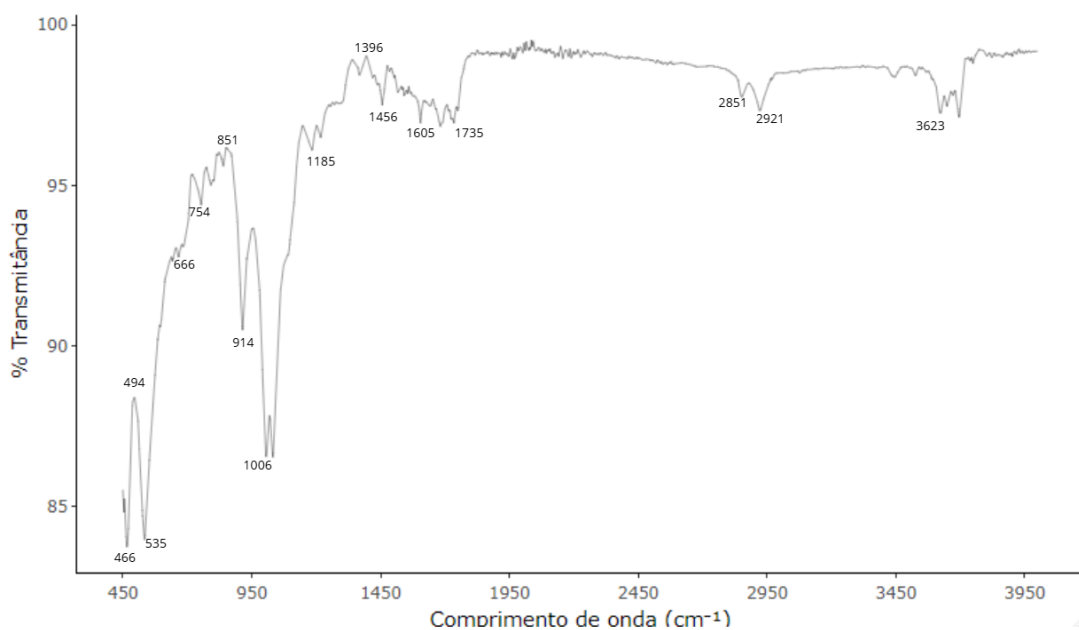
**Figure 22 - Análise da amostra do ponto P2A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância P2A3**



**Fonte: Autoria Própria (2025).**

Na Figura 23, representando o ponto P2A4, as bandas de absorção apontados são:  $2851(\text{cm}^{-1})$ ,  $1605(\text{cm}^{-1})$  e  $1456(\text{cm}^{-1})$  aponta o Poliestireno (PS) como o sedimento da amostra.

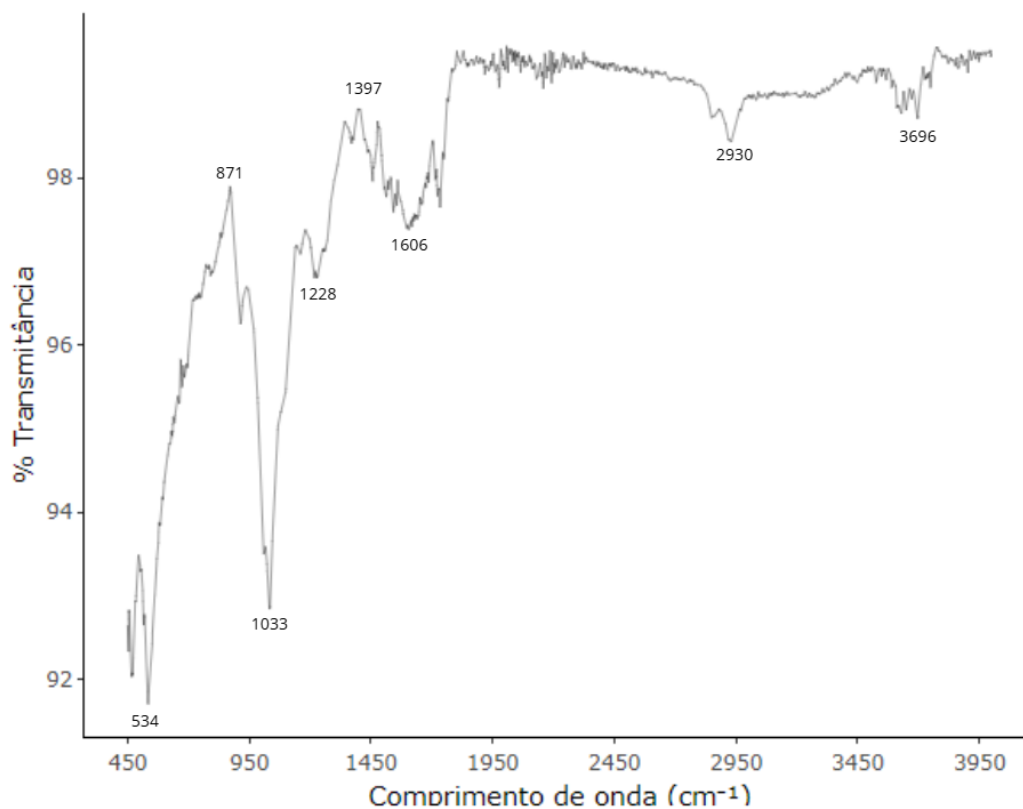
**Figure 23 - Análise da amostra do ponto P2A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas P2A4**  
Espectro de Transmitância



**Fonte: Autoria Própria (2025).**

Na figura 24, amostra do ponto P2A5, contém picos característicos da matéria orgânica (MO).

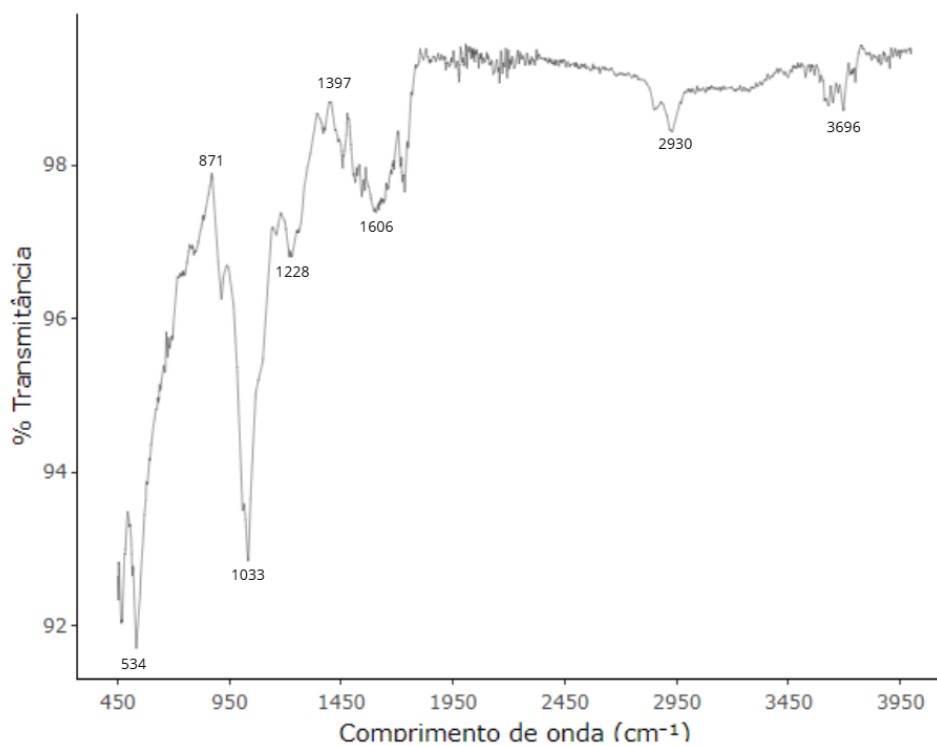
Figure 24 - Análise da amostra do ponto P2A5 coletada no Lago Parque Arthur Thomas  
Espectro de Transmitância



Fonte: Autoria Própria (2025).

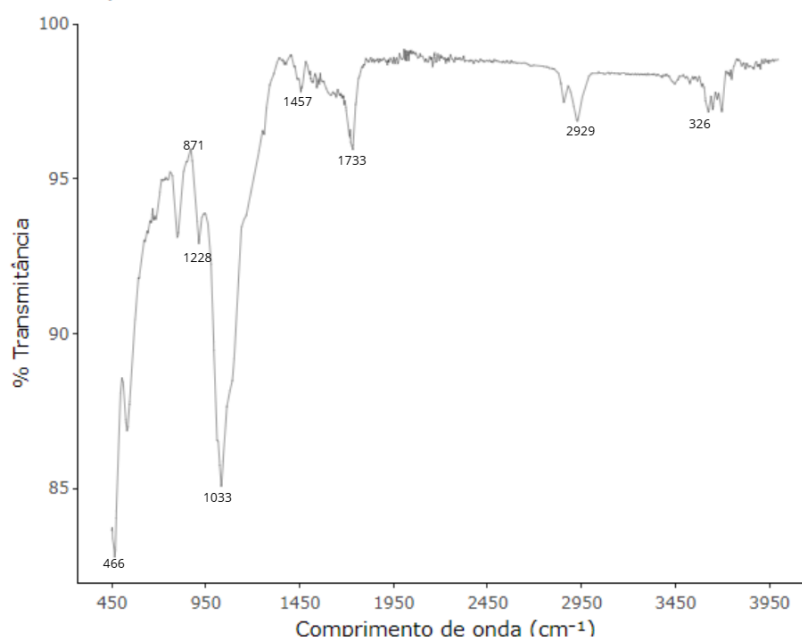
Na figura 25, do ponto P3A1, as bandas de absorção apontados são: 1606( $cm^{-1}$ ), 1033( $cm^{-1}$ ) aponta o Poliestireno (PS) como a classificação do sedimento. A classificação da Figura 26, do ponto P3A2 demonstrou pelas bandas de absorção 2929 ( $cm^{-1}$ ), 1457( $cm^{-1}$ ) e 1228( $cm^{-1}$ ), ser Espuma vinílica acetinada (EVA).

Figure 25 -Análise da amostra do ponto P3A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas  
Espectro de Transmitância **P3A1**



Fonte: Autoria Própria (2025).

Figure 26 - Análise da amostra do ponto P3A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas  
Espectro de Transmitância **P3A2**

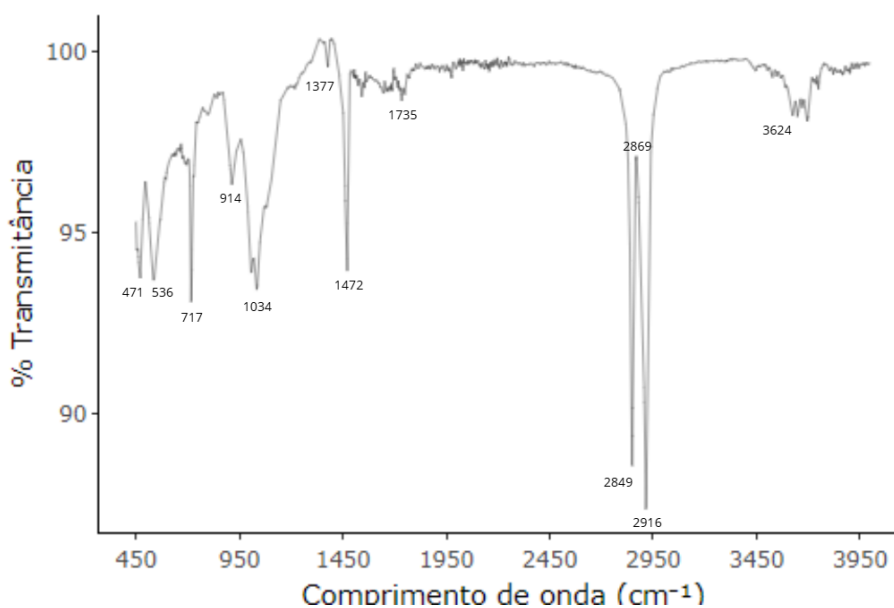


Fonte: Autoria Própria (2025).

Pereira *et al* (2024) observaram que a acumulação de EVA nos sedimentos de lagos pode interferir na ciclagem de nutrientes e no ecossistema do solo aquático devido a potencial toxicidade para os organismos.

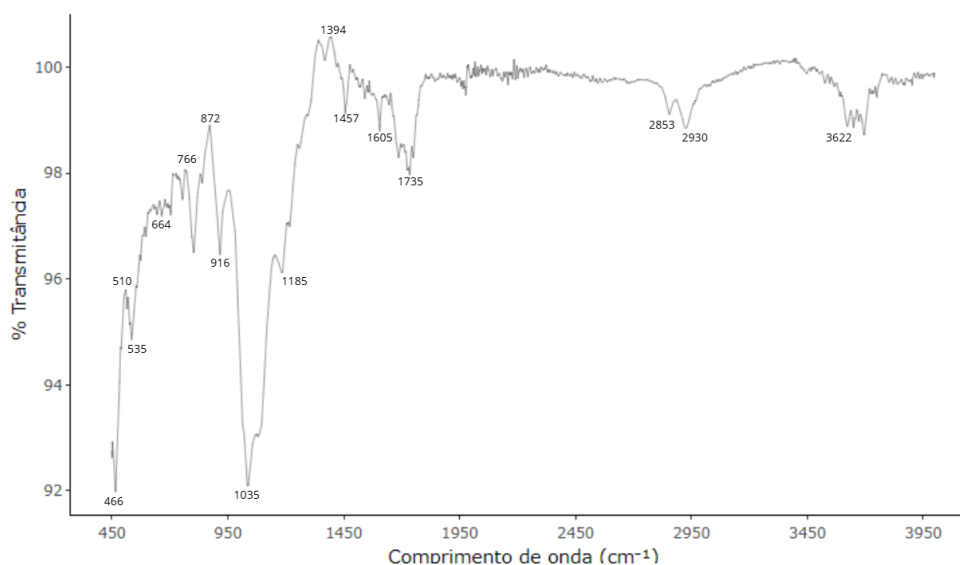
Os pontos de absorção das Figuras 27 e Figura 28, dos pontos P3A3 e P3A4 demonstrou ser Espuma vinílica acetinada (EVA), de acordo com as bandas 2930 ( $cm^{-1}$ ), 2849( $cm^{-1}$ ) e 1735( $cm^{-1}$ ) e as bandas 2916 ( $cm^{-1}$ ), 2853( $cm^{-1}$ ) e 1735( $cm^{-1}$ ).

**Figure 27 - Análise da amostra do ponto P3A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância P3A3**



Fonte: Autoria Própria (2025).

**Figure 28 - Análise da amostra do ponto P3A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
Espectro de Transmitância **P3A4**



**Fonte: Autoria Própria (2025).**

A espuma EVA é uma esponja de células fechadas feita de Acetato de Etileno-Vinil (EVA). Ela é resistente a ácidos, alcalinos e produtos químicos, e possui características de durabilidade, não absorção de água, leveza, boa moldabilidade e fácil fabricação. É obtido através do copolímero de etileno-acetato de vinila, usado em artesanato e em diversas outras aplicações, como por exemplo: solado de calçados; placas expandidas e placas diversas; brinquedos; brindes; laminação; adesivos hot melt; coating; blendas; coextrusão. (Zattera *et al.*, 2005).

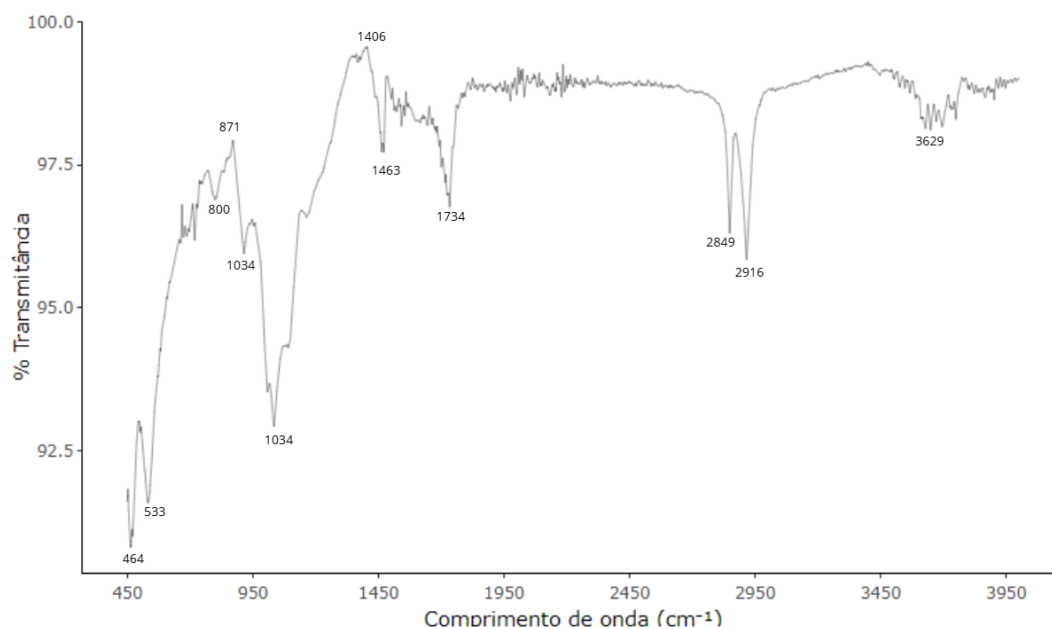
O EVA não é biodegradável, podendo persistir no ambiente por centenas de anos. Este fato implica no acúmulo de MP de EVA em ecossistemas aquáticos. Estas alterações contribuem para o aumento da contaminação em ambientes aquáticos (Pompeo *et al.*, 2022). A produção de EVA também envolve a polimerização do etileno e do acetato de vinila que podem liberar substâncias químicas voláteis.

Almeida *et al.* (2023) observaram EVA em concentrações preocupantes em lagos urbanos com implicações significativas para a vida aquática e a cadeia alimentar. A presença desses microplásticos em sistemas lacustres pode levar a uma bioacumulação perigosa e impactar negativamente os ecossistemas aquáticos

A classificação para a Figura 28 e Figura 29, dos pontos P3A5 e P3A6 respectivamente, demonstrou pelas bandas de absorção 2916 ( $cm^{-1}$ ), 2848( $cm^{-1}$ ) e

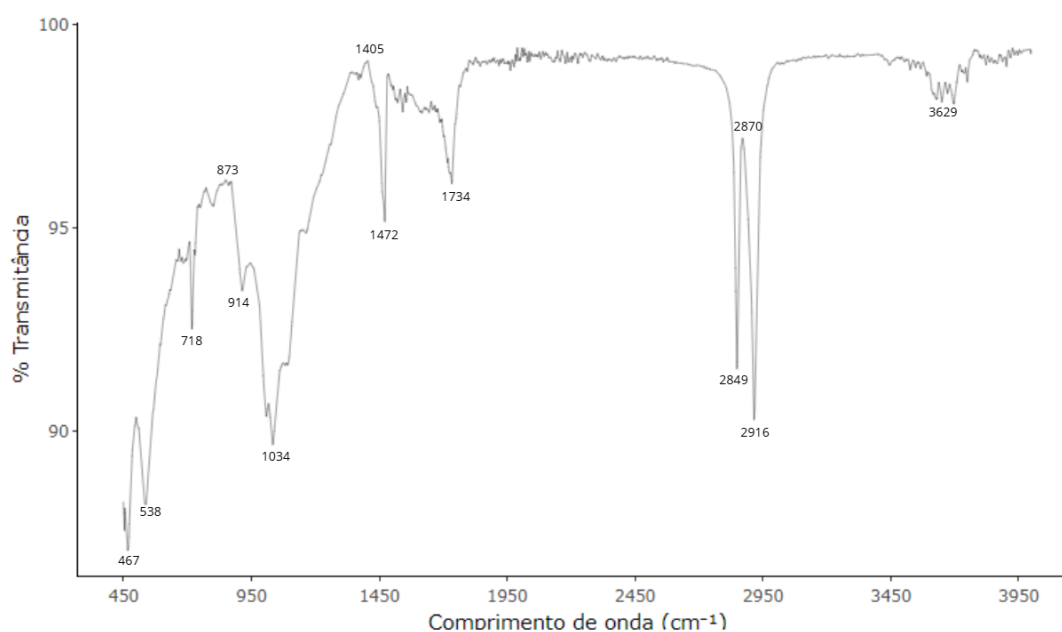
1034( $cm^{-1}$ ), da Figura 20-A e para as bandas de absorção 2916 ( $cm^{-1}$ ), 2849( $cm^{-1}$ ) e 1034( $cm^{-1}$ ), ser Espuma vinílica acetinada (EVA).

**Figure 29 - Análise da amostra do ponto P3A5 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância P3A5**



Fonte: Autoria Própria (2025).

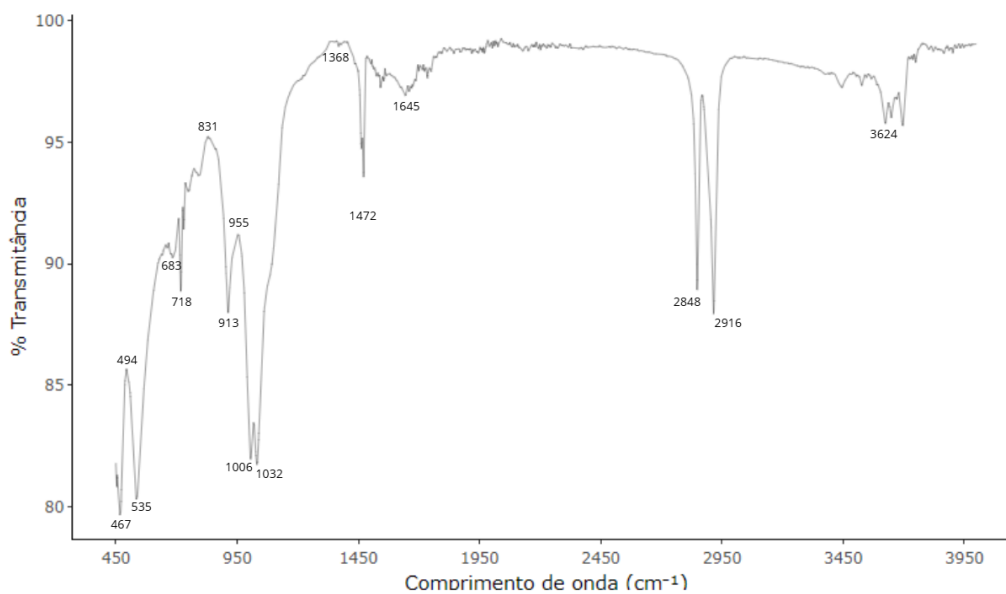
**Figure 30 - Análise da amostra do ponto P3A6 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância P3A6**



Fonte: Autoria Própria (2025).

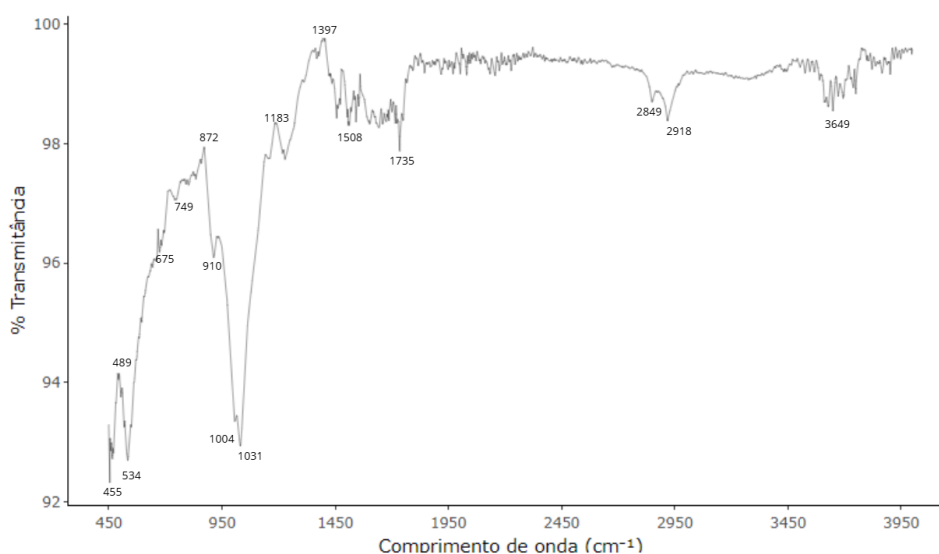
Nas Figuras 30, do ponto P4A1, e a Figura 31, do ponto P4A2, as bandas de absorção  $1006(\text{cm}^{-1})$ ,  $2848(\text{cm}^{-1})$  e  $2916(\text{cm}^{-1})$  e com as bandas de absorção  $1004(\text{cm}^{-1})$ ,  $2849(\text{cm}^{-1})$  e  $2918(\text{cm}^{-1})$  aponta o Poliestireno (PS) como o microplástico das amostras.

**Figure 31 - Análise da amostra do ponto P4A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas P4A1**  
Espectro de Transmitância



Fonte: Autoria Própria (2025).

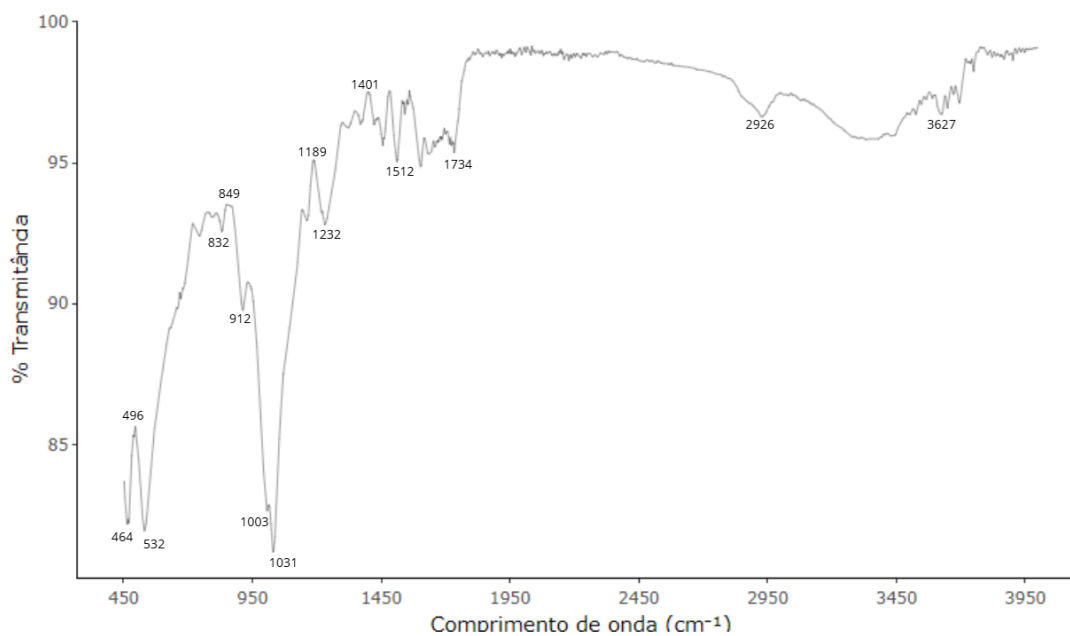
**Figure 32 - Análise da amostra do ponto P4A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas P4A2**  
Espectro de Transmitância



Fonte: Autoria Própria (2025).

Na Figura 32, do ponto P4A3, A classificação pelas bandas de absorção 2926 ( $cm^{-1}$ ), 1738( $cm^{-1}$ ) e 1189( $cm^{-1}$ ), de Espuma vinílica acetinada (EVA).

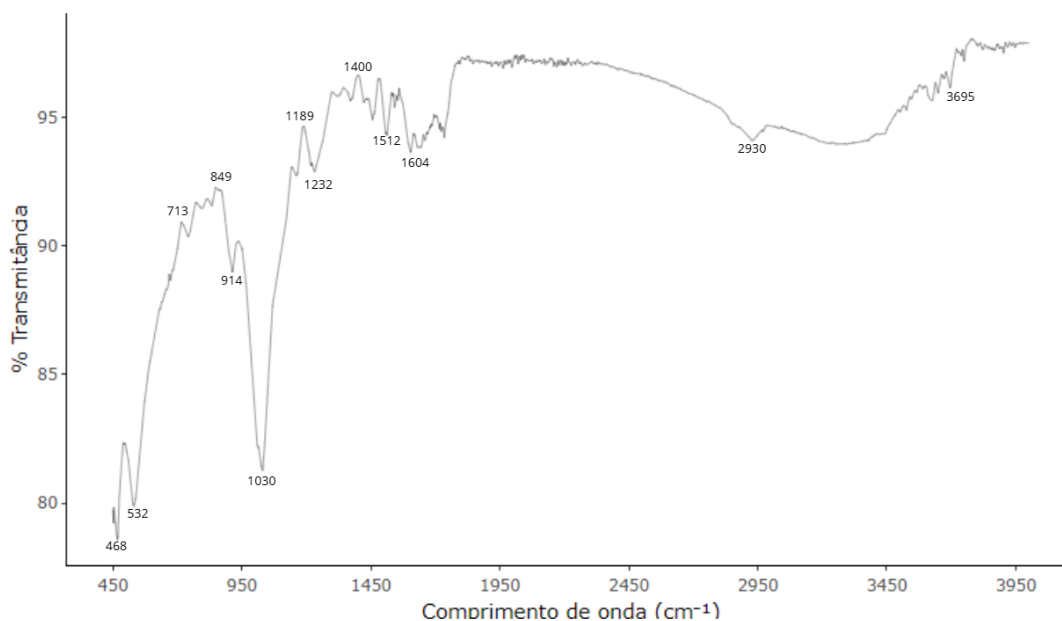
**Figure 33 - Análise da amostra do ponto P4A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas P4A3**  
Espectro de Transmitância



Fonte: Autoria Própria (2025).

Na Figura 33, do ponto P5A1, nas bandas de absorção 1030( $cm^{-1}$ ), 1604 ( $cm^{-1}$ ) e 2930( $cm^{-1}$ ) aponta o Poliestireno (PS).

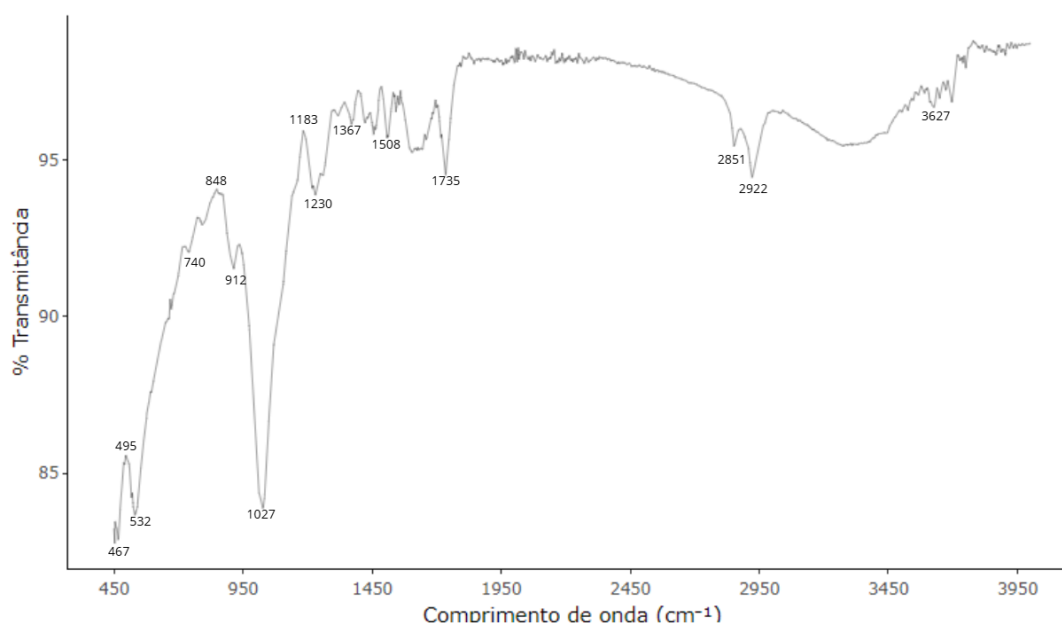
**Figure 34 - Análise da amostra do ponto P5A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
Espectro de Transmitância **P5A1**



Fonte: Autoria Própria (2025).

A classificação da Figura 34, do ponto P5A2, demonstrou pelas bandas de absorção  $2922\text{ (cm}^{-1}\text{)}$ ,  $1851\text{ (cm}^{-1}\text{)}$  e  $1735\text{ (cm}^{-1}\text{)}$ , ser Espuma vinílica acetinada (EVA).

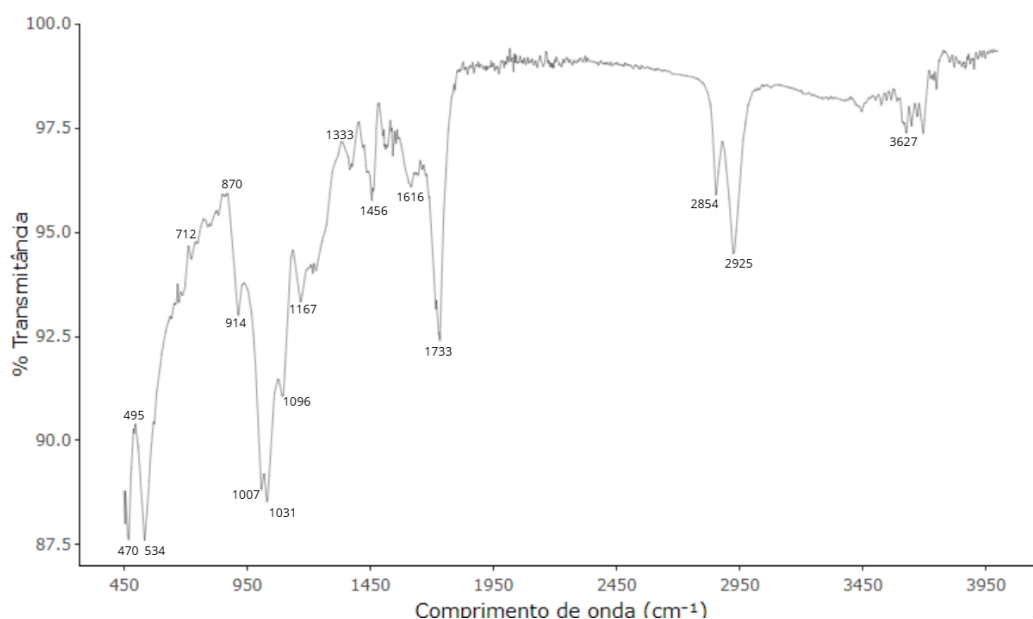
**Figure 35 - Análise da amostra do ponto P5A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
Espectro de Transmitância **P5A2**



Fonte: Autoria Própria (2025).

Na Figura 35, do ponto P5A3 bandas de absorção  $2925\text{ (cm}^{-1}\text{)}$ ,  $2854\text{ (cm}^{-1}\text{)}$  e  $1456\text{ (cm}^{-1}\text{)}$ , classificou-se como Látex.

**Figure 36 - Análise da amostra do ponto P5A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância P5A3**



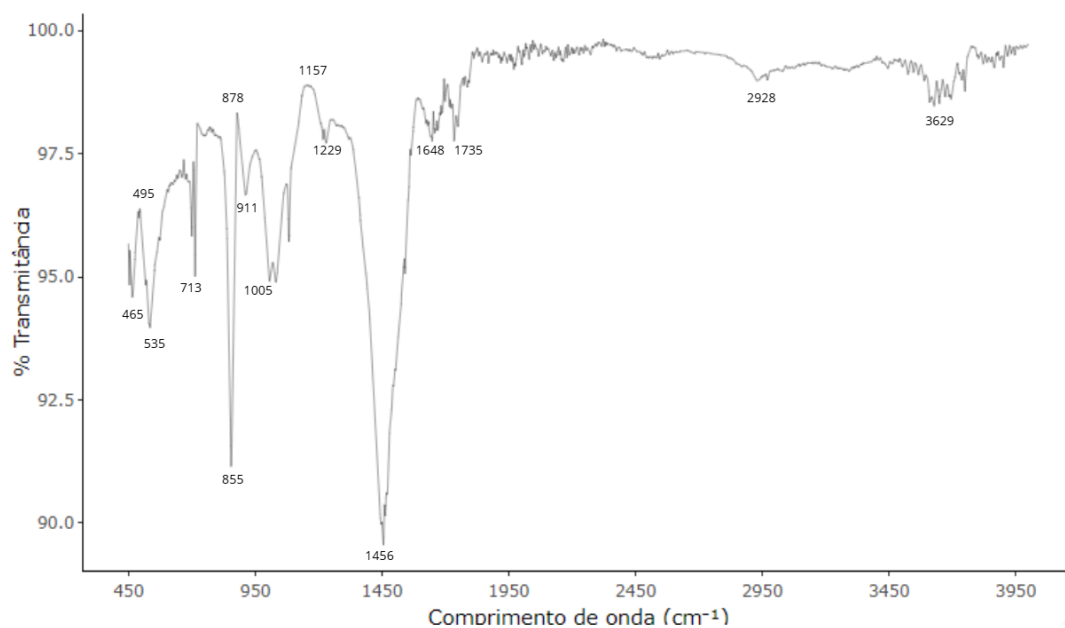
**Fonte: Autoria Própria (2025).**

O Látex é utilizado principalmente na fabricação de luvas e balões, que se descartados de forma irregular são considerados como uma fonte importante na geração de MPs em ambientes aquáticos lacustres. Soares et al. (2022) afirmam que os fragmentos de látex são encontrados em lagos e sedimentos e interferem de forma negativa na biodisponibilidade de nutrientes e no aumento da toxicidade do meio.

Além disso, os MPs de látex podem ser ingeridos por organismos aquáticos, resultando em efeitos adversos na fisiologia dessas espécies. Isto diminui a capacidade reprodutiva e possui como resultados alterações no comportamento alimentar.

A classificação da Figura 36, ponto P5A4, demonstrou pelas bandas de absorção 2928 ( $cm^{-1}$ ), 1735 ( $cm^{-1}$ ) e 1456( $cm^{-1}$ ), ser Espuma vinílica acetinada (EVA).

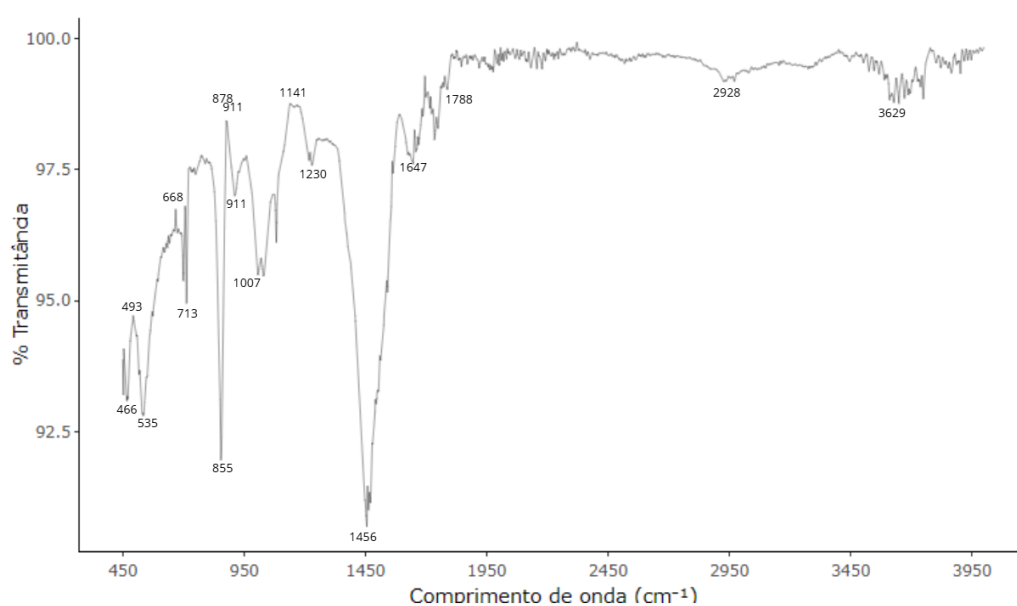
**Figure 37 -Análise da amostra do ponto P5A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância P5A4**



**Fonte: Autoria Própria (2025).**

Na figura 37, ponto P6A1, determinou-se o Policarbonato (PC) como a classificação deste sedimento devido as bandas de absorção  $1788(\text{cm}^{-1})$ ,  $1141(\text{cm}^{-1})$  e  $1007(\text{cm}^{-1})$ .

**Figure 38 - Análise da amostra do ponto P6A1 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância P6A1**



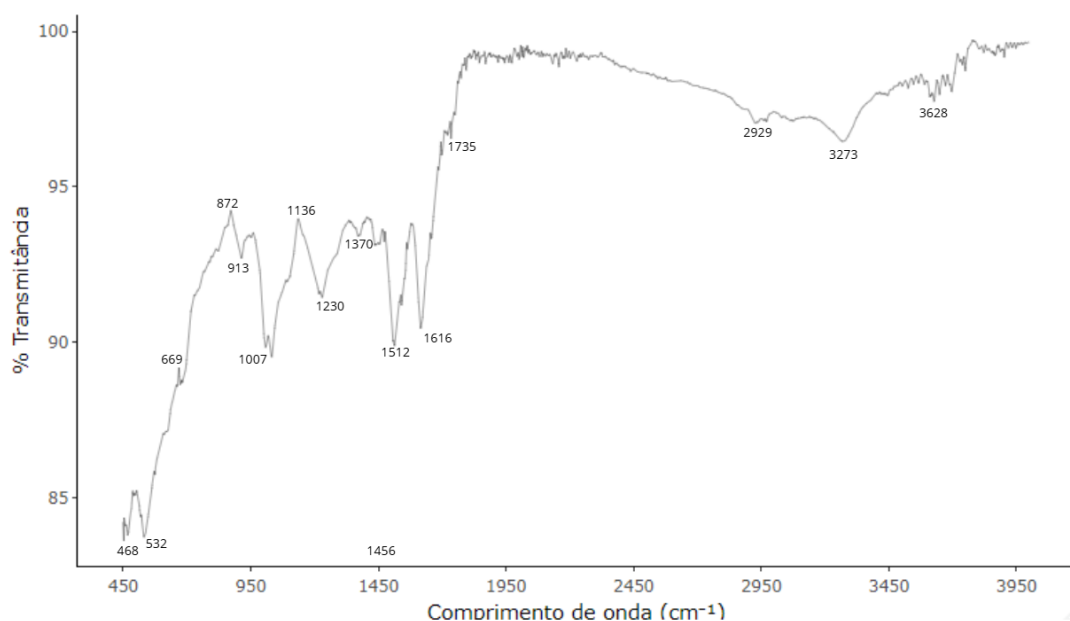
**Fonte: Autoria Própria (2025).**

O policarbonato é amplamente utilizado na fabricação de produtos, tais como garrafas e lentes, que após serem descartados de forma irregular no meio ambiente sofrem modificações devido a processos de degradação até a formação de MPs. Rodrigues *et al.* (2023) estudaram o impacto desses materiais na obstrução gastrointestinal e na toxicidade em organismos aquáticos.

Oliveira *et al.* (2022) mostram que a presença de MPs de policarbonato nos sedimentos pode levar à alteração dos habitats bentônicos e à bioacumulação de substâncias tóxicas nos organismos que habitam esses ambientes.

Na Figura 38, ponto P6A2, demonstrou pelas bandas de absorção 3272 ( $cm^{-1}$ ), 2929 ( $cm^{-1}$ ) e 1370( $cm^{-1}$ ), ser Náilon.

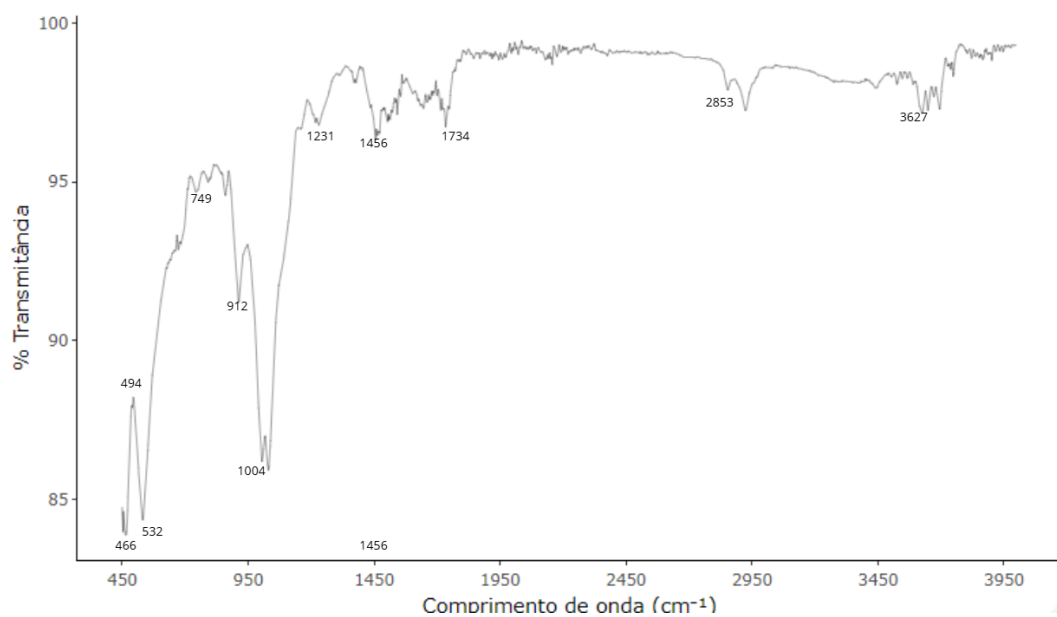
**Figure 39 - Análise da amostra do ponto P6A2 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
**Espectro de Transmitância P6A2**



**Fonte: Autoria Própria (2025).**

Na figura 39, ponto P6A3, determinou-se o Espuma vinílica acetinada (EVA) como a classificação deste sedimento devido as bandas de absorção 2853( $cm^{-1}$ ), 1734( $cm^{-1}$ ) e 1231 ( $cm^{-1}$ ).

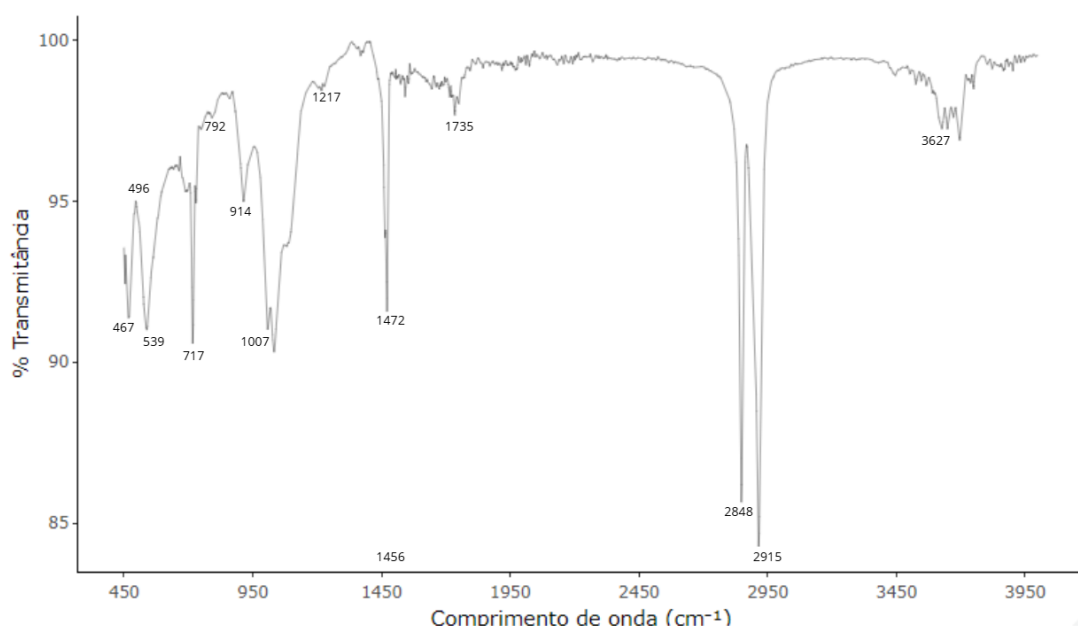
**Figure 40 - Análise da amostra do ponto P6A3 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
Espectro de Transmitância **P6A3**



Fonte: Autoria Própria (2025).

Na Figura 40, ponto P6A4, as bandas de absorção 2915 ( $cm^{-1}$ ), 2848 ( $cm^{-1}$ ) e 1472 ( $cm^{-1}$ ), classificou-se como Náilon.

**Figure 41 - Análise da amostra do ponto P6A4 coletada no Lago Parque Arthur Thomas**  
Espectro de Transmitância **P6A4**



Fonte: Autoria Própria (2025).

Microplásticos compostos por EVA, látex e náilon são comuns e têm mostrado efeitos adversos significativos em peixes e microrganismos. Rochman *et al.* (2013), apresentam estudos com *Clarias gariepinus* e *Gambusia affinis* associados a ingestão de MPs com resultados danosos de bloqueios intestinais nestes organismos. A ingestão de MPs também está associada a redução da taxa de crescimento e a efeitos tóxicos indiretos que demonstraram que os MPs podem ter resultados adversos devido a sua ingestão acidental por peixes.

Cole *et al.* (2013) encontraram que MPs compostos por EVA e látex podem alterar a estrutura e a função das comunidades microbianas presentes nos sedimentos lacustres devido a alteração de processos biogeoquímicos, como a decomposição de matéria orgânica e o ciclo de nutrientes.

A partir dos resultados pode-se confeccionar a Quadro 3, onde é apresentado um resumo dos materiais analisados como MPs.

A partir dos resultados pode-se confeccionar o Quadro 3, onde é apresentado um resumo dos materiais analisados como MPs.

**Quadro 3 - Classificação dos Microplásticos das amostras**

<b>Pontos</b>	<b>Polímero</b>
Entrada	Matéria Orgânica (MO)
Saida A1	Matéria Orgânica (MO) e Náilon
Saida A2	Matéria Orgânica (MO) e Náilon
Saida A3	Matéria Orgânica (MO) e Náilon
Saida A4	Matéria Orgânica (MO) e Náilon
P1A1	Matéria Orgânica (MO) e Náilon
P1A2	Poliestireno (PS)
P1A3	Poliestireno (PS)
P1A4	Poliestireno (PS)
P2A1	Polycarbonato (PC)
P2A2	Espuma vinílica acetinada (EVA)
P2A3	Espuma vinílica acetinada (EVA)
P2A4	Poliestireno (PS)
P2A5	Matéria Orgânica (MO)
P3A1	Poliestireno (PS)

<b>Pontos</b>	<b>Polímero</b>
P3A2	Espuma vinílica acetinada (EVA)
P3A3	Espuma vinílica acetinada (EVA)
P3A4	Espuma vinílica acetinada (EVA)
P3A5	Espuma vinílica acetinada (EVA)
P3A6	Espuma vinílica acetinada (EVA)
P4A1	Poliestireno (PS)
P4A2	Poliestireno (PS)
P4A3	Espuma vinílica acetinada (EVA)
P5A1	Poliestireno (PS)
P5A2	Espuma vinílica acetinada (EVA)
P5A3	Látex
P5A4	Espuma vinílica acetinada (EVA)
P6A1	Náilon
P6A2	Poliestireno (PS)
P6A3	Espuma vinílica acetinada (EVA)
P6A4	Náilon

Fonte: Autoria Própria (2025).

Na Tabela 3, estão evidenciadas as quantidades encontradas em cada ponto de coleta no Parque Arthur Thomas.

**Tabela 3 - Quantificação dos microplásticos observados nas amostras do Lago Parque Arthur Thomas**

<b>Pontos</b>	<b>Quantidade de amostras</b>	<b>Quantidade de Microplásticos por ponto</b>	<b>Classificação</b>
Entrada	1	0	MO
Saída	4	4	MO/Náilon
P1	4	4	Náilon/MO/PS
P2	5	4	PC/EVA(2)/PS/MO
P3	6	6	PS /EVA(5)
P4	3	3	PS(2)/EVA
P5	4	4	PS/EVA(2)/Látex
P6	4	4	Náilon(2)/PS/EVA

Fonte: Autoria Própria (2025).

A Tabela 3 apresenta a quantificação de microplásticos (MPs) nas amostras coletadas no Lago do Parque Arthur Thomas. No ponto de entrada, não foram detectados MPs, correspondendo a 0%. Já na saída e nos pontos P1 e P5, foram registrados 4 MPs em 4 amostras, representando aproximadamente 14,29% dos MPs encontrados em cada um desses pontos. O ponto P2 apresentou 4 MPs em 5 amostras (cerca de 14,29%). O ponto P3 foi o que mais apresentou MPs, com 6 registros em 6 amostras, representando 21,43% do total de MPs identificados. No ponto P4, foram encontrados 3 MPs em 3 amostras (10,71%), e no ponto P6, 3 MPs em 4 amostras (também 10,71%). Considerando todas as 31 amostras analisadas, a média geral foi de aproximadamente 0,90 microplásticos por amostra.

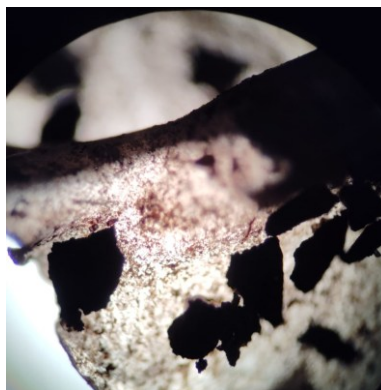
Na análise de morfologia e coloração de MPs, pode ser observado no microscópio 6 fragmentos, sendo 4 transparentes (66,7%), 1 verde (16,7%) e 1 âmbar (16,7%), padrão consistente com estudos em lagos urbanos, onde fragmentos transparentes predominam devido à possível degradação de embalagens. Porém, esta identificação é apenas visual, sendo colaborativa aos resultados obtidos.

Na Figura 9 podem ser observados alguns dos microplásticos encontrados no ponto de coleta, provavelmente do tipo secundário, exibindo fragmentos irregulares com coloração âmbar e transparente.

**Figure 42 - MPs identificados com a Microscópio Ótico com aumento de 4x, nas amostras coletadas**

A) Plástico

Policarboneto  
(PC)



B) Látex



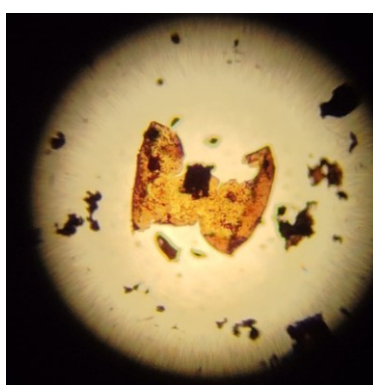
C) Náilon



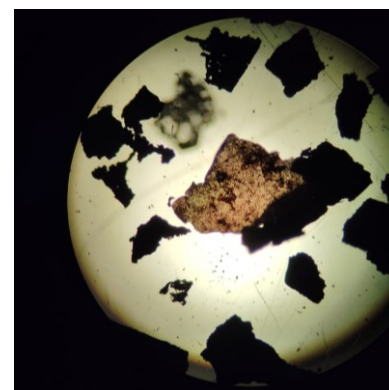
D) Espuma vinílica  
de acetinada  
(EVA)



E) Poliestireno (PS)



F) Materia Orgânica  
(MO)



**Fonte: Autoria Própria (2025).**

Nas amostras analisadas, o Náilon, o EVA e o PS foram encontrados em 50% dos pontos analisados. O PC foi encontrado em 25% dos pontos e o Látex apenas em 12,5% dos pontos.

Assim, a Espuma vinílica acetinada (EVA) e o Náilon foram os principais tipos de MPs detectados no Lago Arthur Thomas evidenciando um grande potencial de deslocamento e distribuição devido a sua grande resiliência no meio ambiente e em ecossistemas aquáticos.

O Policarbonato (PC) detectado no sedimento do ponto 1 é muito utilizado em áreas de lazer associado ao uso de utensílios de policarbonato, como colheres, que acabam tendo um descarte irregular na forma de resíduo plástico urbano (RPU). O

látex também é um tipo de microplástico muito utilizado em utensílios domésticos. O Poliuretano (PU) é encontrado em embalagens.

O descarte irregular de RPU é um grande problema ambiental nas áreas hídricas urbanas devido a sua degradação lenta que provoca o acúmulo de microplásticos nos sedimentos de lagos urbanos com impactos negativos do ecossistema aquático e da qualidade de água (Alimba & Faggio, 2019).

Este estudo demonstra a necessidade de um maior monitoramento quanto aos impactos destes materiais no Lago Parque Arthur Thomas, bem como a adoção de medidas mitigadoras para evitar que RPU possam ser descartados de forma inadequada e transformados em MPs

## 6 CONCLUSÃO

Este estudo detectou a presença de microplásticos (MPs) nos sedimentos e na água do Lago do Parque Arthur Thomas, indicando um risco ambiental significativo para esse sistema lacustre, em função do descarte inadequado de resíduos plásticos. Entre os tipos de MPs identificados, destacam-se a Espuma Vinílica Acetinada (EVA), o Poliestireno (PS), o Policarbonato (PC), o Látex e o Poliuretano (PU), sendo o EVA o material mais frequentemente encontrado. A média geral foi de aproximadamente 0,90 microplásticos por amostra analisada, reforçando a ocorrência disseminada desses poluentes no ambiente do lago.

Na análise de morfologia e coloração, foram observados ao microscópio seis fragmentos, sendo quatro transparentes (66,7%), um verde (16,7%) e um âmbar (16,7%). Esse padrão é consistente com estudos realizados em outros lagos urbanos, onde fragmentos transparentes tendem a predominar devido à degradação de embalagens plásticas. Ressalta-se, contudo, que essa identificação foi feita de forma visual, servindo como complemento às demais análises realizadas.

Assim, pode-se concluir que a importância e necessidade de empregar medidas estruturais para controlar esses resíduos e sensibilizar a população quanto aos riscos que envolvem os MPs nos ecossistemas aquáticos e na saúde humana necessitam de uma maior sensibilização da população e de ações quanto a gestão de resíduos plásticos urbanos (RPU).

## REFERÊNCIAS

- ABIPLAST. **Associação Brasileira da Indústria de Plástico**. Cartilha Abiplast Perfil 2020. 2020. Disponível em: [https://www.abiplast.org.br/wpcontent/uploads/2024/09/PERFIL\\_ABIPLAST\\_2023.pdf](https://www.abiplast.org.br/wpcontent/uploads/2024/09/PERFIL_ABIPLAST_2023.pdf). Acesso em: 29 outubro 2024.
- ANDRADY, A.L. Microplastics in the marine environment. **Science**, v. 62, n. 8, p. 1596-1605, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X11003055?via%3Dihub>.
- ALIMBA, Chibuisi Gideon; FAGGIO, Caterina. Microplásticos no ambiente marinho: Tendências atuais na poluição ambiental e mecanismos de perfil toxicológico. **Toxicologia e farmacologia ambiental**, v. 68, p. 61-74, 2019.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10004: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 1987.
- ATLAS DO PLÁSTICO. Atlas do plástico: fatos e números sobre o mundo dos polímeros sintéticos. Rio de Janeiro, 2020.
- Aurora C.; GAJUREL, Ananta; THOMPSON, Richard C. Reaching new heights in plastic pollution—Preliminary findings of microplastics on Mount Everest. **One Earth**, v. 3, n. 5, p. 621-630, 2020. doi:10.1016/j.oneear.2020.10.020.
- ALVAREZ-ZEFERINO, Juan Carlos et al. Microplastics in Mexican beaches. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 155, p. 104633, 2020.
- BALLAROTTI, Lenita. Análise das Condições ambientais do Parque Arthur Thomas e sua importância para a população de Londrina-PR. 2024.
- Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). **Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences**, 364(1526), 19851998.
- BELLAS, J. *et al.* Ingestion of microplastics by demersal fish from the Spanish Atlantic and Mediterranean coasts. **Marine pollution bulletin**, v. 109, n. 1, p. 55-60, 2016.
- BESLEY, A. *et al.* A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. **Marine pollution bulletin**, v. 114, n. 1, p. 77-83, 2017.
- BIGINAGWA, F. J. *et al.* First evidence of microplastics in the African Great Lakes: recovery from Lake Victoria Nile perch and Nile tilapia. **Journal of Great Lakes Research**, v. 42, n. 1, p. 146-149, 2016.
- BOERGER, C. M. *et al.* Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. **Marine pollution bulletin**, v. 60, n. 12, p. 2275-2278, 2010.

Bortolo, C. O Lago Igapó em Londrina-PR: uma leitura das diferentes formas de /produção do espaço da cidade. Geógrafo pela FCT/UNESP, mestrando pelo Programa de Pós-Graduação em Geografia da UEL. Londrina, PR. 2021.

Bortoluzzi, E. C.; Pernes, M.; Tessier, D. Mineralogia de partículas envolvidas na formação de gradiente textural em um Argissolo subtropical. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 32:997-1007, 2008.

BRASIL. Lei 12.305, de 02 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo**, Brasília, DF, 03 ago. 2010. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm). Acesso em: 02 dez. 2024.

BROWNE, M. A. *et al.* Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 21, p. 9175-9179, 2011.

BUGATTI, C. *et al.* Microplásticos e Nanoplásticos e sua relevância na saúde humana: uma revisão de literatura. **Research, Society and Development**, v. 12, n. 1, p. e6712139302-e6712139302, 2023.

BUZO, M. G.; SOUZA T., V.. Levantamento de legislações proibitivas para o consumo de plásticos descartáveis nas capitais dos estados brasileiros. **Planeta Amazônia: Revista Internacional de Direito Ambiental e Políticas Públicas**, n. 12, p. 113-123, 2020.

Cabernard, L., Roscher, L., Lorenz, C., Gerds, G., & Primpke, S. (2018). Comparison of Raman and Fourier Transform Infrared Spectroscopy for the Quantification of Microplastics in the Aquatic **Environment**. **Environmental Science and Technology**, 52(22), 13279-13288. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03438>.

CARLOSSO, M. E. S. *et al.* A gota d'água: desafios para a integração dos microplásticos como parâmetro de qualidade da água. 2024.

CERQUEIRA, Vicente de Paulo Santos. A Questão da Sustentabilidade em Materiais Plásticos. In: **Ecovisões Projetuais: Pesquisas em Design e Sustentabilidade no Brasil–Volume 2**. Blucher Open Access, 2021. p. 31-48.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB, 2011. 326 p.

CHANG, M. Reducing microplastics from facial exfoliating cleansers in wastewater through treatment versus consumer product decisions. **Marine pollution bulletin**, v. 101, n. 1, p. 330-333, 2015.

CORCORAN, P. L.; BIESINGER, M. C.; GRIFI, M. **Plastics and beaches: a degrading relationship**. **Marine pollution bulletin**, v. 58, n. 1, p. 80-84, 2009.

DAVIDSON, T.M. Boring crustaceans damage polystyrene floats under docks polluting marine waters with microplastic. **Marine pollution bulletin**, v. 64, n. 9, p. 1821-1828, 2012.

DIAS, A. P. L. *et al.* Identificação de microplásticos e contaminantes inorgânicos adsorvidos em microplásticos coletados em praias da Ilha Grande. 2023.

EERKES-MEDRANO, D.; THOMPSON, R. C.; ALDRIDGE, C. Microplastics in aquatic systems: A review of the emerging threats and mitigation measures. **Science of The Total Environment**, v. 503-504, p. 114-126, 2015. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.06.005.

ERIKSEN, M. *et al.* Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. **Marine pollution bulletin**, v. 77, n. 1-2, p. 177-182, 2013.

Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J., 2014. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. PLoS ONE 9, e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

EUROPE, Plastic *et al.* Plastics—the facts 2016. **An analysis of European latest plastics production, demand and waste data**, 2016.

FAURE, Florian *et al.* Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. **Environmental chemistry**, v. 12, n. 5, p. 582-591, 2015.

FENDALL, L. S.; SEWELL, M. Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. **Marine pollution bulletin**, v. 58, n. 8, p. 1225-1228, 2009.

FREITAS, I Z. *et al.* Os sacos plásticos na perspectiva da sustentabilidade: uma revisão sistemática. **Revista Metropolitana de Sustentabilidade (ISSN 2318-3233)**, v. 10, n. 3, p. 182-203, 2020.

FRONTELMO, A. Caracterização do microplástico em um trecho do rio Pomba, Rio de Janeiro, Brasil. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Ciências Naturais) – Universidade Federal Fluminense, Santo Antônio de Pádua, 2022. Disponível em: <https://app.uff.br/riuff/bitstream/handle/1/24971/TCC%20%28Aline%20Gualberto%20Frontelmo%29%20-%202022.pdf?sequencia=1>. Acesso em:

GOUIN, T. Toward an improved understanding of the ingestion and trophic transfer of microplastic particles: critical review and implications for future research. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 39, n. 6, p. 1119-1137, 2020.

GÜVEN, O. *et al.* Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. **Environmental pollution**, v. 223, p. 286-294, 2017.

Hale, Robert; Seeley, Meredith E.; La Guardia, Mark J.; Mai, Lei; and Zeng, Eddy Y., A Global Perspective on Microplastics (2020). **JGR Oceans**, 125(1).

HARMON, S. M. *et al.* The effects of microplastic pollution on aquatic organisms. In: **Microplastic contamination in aquatic environments**. Elsevier, 2024. p. 355-379.

HARVEY, Fiona. Visualising the Great Pacific Garbage Patch. BBC Future, 15 jan. 2024. Disponível em: <https://www.bbc.com/future/article/20240115-visualising-the-great-pacific-garbage-patch> . Acesso em: 5 fev. 2025.

HU, L. *et al.* Uptake, accumulation and elimination of polystyrene microspheres in tadpoles of *Xenopus tropicalis*. **Chemosphere**, v. 164, p. 611-617, 2016.

IDRUS, F. A. ; FADHLI, N. M.; HARITH, M. N. Occurrence of microplastics in the Asian freshwater environments: A review. **Applied Environmental Research**, v. 44, n. 2, p. 1-17, 2022.

IBGE — De 2010 a 2022, a população brasileira cresce 6,5% e chega a 203,1 milhões. **Agência de Notícias - IBGE**, 2023. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/>.

INEA- Instituto Estadual do Meio Ambiente, “INEA, 2016”. Disponível em : <http://www.rj.gov.br/web/sea/exibeconteudo?article-id=2884925>.

ISO/TR 21960:2020 - Plastics - Environmental aspects - State of knowledge and methodologies (ISO/TR 21960:2020).

JEONG, E.; LEE, J.; REDWAN, M. Animal exposure to microplastics and health effects: a review. **Emerging Contaminants**, p. 100369, 2024.

JOANA, D.; MARTINS, A. D.; SANTOS, M. F. R. O consumismo como fator preponderante para o aumento da geração de resíduos sólidos e os impactos ambientais e na saúde pública. **Revista de Direito Econômico e Socioambiental**, v. 12, n. 1, p. 123-152, 2021.

**LONDRINA (Município)**. Lei nº 11.471, de 5 de janeiro de 2012. Institui o Código Ambiental do Município de Londrina. **Diário Oficial do Município de Londrina** , Londrina, 5 jan. 2012. Disponível em : <https://leismunicipais.com.br> . Acesso em: 7 fev 2025.

**LONDRINA (Município)**. Lei nº 13.438, de 6 de julho de 2022. Institui o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS). **Diário Oficial do Município de Londrina** , Londrina, 6 jul. 2022. Disponível em : <https://leismunicipais.com.br> . Acesso em: 7 fev 2025.

LOVATO, David Lins Fernandes Leiroza *et al.* Primeiro registro de ratão-do-banhado *Myocastor coypus* (Molina, 1782) para o Parque Municipal Arthur Thomas no município de Londrina, Paraná. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 45, n. 2, p. 121-132, 2024.

LUSHER, A.L. *et al.* Microplastic interactions with North Atlantic mesopelagic fish. **ICES Journal of marine science**, v. 73, n. 4, p. 1214-1225, 2016.

MCGORAN, A. R.; CLARK, P. F.; MORRITT, D. J. E. P. Presence of microplastic in the digestive tracts of European flounder, *Platichthys flesus*, and European smelt, *Osmerus eperlanus*, from the River Thames. **Environmental Pollution**, v. 220, p. 744-751, 2017.

Montagnera, C. C.; Diasa, M. A.; Paivaa, E. M.; Vidala, C. **Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos**. *Química Nova*, Vol. 44, No. 10, p. 1328-1352, 2021. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>. Acesso em: 07 jan 2025. E-mail do autor correspondente: [ccmonta@unicamp.br](mailto:ccmonta@unicamp.br).

NAPPER, I. E.; D., Bede F. R.; ELVIN, S.; CLIFFORD, H.; KOLDEWEY, H. J.; MAYEWSKI, P. A.; POTOCKI, M. R.; ELMORE, A. C.; GAJUREL, A.; THOMPSON, R. C. Reaching new heights in plastic pollution—Preliminary findings of microplastics on Mount Everest. **One Earth**, v. 3, n. 5, p. 621-630, 2020. doi:10.1016/j.oneear.2020.10.020.

NETTO, C. S.; SOUZA, L. R.; SILVA, M. A.; *et al.* Microplastics and their absorption properties of pharmaceuticals and personal care products. **Journal of Environmental Science**, v. 15, n. 3, p. 234-245, 2000. doi:10.1016/j.jenvsci.2000.03.002.

Neves, M. G. F. P. & Tucci, C. E. M. (2008a). Resíduos Sólidos na Drenagem Urbana: Aspectos Conceituais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 13(3) 125-135.

ORY, N. *et al.* Low prevalence of microplastic contamination in planktivorous fish species from the southeast Pacific Ocean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 127, p. 211-216, 2018.

**PARANÁ**. Lei nº 12.493, de 22 de janeiro de 1999. Estabelece princípios, procedimentos, normas e critérios referentes à gestão de resíduos sólidos no Estado do Paraná. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, 22 jan. 1999. Disponível em : <https://www.legislacao.pr.gov.br> . Acesso em: 07 fev 2025.

**PARANÁ**. Lei nº 20.607, de 10 de junho de 2021. Institui o Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Paraná – PERS/PR. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, 10 jun. 2021. Disponível em : <https://www.legislacao.pr.gov.br> . Acesso em: 07 fev 2025.

PAULA-SHINOBU, P. F.; D. S., Rone R. A.. Avaliação parque arthur thomas-Londrina-Pr: uma abordagem sobre educação ambiental, atividades turísticas e educacionais.

PEDA, S. et al. Consequências dos microplásticos para os peixes marinhos: uma revisão de literatura. **Revista Brasileira de Biociências**, 2016. Disponível em: <https://www.editoracientifica.com.br/books/chapter/consequencias-dos-microplasticos-para-os-peixes-marinhos-uma-revisao-de-literatura> .

PEGRAM, J. E.; ANDRADY, A. L. Outdoor weathering of selected polymeric materials under marine exposure conditions. **Polymer degradation and stability**, v. 26, n. 4, p. 333-345, 1989.

PEREIRA, Eduardo Vinícius. Resíduos sólidos. **Editora Senac** São Paulo, 2019.

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.

PHILLIPS, M. B.; BONNER, T. H. Occurrence and amount of microplastic ingested by fishes in watersheds of the Gulf of Mexico. **Marine pollution bulletin**, v. 100, n. 1, p. 264-269, 2015.

PIATTI, Tania Maria; RODRIGUES, Reinaldo Augusto Ferreira. Plásticos: características, usos, produção e impactos ambientais. **Maceió: Edufal**, p. 51, 2005.

PIEHL, S.; LENZ, S. B. W.; KALBFUS, J. M. R.; *et al.* Microplastics in the sediment of the Warnow Estuary (Germany) and their potential sources. **Marine Pollution Bulletin**, v. 116, n. 1-2, p. 278-284, 2017. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.12.018.

Pinhatti, V. C. Microplástico: um contaminante invisível. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Materiais) - Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, **Departamento de Engenharia de Materiais**, São Carlos, SP, 2022. Orientador: Prof. Dr. José Augusto Marcondes Agnelli.

PINTO, L. J. L. B. Poluição costeira e marinha: avaliação, diagnóstico e propostas para enfrentamento e governança. 2023.

PIRC, U. *et al.* Emissions of microplastic fibers from microfiber fleece during domestic washing. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 22206-22211, 2016.

Pompêo, M., Rani-Borges, B., & Paiva, T. C. B. (Organizadores). Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções. Instituto de Biociências – **IB/USP**, Universidade de São Paulo. ISBN 978-65-88234-11-2, São Paulo de 2022.

RIO DE JANEIRO (Estado). **Lei nº 8.090, de 30 de agosto de 2018** . Proíbe a fabricação, comercialização e uso de produtos cosméticos e de higiene pessoal que contenham microesferas de plástico. Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 31 ago. 2018. Disponível em: <https://gov-rj.jusbrasil.com.br/legislacao/615484710/lei-8090-18-rio-de-janeiro-rj> . Acesso em: 2 fev. 2025.

ROCHMAN, C. M. *et al.* The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. **Ecology**, v. 97, n. 2, p. 302-312, 2016

SCHERNEWSKI, G.; MÜLLER, K. K.; WOJTASIK, A. Microplastics in the Baltic Sea: A review of the state of knowledge. **Marine Pollution Bulletin**, v. 167, p. 112388, 2021. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112388.

SIEGFRIED, J. E.; LARSON, T. E. B.; MARCUS, R. H.; *et al.* Microplastics in river sediments: An emerging environmental issue. **Environmental Science & Technology**, v. 51, n. 15, p. 8270-8280, 2017. doi:10.1021/acs.est.7b00800.

SILVA F., J.; D. S. GONÇALVES, P. G. G.; PINHEIRO, É. C. N. M.. A importância da ecobarreira na remoção de resíduos sólidos flutuantes nos igarapés de Manaus— estudo de caso: igarapé do Coroadó. **REVISTA FOCO**, v. 17, n. 10, p. e6575-e6575, 2024.

SILVA, É. L. P. *et al.* Barreiras e ações para a sustentabilidade ambiental: um estudo de caso no IBAMA/CE. **Revista Livre de Sustentabilidade e Empreendedorismo**, v. 3, n. 4, p. 51-89, 2018.

SILVA-CAVALCANTI, J. S. *et al.* Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. **Environmental pollution**, v. 221, p. 218-226, 2017. SINGH, B; SHARMA, N. Mechanistic implications of plastic degradation. **Polymer degradation and stability**, v. 93, n. 3, p. 561-584, 2008.

SOARES, A. A., SILVA, B. R., & OLIVEIRA, C. M. (2022). Environmental Impact of Natural Látex Microplastics: Implications for Lakes and Sediments. **Journal of Environmental Science and Technology**, 56(4), 1892-1905.

SOUZA, Gabriel Andrade de. **Análise de microplásticos em sedimentos de lagos urbanos**. 2023. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

SU, L.*et al.* Microplastics in taihu lake, China. **Environmental Pollution**, v. 216, p. 711-719, 2016.

TEIXEIRA, W. R.; TEIXEIRA, L. D.. Aspectos Negativos dos Microplásticos na Saúde Humana. **Anais do Encontro Nacional de Pós-graduação**, v. 3, n. 1, p. 149-153, 2019.

TER HALLE, Alexandra *et al.* To what extent are microplastics from the open ocean weathered? **Environmental Pollution**, v. 227, p. 167-174, 2017.

TOSIN, M. *et al.* Laboratory test methods to determine the degradation of plastics in marine environmental conditions. **Frontiers in microbiology**, v. 3, p. 225, 2012.

**UNIÃO EUROPEIA**. Diretiva (UE) 2020/2184 do Parlamento Europeu e do Conselho de 16 de dezembro de 2020 relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX%3A32020L2184>.

VASILE, C. **Handbook of Polyolefins**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2000.

VARGAS, J. G. M. *et al.* Microplásticos: Uso na indústria cosmética e impactos no ambiente aquático. **Química Nova**, v. 45, n. 06, p. 705-711, 2022.

WAGNER, E.; SCHERER, M.; LAUFER, S. L.; *et al.* Microplastic contamination in aquatic environments: An overview of recent findings and their implications for

aquatic ecosystems. **Environmental Science & Technology**, v. 48, n. 12, p. 7247-7255, 2014. doi:10.1021/es5015665.

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.

WEINSTEIN, J. E.; CROCKER, B. K.; GRAY, A. D. From macroplastic to microplastic: Degradation of high-density polyethylene, polypropylene, and polystyrene in a salt marsh habitat. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 35, n. 7, p. 1632-1640, 2016.

WIEWEL, B. V.; LAMOREE, M. Geotextile composition, application and ecotoxicology—A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 317, p. 640-655, 2016.

WWF. Brasil é o 4º país do mundo que mais gera lixo plástico. 2019. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?70222/Brasil-e-o-4-pais-do-mundo-que-mais-gera-lixo-plastico>. Acesso em: 5 fev. 2025.

Zattera, A. J., Bianchi, O., Zeni, M., & Ferreira, C. A.. (2005). Caracterização de resíduos de copolímeros de etileno-acetato de vinila - EVA. *Polímeros*, 15(1), 73–78. <https://doi.org/10.1590/S0104-14282005000100016>

ZETTLER, E. R.; MINCER, T. J.; AMARAL-ZETTLER, L. A. Life in the “plastisphere”: microbial communities on plastic marine debris. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 13, p. 7137-7146, 2013.

ZHANG, Yang *et al.* Promising indicators for monitoring microplastic pollution. **Marine Pollution Bulletin**, v. 182, p. 113952, 2022.

ZUBRIS, K. A. V.; RICHARDS, B. K. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. **Environmental pollution**, v. 138, n. 2, p. 201-211, 2005.