



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA**  
**INSTITUTO DE QUÍMICA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA**

**FRANCISCO VINÍCIUS MORAIS DO NASCIMENTO**

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS  
E SEUS EFEITOS SOBRE A COMPOSIÇÃO ELEMENTAR DE  
INFUSÕES DE CAFÉ SERVIDOS EM COPOS DE  
POLIESTIRENO**

Salvador

2025

**FRANCISCO VINÍCIUS MORAIS DO NASCIMENTO**

**AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS  
E SEUS EFEITOS SOBRE A COMPOSIÇÃO ELEMENTAR DE  
INFUSÕES DE CAFÉ SERVIDOS EM COPOS DE  
POLIESTIRENO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química, Instituto de Química, Universidade Federal da Bahia, como requisito para obtenção de grau de Mestre em Química.

Orientador: Prof. Dr. Rodolfo de Melo Magalhães Santana

Salvador

2025

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Universitária de Ciências e Tecnologias Prof. Omar Catunda, SIBI – UFBA.

N244 Nascimento, Francisco Vinícius Moraes do

Avaliação da contaminação por microplásticos e seus efeitos sobre a composição elementar de infusões de café servidos em copos de poliestireno/ Francisco Vinícius Moraes do Nascimento. – Salvador, 2025.

71 f.

Orientador: Prof.º Dr. Rodolfo de Melo Magalhães Santana

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia. Instituto de Química, 2025.

1. Microplástico. 2. Contaminação. 3. Infusão de café. 4. Composição elementar. 5. Poliestireno. I. Santana, Rodolfo de Melo Magalhães. II. Universidade Federal da Bahia. III. Título.

CDU: 543.275.3



## TERMO DE APROVAÇÃO

### FRANCISCO VINÍCIUS MORAIS DO NASCIMENTO

Avaliação de contaminação por microplásticos e seus efeitos sobre a composição elementar de infusões de café servidos em copos de poliestireno

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Química, Universidade Federal da Bahia, pela seguinte banca examinadora:

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** RODOLFO DE MELO MAGALHAES SANTANA  
Data: 14/08/2025 13:49:47-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Rodolfo M. de Magalhães Santana  
Doutorado em Química, Universidade Federal da Bahia (UFBA)  
Universidade Federal da Bahia

Prof. Dr. Marco Tadeu Grassi  
Doutorado em Química, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)  
Universidade Federal do Pará

Documento assinado digitalmente  
**gov.br** ANIBAL DE FREITAS SANTOS JUNIOR  
Data: 15/04/2025 07:38:19-0300  
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Aníbal de Freitas Santos Júnior  
Doutorado em Química, Universidade Federal da Bahia (UFBA)  
Universidade do Estado da Bahia

Salvador, 04 de abril de 2025.

*In memoriam,*

*Minha mãe e avó, que apesar dos percalços da vida, possibilitaram que eu florescesse, sem medo de ser o quê e quem eu sou. Que o adeus de outrora seja o prelúdio de um até logo.*

## AGRADECIMENTOS

Alçar voo não é tarefa fácil, sem os aqui, jamais teria alcançado as estrelas...

À minha mãe por todo carinho, amor, escuta e ombro a mim dados, pelo olhar de acolhimento e todo o ensinamento sobre respeitar e amar o próximo. A alma de maior luz que já conheci, e uma saudade imensa que tenho em ter você fisicamente ao meu lado, mãe.

Ao meu irmão, por todo amor e apoio sempre dado, pelas broncas também e o ombro amigo que mesmo de longe, posso sentir ao meu lado, te amo bicho véi.

À minha família como um todo, por toda a atenção, carinho e ensinamento, em especial ao meu avô Seu Paulo, a minha avó, Dona Maria, a minha tia, Titia, minhas madrinhas, Dona Maria de Seu Raimundo, e Claudiana, aos meus primos, e todos mais, amo vocês.

Aos meus amigos, Marcella, Ayslana, Shelda, Vitória, Carol, Elaine, Guilherme, Isabella, Levi, Kerolaine, Leila, Mylena, e todos mais que, cada um ao seu modo, me seguraram nesse período.

Ao pessoal do IQ, tomando um espaço em especial para Lu e Su, como também Duda, Jonatas, Gio, Lucas e todos mais.

Aos meus colegas, que estiveram comigo em todo esse percurso, desde o Vinícius de 10 anos, até o rapaz de hoje.

Aos meus professores, desde a UFC até hoje aqui na UFBA, gigantes os quais são os ombros em que me apoio para enxergar o futuro.

Ao meu orientador, Professor Doutor Rodolfo, por todo conhecimento compartilhado, paciência e tempo, na busca de formar mais um indivíduo nesse mundo da química.

À Professora Doutora Gal, por todo carinho e conselho nesse meu primeiro contato com a UFBA.

Ao Professor Doutor Leonardo e Professor Doutor Fábio, pelo apoio e seguridade passados a um colega em formação.

À Denise, pelas conversas partilhadas, risadas e percepções de uma vida que nos aproxima em situações nunca pensadas.

À família Ribeiro, que me acolheu em solo camaçariense de uma maneira que eu jamais esperaria, sendo um dos alicerces que me segurou na Bahia.

Aos órgãos de fomento, CAPES, CNPq e FAPESB, pelo suporte fornecido e estrutura possibilitada em especial a FAPESB pelo fomento através do projeto com termo de outorga N° APP.

À minha sogra, Eunice, pelo carinho e acolhimento dados, por todo o esforço despendido comigo e atenção.

À Filipe, o Batista, e Santos também, por todo o amor, carinho, confiança e principalmente companheirismo fornecidos nesses anos. Onde se nutre amor, colhe-se felicidade, e quem seriam eu, meu coração e mente, sem poder partilhar essa vida com você.

*Nanos gigantum humeris insidentes*



NASCIMENTO, F. V. M. – Avaliação da contaminação por microplásticos e seus efeitos sobre a composição elementar de infusões de café servidos em copos de poliestireno – Instituto de Química, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2025.

## RESUMO

A contaminação de alimentos e bebidas por microplásticos (MP) provenientes do ambiente, embalagens e recipientes tem sido observada nos últimos anos. Além disso, processos adsorptivos envolvendo MP e espécies inorgânicas em meio aquoso foram observados. No entanto, estudos sobre o efeito dos MP na composição inorgânica de alimentos e bebidas ainda são escassos. Assim, este trabalho tem como objetivo determinar MP e seus impactos, como elementos adsorventes, sobre a concentração de Ca, K, Mg, Mn e P em infusões de café servidas em copos de poliestireno (PS). Inicialmente o efeito da temperatura sobre a disponibilização de MP em copos PS foi avaliado ao se verificar a quantidade de MP liberados com água a temperatura ambiente ( $T_{\text{Ambiente}}$ ) e a 70 °C ( $T_{70}$ ). Subsequentemente, infusões de café de 5 marcas (A, B, C, D e E) foram preparadas, passando-se água aquecida pelo pó de café contido em filtros de papel e adicionadas a copos de vidro (grupo controle, GC) e em copos de PS (grupo plástico, GP), com 150 mL de infusão de café em cada copo. As amostras GC e GP ( $n = 10$ , cada) foram submetidas a digestões alcalinas (KOH 10% m v<sup>-1</sup> e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30% m v<sup>-1</sup>) para determinar o teor (MP/150 mL) de MP nas infusões. Para a análise da composição elementar (Ca, K, Mg, Mn e P), infusões de café filtradas ( $n = 3$ ) de ambos os grupos passaram por digestão ácida (HNO<sub>3</sub> 65% m v<sup>-1</sup> e H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30% m v<sup>-1</sup>) assistida por micro-ondas para posterior análise por espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado. As infusões de café em copos plásticos apresentaram  $12 \pm 11$  MP/150 mL, na forma de fibras ( $6 \pm 9$  MP/150 mL) e fragmentos ( $6 \pm 5$  MP/150 mL), enquanto  $T_{\text{Ambiente}}$  e  $T_{70}$  apresentaram  $10 \pm 4$  e  $21 \pm 4$  MP/150 mL, respectivamente, sendo  $5 \pm 2$  e  $11 \pm 3$  MP/150 mL fibras, e  $3 \pm 2$  e  $9 \pm 2$  MP/150 mL fragmentos plásticos. Quatro marcas de café (A, B, D e E) do grupo PS apresentaram diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ) para as concentrações de Ca. Da mesma forma, o teor de K e Mg em GP apresentou diferenças significativas em relação ao GC nas amostras de café arábica (D e E). Para o teor de Mn, a amostra de café D exibiu uma diferença significativa. Em geral, foi observada uma diminuição de  $11,8 \pm 0,2\%$  (Mg),  $10,2 \pm 0,7\%$  (K),  $22 \pm 9\%$  (Mn), e  $25 \pm 16\%$  (Ca) para amostras de GP. A variação de conteúdo mais significativa foi observada para Ca, especialmente para a amostra A (*ca.* 49%). Portanto, o estudo demonstrou a liberação de MP do copo de PS para a infusão de café a 70 °C, e uma diminuição significativa ( $p \leq 0,05$ ) na concentração de Ca, K, Mg e Mn quando a infusão passa pelo copo de plástico.

Palavras-chave: Microplástico. Contaminação. Infusão de café. Composição elementar. Poliestireno.

## ABSTRACT

The contamination of food and beverages with microplastics (MP) from environmental, packaging, and containers has been evidenced in recent years. Moreover, adsorptive processes involving MP and inorganic species in aqueous media have been reported. Nevertheless, studies on the effect of MP on the inorganic composition of food and beverages are still scarce. Thus, this work aims to determine the presence of MP and their impacts on the concentration of Ca, K, Mg, Mn, and P from coffee infusions served in polystyrene (PS) cups. Initially, the effect of temperature on MP release from PS cups was assessed by measuring the amount of MP released with water at room temperature ( $T_{\text{Room}}$ ) and at 70 °C ( $T_{70}$ ). Subsequently, coffee infusions from five brands (A, B, C, D, and E) were prepared by pouring heated water on ground coffee in paper filters, and the resulting infusions were added individually to glass cups (control group, CG) and to PS cups (plastic group, PG) with 150 mL of coffee infusion in each cup. CG and PG samples ( $n = 10$  each) were subjected to alkaline digestion (10% w v<sup>-1</sup> KOH and 30% w v<sup>-1</sup> H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) to determine MP content (MP/150 mL). For the elemental composition analysis (Ca, K, Mg, Mn, and P), filtered coffee infusions ( $n = 3$ ) from both groups underwent microwave-assisted acid digestion (65% w v<sup>-1</sup> HNO<sub>3</sub> and 30% w v<sup>-1</sup> H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) followed by Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry (ICP OES) analysis. The coffee infusions in plastic cups exhibit a mean of 12±11 MP/150 mL, namely fibers (6±9 MP/150 mL), and plastic fragments (6±5 MP/150 mL), whereas the  $T_{\text{Room}}$  and  $T_{70}$  exhibit 10±4 and 21±4 MP/150 mL respectively, wherein 5±2 and 11±3 MP/150 mL were fibers and 3±2 and 9±2 MP/150 mL plastic fragments. Four coffee brands (A, B, D, and E) from the PS group showed significant differences ( $p \leq 0.05$ ) for the concentrations of Ca. Similarly, K and Mg content in PG showed significant differences from CG in Arabica coffee samples (D and E). As for the Mn content, coffee sample D showed a significant difference. Generally, a decrease of 11.8±0.2% (Mg), 10.2±0.7% (K), 22±9% (Mn), and 25±16% (Ca) was observed for PG samples. The most significant content variation was observed for Ca, especially for sample A (*ca.* 49%). Therefore, the study demonstrated the release of PS MP from the cup into the coffee infusion at 70 °C, and a significant decrease ( $p \leq 0.05$ ) in Ca, K, Mg, and Mn content when the infusion passes through the plastic cup.

**Keywords:** Microplastic. Contamination. Coffee infusions. Elemental composition. Polystyrene.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Formas de partícula de MP encontrados no meio ambiente sendo (a) fibra, (b) fragmento plástico, (c) filme, (d) pellet, (e) esférica e (f) espuma .....	18
Figura 2 – Polímeros e teores de MP encontrados em amostras de (a) grãos, (b) condimentos, (c) peixes e (d) carnes, ensacadas ou embaladas em plástico.....	22
Figura 3 – Filtro de mistura de ésteres de celulose (MCE) 0,45 $\mu\text{m}$ contendo o resíduo sólido da digestão alcalina da infusão de café 6% ( $\text{m v}^{-1}$ ) com emprego de NaClO sem etapa de separação por densidade. ....	35
Figura 4 – Digeridos da infusão de café 6% ( $\text{m v}^{-1}$ ) no décimo dia. Infusão de Café 6% (a), digerido com KOH 10% ( $\text{m v}^{-1}$ ) (b) sem $\text{H}_2\text{O}_2$ , com (b) $\text{H}_2\text{O}_2$ 0,67% ( $\text{v v}^{-1}$ ), (d) $\text{H}_2\text{O}_2$ 2,00% ( $\text{v v}^{-1}$ ) e (e) $\text{H}_2\text{O}_2$ 3,33% ( $\text{v v}^{-1}$ ) .....	36
Figura 5 – Espectros de absorção UV - vis dos digeridos de infusões de café contendo KOH a 10% ( $\text{m v}^{-1}$ ) e variadas concentrações de peróxidos, nomeadamente, 1 mL, 3 mL e 5 mL, correspondentes a 0,67% ( $\text{v v}^{-1}$ ), 2,00% ( $\text{v v}^{-1}$ ) e 3,33% ( $\text{v v}^{-1}$ ), respectivamente.....	37
Figura 6 – Microplásticos encontrados quando água foi adicionada a copos de PS, sendo fibras (a) e (b), e fragmentos plásticos (c) e (d).....	38
Figura 7 – Quantidade total (▪) de MPs encontrados a partir de copos de PS ( $n = 10$ ) quando em contato com água a temperatura ambiente e aquecidas (70 °C). Avaliação e quantificação por forma de partícula encontrada: fibra (•) e fragmento (▪) .....	39
Figura 8 – Dispersão de tamanhos das (a) Fibras e (b) Fragmentos plásticos, encontrados para os sistemas $T_{\text{Ambiente}}$ e $T_{70}$ .....	42
Figura 9 – Microplásticos encontrados no GC (a) - (d) e no GP (e) - (h) .....	44
Figura 10 – Quantidade total (▪) de MPs encontrados em infusões de café nos grupos controle e plástico. Avaliação e quantificação por forma de partícula encontrada: fibra (•) e fragmento (▪) .....	45
Figura 11 – Distribuição de tamanhos de (a) Fibras e (b) Fragmentos plásticos encontrados no GC e no GP.....	47
Figura 12 – Teor de Ca em infusões de café servidas em vidro (GC) e copos PS (GP) e variações percentuais entre os grupos.....	50
Figura 13 – Teor de K em infusões de café servidas em vidro (GC) e copos PS (GP) e variações percentuais entre os grupos.....	51
Figura 14 – Teor de Mg em infusões de café servidas em vidro (GC) e copos PS (GP) e variações percentuais entre os grupos.....	52

Figura 15 – Teor de Mn em infusões de café servidas em vidro (GC) e copos PS (GP) e variações percentuais entre os grupos.....	53
Figura 16 – Magnitude das diferenças entre os grupos em cada amostra e a significância estatística de cada para a concentração de P.....	54
Figura 17 – Estrutura monomérica do poliestireno .....	55
Figura 18 – Concentrações para os analitos (a) Ca, (b) K, (c) Mg, (d) Mn e (e) P, das infusões de cafés quando filtradas e não filtradas anteriormente à digestão .....	56

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação de MP baseado no tamanho de partículas segundo diferentes autores .....	17
Tabela 2 – Ocorrência de MP em amostras ambientais de solo, ar e água; e amostras biológicas .....	20
Tabela 3 – Ocorrência de MP em bebidas .....	25
Tabela 4 – Parâmetros instrumentais para as determinações por ICP OES.....	31
Tabela 5 – Tipo de café, com local de produção e características do produto descritas ao consumidor .....	33
Tabela 6 – Parâmetros de operação da digestão ácida assistida por micro-ondas.....	34
Tabela 7 – Registro de temperatura das alíquotas de água postas em contato com copos de poliestireno para os ensaios realizados em cada condição de temperatura (n = 10) .....	37
Tabela 8 – Medidas de tendência central e dispersão para o teor de MP por 150 mL determinados em copos de PS em contato com água a temperatura ambiente e aquecida (70 °C) .....	40
Tabela 9 – Amplitude e medidas de tendência central de tamanhos de partículas encontradas para T <sub>Ambiente</sub> e T <sub>70</sub> .....	41
Tabela 10 – Temperaturas aferidas das infusões de café investigadas para contaminação com MP em copos plásticos de PS .....	43
Tabela 11 – Quantidade de partículas encontradas nas amostras de infusões .....	45
Tabela 12 – Faixas e medidas de tendência central de tamanhos de partículas encontradas para GC e GP.....	46
Tabela 13 – Concentrações (mg L <sup>-1</sup> ) de Ca, K, Mg, Mn e P, obtidas para as infusões de café 6% (m v <sup>-1</sup> ) para os cafés do primeiro (A1 – E1) e segundo (A2 – E2) lotes avaliados. ....	49

## **LISTA DE ABREVIATURAS**

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária

ABS – Acrilonitrila butadieno estireno

GC – Grupo Controle

GP – Grupo Plástico

ICP OES – Espectrometria Ótica com Plasma Indutivamente Acoplado

MCE – Mistura de Ésteres de Celulose

MP – Microplásticos

NBR – Norma Brasileira

PE – Polietileno

PEAD – Polietileno de alta densidade

PEBD – Polietileno de baixa densidade

PES – Poliéster

PET – Polietileno tereftalato

PP – Polipropileno

PS – Poliestireno

PU – Poliuretano

PVC – Policloreto de vinila

ODS – Objetivos de desenvolvimento sustentável

RDC – Resolução de Diretoria Colegiada

RES – Resolução

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	17
1.1 MICROPLÁSTICO: DEFINIÇÕES, ORIGENS E PRESENÇA EM MATRIZES DE INTERESSE.	17
1.2 MICROPLÁSTICOS EM ALIMENTOS E BEBIDAS	21
1.2.1 Contaminação alimentar por microplásticos durante consumo	23
1.3 CONTAMINAÇÃO DE MP EM INFUSÕES DE CAFÉ	26
<b>2. OBJETIVOS</b>	28
2.1 OBJETIVO GERAL	28
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	28
<b>3. EXPERIMENTAL</b>	29
3.1 Reagentes e Soluções	29
3.2 Amostras	30
3.3 Instrumentação	30
3.4 Procedimentos	32
3.4.1 Procedimento de otimização da digestão alcalina	32
3.4.2 Avaliação da liberação de microplásticos em copos PS	32
3.4.3 Avaliação da presença de microplásticos em infusões de café servidas em copos PS	32
3.4.4 Avaliação da composição elementar da infusão de café na presença de microplásticos	33
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	35
4.1 OTIMIZAÇÃO da digestão alcalina PARA DETERMINAÇÃO DE MP	35
4.2 Avaliação da liberação de microplásticos de copos de poliestireno	37
4.3 Avaliação da presença de microplásticos em infusões de café servidas em copos de poliestireno	42

4.4 Avaliação da composição elementar da infusão de café na presença de microplásticos (Composição elementar das infusões de café).....	48
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>58</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>59</b>



## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1 MICROPLÁSTICO: DEFINIÇÕES, ORIGENS E PRESENÇA EM MATRIZES DE INTERESSE.

Microplásticos (MP) são partículas de polímeros sintéticos, não possuindo definição única determinada por órgãos como a União Internacional de Química Pura e Aplicada. Sua classificação, determinada pelo tamanho, varia entre estudos, podendo ser menores que 1 mm e maiores que 1000 nm (Andrady, 2015), em que tamanhos inferiores a este passam a ser considerados nanoplásticos ou incluem partículas maiores como mesoplásticos, que teriam tamanho intermediário entre MP e macropelásticos, sendo estes partículas de tamanho superior (Hartmann *et al.*, 2019).

Atualmente, a definição mais empregada deriva dos trabalhos pioneiros de Thompson e colaboradores (2004), em que definem MP como partículas poliméricas que podem conter aditivos bem como outros compostos químicos associados de forma intencional ou não, com tamanho igual ou inferior a 5 mm, sendo esta a definição utilizada no presente trabalho. A Tabela 1 traz um resumo de alguns trabalhos e suas definições de MP com relação ao tamanho das partículas estudadas.

Tabela 1 – Classificação de MP baseado no tamanho de partículas segundo diferentes autores

Nanoplástico	Microplástico	Mesoplástico	Macropelástico	Referências
N.E.	< 5 mm	N.E.	N.E.	(Thompson <i>et al.</i> , 2004)
< 1 µm	1 – 1000 µm	N.E.	> 5000 µm	(Browne, Galloway e Thompson, 2007)
< 20 µm	20 – 5000 µm	5 – 25 mm	> 25 mm	(Wagner <i>et al.</i> , 2014)
1 – 100 nm	1 – 5000 µm	N.E.	> 5000 µm	(Koelmans, Besseling e Shim, 2015)
< 1 µm	1 – 1000 µm	1 – 25 mm	2,5 – 100 cm	(Andrady, 2015)
< 335 µm	335 – 5000 µm	N.E.	> 5000 µm	(Koelmans <i>et al.</i> , 2017)

Fonte: Adaptado de Hartmann *et al.*, (2019)

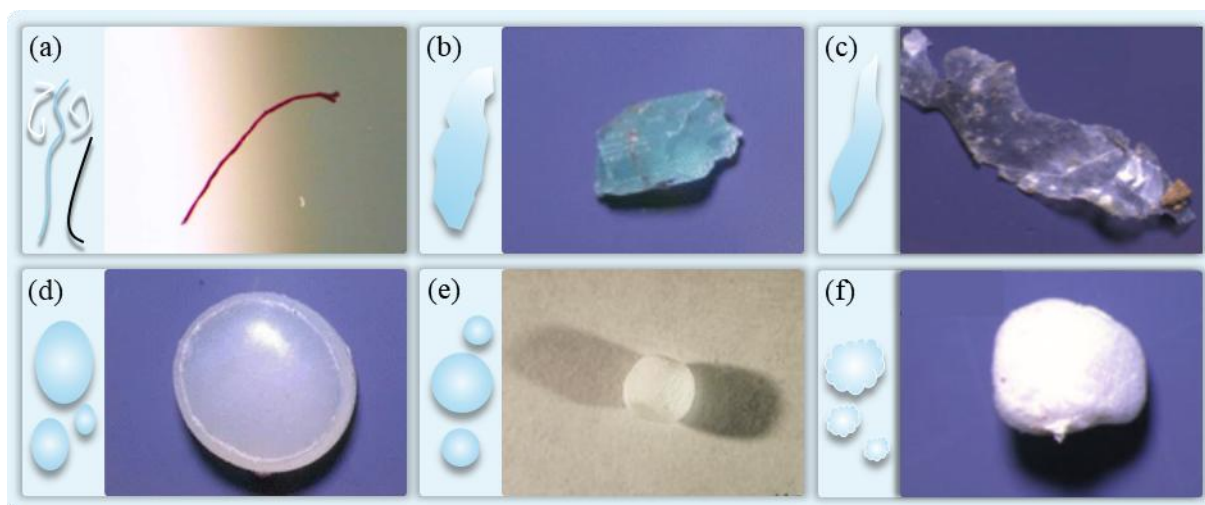
(\*): Definição de maior emprego

Para além do tamanho, a origem dos MP também é classificada se originados industrialmente ou a partir da fragmentação de macroplásticos, podendo ser influenciada por processos físicos, químicos ou biológicos (Huang, Hu e Wang, 2023; Singh, Varshney e Kaur, 2024). Sua origem, diferenciada acima, determina se são classificados em primários, quando produzidos intencionalmente, ou secundários, originados a partir da fragmentação de um material maior, sendo estes os de maior ocorrência na natureza (Jaafarzadeh *et al.*, 2024).

Com a manutenção da produção de plásticos, 12 milhões de toneladas de resíduos no meio ambiente são estimadas até 2050 (Yu, Yang e Singh, 2023), potencializando assim a incidência de MP em escala global. Classificados como contaminantes emergentes, MP têm demandado atenção da comunidade científica a respeito da extensão da contaminação, interações com outros contaminantes e impactos à saúde e ao ambiente (Liu *et al.*, 2023; Rahman, Sultan e Alam, 2023; Soares *et al.*, 2020; Veneman *et al.*, 2017).

Os MP não possuem forma ou tamanhos fixos, e, dada a sua origem, podem ser constituídos de vários tipos de polímeros distintos, bem como estar associados a outros materiais e organismos. Com relação à forma, podem ser classificados como fibras (ou filamentos), fragmentos plásticos (quando não possuem forma definida), filmes (semelhantes a folhas finas e pequenas), *pellets* (forma similar a grãos de lentilha), esféricas, ou ainda como espumas (*e.g.* partículas originadas de poliestireno expandido) (Qiao *et al.*, 2019) (Figura 1).

Figura 1 – Formas de partícula de MP encontrados no meio ambiente sendo (a) fibra, (b) fragmento plástico, (c) filme, (d) *pellet*, (e) esférica e (f) espuma



Fonte: Adaptado de Marrone *et al.* (2021), Sekar e Sundaram (2023), Wagner e Lambert (2018)

Em relação a composição polimérica, qualquer polímero plástico pode originar MP, sendo os tipos mais comuns aqueles com maior abundância e produção global como poliestireno, PS, poliéster, PES, polipropileno, PP, poliéster tereftalato, PET, polietileno, PE, seja de alta ou baixa densidade, PEAD e PEBD respectivamente, poliuretano, PU e policloreto de vinila PVC (Bond *et al.*, 2018; Burns e Boxall, 2018).

A ampla gama de tipos MP se dá devido a sua ubíqua presença em materiais do cotidiano desde peças de vestuário e embalagens de alimentos até materiais na construção civil. Assim, nesse ambiente circundado por plásticos, o volume de MP é de difícil estimativa, e um entendimento geral do montante de microplásticos gerados pelo homem ainda não foi alcançado (Athey e Erdle, 2022; Rocha-Santos e Duarte, 2015).

A percepção da problemática dos MP teve início no estudo da poluição plástica dos oceanos, quando, ainda durante a década de 90, MP primários utilizados em produtos de higiene pessoal eram apontados como possíveis contaminantes de interesse para o futuro (Gregory, 1996), não havendo, contudo, o termo microplástico sido instituído à época.

A preocupação com a poluição plástica tomou corpo nas décadas seguintes, e no início dos anos 2000 os primeiros trabalhos tratando de MP começaram a ser publicados (Barnes, 2005; Barnes *et al.*, 2009; Thompson *et al.*, 2004), abordando a poluição plástica e, agora, microplástica de ambientes marinhos costeiros, sendo ultimamente abordada no âmbito dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), atrelada principalmente a ODS 6 (água potável e saneamento) (Zhao e You, 2024).

No âmbito do estudo ambiental, investigações descritas na literatura indicam a presença de MP em amostras de solo, ar e água (Koutnik *et al.*, 2021; Yao *et al.*, 2022). Adicionalmente, há identificação de MP em organismos vivos, desde crustáceos (Başaran Kankılıç *et al.*, 2023; Kalinkina *et al.*, 2022; Rodríguez-Torres *et al.*, 2024), até mamíferos e animais de topo de cadeia, incluindo seres humanos (Jenner *et al.*, 2022; Li *et al.*, 2024). Uma descrição resumida desses achados em amostras ambientais e biológicas encontra-se sumarizada na Tabela 2.

Tabela 2 – Ocorrência de MP em amostras ambientais de solo, ar e água; e amostras biológicas

Polímero	Matriz / Amostra	Teor (p = partículas)	Referências
PA, PC, PE, PP, PS e PVC	Água	28 p km <sup>-2</sup>	(Bharath K <i>et al.</i> , 2021)
Rayon e PES	Fluído de lavagem broncoalveolar	0,57±0,27; 9,18±2,45 p / 100 mL de BALF*	(Baeza-Martínez <i>et al.</i> , 2022)
ACR, PA, PES e PP	Ar	N/A	(Cunningham <i>et al.</i> , 2022)
PE, PES, PET, PP, Silicone etc.	Expectoração	120±173 p / 10 mL	(Huang <i>et al.</i> , 2022)
PAN, PE, PES, PET, PMMA, PP, PS, PTFE e PU	Tecido pulmonar	0,80±0,96; 0,41±0,37; 3,12±1,30 p g <sup>-1</sup>	(Jenner <i>et al.</i> , 2022)
PA, PE, PET, PP e PVF	Ar	2559,70 p m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup>	(Jia <i>et al.</i> , 2022)
PE, PET, PMMA, PP e PS	Sangue	< 7 ng mL <sup>-1</sup>	(Leslie <i>et al.</i> , 2022)
PA, PE, PP e PS	Solo	619±822; 390±368 p kg <sup>-1</sup>	(Nematollahi <i>et al.</i> , 2022)
PE e PP	Solo	1868 a 10933 p kg <sup>-1</sup>	(Tunali <i>et al.</i> , 2022)
PE, PET, PP, PS e PVC	Ar	139±19; 114±12; 74±12 p m <sup>-2</sup> dia <sup>-1</sup>	(Yao <i>et al.</i> , 2022)
PA, PC, PE, PET, PS, PP, PU etc.	Água	9,59±3,95 p L <sup>-1</sup>	(Jin <i>et al.</i> , 2023)
PA, PET, PET <sub>d</sub> *, PP <sub>i</sub> ** e PU	Teia de aranha	6 a 1102 p local <sup>-1</sup>	(Costa <i>et al.</i> , 2024)
ABS, PC, PE, PET, PP, PS, PTFE e PVC	Sémen	N/A	(Li <i>et al.</i> , 2024)

Fonte: Autoria própria

N/A: não avaliado

(\*): BALF – fluido de lavagem broncoalveolar (\*\*): PP<sub>i</sub> – polipropileno isotático

(\*\*): PET<sub>d</sub> – polietileno tereftalato direto

Notoriamente, acumulou-se nesse período um maior número de dados a respeito de matrizes ambientais. Mais detalhadamente, de acordo com levantamento feito na base de dados *Web of Science*, ao pesquisar-se empregando a palavra-chave “*microplastics*”, observou-se um crescente número de investigações nos últimos 17 anos, em que o Brasil assumiu a 11ª posição no total de publicações, com 2,98% do total.

Nesse mesmo período, os trabalhos que foram publicados no tocante a amostras ambientais, utilizando-se as palavras-chaves “*ocean*”, “*river*”, “*lake*”, “*environment*”, “*soil*”, “*air*”, “*atmosphere*”, correspondem a cerca de 67,08% das publicações para um total de 12534 publicações. De outro modo, em cenário mais restrito, ao se buscar pelos termos “*microplastics*” AND “*food*”, apenas 1348 artigos, ou seja, 13,74% para mais de nove mil produções relacionadas a “*microplastics*”, nos últimos cinco anos. Nesse cenário, o Brasil tem cerca de 3% do total de trabalhos e 14% dos trabalhos tendo relação com alimentos (Web of Science, 2025). Assim, nota-se que a contaminação de alimentos por MP ainda demanda investigações, buscando-se preencher lacunas da literatura, concomitantemente, vale ressaltar a importância da manutenção da produção em áreas ambientais, como a marinha e a de solos.

## 1.2 MICROPLÁSTICOS EM ALIMENTOS E BEBIDAS

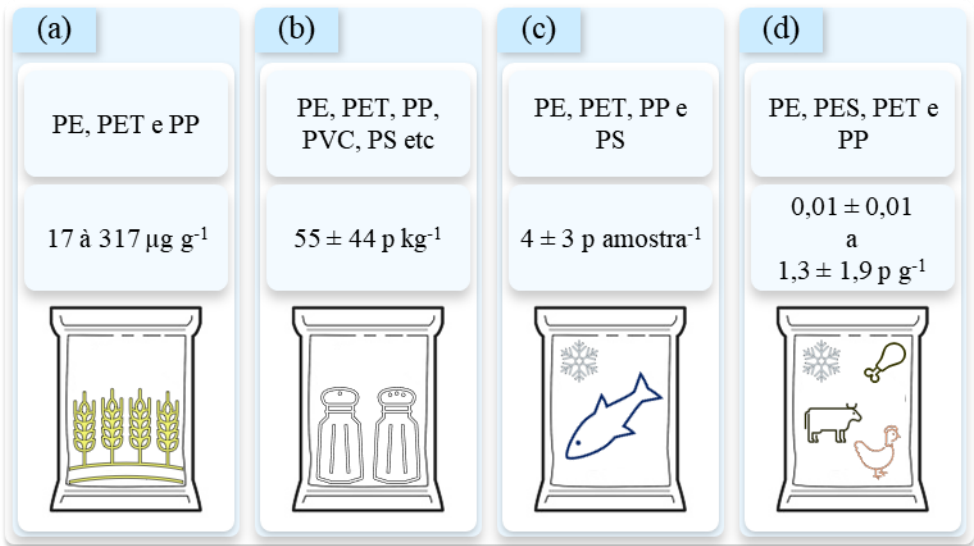
MP são objetos de estudo na alimentação de animais marinhos há mais de uma década (Lusher, McHugh e Thompson, 2013), enquanto receberam pouca atenção para a dieta humana. Reflexo disso, medidas governamentais visando diminuir a contaminação por MP em ambiente marinho foram propostas ainda durante os anos 2000, enquanto até o presente momento, nenhuma legislação contempla ou institui qualquer tipo de regulação da contaminação de MP em alimentos (Osuna-Laveaga *et al.*, 2023).

Alimentos e bebidas podem ser contaminados por MP em qualquer etapa da sua produção. Se de origem vegetal, a contaminação pode ocorrer ainda durante o plantio e crescimento, devido a presença de microplásticos no solo, água ou ar, podendo serem adsorvidos (na superfície de tecidos vegetais) ou absorvidos (interior de células ou órgãos) em diferentes compartimentos do vegetal, como nas raízes (Austen *et al.*, 2022). Consequentemente animais podem ser contaminados ao alimentarem-se de vegetais, bem como de outros animais caso estejam contaminados, ao ingerirem líquidos que contenham MP ou estarem expostos a uma

atmosfera também contaminada (Rehman *et al.*, 2024), propagando assim a contaminação através da cadeia alimentar alcançando humanos (Eze *et al.*, 2024).

De outro modo, alimentos e bebidas estão sujeitos à contaminação durante o processamento, distribuição ou consumo. Quanto ao armazenamento, a contaminação por embalagens foi descrita para amostra de grãos em sacos, (Dessi *et al.*, 2021; Gong *et al.*, 2023), condimentos (Cledera-Castro *et al.*, 2024; Dwiyitno *et al.*, 2021; Makhdoumi *et al.*, 2023; Pinheiro *et al.*, 2022), peixes (Ziino *et al.*, 2021), carnes (Katsara *et al.*, 2022; Milne *et al.*, 2024), e chá gelado, (Basaran *et al.*, 2024).

Figura 2 – Polímeros e teores de MP encontrados em amostras de (a) grãos, (b) condimentos, (c) peixes e (d) carnes embaladas em plástico.



Fonte: Adaptado de Dessi *et al.*, (2021), Makhdoumi *et al.*, (2023), Ziino *et al.*, (2021), (Milne *et al.*, 2024)  
p: partícula

Ainda, utensílios plásticos para consumo de alimentos e bebidas, como colheres e conchas (Cole *et al.*, 2024; Habib, Kindi, *et al.*, 2022; Habib, Poulouse, *et al.*, 2022), bem como do uso de recipientes plásticos como copos descartáveis (Zhou *et al.*, 2023), são veículos diretos de contaminação e ingestão de MP. Dessa forma, a liberação de detritos plásticos pela fragmentação física (Habib, Poulouse, *et al.*, 2022), efeito térmico (Hussain *et al.*, 2023) e até mesmo pela simples lavagem (Hee, Weston e Suratman, 2022), foram descritos. Devido ao amplo uso de materiais plásticos para consumo no dia a dia, bem como a possível exposição

direta no momento do consumo de alimentos e bebidas, potenciais formas de exposição relacionadas à contaminação por utensílios de consumo, detalhadas a seguir, são de grande interesse.

### **1.2.1 Contaminação alimentar por microplásticos durante consumo**

Utilizadas para armazenamento, transporte e consumo, embalagens estão constantemente associadas a alimentos, e sua composição impacta diretamente a qualidade, preservação e riscos que o consumo de um alimento pode trazer. As qualidades dos plásticos, como maleabilidade, rigidez, resistência, tornaram-no adequado para o armazenamento de alimentos, desde que normas de produção sejam obedecidas. Dessa maneira, e com o barateamento da produção, plásticos tornaram-se os constituintes principais das embalagens (Phelan *et al.*, 2022).

Nesse cenário, de acordo com a Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) 91/01, embalagens alimentícias são artefatos que estão em contato direto com o alimento, com o objetivo de o conter, no momento da sua fabricação até o momento do consumo, a fim de proteger o conteúdo interno de alterações, contaminações e adulterações (Brasil, 2001).

Para que estejam adequadas para desempenharem as funções de armazenamento e manuseio de alimentos, embalagens e utensílios plásticos precisam estar de acordo com normas de segurança estabelecidas, como a Norma Brasileira 13177 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR) (Brasil, 2012) que trata do potencial uma embalagem alterar o sabor do seu conteúdo, e a ABNT NBR 13230 (Brasil, 2008) que identifica e padroniza os tipos diferentes de polímeros que podem ser utilizados para acondicionamento de alimentos.

Além da ABNT, a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), também normatiza e propõe métricas a serem seguidas através de resoluções como a Resolução (RES) 105/1999 que estabelece condições gerais da utilização de embalagens e equipamentos em contato com alimentos (Brasil, 1999), e a RDC 56/2012 que trata especificamente dos monômeros, substâncias iniciadoras e polímeros permitidos para a fabricação de embalagens alimentícias (Brasil, 2012). Portanto, a regulamentação atual, não é explícita sobre substâncias proibidas em embalagens, porém, determina que quaisquer substâncias que não estejam presentes na “lista positiva” não devem ser utilizadas (Brasil, 2024). Dessa forma, tendo em vista que MP são constituídos do mesmo polímero que as embalagens, sua presença não é considerada na norma

vigente. Assim, não há avaliação quanto a possíveis contaminações microplásticas, sendo observada apenas a liberação de oligômeros com massa inferior a 1000 Da (Brasil, 2024).

Independentemente de serem reutilizáveis ou de uso único, embalagens e utensílios plásticos estão sujeitos a liberarem microplásticos sempre que usados, sendo a quantidade liberada influenciada pelo número de usos (Licciardello, 2024), composição polimérica (Du *et al.*, 2020) e pelas características físico-químicas do conteúdo (Zhang *et al.*, 2025).

Além desses, a temperatura é um fator importante na liberação de MP, já que alguns polímeros como PE, PP e PS são termoplásticos (Geyer, 2020). Kelishadi e colaboradores (2024), em estudo modelo, demonstraram que alimentos aquecidos a 60 e 120 °C aumentam o número de detritos de MP liberados, ao utilizarem água quente, em contato com vasilhas de PS. Similarmente, verificou-se que a liberação de MP foi aumentada com a temperatura, elevando-se em maior grau de 10 °C a 40 °C, ao avaliar copos de PE, PP e PS, sendo mais expressiva para copos de polipropileno (Chen *et al.*, 2023). A maior liberação de detritos não ocorre apenas no contato do líquido aquecido, como também ao se aquecer o líquido no recipiente, sendo intensificada (Hussain *et al.*, 2023).

Tratando-se de bebidas, a contaminação microplástica foi verificada em 2016 em água mineral vendida em garrafas de plástico e cerveja *pilsen*, em que foram encontradas fibras de PE e PS, além de celulose (Wiesheu *et al.*, 2016). Contudo, não foi determinada a origem das partículas encontradas. Similarmente, para amostras de água engarrafada em embalagens plásticas de 9 países destacou-se a presença de MP em 93% das amostras analisadas (Mason, Welch e Neratko, 2018). Em outro estudo água engarrafada em embalagens de vidro foi analisada e a presença de MP foi confirmada demonstrando que a contaminação da água mineral não é dependente somente da embalagem que a contém (Schymanski *et al.*, 2018). Foram também encontrados MP em amostras de leite (Diaz-Basantes, Conesa e Fullana, 2020; Kutralam-Muniasamy *et al.*, 2020), refrigerantes e energéticos (Shruti *et al.*, 2020), sucos (Socas-Hernández *et al.*, 2024) e chá (Güzel İzmirli e Gökkaya, 2024). A Tabela 3 traz um resumo desses estudos, contendo tipo de polímero, tamanho e teor de MP encontrados, elucidando a presença geral de MP em bebidas.



Tabela 3 – Ocorrência de MP em bebidas

Polímero	Amostra	Formato de partícula	Tamanho	Teor de MP (p L <sup>-1</sup> )	Referências
PA, PE, PES, PET e PS		Espuma, fibra, filme, fragmento plástico e pellet	> 100 µm	10.4	(Mason, Welch e Neratko, 2018)
PA, PE, PES, PET, PP, PS etc.	Água	N/A	5 µm a > 100 µm	118±88*	(Schymanski <i>et al.</i> , 2018)
PE, PES, PET e PS		Fibra, filme, fragmento plástico	200 – 1000 µm	105,8	(ref MP Concentrations in raw and drink water brazil)
PAAm <sup>**</sup> , PE e PP	Leite	Fibra e fragmento plástico	4 µm a > 3000 µm	54	(Diaz-Basantes, Conesa e Fullana, 2020)
PESU <sup>**</sup> e PSU <sup>**</sup>		Fibra e fragmento plástico	< 500 µm a 5 µm	6,5±2,3	(Kutralam-Muniasamy <i>et al.</i> , 2020)
ABS <sup>**</sup> , PA e PEA <sup>**</sup>	Energético	Fibra e fragmento plástico	< 1 mm	14±6	(Shruti <i>et al.</i> , 2020)
PA e PEA	Refrigerante	Fibra e fragmento plástico	0,1 mm a 3 mm	40±24	
PA, PE, PET, PP etc.	Chá	Fibra	< 500 µm a > 1000 µm	6±1	(Güzel İzmirli e Gökkaya, 2024)
PE, PES, PP, PVC etc.	Suco	Espuma, fibra e filme	45 µm a 5000 µm	65±24	(Socas-Hernández <i>et al.</i> , 2024)

Fonte: Autoria própria

N/A: Não avaliado

(\*): Apenas de um grupo de amostras

(\*\*): Acrilonitrila butadieno estireno (ABS), poliéster amida (PEA), poliacrilamida (PAAm), polietersulfona (PESU) e polisulfona (PSU)

Bebidas são fontes de risco para a ingestão de MP, pois são de fácil e rápido consumo, sendo, por muitas vezes, ingeridas em mais de um momento durante o dia, como água mineral, refrigerantes, chás e cafés. O grau de contaminação destes itens dependerá da forma como são armazenados, servidos e consumidos. Estudos que avaliem o grau de contaminação e o risco de ingestão de MP presentes em bebidas de grande consumo global, como chá, aumentaram nos últimos anos (Xing *et al.*, 2023). Porém, amostras de café ainda apresentam um número reduzido de estudos, mesmo sendo a terceira bebida mais consumida no mundo (Amour *et al.*, 2019).

### 1.3 CONTAMINAÇÃO DE MP EM INFUSÕES DE CAFÉ

Sendo uma das bebidas mais largamente consumidas ao redor do mundo, o café é peça central na dieta de grande parte da população, sendo o seu consumo uma possível via de ingestão de MP em grande quantidade, a depender da frequência de ingestão que um indivíduo possui. Segundo dados da Organização Internacional do Café, mais de 10 milhões de toneladas de café foram consumidas no mundo entre 2022 e 2023 (International Coffee Organization, 2023), denotando seu protagonismo nos hábitos mundiais. Nesse cenário, o Brasil desempenha um papel-chave, sendo o maior produtor de café do mundo e, atualmente, o segundo maior consumidor da bebida (Brasil, 2023), o que demonstra que a ingestão de bebidas à base de café faz parte da cultura e do dia a dia do brasileiro. Por exemplo, estima-se que a média de consumo de café do brasileiro seja de 1430 xícaras de 50 mL ao ano (Associação Brasileira da Indústria de Café, 2025).

O café pode ser consumido de diversas formas, a depender do seu preparo e de onde é servido, sendo mais comumente preparado na forma de uma infusão por filtração, em que o café é colocado em contato com água quente e posteriormente, ou concomitante, filtrada a solução resultante do preparo, com a utilização de filtros, de papel ou de tecido por exemplo.

Nesse contexto, observa-se que a eventual contaminação por MP pode ocorrer através do filtro, do recipiente que vá conter a infusão, da água utilizada no preparo, como também do ambiente onde se prepara a infusão de café. O café em pó também pode ser fonte de contaminação das infusões, caso apresente MP advindos da sua embalagem ou do processo de produção (Liang *et al.*, 2023).

Wang e colaboradores (2023) determinaram que existe contaminação de infusões de café preparadas a partir de sachês semelhantes aos de chá, avaliando a liberação de MP a partir desses sachês, encontrando MP de PE, PET, PP e *Rayon*, com mais de 80% das partículas tendo entre 10  $\mu\text{m}$  e 80  $\mu\text{m}$ . Quanto à exposição por consumo, determinaram que a ingestão de partículas pelo ser humano seria de pelo menos 18140 partículas por dia, não havendo impacto claro, vide que a porcentagem retida de café não foi avaliada (Wang *et al.*, 2023), bem como os efeitos da ingestão não foram estudados.

Em um segundo estudo, amostras simuladas de infusão de café feitas a partir de sachês contendo 11 a 13,3% ( $\text{m m}^{-1}$ ) de gordura cada, foram preparados em copos de PE, a fim de se determinar se nessas condições haveria uma maior liberação de partículas comparando-se com água quente, dado que por ser apolar, supôs-se que um maior teor lipídico propiciaria a fragmentação da embalagem. Entretanto, não foram observadas diferenças significativas entre os teores de MP determinados para os diferentes sistemas avaliados (Lee, Kong e Jeong, 2024).

Objetivamente, nota-se com base nos estudos supracitados que outras formas de preparo das infusões foram restritas ao uso de sachês. Adicionalmente, observa-se que o consumo de infusões de café em copos de PS, de fácil acesso e grande presença em supermercados brasileiros, não foi avaliado. Por fim, possíveis efeitos associados à presença de MP na composição elementar de infusões de café também não foram estudados.

Assim, avalia-se que investigações da contaminação em infusões de café que contemplem forma de preparo e consumo similar ao comum para brasileiros permitam trazer luz à exposição à MP e potenciais efeitos associados, nomeadamente no tocante à composição elementar de espécies inorgânicas presentes em infusões de café. Tal abordagem associa dois objetos de estudo que, até o presente momento, em que cabe o conhecimento teórico disponível, não foram avaliados em conjunto (i) a contaminação de MP oriundas de copos plásticos e (ii) potenciais efeitos adsorptivos sobre nutrientes inorgânicos como Ca, K, Mg, Mn e P.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar a contaminação por microplásticos em infusões de café servidas em copos descartáveis de poliestireno (PS) e os efeitos que esses detritos podem ocasionar na composição de espécies inorgânicas presentes nessas amostras.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- a) Quantificar o teor, em partículas / 150 mL, de MP em infusões de café;
- b) Determinar o tamanho e forma de MP liberados por copos de poliestireno simulando condições de consumo, com abaixamento da temperatura até 40 °C;
- c) Avaliar a influência da presença de MP em infusões de café na concentração de Ca, K, Mg, Mn e P empregando ICP OES.

### 3. EXPERIMENTAL

#### 3.1 REAGENTES E SOLUÇÕES

Todas as soluções utilizadas foram preparadas com reagentes de grau analítico e água ultrapura com resistividade específica de  $18,2 \text{ M}\Omega \text{ cm}^{-1}$  a  $25^\circ\text{C}$ , adquirida de um sistema de purificação de água Direct – Q 3 UV Smart (Merck, Alemanha). Todas as soluções e solventes foram previamente filtrados em um sistema a vácuo com a utilização de um filtro de mistura de ésteres de celulose, MCE (Merck, Alemanha), com diâmetro de poro de  $0,45 \mu\text{m}$  para remoção de eventuais detritos plásticos.

Para a realização da otimização da digestão alcalina de infusões de café foram utilizadas soluções KOH ( $C = 10\% \text{ m v}^{-1}$  ou solução saturada *aprox.*  $112\% \text{ m v}^{-1}$ ) obtidas a partir de KOH P.A (Merck, Alemanha), bem como uma solução de peróxido de hidrogênio,  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% ( $\text{v v}^{-1}$ ) (Merck, Alemanha). Posteriormente, para a etapa de separação do MP nos digeridos foi empregada solução de densidade de cloreto de sódio saturada ( $\text{NaCl}_{\text{Sat}}$ ), obtida a partir do sal de NaCl P.A (Synth, Brasil).

Já para a avaliação da composição elementar do café, no processo de digestão ácida assistida por micro-ondas, foram utilizadas soluções de ácido nítrico,  $\text{HNO}_3$  65% ( $\text{v v}^{-1}$ ) P.A (Merck, Alemanha) e  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% ( $\text{v v}^{-1}$ ) (Merck, Alemanha). Para preparo das soluções de calibração utilizou-se de uma solução de  $\text{HNO}_3$   $1 \text{ mol L}^{-1}$  e soluções padrão (SpecSol, Brasil) dos elementos Ca, Mg, Mn e P ( $1000 \text{ mg L}^{-1}$ ) e K ( $10000 \text{ mg L}^{-1}$ ). A determinação do carbono orgânico dissolvido (DOC) foi feita utilizando-se de uma solução de ácido cítrico (solução estoque com  $10000 \text{ mg L}^{-1}$ ), produzida a partir do ácido cítrico monohidratado P.A (Merck, Alemanha).

A descontaminação das vidrarias, frascos e outros materiais de uso geral para a determinação da composição elementar foi realizada em banho de  $\text{HNO}_3$  10% ( $\text{v v}^{-1}$ ), por, no mínimo, 24 h. Após, os materiais foram lavados abundantemente em água deionizada filtrada e secos à temperatura ambiente protegidos (cobertos) a fim de evitar contaminação por microplásticos de partículas transportadas pelo ar, resíduos de superfície e/ou fontes humanas.

### 3.2 AMOSTRAS

As amostras de infusão de café foram preparadas em laboratório em condições controladas de temperatura e emprego de materiais previamente descontaminados. Para tanto, foram adquiridas em estabelecimentos comerciais da cidade de Salvador 5 marcas distintas de café em pó, nomeadas de marca A, B, C, D e E. Por sua vez, os copos de PS utilizados no estudo foram de uma única marca e dois lotes, com volume indicado de 200 mL, também adquiridos em estabelecimentos comerciais da cidade.

A infusão de café foi preparada em concentração de 6% ( $\text{m v}^{-1}$ ) com 1600 mL de água deionizada filtrada aquecida utilizando-se de uma chaleira elétrica (Agaratto, Brasil) até a ebulição. A água aquecida foi passada por 96 g de pó de café (marca D) em filtro de papel alocado em coador plástico. Ao fim, a infusão de café era transferida para os copos plásticos e/ou de vidro.

### 3.3 INSTRUMENTAÇÃO

Todo o processo de manuseio das amostras, decomposição alcalina e separação por densidade, além da filtração de toda a água deionizada utilizada durante os procedimentos foi realizado no interior de uma capela de fluxo laminar, modelo FLH 1266/6 (Filterflux, Brasil), com velocidade do ar de  $0,45 \text{ (m s}^{-1}\text{)}$ .

Para a avaliação da presença de microplásticos, foi utilizado um estereomicroscópio modelo Stemi 305 (Zeiss, Alemanha), com ampliação de até 4x, juntamente com o software Labscope 4.3.2 (Zeiss, Alemanha), para contagem por inspeção visual e determinação de tamanhos das partículas encontradas, verificando-se seu formato e cor.

Para a decomposição ácida assistida por micro-ondas, utilizou-se de um forno de micro-ondas com cavidade, modelo Microwave Pro (Anton Paar, Áustria), com rotor equipado para até 8 frascos de quartzo com volume interno de 80 mL. A determinação da acidez residual dos digeridos foi realizada a partir de um titulador automático, modelo 848 Titrino Plus (Metrohm, Suíça).

Para a determinação elementar dos digeridos ácidos das infusões de café foi empregado ICP OES (iCAP PRO XP, Thermo Fisher Scientific, USA), equipado com detector de estado sólido com arranjo de dispositivo de injeção de carga (CID), operando entre os comprimentos 167 e 852 nm. A calibração do sistema ótico foi realizada com uma solução multielementar de referência. As linhas espectrais foram selecionadas considerando-se a intensidade do sinal para cada analito e suas respectivas sensibilidades. A Tabela 4 apresenta as características e condições experimentais para as determinações realizadas por ICP OES.

Tabela 4 – Parâmetros instrumentais para as determinações por ICP OES

Potência de medida (W)	1249
Radiofrequência do gerador (MHz)	27
Detector	CID
Policromador	Grade de difração Echelle e prisma de dispersão de CaF <sub>2</sub>
Faixa de comprimento de onda (nm)	167 – 852
Câmara de Nebulização	Ciclônica Tracey
Nebulizador	Concêntrico de quartzo
Tempo de integração de sinal (s)	5
Vazão do Gás do Plasma (L min <sup>-1</sup> )	13,5
Vazão do Gás Auxiliar (L min <sup>-1</sup> )	0,5
Vazão do Gás de Nebulização (L min <sup>-1</sup> )	0,5
Elementos e linhas espectrais de emissão	C 193,091; Ca 393,366; K 766,490; Mg 279,553; Mn 257,610; P 177,495

Para a avaliação da otimização do procedimento de digestão alcalina, um espectrofotômetro na região do visível e ultravioleta, modelo Cary 50 (Varian, USA) foi utilizado, operando entre os comprimentos de onda 200 nm e 800 nm.

### 3.4 PROCEDIMENTOS

#### 3.4.1 Procedimento de otimização da digestão alcalina

A otimização da digestão alcalina para determinação de MP foi realizada estudando a concentração de KOH (10% m v<sup>-1</sup> e 112% m v<sup>-1</sup>), tipo de agente oxidante auxiliar (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e NaOCl), bem como concentração de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (0,00%, a 3,33% v v<sup>-1</sup>, ou seja, alíquotas de 0 a 5 mL). Para todos os experimentos, os digeridos (proporção 1:1 volume da infusão de café:solução alcalina) foram mantidos por 10 dias em capela de fluxo laminar (Gündoğdu, Çevik e Ataş, 2020).

Como resposta analítica, análises espectrofotométricas foram realizadas para monitoramento da banda de absorção próxima à região do ultravioleta ( $\lambda = 350$  nm,  $n = 3$ ) em soluções diluídas (1:50) dos digeridos.

#### 3.4.2 Avaliação da liberação de microplásticos em copos PS

Para avaliar a liberação de MP em copos de poliestireno, foram realizados ensaios de contato estático com água em duas temperaturas. Primeiramente, cerca de 150 mL de água deionizada filtrada à temperatura ambiente ( $n = 10$ ) ou a 70 °C ( $n = 10$ ) foram transferidos para copos de PS. Após 30 minutos o conteúdo de cada copo foi filtrado separadamente utilizando o sistema de filtração a vácuo com filtros de MCE 0,45  $\mu$ m. Subsequentemente às filtrações, cada filtro foi colocado cuidadosamente guardado em uma caixa para secagem em temperatura ambiente. Após 1 dia, foram levados para análise estereomicroscópica.

#### 3.4.3 Avaliação da presença de microplásticos em infusões de café servidas em copos PS

Para a avaliação da presença de microplásticos em infusões de café, foi realizado um ensaio no qual a infusão de café preparada foi transferida ainda quente para copos de PS ( $n =$



10, denominado grupo plástico – GP) ou copos de vidro (n = 10, denominado grupo controle – GC). As amostras foram mantidas nos copos até atingir a temperatura de 40 °C e imediatamente submetidas à decomposição alcalina conforme procedimento supracitado empregando KOH 10% m v<sup>-1</sup> e 3 ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> concentrado. Os digeridos foram postos em contato com as soluções de densidade de NaCl por 2 dias para segregação das MP (Gündoğdu, Çevik e Ataş, 2020). As amostras tratadas foram analisadas por estereomicroscopia para quantificação e caracterização das MP. Vale ressaltar que, devido à limitação operacional, a avaliação das partículas, sua quantificação e caracterização, foi realizada em dias distintos, com metade das amostras avaliadas em um dia, e posteriormente a outra metade.

### 3.4.4 Avaliação da composição elementar da infusão de café na presença de microplásticos

Para a avaliação da composição elementar das infusões de café, 5 marcas, A, B, C, D e E (Tabela 5), tiveram os digeridos ácidos de suas infusões analisadas após estas serem servidas em copos de PS e em copos de vidro.

Tabela 5 – Tipo de café, com local de produção e características do produto descritas ao consumidor

Amostra	Espécie do grão	Local de produção	Moagem	Torra
A	Robusta	BA *	NI	NI
B	Robusta	RN *	NI	NI
C	Robusta	BA *	NI	NI
D	Majoritariamente Arábica	SP *	NI	Leve – Média
E	Arábica	MG *	NI	Média

Fonte: Autoria própria

NI: Não informada

(\*) BA – Bahia, MG – Minas Gerais, RN – Rio Grande do Norte, SP – São Paulo

O procedimento de digestão ácida foi empregado conforme descrito por Janda e colaboradores (2020) com pequenas modificações. Resumidamente, a 0,75 mL de infusão de café foram adicionados 4 mL de HNO<sub>3</sub> 65% (m v<sup>-1</sup>) e 1 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30% (m v<sup>-1</sup>). Para o programa de aquecimento, em virtude da diferença entre modelos de fornos de micro-ondas empregados, uma modificação do método proposto por Janda e colaboradores foi implementada. A fim de se obter uma temperatura de digestão de 180 °C conforme procedimento de referência, a potência do equipamento foi elevada a 700 W por 15 min e mantida à potência constante por 20 min. Por fim, a etapa de resfriamento dos frascos foi realizada por 20 min (Tabela 6).

Tabela 6 – Parâmetros de operação da digestão ácida assistida por micro-ondas

Etapa	Temperatura (°C)	Tempo (min)	Potência (W)
Rampa	180	15	700
Patamar	180	20	700
Resfriamento	55	20	0

Todas as rodadas de digestão contavam com uma triplicata dos grupos GP e GC e uma duplicata dos brancos analíticos. Ao final de cada rodada os digeridos foram transferidos para tubos de polipropileno graduados e diluídos para um volume final de 20 mL para as análises por ICP OES. A validação do método de digestão empregado não foi realizada, visto que o intuito da análise por ICP OES foi a verificação das diferenças dos teores de Ca, K, Mg, Mn e P das infusões de café entre o GP e o GC, logo, qualquer variação em um grupo seria observada no outro.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 OTIMIZAÇÃO DA DIGESTÃO ALCALINA PARA DETERMINAÇÃO DE MP

Inicialmente, a aplicação do procedimento proposto por Gündoğdu e colaboradores (2020) foi empregada. Porém, verificou-se que o aspecto final do digerido filtrado não possibilitava a avaliação da presença de microplásticos por estereomicroscopia devido à alta carga de resíduos sólidos (Figura 3). Assim, a modificação e adaptação do procedimento de decomposição foram avaliadas.

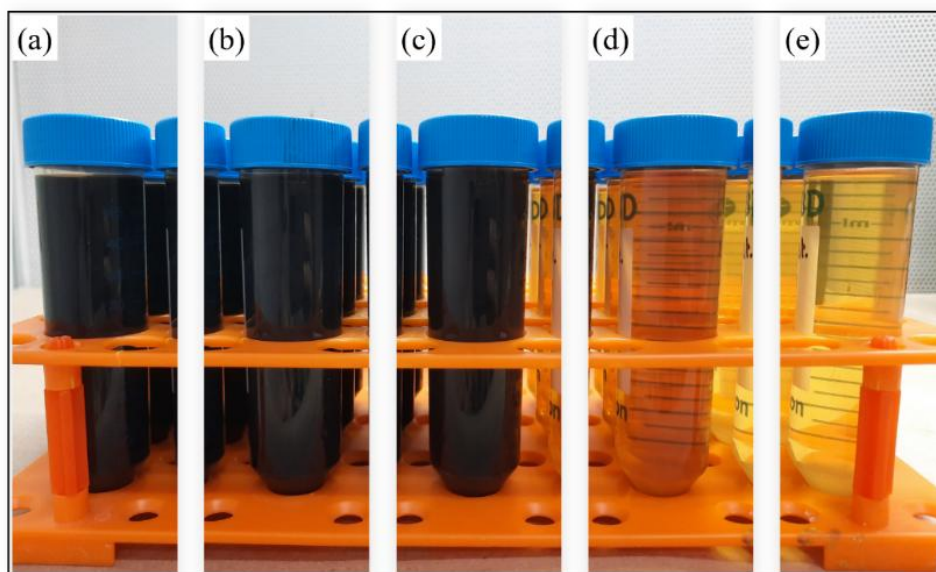
Figura 3 – Filtro de mistura de ésteres de celulose (MCE) 0,45  $\mu\text{m}$  contendo o resíduo sólido da digestão alcalina da infusão de café 6% ( $\text{m v}^{-1}$ ) com emprego de  $\text{NaClO}$  sem etapa de separação por densidade.



Assim, o oxidante auxiliar foi substituído por  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% ( $\text{m v}^{-1}$ ) visando a redução da coloração das soluções dos digeridos, bem como a redução de sólidos residuais. Os volumes de 1,0; 3,0 e 5,0 mL de  $\text{H}_2\text{O}_2$  empregados apresentaram efeitos notadamente distintos em relação

a coloração dos digeridos obtidos. Visualmente, a medida em que a concentração de peróxido de hidrogênio foi aumentada, menor a percepção de cor típica de infusões de café (Figura 4).

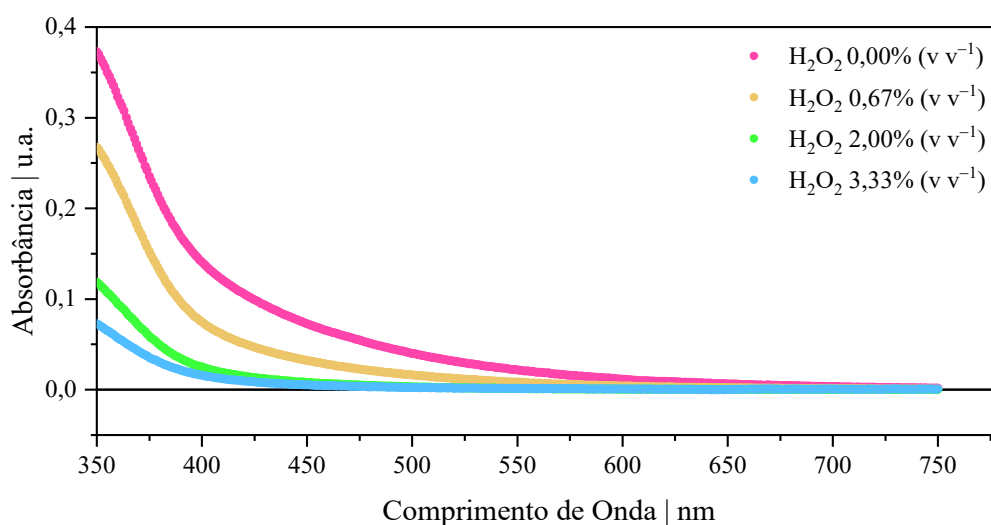
Figura 4 – Digeridos da infusão de café 6% ( $\text{m v}^{-1}$ ) no décimo dia. Infusão de Café 6% (a), digerido com KOH 10% ( $\text{m v}^{-1}$ ) (b) sem  $\text{H}_2\text{O}_2$ , com (b)  $\text{H}_2\text{O}_2$  0,67% ( $\text{v v}^{-1}$ ), (d)  $\text{H}_2\text{O}_2$  2,00% ( $\text{v v}^{-1}$ ) e (e)  $\text{H}_2\text{O}_2$  3,33% ( $\text{v v}^{-1}$ )



Posteriormente à obtenção dos digeridos nas três concentrações de peróxido de hidrogênio propostas, foram realizadas análises por espectrofotometria UV-Vis a fim de verificar se o clareamento das amostras era corroborado pelo decréscimo da banda de absorção. Pode-se observar (Figura 5) que à medida que a concentração de peróxido de hidrogênio foi elevada houve a redução do sinal de absorção, especialmente na região do UV.

A variação do sinal de absorbância ( $\lambda = 350 \text{ nm}$ ) dos digeridos com maior concentração de oxidante auxiliar a 3,33% ( $\text{v v}^{-1}$ ) e 2,00% ( $\text{v v}^{-1}$ ) frente ao de menor foi de  $-73 \pm 1\%$  e  $-56 \pm 3\%$  respectivamente. Para ambas as soluções de maior concentração foi observada diferença significativas frente a menor concentração de  $\text{H}_2\text{O}_2$  ( $p \leq 0,05$ ). O decréscimo entre a condição de 3,33% e a de 2,00%, foi de  $-39 \pm 3\%$ , porém, como a percepção visual do digerido era similar a condição de maior concentração, fixou-se a concentração de 2,00% ( $\text{v v}^{-1}$ ) de  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% ( $\text{m v}^{-1}$ ) para os ensaios posteriores.

Figura 5 – Espectros de absorção UV-Vis dos digeridos de infusões de café contendo KOH a 10% ( $\text{m v}^{-1}$ ) e variadas concentrações de peróxidos, nomeadamente, 1 mL, 3 mL e 5 mL, correspondentes a 0,67% ( $\text{v v}^{-1}$ ), 2,00% ( $\text{v v}^{-1}$ ) e 3,33% ( $\text{v v}^{-1}$ ), respectivamente.



## 4.2 AVALIAÇÃO DA LIBERAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS DE COPOS DE POLIESTIRENO

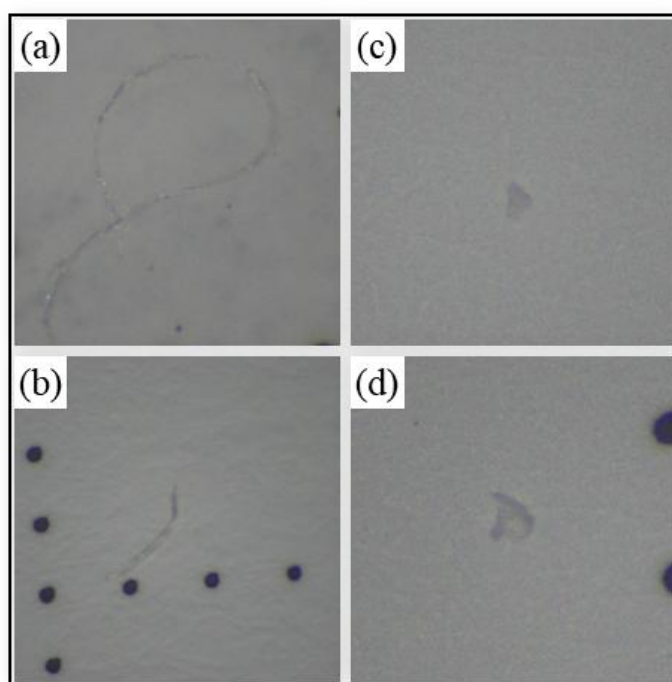
Inicialmente procedeu-se com os ensaios de liberação de MP do copo de PS a partir do contato com água deionizada previamente filtrada, avaliando-se a temperatura em duas situações: em temperatura ambiente e à 70 °C, para tal, a temperatura de contato inicial da água com o copo foi aferida (Tabela 7).

Tabela 7 – Registro de temperatura das alíquotas de água postas em contato com copos de poliestireno para os ensaios realizados em cada condição de temperatura ( $n = 10$ )

Réplica	Água em $T_{\text{Ambiente}}$	Água aquecida
1	23	72
2	23	72
3	23	69
4	22	73
5	23	74
6	23	73
7	22	71
8	23	71
9	23	70
10	23	71

Inicialmente, o efeito do contato da água com a superfície do copo de poliestireno foi avaliado com os copos retirados da mesma embalagem (pacote contendo 100 copos de PS de 200 mL) imediatamente antes da realização dos testes. Para todos os ensaios foi utilizado um volume aproximado de 150 mL de água deionizada filtrada. Todas as réplicas foram manuseadas e acondicionadas em capela de fluxo laminar. O conteúdo foi mantido em contato com os copos de PS por 30 min, tempo aproximado do necessário para o abaixamento da temperatura do café até 40 °C nas condições laboratoriais, sendo então filtrado para a determinação da quantidade de MP. Nesses ensaios, foram observadas MP em forma de fibras e fragmentos (Figura 6) para ambos os sistemas.

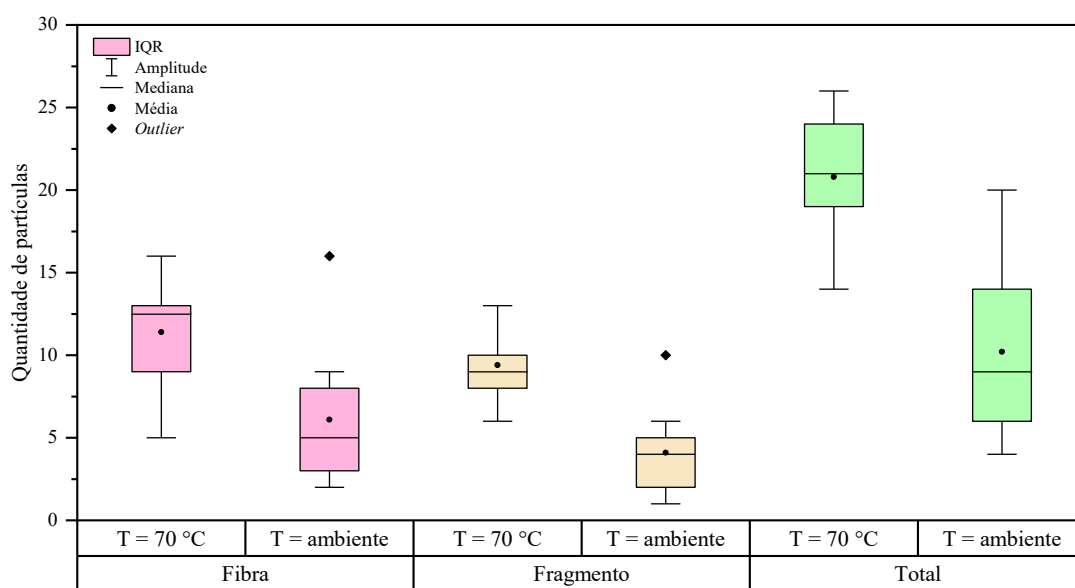
Figura 6 – Microplásticos encontrados quando água foi adicionada a copos de PS, sendo fibras (a) e (b), e fragmentos plásticos (c) e (d)



No tocante a quantificação de MP e comparação para ambas as temperaturas testadas, é importante salientar que desvios superiores a 10% são esperados para este tipo de análise (Akbulut *et al.*, 2024; Cole *et al.*, 2024; Wagner, Robberson e Allen, 2022). Isso se dá, pois, a liberação de MP depende da integridade do copo plástico, e variações na parede interna decorrentes do processo de fabricação podem levar a liberações distintas entre os copos avaliados, além do modo como são retirados, dado que uma maior fricção poderá causar uma maior liberação de partículas no líquido a ser condicionado (Kelishadi *et al.*, 2024).

Dessa forma, procedendo-se com a verificação de *outliers* para o teor de MP liberados do copo plástico, duas réplicas do sistema de água em temperatura ambiente, na ocorrência de fibras e fragmentos plásticos, possuíam um *outlier* cada (Figura 7). A determinação destes ocorreu através da avaliação da amplitude interquartil (IQR), estando os *outliers*, a uma distância superior a 1,5 vezes o IQR somado a média dos dados.

Figura 7 – Quantidade total (\*) de MPs encontrados a partir de copos de PS (n = 10) quando em contato com água a temperatura ambiente e aquecidas (70 °C). Avaliação e quantificação por forma de partícula encontrada: fibra (\*) e fragmento (\*)



Assim, excluindo-se ambos os *outliers*, obteve-se então, para o sistema em água T<sub>Ambiente</sub> e T<sub>70</sub>, um total de 10±4 e 21±4 partículas/150 mL (Tabela 8), respectivamente, sendo para fibras e fragmentos plásticos o teor encontrado para os copos com água à temperatura ambiente menor que para a água aquecida (Figura 7). Notou-se que para o caso em que a água está a 70 °C a liberação de partículas foi 104% maior, sendo de 128% para fibras e 173% maior para fragmentos (Tabela 8).

Tabela 8 – Medidas de tendência central e dispersão para o teor de MP por 150 mL determinados em copos de PS em contato com água a temperatura ambiente e aquecida (70 °C)

Partícula	Água T <sub>Ambiente</sub>		Água T <sub>70</sub>	
	Média	Mediana	Média	Mediana
Fibra	5±2	5	11±3 <sup>a</sup>	12,5
Fragmento	3±2	4	9±2 <sup>b</sup>	9
Total	10±4	9	21±4 <sup>c</sup>	21

p valor calculado de t de Student para: (a) 0,00528; (b) 0,00015; (c) 0,00005

A partir do teste *t* de Student, a diferença da liberação de partículas para quando se utilizou água quente em comparação à água em temperatura ambiente foi estatisticamente significativa ( $p \leq 0,05$ ). A diferença de liberação se deu devido ao efeito térmico ao qual o copo de PS foi submetido ao entrar em contato com o líquido aquecido, visto que, por ser um polímero termoplástico (Geyer, 2020), ao ter sua superfície modificada em uma temperatura mais elevada, acaba por liberar uma quantidade maior de partículas no meio (Chen *et al.*, 2023).

Observou-se, houve liberação de partículas em ambas as temperaturas (Tabela 8 e Figura 7) independentemente de se adicionar água aquecida ou em temperatura ambiente. Destaca-se que em estudo prévio foi observada uma liberação de MP cerca de 19 vezes maior para copos de PS em água à temperatura de 70 °C por litro de água (Chen *et al.*, 2023). O maior teor encontrado justificou-se na capacidade de observação das partículas, em que foi utilizado um microscópio eletrônico de varredura para a determinação do tamanho, frente a utilização da estereomicroscopia neste estudo.

A distribuição de tamanhos de partículas (Avaliadas segundo seção 3.3) variou entre 1 e 50 µm, tendo maior ocorrência entre 5 e 10 µm havendo baixa liberação de partículas maiores que 50 µm no estudo de Chen e colaboradores (2023), enquanto a menor partícula encontrada neste trabalho tem cerca de 16 µm (Tabela 9), e maior ocorrência estando entre 60 e 120 µm para fragmentos plásticos e 400 e 800 µm para fibras (Figura 8).



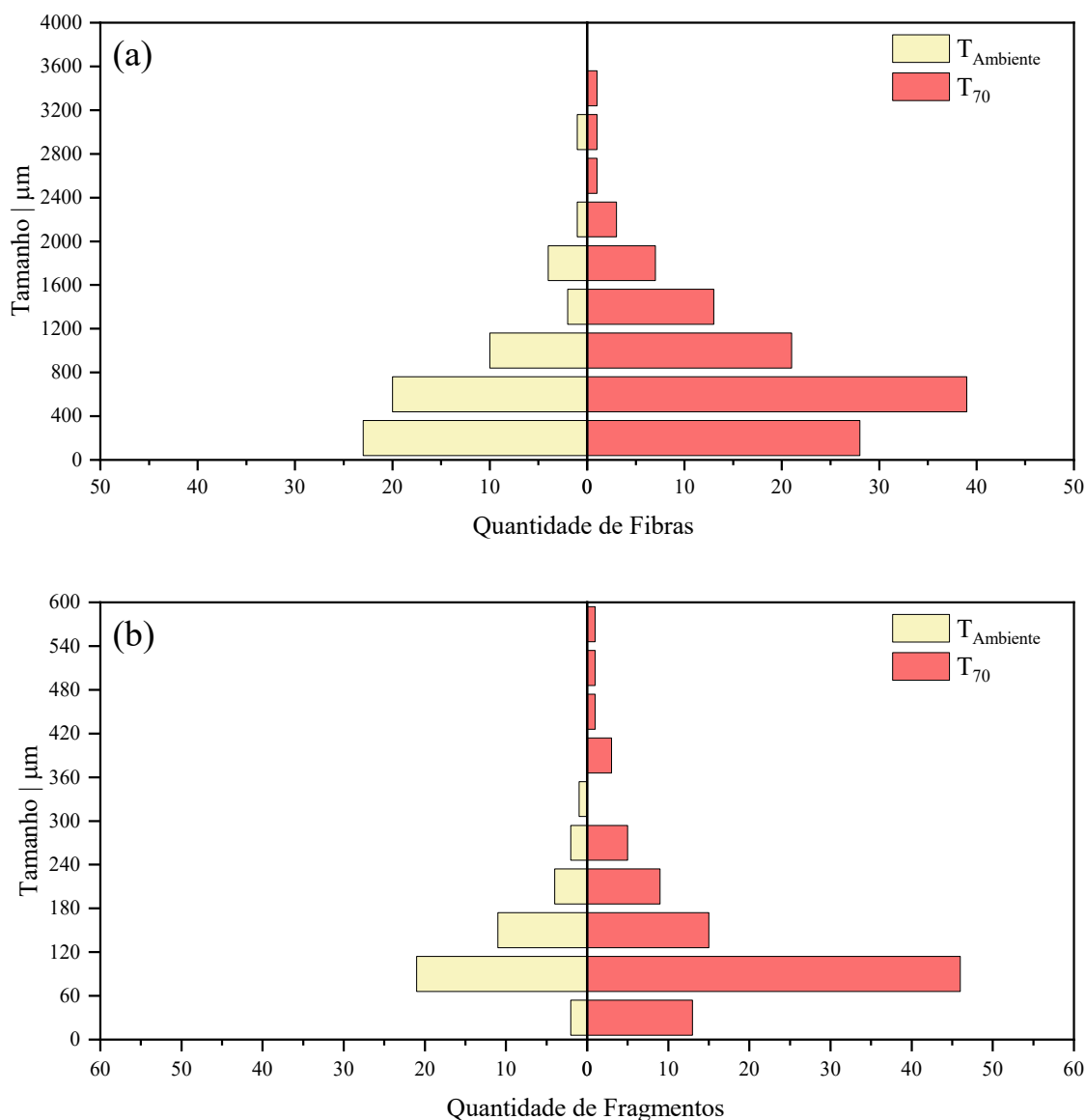
Tabela 9 – Amplitude e medidas de tendência central de tamanhos de partículas encontradas para  $T_{\text{Ambiente}}$  e  $T_{70}$

Partícula	Temperatura (°C)	Tamanho (µm)		
		Faixa	Médio	Mediana
<b>Fibra</b>	Ambiente	73 – 3111	681±582	537
	70	84 – 3395	854±620	707
<b>Fragmento</b>	Ambiente	42 – 347	127±66	115
	70	16 – 594	133±105	100

No tocante ao tamanho das partículas, foram encontradas partículas de 42 a 3111 µm para  $T_{\text{ambiente}}$  ( $n_{\text{MP}} = 102$  partículas) e 16 a 3395 µm  $T_{70}$  ( $n_{\text{MP}} = 208$  partículas) (Tabela 9), tendo-se cerca do dobro de partículas até 1600 µm quando a temperatura de contato é 70 °C frente à quando a água está em temperatura ambiente (Figura 8). As fibras apresentaram faixa de tamanho maior quando comparadas ao  $\text{MP}_{\text{fragmento}}$  variando de 73 a 3111 µm e 84 a 3395 µm para  $T_{\text{ambiente}}$  e  $T_{70}$  respectivamente, (Figura 8a e 8b).

A despeito da temperatura e da forma do MP, maior frequência de partículas foi encontrada nas faixas com menores tamanho, com  $n_{\text{MPfibra}} \geq 77\%$  menor que 1200 µm (Figura 8a) e, com  $n_{\text{MPfragmento}} \geq 78\%$  menor que 180 µm (Figura 8b) para  $T_{70}$ . Observou-se que para a temperatura maior a quantidade de MP foi maior em todas as faixas de tamanho apresentadas e formas de MP encontradas (Figura 8 a e b) dado o efeito da temperatura sobre polímeros termoplásticos, que, como já discutido, sofrerem alterações na sua forma ao serem aquecidos (Geyer, 2020), ocasionando numa maior liberação de partículas (Kelishadi et al., 2024).

Figura 8 – Dispersão de tamanhos das (a) Fibras e (b) Fragmentos plásticos, encontrados para os sistemas  $T_{\text{Ambiente}}$  e  $T_{70}$



#### 4.3 AVALIAÇÃO DA PRESENÇA DE MICROPLÁSTICOS EM INFUSÕES DE CAFÉ SERVIDAS EM COPOS DE POLIESTIRENO

Como já exposto, MP já foram encontrados em infusões de café, porém, preparadas em um sistema simulado com adição de gordura e utilizando um sachê para preparação (Lee, Kong e Jeong, 2024), e não por filtração. Além do que, não foram encontrados registros sobre

avaliação da liberação de MP a partir do contato de infusões de café com copos plásticos de poliestireno, havendo apenas a avaliação da liberação de MP de sachês de café esvaziados ao se passar água quente (Wang *et al.*, 2023).

Com isso, um sistema que buscou mimetizar as condições de preparo e consumo das bebidas de café foi proposto. Dado que a preparação de café por filtração é comumente empregada no Brasil (Domingues, Pereira e Bacic, 2021), a infusão de café foi preparada utilizando-se de um suporte para filtro de papel, filtro de papel e água deionizada filtrada aquecida em uma chaleira elétrica. Para a avaliação da liberação da contaminação por microplásticas, as infusões foram preparadas fazendo uso do pó de café comercialmente disponível da marca D.

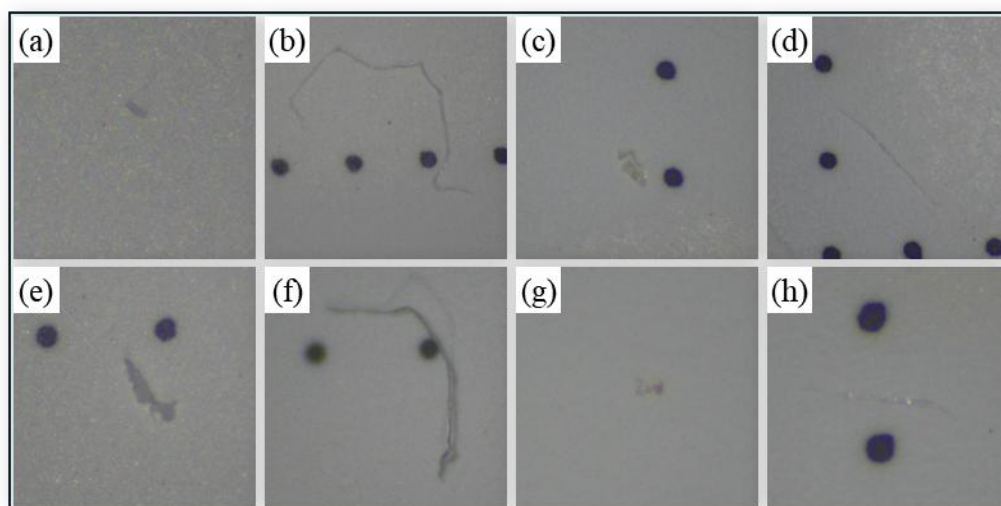
Logo após o preparo da infusão e o preenchimento dos copos de PS (grupo GP), as infusões tiveram suas temperaturas avaliadas e anotadas com o auxílio de um termômetro de infravermelho a laser. Repetidamente, a temperatura de contato da infusão de café com os copos de poliestireno foi de cerca de 70 °C (Tabela 10). Sendo esta temperatura de análise similar à de condução dos ensaios de liberação de MP com água.

Tabela 10 – Temperaturas aferidas das infusões de café investigadas para contaminação com MP em copos plásticos de PS

<b>Amostra</b>	<b>Temperatura (°C)</b>
01	68
02	71
03	70
04	70
05	68
06	72
07	71
08	74
09	70
10	67
Valor médio	70 ± 2

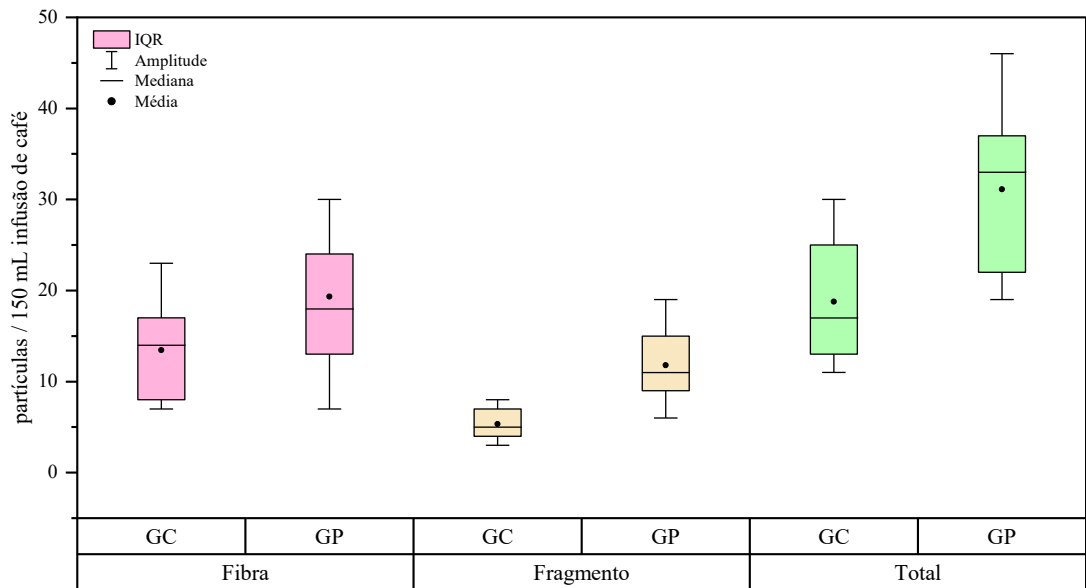
A partir da aplicação da infusão de café aos grupos GP e GC (Experimental – subitem 3.4.4) e realização das análises estereomicroscópicas foi observada a presença de MP em ambos os grupos (Figura 9). Dentre as partículas encontradas, destaca-se que partículas que não possuíam coloração branca ou esbranquiçada (*i.e.* a cor dos copos plásticos empregados) não foram levadas em conta para a contagem de microplásticos, pois foram consideradas como contaminação pelo ambiente ou materiais. Além do que, para boas práticas de análise de MP, recomenda-se que materiais plásticos de uso inevitável tenham cores distintas e conhecidas para que possam ser desprezados na etapa de contagem (Prata *et al.*, 2021).

Figura 9 – Microplásticos encontrados no GC (a) - (d) e no GP (e) - (h)



Analisando-se então a ocorrência de MP para os grupos controle e plástico, não foi evidenciada a presença de *outliers* (Figura 10), dentro de 1,5 vezes a amplitude interquartil. Percebe-se pela média e medianas (mais abaixo no GP frente ao GC), além da amplitude interquartil (IQR) que se encontra na parte inferior da amplitude total que no GP, a quantidade de fibras e fragmentos foi sempre superior a encontrada no GC (Figura 10).

Figura 10 – Quantidade total (■) de MPs encontrados em infusões de café nos grupos controle e plástico. Avaliação e quantificação por forma de partícula encontrada: fibra (■) e fragmento (■)



Os MP de coloração branca do GC podem ser oriundos das etapas de digestão, em que os reagentes utilizados são acondicionados em embalagens plásticas (*e.g.* KOH em embalagem de PEAD), e na etapa de separação por densidade (*e.g.* NaCl utilizado pode estar previamente contaminado com microplásticos de coloração branca). Assim, descontadas as possíveis contaminações por meio da análise do grupo GC, observou-se a liberação de MP em infusões de café servidas em copo PS. Em média, o grupo GP apresentou cerca de  $12 \pm 11$  detritos plásticos a mais, sendo uma diferença significativa ( $p \leq 0,05$ ) para o teor total e o teor de fragmentos, a partir do teste *t* de Student, denotando que a liberação de partículas se diferiu principalmente na quantidade de fragmentos plásticos (Tabela 11).

Tabela 11 – Quantidade de partículas encontradas nas amostras de infusões

Partícula	Grupo controle			Grupo plástico		
	Faixa (p / 150 mL de infusão)	Média	Mediana	Faixa (p / 150 mL de infusão)	Média	Mediana
<b>Fibra</b>	7 – 23	$13 \pm 5$	14	7 – 30	$19 \pm 8^a$	18
<b>Fragmento</b>	3 – 8	$5 \pm 1$	5	6 – 19	$12 \pm 4^b$	11
<b>Total</b>	11 – 30	$19 \pm 6$	17	19 – 46	$31 \pm 9^c$	33

p valor calculado de *t* de Student para: (a) 0,084; (b) 0,002; (c) 0,006

Dessa maneira, avaliando-se a situação de maior contaminação (menor teor do grupo GC) e maior liberação de partículas (maior teor do grupo GP), estima-se que um brasileiro possa ingerir até 12775 partículas, das quais 8395 seriam fibras e 5840 fragmentos em um ano se consumir 150 mL de infusão de café diariamente em copos de PS, sendo exposto a  $12 \pm 11$  partículas por dia. Complicações diversas, relacionadas à ingestão de MP, dado o potencial tóxico que possuem (Koelmans et al., 2022), podem ocorrer, sendo, entretanto, necessários estudos em humanos que correlacionem a ingestão dessas partículas e enfermidades que possam ser desencadeadas.

Semelhante ao observado para as partículas encontradas quando se adicionou água nos copos (Tabela 9), o GP, a mediana do tamanho de fragmentos foi de 100  $\mu\text{m}$ , enquanto a mediana para fibras é cerca de 25% maior, sendo 562  $\mu\text{m}$ . Já para o GC, os tamanhos de fibra e fragmento apresentaram valores maiores frente ao GP, evidenciando que a contaminação ambiente se difere da liberação de microplásticos do copo de PS (Tabela 12).

Tabela 12 – Faixas e medidas de tendência central de tamanhos de partículas encontradas para GC e GP

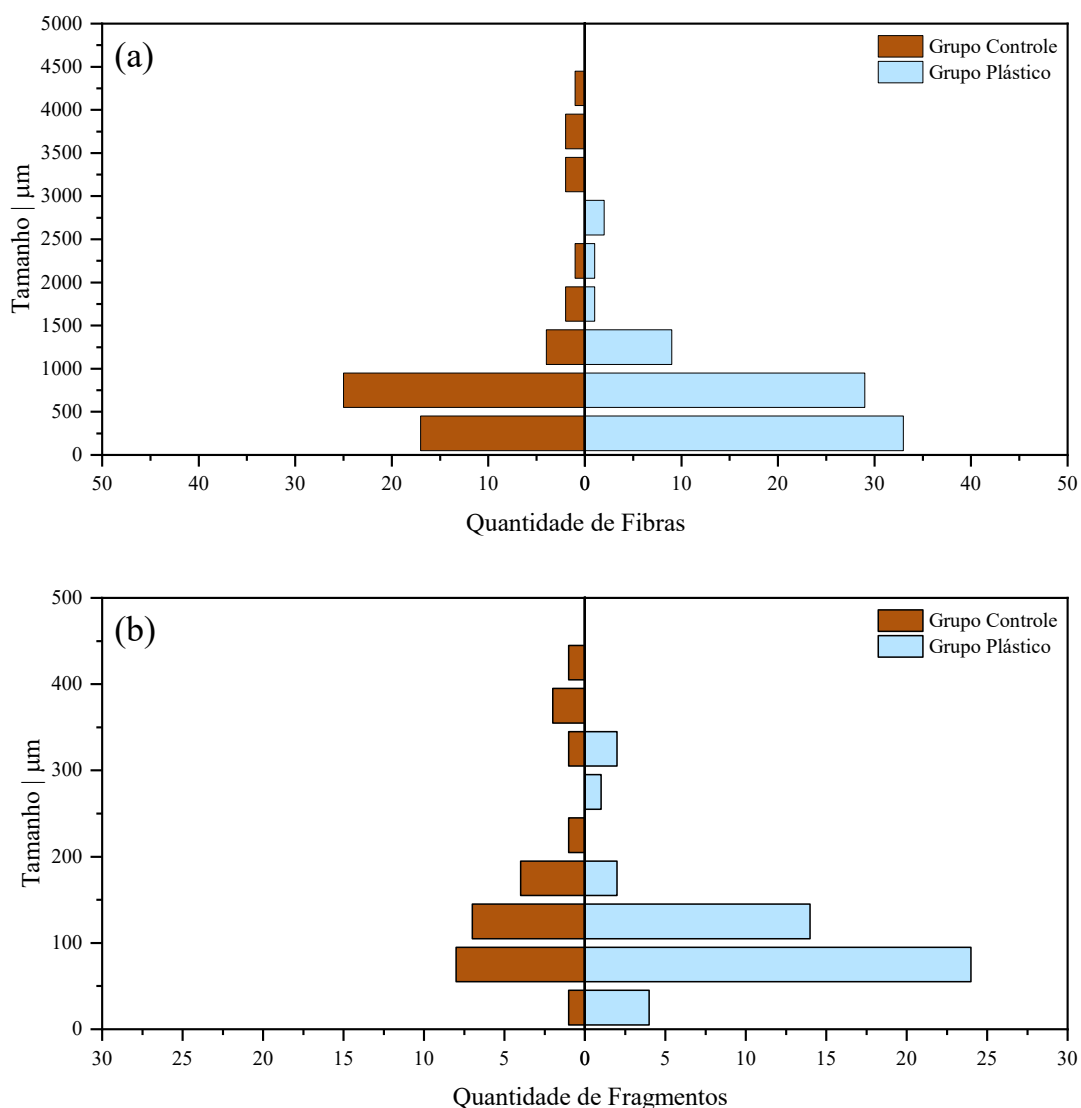
Partícula	Grupo	Tamanho ( $\mu\text{m}$ )		
		Faixa	Médio	Mediana
Fibra	Controle	189 – 4061	$951 \pm 933$	649
	Plástico	70 – 2700	$696 \pm 500$	562
Fragmento	Controle	46 – 419	$156 \pm 109$	132
	Plástico	18 – 317	$104 \pm 61$	94

Foi possível notar que quando expostos a infusão de café, estando essa a uma temperatura a 70 °C (Figura 11 a e b), a liberação de partículas teve perfil similar ao obtido quando água filtrada estava em contato com os copos de PS, seja em T ambiente ( $T_{\text{Ambiente}}$ ) ou à 70 °C ( $T_{70}$ ) (Figura 8 a e b), demonstrando que a temperatura é fator determinante para a liberação de partículas.

A presença de fibras no GC, ( $n_{\text{MP}} = 121$ ) foi inferior que no GP ( $n_{\text{MP}} = 174$ ), havendo 31,48% de fibras com tamanho  $\leq 500 \mu\text{m}$ , perante 44% (Figura 11 a). Foi possível verificar, também, que a presença de fibras com tamanho superior a 3000  $\mu\text{m}$  se deu apenas para o GC,

9,26% de ocorrência, tendo a maior fibra encontrada para o GP tamanho igual a 2700  $\mu\text{m}$ , o que mostra que, ainda que os teores não sejam distintos ( $p \leq 0,05$ ) (Tabela 11), o padrão de fibras liberadas é distinto.

Figura 11 – Distribuição de tamanhos de (a) Fibras e (b) Fragmentos plásticos encontrados no GC e no GP



Com relação aos fragmentos encontrados (Figura 11 b), o perfil de distribuição do tamanho de partículas foi similar quando a infusão de café é servida à 70  $^{\circ}\text{C}$  em copos de PS e quando coloca-se água aquecida (Figura 8 b), a uma temperatura similar, com 59,57% de partículas com tamanho  $\leq 100 \mu\text{m}$ , ante 50% para o sistema T<sub>70</sub> (Figura 8 b). Todavia, para o

caso da infusão de café, partículas superiores a 400 µm não foram encontradas quando servidas nos copos plásticos, e nenhuma partícula superior a 450 µm foi observada, independentemente do grupo, diferentemente de quando o líquido de contato foi com água aquecida 2,13% (Figura 8 b), sendo possível que perdas tenham ocorrido durante a separação de densidade conforme reportado anteriormente na avaliação da perda de MP de PE em amostras de água deionizada (Kim *et al.*, 2024).

#### 4.4 AVALIAÇÃO DA COMPOSIÇÃO ELEMENTAR DA INFUSÃO DE CAFÉ NA PRESENÇA DE MICROPLÁSTICOS (COMPOSIÇÃO ELEMENTAR DAS INFUSÕES DE CAFÉ)

Como visto, ao serem servidas em copos plásticos de poliestireno, as infusões de café, estando a uma temperatura média de 70 °C, foram expostas à contaminação por microplásticos. Assim, a avaliação de potenciais efeitos das MP sobre a composição de macronutrientes nas infusões foi estudada. Para tanto, foi realizada digestão ácida assistida por micro-ondas e determinando Ca, K, Mg, Mn e P por ICP OES em amostras filtradas, ou seja, com a remoção dos detritos plásticos antes da digestão ácida. A Tabela 13 traz os teores obtidos para todos os analitos avaliados.

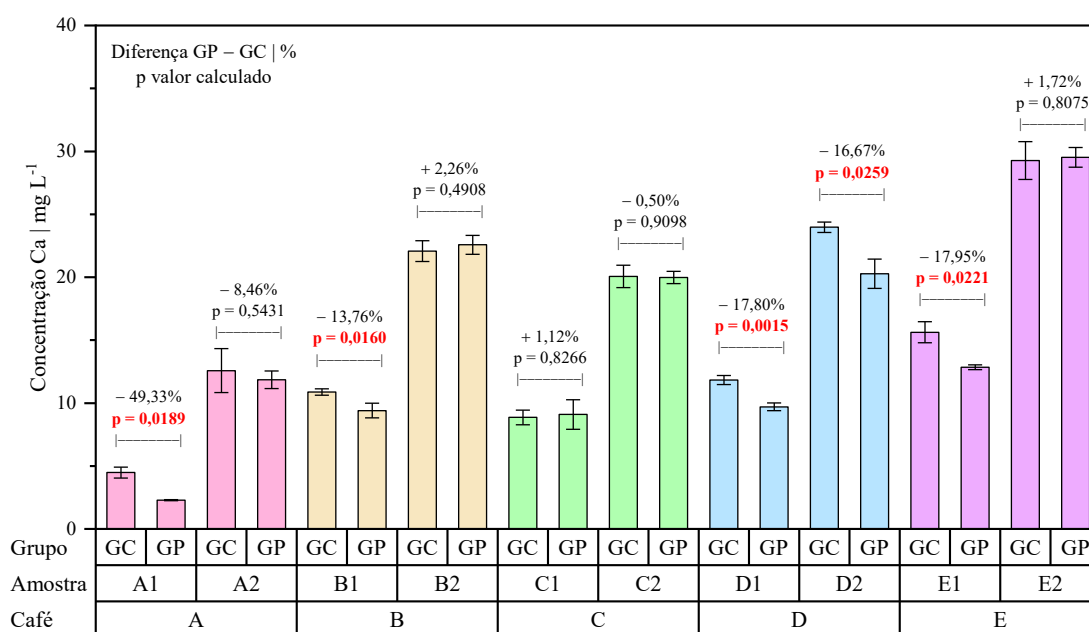


Tabela 13 – Concentrações (mg L<sup>-1</sup>) de Ca, K, Mg, Mn e P, obtidas para as infusões de café 6% (m v<sup>-1</sup>) para os cafés do primeiro (A1 – E1) e segundo (A2 – E2) lotes avaliados.

Infusão	Ca		K		Mg		Mn		P	
	GC	GP	GC	GP	GC	GP	GC	GP	GC	GP
<b>A1</b>	4,5±0,4	2,28±0,03	724±32	689±42	40±3	38±2	0,40±0,01	0,393±0,004	61±2	58±6
<b>A2</b>	13±2	11,9±0,7	842±73	740±44	46±4	41±2	0,045±0,001	0,0404±0,0003	53±7	49,1±0,4
<b>B1</b>	10,9±0,2	9,4±0,6	861±6	828±27	53,94±0,04	51±2	0,4323±0,0008	0,427±0,004	71,0±0,6	69±2
<b>B2</b>	22,1±0,8	22,6±0,7	1218±38	1205±24	72±2	72±1	0,196±0,009	0,193±0,005	66±1	67±1
<b>C1</b>	8,9±0,6	9±1	827±65	770±57	48±5	45±5	0,48±0,01	0,41±0,01	68±5	63±5
<b>C2</b>	20,1±0,9	20,0±0,5	1214±38	1209±27	74±2	73±2	0,123±0,007	0,122±0,004	65,9±0,7	67,0±0,2
<b>D1</b>	11,8±0,4	9,7±0,3	800±17	723±7	55±1	48±2	0,513±0,006	0,489±0,004	61±1	55,9±0,3
<b>D2</b>	24,0±0,4	20±1	1472±22	1259±69	88±1	75±4	0,265±0,006	0,21±0,02	71,4±0,9	65±2
<b>E1</b>	15,6±0,8	12,8±0,2	527±19	471±14	56±2	50±1	0,64±0,01	0,60±0,01	50±3	40±4
<b>E2</b>	29±1	29,5±0,8	996±21	1007±18	90±1	91±1	0,43±0,01	0,44±0,01	55±1	54,6±0,9

Quando a infusão de café foi servida em copos de PS, uma diminuição da concentração foi observada em relação às amostras do GC para os analitos Ca, K, Mg e Mn havendo diferença significativa. Para Ca foi observado que para as amostras que apresentaram diferença significativa ( $p \leq 0,05$ ) entre os grupos GP e GC houve sempre um decaimento no teor do elemento. As variações determinadas foram de -13,76 a -49,33% para as amostras A1, B1, D1, D2 e E1 (Figura 12).

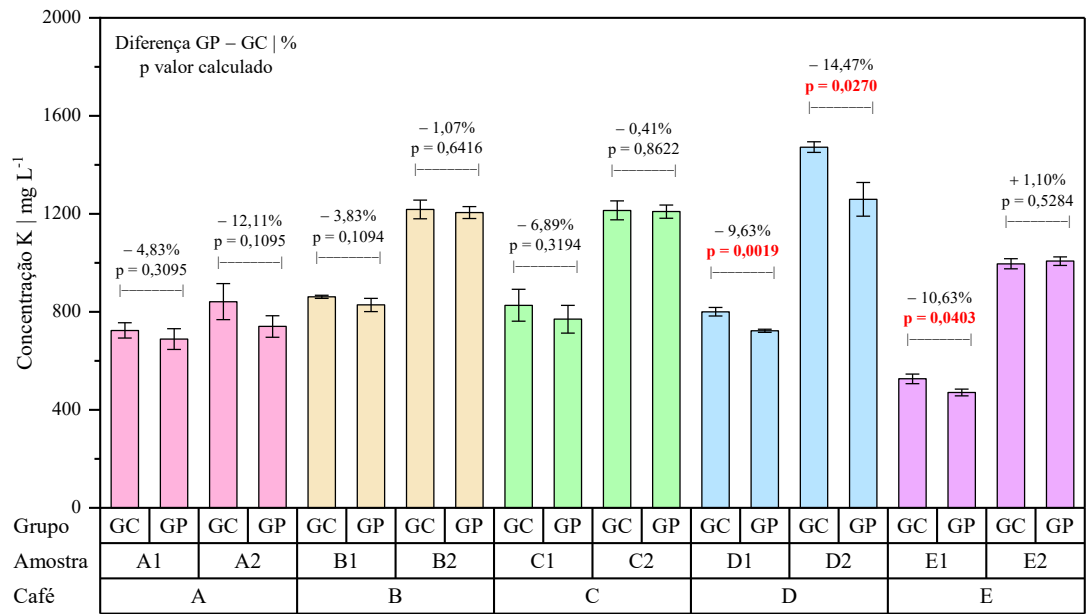
Figura 12 – Teor de Ca em infusões de café servidas em vidro (GC) e copos PS (GP) e variações percentuais entre os grupos.



As diferenças observadas na influência dos MP para cada infusão podem ocorrer em vista da quantidade ou forma dos MP liberados diferir de sistema para sistema, dado que a faixa de teor de MP vai de 19 a 46 partículas (Tabela 11).

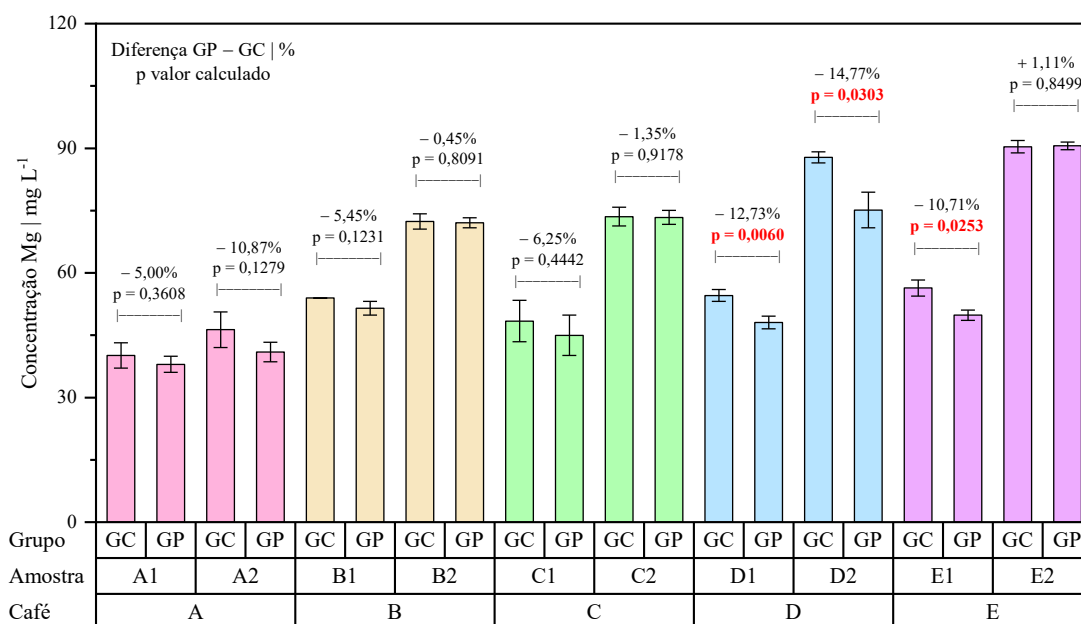
Diferentemente do Ca, as concentrações de K exibiram diferença significativa ( $p \leq 0,05$ ) somente nas infusões das amostras D1, D2 e E1, (Figura 13) com variações em torno de 10%, sendo mais proeminente no caso da infusão D2, que teve um decréscimo de 14,47% na sua concentração de K.

Figura 13 – Teor de K em infusões de café servidas em vidro (GC) e copos PS (GP) e variações percentuais entre os grupos.



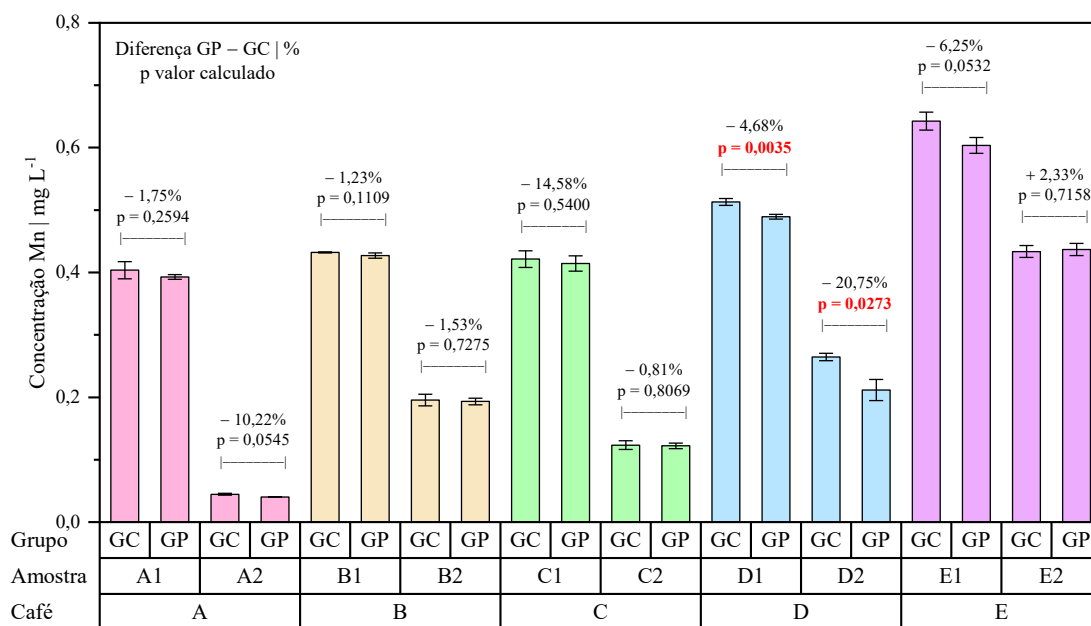
Similarmente ao teor de K, as concentrações de Mg apresentaram diferença significativa a um grau de confiança de 95% apenas para as infusões D1, D2 e E1. As infusões D1 e E1 tiveram decréscimos de 12,73% e 10,71% respectivamente, enquanto a infusão D2 exibiu uma variação pouco mais expressiva de -14,77% (Figura 14).

Figura 14 – Teor de Mg em infusões de café servidas em vidro (GC) e copos PS (GP) e variações percentuais entre os grupos.



Sendo o elemento com menor concentração dentre os avaliados, o teor de Mn nas infusões estudadas exibiu diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ) para as infusões D1 e D2, porém, inferior a 10% para o primeiro caso, e 20,75% na infusão D2 (Figura 15). Para o caso da infusão D1, ainda que significativa, a menor variação (-4,68%) dos teores entre os grupos não possibilita afirmar que o efeito dos MP foi decisivo, percebe-se também que os desvios obtidos foram pequenos (desvio padrão relativo, RSD, abaixo de 5% com exceção do GP do D2), o que pode influenciar o teste  $t$  de Student realizado (Tabela 13) explicando uma variação pequena ser significativa.

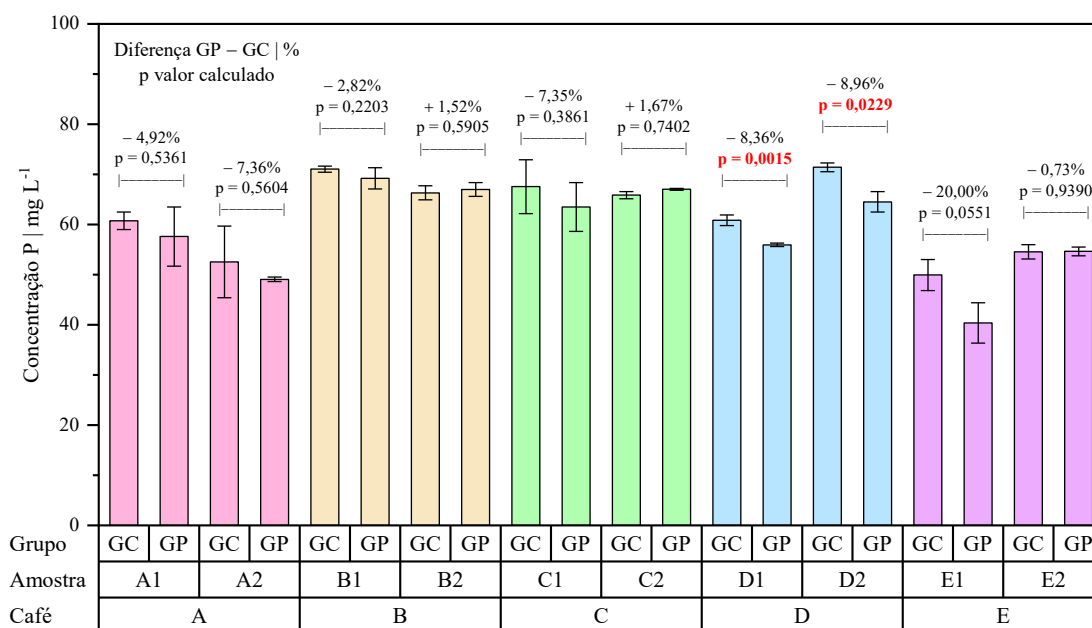
Figura 15 – Teor de Mn em infusões de café servidas em vidro (GC) e copos PS (GP) e variações percentuais entre os grupos.



Com relação ao P, foi observada uma variação significativa ( $p \leq 0,05$ ) apenas para as infusões D1 e D2, sendo o decréscimo inferior a 10% em ambas (Figura 16). Novamente, baixos valores de desvio (*e.g.* 0,54% de RSD para o grupo GP da infusão D1) (Tabela 13) indicam variações significativas para diferenças < 10%.

Diferentemente dos outros analitos estudados que estão na forma catiônica, o P está majoritariamente presente na forma de fosfatos, dado que as infusões são feitas de café, um vegetal (Hu e Chu, 2020), sendo um ânion, denotando que a natureza do possível adsorbato pode ser fator decisivo na capacidade dos MP de influenciarem a composição elementar.

Figura 16 – Magnitude das diferenças entre os grupos em cada amostra e a significância estatística de cada para a concentração de P



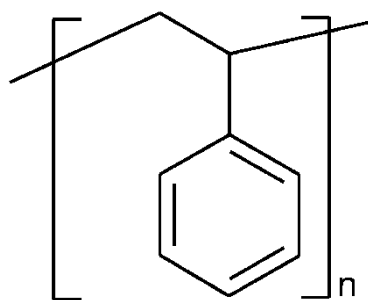
Ainda que para o Mn e o P, os decréscimos observados nas suas concentrações nas infusões D1 e D2 tenham sido inferiores a 10%, com exceção da concentração de Mn na infusão D2, para todos os analitos e em todas as infusões, a diferença entre o GC e o GP foi significativa para o café D. Dessa forma, é possível que o tipo de café utilizado para o preparo da infusão, se robusta, para as infusões dos cafês A, B e C, ou arábica, para as infusões dos cafês D e E (Tabela 5) possa afetar a capacidade de adsorção que os MP possuem, denotando a necessidade de estudos complementares que busquem investigar esta hipótese.

Percebe-se, dado o exposto, que sendo o K um elemento com teores médios mais elevados (TBICA, USP, 2023), estando uma ou até quatro ordens de grandeza acima dos demais elementos estudados, seria esperado que as concentrações fossem afetadas de forma mais recorrente, porém, dado que o teor de MP não se eleva drasticamente este acaba sendo um limitante para a adsorção dos elementos denotando que concentrações mais elevadas não necessariamente ocasionam em maior grau de adsorção a ponto de afetar significativamente a composição elementar da infusão.

Outro ponto, é que a relação carga raio do K difere, por exemplo, do Ca, sendo ligeiramente maior e monovalente, ante ao cálcio que é bivalente, o que pode tornar o mecanismo de adsorção distinto, necessitando-se de mais estudos que avaliem processos

adsortivos dos MP de PS, vide que a sua estrutura não possui sítio ativo para troca iônica (Figura 17), porém, processos adsortivos químicos em PS já foram propostos anteriormente (Dong *et al.*, 2020).

Figura 17 – Estrutura monomérica do poliestireno



Tratando-se do caráter de bivalência do Ca iônico, estudos anteriores propuseram mecanismos de adsorção de cobre, níquel e zinco bivalentes em meio aquoso por microplásticos de *nylon*, evidenciando que o decréscimo do pH e aumento da força iônica (concentração de NaCl) afetam diminuindo a adsorção (Tang *et al.*, 2021).

Adicionalmente, destaca-se que, até onde se sabe, o trabalho proposto evidencia pela primeira vez a variação da concentração de espécies inorgânicas em amostras de bebida devido ao emprego de copos plásticos de PS. Nesse sentido, destaca-se a importância da etapa de filtração das amostras dos grupos GC e GP previamente à digestão ácida das amostras. A proposição à referida etapa se deu devido ao entendimento de que em meio fortemente ácido os MP poderiam ser atacados levando à dessorção das espécies sob avaliação.

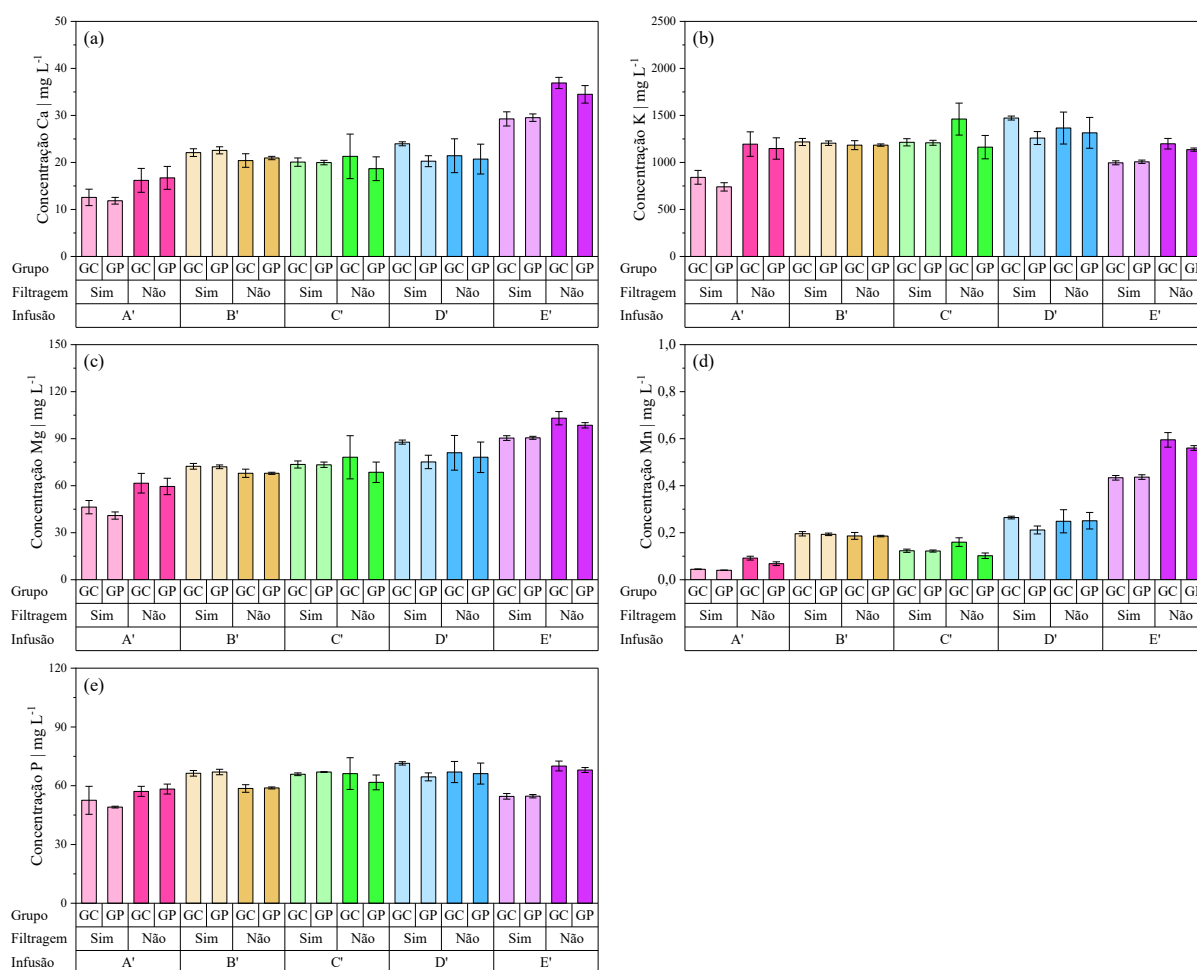
A fim de se evidenciar a necessidade do referido pré-tratamento, foi realizada a digestão de amostras ( $n = 5$ ) de infusões de café de ambos os grupos sem realização da remoção dos MP. Para a digestão ácida, se MP estivessem presentes nas infusões, ao serem submetidos a uma alta temperatura e ambiente de acidez elevada, os analitos que estivessem adsorvidos seriam dessorvidos da sua superfície e migrariam para o meio líquido do digerido.

Assim, quando não filtradas, as concentrações das infusões de café para Ca, K, Mg, Mn e P não apresentaram diferenças significativas para 95% de confiança. Tal fato, apontou que a dessorção dos compostos adsorvidos aos MP aconteceu quando as infusões de café foram

submetidas à digestão ácida com auxílio de micro-ondas, podendo ser influenciada pelo pH do meio, ou, pela alta temperatura no sistema.

Contudo, destaca-se que houve decréscimos maiores que 10%, por exemplo, para os analitos K, Mg e Mn nas amostras C e A (Figura 18). A divergência entre os resultados do teste de significância em relação às variações obtidas se deve aos altos desvios obtidos vide a natureza do sistema não filtrado, a maior dispersão dos resultados obtidos entre as réplicas. A referida variabilidade dos resultados pode estar relacionada à baixa homogeneidade das réplicas reais de café adotadas, que acarretou teores de matéria orgânica (*e.i.* café moído não retido durante a etapa de filtração, e os diferentes teores do material suspenso entre os copos analisados) distintos entre as réplicas.

Figura 18 – Concentrações para os analitos (a) Ca, (b) K, (c) Mg, (d) Mn e (e) P, das infusões de cafés quando filtradas e não filtradas anteriormente à digestão





Por outro lado, pode-se inferir que em condições digestórias (*i.e.* em meio ácido) poderia também ocorrer a liberação das espécies adsorvidas. Assim, destaca-se a importância de estudos complementares objetivando o entendimento da bioacessibilidade dos analitos estudados quando ingerido MP concomitantemente. Entretanto, a potencial dessorção de espécies dos MP de PS sugere a possibilidade da ocorrência de efeitos adversos atribuídos a outras espécies potencialmente tóxicas como o As(III) que é adsorvido por microplásticos de PS e dessorvido em pH elevado, diferentemente dos cátions estudados neste trabalho (Dong *et al.*, 2020).

## 5. CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos a partir das investigações executadas para a contaminação de MP de PS de copos plásticos empregados para o consumo de infusão de café, foi possível afirmar que microplásticos contaminaram o conteúdo contido por essas embalagens, em maior grau quando somente água aquecida a 70 °C.

O teor de contaminação de infusões de café obtido foi  $12 \pm 11$  partículas para cada 150 mL de infusão, encontradas na forma de fragmentos e fibras, sendo equivalentes em ocorrência,  $6 \pm 9$  e  $6 \pm 5$  respectivamente. Dessa forma, estima-se que um adulto que consuma cerca de 150 mL de café por dia chegue a ingerir até 1050 detritos plásticos em um mês e 12775 em um ano de tamanhos variando de 70 a 2700  $\mu\text{m}$ .

As concentrações dos macronutrientes K, Ca, Mg e do micronutriente Mn foram reduzidas significativamente quando servidas em copos de PS, nas infusões dos cafés D e E. Esses resultados sugerem a necessidade de testes complementares no tocante a (i) os mecanismos de adsorção desses elementos por MP de PS; (ii) ensaios de bioacessibilidade; e (iii) avaliação de espécies potencialmente tóxicas que possam ser carregadas pelos MP. A influência dos MP foi evidenciada ao se separar grupos expostos aos microplásticos liberados pelo copo de PS e não expostos, bem como a capacidade de dessorção desses elementos da superfície das partículas quando submetidas a um meio de alta temperatura e acidez elevada.

No tocante à composição das amostras, foi observada potencial correlação entre os tipos de café (*e.g.* Arábica e Robusta) e maior efeito de adsorção de espécies inorgânicas. Assim, destaca-se a maior remoção de elementos, notadamente Ca, K, Mg e Mn, que apresentaram diferença significativa para amostras de café tipo Arábica, contudo, o qual não foi observado para cafés do tipo Robusta.

Este trabalho foi capaz de evidenciar a contaminação por microplásticos em infusões de café servidas em copos de poliestireno, bem como confirmar que estas partículas influenciam na composição elementar, dando luz ao tema e trazendo propostas de estudos futuros que busquem elucidar os mecanismos e efeitos dessa contaminação em alimentos e na saúde humana, seu pioneirismo e desafios foram parte essencial para o crescimento pessoal, acadêmico e intelectual das partes envolvidas, em especial do autor do trabalho.

## REFERÊNCIAS

ABNT. **Embalagens e acondicionamentos plásticos recicláveis: Identificação e simbologia. NBR 13230.** Rio de Janeiro: ABNT, 2008.

ABNT. **Embalagem: Avaliação do potencial de contaminação sensorial de alimentos e bebidas. NBR 13177.** Rio de Janeiro: ABNT, 2012.

AKBULUT, S.; AKMAN, P. K.; TORNUK, F.; YETIM, H. Microplastic Release from Single-Use Plastic Beverage Cups. **Foods**, v. 13, n. 10, 1 maio 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/foods13101564>.

AMOUR, A. A.; CHAMBA, N.; KAYANDABILA, J.; LYARUU, I. A.; MARIEKE, D.; SHAO, E. R.; HOWLETT, W. Prevalence, Patterns, and Factors Associated with Peripheral Neuropathies among Diabetic Patients at Tertiary Hospital in the Kilimanjaro Region: Descriptive Cross-Sectional Study from North-Eastern Tanzania. **International journal of endocrinology**, v. 2019, n. 1, p. 5404781, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1155/2019/5404781>.

ANDRADY, A. L. **Plastics and Environmental Sustainability.** Hoboken: John Wiley & Sons, 2015. ISBN 978-1-118-31260-5.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE CAFÉ. **Indicadores da Indústria de Café: 2024.** Disponível em: <https://estatisticas.abic.com.br/estatisticas/indicadores-da-industria/indicadores-da-industria-de-cafe-2024/>.

ATHEY, SAMANTHA N.; ERDLE, LISA M. Are we underestimating anthropogenic microfiber pollution? A critical review of occurrence, methods, and reporting. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 41, n. 4, p. 822-837, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.5173>.

AUSTEN, K.; MACLEAN, J.; BALANZATEGUI, D.; HÖLKER, F. Microplastic inclusion in birch tree roots. **Science of the Total Environment**, v. 808, p. 152085, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152085>.

BAEZA-MARTÍNEZ, C.; OLMOS, S.; GONZÁLEZ-PLEITER, M.; LÓPEZ-CASTELLANOS, J.; GARCÍA-PACHÓN, E.; MASIÁ-CANUTO, M.; HERNÁNDEZ-BLASCO, L.; BAYO, J. First evidence of microplastics isolated in European citizens' lower

airway. **Journal of Hazardous Materials**, v. 438, p. 129439, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129439>.

BARNES, D. Remote islands reveal rapid rise of southern hemisphere sea debris. **The Scientific World Journal**, v. 5, p. 915, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1100/tsw.2005.120>.

BARNES, D. K. A.; GALGANI, F.; THOMPSON, R. C.; BARLAZ, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. **Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences**, v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>.

BASARAN, B.; AYTAN, Ü.; ŞENTÜRK, Y.; ÖZÇİFTÇİ, Z.; AKÇAY, H. T. Microplastic contamination in some beverages marketed in türkiye: characteristics, dietary exposure and risk assessment. **Food and Chemical Toxicology**, v. 189, p. 114730, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fct.2024.114730>.

BAŞARAN KANKILIÇ, G.; KORALTAN, İ.; ERKMEN, B.; ÇAĞAN, A. S.; ÇIRAK, T.; ÖZEN, M.; SEYFE, M.; ALTINDAĞ, A.; TAVŞANOĞLU, Ü. N. Size-selective microplastic uptake by freshwater organisms: Fish, mussel, and zooplankton. **Environmental Pollution**, v. 336, p. 122445, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122445>.

BHARATH K, M.; S, S.; NATESAN, U.; AYYAMPERUMAL, R.; KALAM S, N.; S, A.; K, S.; C, A. Microplastics as an emerging threat to the freshwater ecosystems of Veeranam lake in south India: A multidimensional approach. **Chemosphere**, v. 264, p. 128502, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128502>.

BOND, T.; FERRANDIZ-MAS, V.; FELIPE-SOTELO, M.; SEBILLE, E. VAN. The occurrence and degradation of aquatic plastic litter based on polymer physicochemical properties: A review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 48, n. 7-9, p. 685-722, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1483155>.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Pecuária. **Brasil é o maior produtor mundial e o segundo maior consumidor de café**. Brasília, 14 abr. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/brasil-e-o-maior-produtor-mundial-e-o-segundo-maior-consumidor-de-cafe>.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Perguntas frequentes embalagens: materiais em contato com alimentos**. Brasília, 22 fev. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/faq/materiais-em-contato-com-alimentos>.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução RDC nº 105, de 19 de maio de 1999**. Brasília: Diário Oficial da União, 19 maio 1999.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução RDC nº 91, de 11 de maio de 2001**. Brasília: Diário Oficial da União, 11 maio 2001.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Resolução RDC nº 56, de 16 de novembro de 2012**. Brasília: Diário Oficial da União, 16 nov. 2012.

BROWNE, M. A.; GALLOWAY, T.; THOMPSON, R. Microplastic—an emerging contaminant of potential concern?. **Integrated environmental assessment and Management**, v. 3, n. 4, p. 559-561, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1002/ieam.5630030411>.

BURNS, E. E.; BOXALL, A. B. A. Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 37, n. 11, p. 2776-2796, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.4268>.

CHEN, H.; XU, L.; YU, K.; WEI, F.; ZHANG, M. Release of microplastics from disposable cups in daily use. **Science of the Total Environment**, v. 854, p. 158606, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158606>.

CLEDERA-CASTRO, M. M.; HUESO-KORTEKAAS, K.; SANCHEZ-MATA, C.; MORALES-POLO, C.; CALZADA-FUNES, J.; DELGADO-MELLADO, N.; CARO-CARRETERO, R. An exploratory study of fibre microplastics pollution in different process stages of salt production by solar evaporation in Spain. **Heliyon**, v. 10, n. 11, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e31609>.

COLE, M.; GOMIERO, A.; JAÉN-GIL, A.; HAAVE, M.; LUSHER, A. Microplastic and PTFE contamination of food from cookware. **Science of the Total Environment**, v. 929, p. 172577, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172577>.

DA COSTA, M. B. *et al.* Microplastic atmospheric pollution in an urban Southern Brazil region: What can spider webs tell us?. **Journal of Hazardous Materials**, v. 477, p. 135190, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.135190>.

CUNNINGHAM, E. M.; RICO SEIJO, N.; ALTIERI, K. E.; AUDH, R. R.; BURGER, J. M.; BORNMAN, T. G.; FAWCETT, S.; GWINNETT, C. M. B.; OSBORNE, A. O.; WOODALL, L. C. The transport and fate of microplastic fibres in the Antarctic: The role of multiple global

processes. **Frontiers in Marine Science**, v. 9, p. 1056081, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1056081>.

DESSI, C.; OKOFFO, E. D.; O'BRIEN, J. W.; GALLAN, M.; SAMANIPOUR, S.; KASERZON, S.; RAUERT, C.; WANG, X.; THOMAS, K. V. Plastics contamination of store-bought rice. **Journal of Hazardous Materials**, v. 416, p. 125778, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125778>.

DIAZ-BASANTES, M. F.; CONESA, J. A.; FULLANA, A. Microplastics in honey, beer, milk and refreshments in Ecuador as emerging contaminants. **Sustainability**, v. 12, n. 14, p. 5514, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/su12145514>.

DOMINGUES, R.; PEREIRA, S. P.; BACIC, M. J. **Hábitos e preferências dos consumidores de café no Brasil, em 2021, comparados com 2019**. [S.l.]: [s.n.], 2021. Disponível em: [https://estatisticas.abic.com.br/wp-content/uploads/2021/10/2021\\_09\\_25\\_Pesquisa\\_Cafe%CC%81\\_Ha%CC%81bitos\\_Preferencias\\_do\\_Consumidor.pdf](https://estatisticas.abic.com.br/wp-content/uploads/2021/10/2021_09_25_Pesquisa_Cafe%CC%81_Ha%CC%81bitos_Preferencias_do_Consumidor.pdf).

DONG, Y.; GAO, M.; SONG, Z.; QIU, W. As (III) adsorption onto different-sized polystyrene microplastic particles and its mechanism. **Chemosphere**, v. 239, p. 124792, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124792>.

DU, F.; CAI, H.; ZHANG, Q.; CHEN, Q.; SHI, H. Microplastics in take-out food containers. **Journal of Hazardous Materials**, v. 399, p. 122969, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122969>.

DWIYITNO, D.; STURM, M. T.; JANUAR, H. I.; SCHUHEN, K. Influence of various production methods on the microplastic contamination of sea salt produced in Java, Indonesia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 23, p. 30409-30413, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14411-6>.

EZE, C. G.; NWANKWO, C. E.; DEY, S.; SUNDARAMURTHY, S.; OKEKE, E. S. Food chain microplastics contamination and impact on human health: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 22, n. 4, p. 1889-1927, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10311-024-01734-2>.

GEYER, R. Production, use, and fate of synthetic polymers. In: **Plastic waste and recycling**. Academic Press, 2020. p. 13-32. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817880-5.00002-5>.

GONG, R.; WANG, J.; WANG, X.; LIU, Y.; SHAN, J. Analysis of microplastics release from rice package in combination with machine learning and hyperspectral imaging technique. **Food Packaging and Shelf Life**, v. 39, p. 101152, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fpsl.2023.101152>.

GREGORY, M. R. Plastic ‘scrubbers’ in hand cleansers: a further (and minor) source for marine pollution identified. **Marine pollution bulletin**, v. 32, n. 12, p. 867-871, 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(96\)00047-1](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(96)00047-1).

GÜNDOĞDU, S.; ÇEVİK, C.; ATAŞ, N. T. Stuffed with microplastics: Microplastic occurrence in traditional stuffed mussels sold in the Turkish market. **Food Bioscience**, v. 37, p. 100715, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fbio.2020.100715>.

GÜZEL İZMIRLI, Ş.; GÖKKAYA, A. Microplastic pollution and risk assessment in packaged teas in Türkiye. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 235, n. 7, p. 438, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07208-z>.

HABIB, R. Z.; KINDI, R. AL; SALEM, F. AL; KITTANEH, W. F.; POULOSE, V.; IFTIKHAR, S. H.; MOURAD, A. H. I.; THIEMANN, T. Microplastic contamination of chicken meat and fish through plastic cutting boards. **International journal of environmental research and public health**, v. 19, n. 20, p. 13442, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph192013442>.

HABIB, R. Z.; POULOSE, V.; ALSAIDI, R.; KENDI, R. AL; IFTIKHAR, S. H.; MOURAD, A. H. I.; KITTANEH, W. F.; THIEMANN, T. Plastic cutting boards as a source of microplastics in meat. **Food Additives & Contaminants: Part A**, v. 39, n. 3, p. 609-619, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1080/19440049.2021.2017002>.

HARTMANN, N. B. *et al.* Are We Speaking the Same Language? Recommendations for a Definition and Categorization Framework for Plastic Debris. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 3, p. 1039–1047, 5 fev. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05297>.

HEE, Y. Y.; WESTON, K.; SURATMAN, S. The effect of storage conditions and washing on microplastic release from food and drink containers. **Food Packaging and Shelf Life**, v. 32, p. 100826, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fpsl.2022.100826>.

HU, B.; CHU, C. Nitrogen–phosphorus interplay: old story with molecular tale. **New Phytologist**, v. 225, n. 4, p. 1455-1460, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/nph.16102>.

HUANG, S. *et al.* Detection and analysis of microplastics in human sputum. **Environmental science & technology**, v. 56, n. 4, p. 2476-2486, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03859>.

HUANG, Z.; HU, B.; WANG, H. Analytical methods for microplastics in the environment: a review. **Environmental chemistry letters**, v. 21, n. 1, p. 383-401, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01525-7>.

HUSSAIN, K. A.; ROMANOVA, S.; OKUR, I.; ZHANG, D.; KUEBLER, J.; HUANG, X.; WANG, B.; FERNANDEZ-BALLESTER, L.; LU, Y.; SCHUBERT, M.; LI, Y. Assessing the release of microplastics and nanoplastics from plastic containers and reusable food pouches: implications for human health. **Environmental Science & Technology**, v. 57, n. 26, p. 9782-9792, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c01942>.

INTERNATIONAL COFFEE ORGANIZATION. **Coffee development report 2022–2023**. Londres, 2023. Disponível em: <https://www.icocoffee.org/documents/cy2024-25/coffee-development-report-2022-23.pdf>.

JAAFARZADEH, N.; RESHADATIAN, N.; FEYZI KAMAREH, T.; SABAGHAN, M.; FEIZI, R.; JORFI, S. Study of the litter in the urban environment as primary and secondary microplastics sources. **Scientific Reports**, v. 14, n. 1, p. 31645, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-80611-y>.

JANDA, K.; JAKUBCZYK, K.; BARANOWSKA-BOSIACKA, I.; KAPCZUK, P.; KOCHMAN, J.; RĘBACZ-MARON, E.; GUTOWSKA, I. Mineral composition and antioxidant potential of coffee beverages depending on the brewing method. **Foods**, v. 9, n. 2, p. 121, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/foods9020121>.

JENNER, L. C.; ROTCHELL, J. M.; BENNETT, R. T.; COWEN, M.; TENTZERIS, V.; SADOFSKY, L. R. Detection of microplastics in human lung tissue using  $\mu$ FTIR spectroscopy. **Science of the Total Environment**, v. 831, p. 154907, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154907>.

JIA, Q.; DUAN, Y.; HAN, X.; SUN, X.; MUNYANEZA, J.; MA, J.; XIU, G. Atmospheric deposition of microplastics in the megalopolis (Shanghai) during rainy season: Characteristics, influence factors, and source. **Science of the Total Environment**, v. 847, p. 157609, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157609>.



JIN, X.; FU, X.; LU, W.; WANG, H. The effects of riverside cities on microplastics in river water: A case study on the Southern Jiangsu Canal, China. **Science of The Total Environment**, v. 858, p. 159783, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159783>.

KALINKINA, N. M.; ZOBKOV, M. B.; ZOBKOVA, M. V.; GALAKHINA, N. E. Assessment of microplastic size range and ingestion intensity by *Gmelinoides fasciatus* Stebbing, an invasive species of Lake Onego. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 41, n. 1, p. 184-192, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/etc.5257>.

KATSARA, K.; KENANAKIS, G.; ALISSANDRAKIS, E.; PAPADAKIS, V. M. Low-density polyethylene migration from food packaging on cured meat products detected by micro-Raman spectroscopy. **Microplastics**, v. 1, n. 3, p. 428-439, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/microplastics1030031>.

KELISHADI, R.; BENI, A. A.; EBRAHIMPOUR, K.; HEIDARI-BENI, M. Determination of microplastic release from disposable plastic containers in Isfahan. **Chinese Journal of Analytical Chemistry**, v. 52, n. 11, p. 100448, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cjac.2024.100448>.

KIM, J. *et al.* A new filtration system for extraction and accurate quantification of microplastics. **Analytical Methods**, v. 16, n. 39, p. 6751-6758, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1039/D4AY01276C>.

KOELMANS, A. A.; BESSELING, E.; SHIM, W. J. Nanoplastics in the aquatic environment. Critical review. **Marine anthropogenic litter**, p. 325-340, 2015. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_12).

KOELMANS, A. A.; KOOI, M.; LAW, K. L.; SEBILLE, E. VAN. All is not lost: deriving a top-down mass budget of plastic at sea. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 11, p. 114028, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9500>.

KOELMANS, A. A.; REDONDO-HASSELERHARM, P. E.; NOR, N. H. M.; RUIJTER, V. N. DE; MINTENIG, S. M.; KOOI, M. Risk assessment of microplastic particles. **Nature Reviews Materials**, v. 7, n. 2, p. 138-152, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41578-021-00411-y>.

KOUTNIK, V. S.; LEONARD, J.; ALKIDIM, S.; DEPRIMA, F. J.; RAVI, S.; HOEK, E. M. V.; MOHANTY, S. K. Distribution of microplastics in soil and freshwater environments: Global analysis and framework for transport modeling. **Environmental Pollution**, v. 274, p. 116552, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116552>.

KUTRALAM-MUNIASAMY, G.; PÉREZ-GUEVARA, F.; ELIZALDE-MARTÍNEZ, I.; SHRUTI, V. C. Branded milks—Are they immune from microplastics contamination?. **Science of the Total Environment**, v. 714, p. 136823, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136823>.

LEE, J.; KONG, J.; JEONG, S. To avoid overestimation of microplastics released from actual usage of disposable cups: In-depth quantitative analysis of microplastics and simultaneously exposed chemicals. **Microchemical Journal**, v. 196, p. 109629, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.microc.2023.109629>.

LESLIE, H. A.; VELZEN, M. J. M. VAN; BRANDSMA, S. H.; VETHAAK, A. D.; GARCIA-VALLEJO, J. J.; LAMOREE, M. H. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. **Environment international**, v. 163, p. 107199, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>.

LI, N.; YANG, H.; DONG, Y.; WEI, B.; LIANG, L.; YUN, X.; TIAN, J.; ZHENG, Y.; DUAN, S.; ZHANG, L. Prevalence and implications of microplastic contaminants in general human seminal fluid: A Raman spectroscopic study. **Science of the Total Environment**, v. 937, p. 173522, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173522>.

LIANG, YUQING; CAO, XIAOMU; MO, AOYUN; JIANG, JIE; ZHANG, YALIN; GAO, WEI; HE, DEFU. Micro (nano) plastics in plant-derived food: Source, contamination pathways and human exposure risks. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 165, p. 117138, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117138>

LICCIARDELLO, F. Unexpected possible consequences of plastic packaging reuse. **Current Opinion in Food Science**, v. 56, p. 101131, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cofs.2024.101131>.

LIU, Y.; SHI, H.; CHEN, L.; TENG, X.; XUE, C.; LI, Z. An overview of microplastics in oysters: Analysis, hazards, and depuration. **Food Chemistry**, v. 422, p. 136153, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2023.136153>.

LUSHER, A. L.; MCHUGH, M.; THOMPSON, R. C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. **Marine pollution bulletin**, v. 67, n. 1-2, p. 94-99, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>.

MAKHDOUMI, P.; PIRSAHEB, M.; AMIN, A. A.; KIANPOUR, S.; HOSSINI, H. Microplastic pollution in table salt and sugar: Occurrence, qualification and quantification and

risk assessment. **Journal of Food Composition and Analysis**, v. 119, p. 105261, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2023.105261>.

MARRONE, A.; RUSSA, M. F. LA; RANDAZZO, L.; RUSSA, D. LA; CELLINI, E.; PELLEGRINO, D. Microplastics in the center of mediterranean: Comparison of the two calabrian coasts and distribution from coastal areas to the open sea. **International journal of environmental research and public health**, v. 18, n. 20, p. 10712, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph182010712>.

MASON, S. A.; WELCH, V. G.; NERATKO, J. Synthetic polymer contamination in bottled water. **Frontiers in chemistry**, v. 6, p. 389699, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00407>.

MILNE, M. H.; FROND, H. DE; ROCHMAN, C. M.; MALLOS, N. J.; LEONARD, G. H.; BAECHLER, B. R. Exposure of US adults to microplastics from commonly-consumed proteins. **Environmental Pollution**, v. 343, p. 123233, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123233>.

NEMATOLLAHI, M. J.; KESHAVARZI, B.; MOHIT, F.; MOORE, F.; BUSQUETS, R. Microplastic occurrence in urban and industrial soils of Ahvaz metropolis: a city with a sustained record of air pollution. **Science of The Total Environment**, v. 819, p. 152051, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152051>.

OSUNA-LAVEAGA, D. R.; OJEDA-CASTILLO, V.; FLORES-PAYÁN, V.; GUTIÉRREZ-BECERRA, A.; MORENO-MEDRANO, E. D. Micro-and nanoplastics current status: legislation, gaps, limitations and socio-economic prospects for future. **Frontiers in Environmental Science**, v. 11, p. 1241939, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1241939>.

PHELAN, A. (ANYA); MEISSNER, K.; HUMPHREY, J.; ROSS, H. Plastic pollution and packaging: Corporate commitments and actions from the food and beverage sector. **Journal of Cleaner Production**, v. 331, p. 129827, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129827>.

PINHEIRO, L. M.; BRITZ, L. M. K.; AGOSTINI, V. O.; PÉREZ-PARADA, A.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, F.; GALLOWAY, T. S.; PINHO, G. L. L. Salt marshes as the final watershed fate for meso-and microplastic contamination: A case study from Southern Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 838, p. 156077, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156077>.

PRATA, J. C.; REIS, V.; COSTA, J. P. DA; MOUNEYRAC, C.; DUARTE, A. C.; ROCHA-SANTOS, T. Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, p. 123660, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>.

QIAO, R.; DENG, Y.; ZHANG, S.; WOLOSKE, M. B.; ZHU, Q.; REN, H.; ZHANG, Y. Accumulation of different shapes of microplastics initiates intestinal injury and gut microbiota dysbiosis in the gut of zebrafish. **Chemosphere**, v. 236, p. 124334, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.065>.

RAHMAN, M. M.; SULTAN, M. B.; ALAM, M. Microplastics and adsorbed micropollutants as emerging contaminants in landfill: A mini review. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 31, p. 100420, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100420>.

REHMAN, M. U.; NABI, S. U.; YATOO, A. M.; ALI, S.; RAINA, A. A.; HUSSAIN, I.; RASHID, S.; MUSHTAQ, S.; MASOODI, M. H. Microplastic (MP) pollution: Environmental fate, eco-toxicity and sustainable remediation. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 235, n. 6, p. 384, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-024-07160-y>.

ROCHA-SANTOS, T.; DUARTE, A. C. A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. **TrAC Trends in analytical chemistry**, v. 65, p. 47-53, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2014.10.011>.

RODRÍGUEZ-TORRES, R.; RIST, S.; ALMEDA, R.; NIELSEN, T. G.; PEDROTTI, M. L.; HARTMANN, N. B. Research trends in nano-and microplastic ingestion in marine planktonic food webs. **Environmental Pollution**, p. 125136, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.125136>.

SCHYMANSKI, D.; GOLDBECK, C.; HUMPF, H. U.; FÜRST, P. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. **Water research**, v. 129, p. 154-162, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011>.

SEKAR, V.; SUNDARAM, B. Preliminary evidence of microplastics in landfill leachate, Hyderabad, India. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 175, p. 369-376, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.05.070>.

SHRUTI, V. C.; PÉREZ-GUEVARA, F.; ELIZALDE-MARTÍNEZ, I.; KUTRALAM-MUNIASAMY, G. First study of its kind on the microplastic contamination of soft drinks,

cold tea and energy drinks-Future research and environmental considerations. **Science of the total environment**, v. 726, p. 138580, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138580>.

SINGH, P.; VARSHNEY, G.; KAUR, R. Primary microplastics in the ecosystem: ecological effects, risks, and comprehensive perspectives on toxicology and detection methods. **Journal of Environmental Science and Health, Part C**, v. 42, n. 4, p. 314-365, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1080/26896583.2024.2370715>.

SOARES, M. DE O.; MATOS, E.; LUCAS, C.; RIZZO, L.; ALLCOCK, L.; ROSSI, S. Microplastics in corals: An emergent threat. **Marine Pollution Bulletin**, v. 161, p. 111810, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111810>.

SOCAS-HERNÁNDEZ, C.; MIRALLES, P.; GONZÁLEZ-SÁLAMO, J.; HERNÁNDEZ-BORGES, J.; COSCOLLÀ, C. Assessment of anthropogenic particles content in commercial beverages. **Food Chemistry**, v. 447, p. 139002, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2024.139002>.

TANG, S.; LIN, L.; WANG, X.; YU, A.; SUN, X. Interfacial interactions between collected nylon microplastics and three divalent metal ions (Cu (II), Ni (II), Zn (II)) in aqueous solutions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, p. 123548, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123548>.

THOMPSON, R. C.; OLSON, Y.; MITCHELL, R. P.; DAVIS, A.; ROWLAND, S. J.; JOHN, A. W. G.; MCGONIGLE, D.; RUSSELL, A. E. Lost at sea: where is all the plastic?. **Science**, v. 304, n. 5672, p. 838-838, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.1094559>.

TUNALI, M. M.; MYRONYUK, O.; TUNALI, M.; YENIGÜN, O. Microplastic abundance in human-influenced soils in recreational, residential, and industrial areas. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 233, n. 11, p. 433, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-022-05901-5>.

TABELA BRASILEIRA DE COMPOSIÇÃO DE ALIMENTOS – TBCA. **Tabela Brasileira de Composição de Alimentos**. Versão 7.2. São Paulo: Universidade de São Paulo, Food Research Center, 2023. Disponível em: <http://www.fcf.usp.br/tbca>.

VENEMAN, W. J.; SPAINK, H. P.; BRUN, N. R.; BOSKER, T.; VIJVER, M. G. Pathway analysis of systemic transcriptome responses to injected polystyrene particles in zebrafish larvae. **Aquatic Toxicology**, v. 190, p. 112-120, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.06.014>.

WAGNER, J.; ROBBERTSON, W.; ALLEN, H. Analytical precision assessment for microplastic analyses. **Chemosphere**, v. 304, p. 135295, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135295>.

WAGNER, M. *et al.* Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. **Environmental Sciences Europe**, v. 26, p. 1-9, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>.

WAGNER, M.; LAMBERT, S. **Freshwater microplastics: emerging environmental contaminants?**. Springer Nature, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5>.

WANG, H. P.; HUANG, X. H.; CHEN, J. N.; DONG, M.; ZHANG, Y. Y.; QIN, L. Pouring hot water through drip bags releases thousands of microplastics into coffee. **Food Chemistry**, v. 415, p. 135717, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2023.135717>.

WEB OF SCIENCE. **Web of Science**. 2023. Disponível em: <https://www.webofscience.com>. Acesso em: 7 mar. 2025.

WIESHEU, A. C.; ANGER, P. M.; BAUMANN, T.; NIESSNER, R.; IVLEVA, N. P. Raman microspectroscopic analysis of fibers in beverages. **Analytical Methods**, v. 8, n. 28, p. 5722-5725, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1039/C6AY01184E>.

XING, D.; HU, Y.; SUN, B.; SONG, F.; PAN, Y.; LIU, S.; ZHENG, P. Behavior, characteristics and sources of microplastics in tea. **Horticulturae**, v. 9, n. 2, p. 174, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/horticulturae9020174>.

YAO, Y.; GLAMOCLIJ, M.; MURPHY, A.; GAO, Y. Characterization of microplastics in indoor and ambient air in northern New Jersey. **Environmental research**, v. 207, p. 112142, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112142>.

YU, R. S.; YANG, Y. F.; SINGH, S. Global analysis of marine plastics and implications of control measure strategies. **Frontiers in Marine Science**, v. 10, p. 1305091, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1305091>.

ZHANG, Q.; WANG, X.; CHEN, Y.; SONG, G.; ZHANG, H.; HUANG, K.; LUO, Y.; CHENG, N. Discovery and solution for microplastics: New risk carriers in food. **Food Chemistry**, p. 142784, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2025.142784>.

ZHAO, X.; YOU, F. From sustainable macro debris chemical recycling to microplastic reclamation: Overview, research challenges, and outlook. **Journal of Cleaner Production**, p. 142281, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142281>.

ZHOU, G.; WU, Q.; TANG, P.; CHEN, C.; CHENG, X.; WEI, X. F.; MA, J.; LIU, B. How many microplastics do we ingest when using disposable drink cups?. **Journal of Hazardous Materials**, v. 441, p. 129982, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129982>.

ZIINO, G.; NALBONE, L.; GIARRATANA, F.; ROMANO, B.; CINCOTTA, F.; PANEBIANCO, A. Microplastics in vacuum packages of frozen and glazed icefish (*Neosalanx* spp.): a freshwater fish intended for human consumption. **Italian journal of food safety**, v. 10, n. 4, p. 9974, 2021. DOI: <https://doi.org/10.4081/ijfs.2021.9974>.