

Quantificação e caracterização de microplásticos liberados pela lavagem mecanizada de roupas

Quantification and characterization of microplastics released by mechanized laundry washing

S. S. Bezerra¹; R. Z. de Paula¹; W. L. do N. Amorim²; T. A. Jesus^{1*}

¹*Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas/Laboratório de Sistemas de Engenharia Ecológica/Universidade Federal do ABC, 09280-560, Santo André-SP, Brasil*

²*Centro de Ciências Naturais e Humanas/Laboratório de Espectrometria de Massas e Ecologia Química/Universidade Federal do ABC, 09280-560, Santo André-SP, Brasil*

*tatiane.jesus@ufabc.edu.br

(Recebido em 29 de julho de 2025; aceito em 12 de novembro de 2025)

A preocupação com a contribuição das lavagens de roupas em ambientes domésticos para a poluição por microplásticos (MPs) nos corpos hídricos motivou este estudo, que quantificou e caracterizou MPs liberados por lavagens domésticas em uma máquina de lavar com capacidade para 14 kg. Três amostras de efluente (A1, A2 e A3) foram coletadas em dias distintos, sob condições usuais de uso (programa “Normal”, nível de água “Extra alto”, sabão líquido e amaciante). Aliquotas de 50 mL de cada amostra foram oxidadas com H₂O₂ a 60 °C, submetidas à separação por densidade com NaCl e filtradas; as partículas foram contadas com a ajuda do estereomicroscópio (20x) e identificadas por FTIR. Encontraram-se 143, 49 e 26 MPs em A1, A2 e A3, respectivamente, equivalentes a 520–2860 MPs L⁻¹ e a $1,01 \times 10^5$ – $5,58 \times 10^5$ partículas por lavagem considerando o volume de 195 L. A cor preta foi a mais frequente na amostra com maior teor de tecidos sintéticos, e os espectros gerados pelo FTIR indicaram poliéster/PET como polímero principal. Embora inferiores aos valores de lavanderias industriais, esses números mostram que cada lavagem doméstica de roupas pode lançar centenas de milhares de MPs no sistema de esgoto, salientando a necessidade de: filtros na máquina de lavar para reter MPs; maior eficiência de remoção de MPs nas estações de tratamento de esgotos; substituição de vestimentas fabricadas a partir de materiais sintéticos por materiais naturais; bem como incentivos fiscais para produções têxteis mais sustentáveis. Palavras-chave: águas residuais de lavanderia, microfibras sintéticas, poluente de interesse emergente.

Concern about the contribution of laundry washing in natural environments to microplastic (MP) pollution in water bodies motivated this study, which quantified and characterized MPs released by domestic washing in a washing machine with a capacity for 14 kg of clothes. Three effluent samples (A1, A2, and A3) were collected on different days under typical usage conditions (“Normal” program, “Extra High” water level, liquid detergent, and fabric softener). 50 mL aliquots of each sample were oxidized with H₂O₂ at 60 °C, subjected to density separation with NaCl, and filtered. The particles were counted using a stereomicroscope (20×) and identified by FTIR-s. A total of 143, 49, and 26 MPs were found in A1, A2, and A3, respectively, equivalent to 520–2860 MPs L⁻¹ and 1.01×10^5 – 5.58×10^5 particles per wash, considering a volume of 195 L. Black was the most frequent color in the sample with the highest synthetic fabric content, and FTIR spectra indicated polyester/PET as the main polymer. Although lower than the values found in industrial laundries, these numbers show that each household wash can release hundreds of thousands of MPs into the sewage system, highlighting the need for: washing machine filters to retain MPs; greater MP removal efficiency in sewage treatment plants; replacement of garments made from synthetic materials with natural materials; and tax incentives for more sustainable textile production.

Keywords: laundry wastewater, synthetic microfibers, pollutants of emerging concern.

1. INTRODUÇÃO

A poluição por plásticos é um problema global de preocupação crescente, em função do aumento do consumo de polímeros sintéticos e da insuficiência na gestão desses resíduos nas últimas décadas [1]. Essa combinação de fatores acarretou em um aumento na contaminação por plásticos em inúmeros ambientes, tanto água, solo e ar, representando um risco à saúde dos ecossistemas e à saúde humana [1].

Estima-se que, ao longo dos anos, 4900 milhões de toneladas de plástico acumularam-se no meio ambiente [2], e, considerando a produção de plásticos global aproximada de 350 mil

toneladas por ano [3], existe a tendência de que aproximadamente 25 mil milhões de toneladas de plástico sejam descartados até 2050 [4].

Esses plásticos, ainda, são sujeitos à degradação por foto-oxidação, biodegradação, hidrólise e estresse mecânico [5], convertendo-se em partículas menores, que, se menores do que 5 mm, são classificadas como microplásticos (MPs) [6]. Microplásticos (MPs) são contaminantes de preocupação emergente identificados em diversas matrizes ambientais, podendo interferir na saúde humana, animal, vegetal e ambiental [7].

No meio ambiente, MPs permeiam a cadeia alimentar ao serem confundidos com alimentos por seres vivos aquáticos [8, 9], e, por apresentarem características como maior área superficial, hidrofobicidade e cargas superficiais, podem carregar poluentes tóxicos, por adsorção [10], apresentando risco adicional à saúde de seres humanos, animais e organismos aquáticos [11, 12]. Estudos recentes identificaram MPs em ambientes aquáticos [13], solo [14], atmosfera [15], alimentos [16], água potável [12], água mineral [17] e em mais de 600 espécies de organismos [18], inclusive, humana [19].

Os MPs são apontados como perigosos à saúde dos organismos, tendo sido identificados em peixes, anfíbios, répteis, mamíferos marinhos, invertebrados e humanos [20, 21]. Em humanos, são associados a problemas no sistema respiratório, gastrointestinal, circulatório e reprodutivo, além de estarem associados a certos riscos de câncer [22, 23].

Uma importante fonte desses contaminantes aos ambientes aquáticos são os efluentes sanitários (domésticos e industriais). MPs são adicionados ao sistema de esgotos principalmente pela contribuição de águas cinzas, provenientes de produtos de beleza e cuidado pessoal e da degradação de tecidos sintéticos [24, 25]. A lavagem de roupas em máquinas de lavar gera um desgaste nas fibras desses materiais, liberando micro partículas, principalmente microfibras (MFs), nos sistemas de esgoto [26, 27]. A maior parte dessas fibras tem em sua composição poliéster, poliamida, nylon, acrílico e algodão, ou seja, uma variedade de materiais sintéticos, conhecidas também microfibras plásticas (MFPs) [25, 28]. Estima-se que 35% dos MPs que se encontram no oceano são MFPs [27, 29] e que 4,8 milhões de toneladas de MFs sintéticas foram inseridas em ambientes terrestres e aquáticos desde 1950 [30]. Logo, fica claro que o rejeito liberado pelas máquinas de lavar roupas é uma das principais fontes de MPFs no meio ambiente [27, 28, 31].

Ainda que mais de 90% dessas partículas sejam efetivamente removidas pelo tratamento em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), estas ainda são apontadas como uma das principais fontes de MPs aos ambientes aquáticos [32-35], podendo a concentração no efluente final variar de 0,001 a 297 partículas/L [35]. Para agravar o problema da disseminação de MPs via esgotos, no Brasil, apenas 56% da população é atendida pelas redes de esgoto, e 81,6% dos esgotos coletados são tratados [36]. Dos esgotos que são tratados, a maior parte das partículas removidas fica retida no lodo gerado nas etapas primária e secundária, acumulando de 50 a 85% dos MPs removidos pelo tratamento de esgoto convencional [35]. Esse lodo comumente é utilizado como fertilizante, o que pode acarretar, também, considerável poluição do solo [37].

Dessa forma, evidencia-se a importância de compreender a caracterização dos efluentes de lavadoras mecânicas de roupas quanto à presença e composição de MPs, que têm o potencial de contribuir com o aporte desses contaminantes nos sistemas de esgotos.

Diante do exposto, o presente estudo objetivou quantificar e caracterizar os MPs liberados pela lavagem mecanizada de roupas em um domicílio unifamiliar, constituído por dois adultos, por meio de contagem em microscopia óptica e espectroscopia de infravermelho, a fim de determinar a composição do efluente de lavanderia doméstica em termos da presença de MPs.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Coleta das amostras

A coleta das amostras foi feita a partir de uma máquina de lavar Electrolux *Essential Care* com capacidade de 14 kg e aproximadamente 2 anos de uso. Em todas as lavagens, foram utilizados sabão líquido e amaciante, nível de água “Extra alto” e o programa “Normal”, composto

por molho longo, médio e curto, enxágue e centrifugação. A coleta foi realizada em garrafa de vidro de 1 L lavada com detergente neutro e seca naturalmente. A água descartada após o molho curto, após o enxágue e na etapa de centrifugação foi coletada de forma igualitária preenchendo a garrafa de 1 L a cada lavagem realizada, contabilizando um total de 3 amostras coletadas em dias diferentes (A1, A2 e A3). Anteriormente a cada lavagem, foi realizada uma limpeza do filtro com água corrente, sabão e escova, de forma manual, bem como uma lavagem do tambor da máquina em ciclo com apenas água e água sanitária. Não foi realizada coleta ou análise com efluente deste ciclo. Foi feito um registro das peças de roupas lavadas com as respectivas cores, composição e peso total. As amostras foram armazenadas na geladeira até o dia de análise em laboratório.

2.2 Preparo das amostras

O volume de 50 mL da amostra foi submetido ao processo de oxidação com 50 mL de peróxido de hidrogênio (30% V/V), à 60°C por 2 horas [29]. Em seguida, foi realizada a separação por densidade com cloreto de sódio (NaCl) com repouso de 24 h. Para a separação, foi utilizado um funil de separação *squibb* com torneira de PTFE (politetrafluoroetileno). A amostra foi saturada com 1,2 g/mL de NaCl para separar MPs de outros materiais com base em sua densidade [32]. Após as 24 h, o material decantado foi descartado e o que flutuou foi filtrado em papel filtro qualitativo. Esse filtro ficou secando em temperatura ambiente por 24 h.

2.3 Quantificação dos MPs

Os MPs foram quantificados por contagem de partículas por meio de um microscópio *Axioskop 2 plus Type* (Zeiss) com magnificação de 20x. Para isso, as placas de microscopia foram divididas em quadrantes e toda a área de um mesmo quadrante foi escaneada ao longo de “linhas” consecutivas e as partículas contabilizadas.

2.4 Caracterização dos MPs

A espectrometria no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) foi conduzida para a determinação de grupos funcionais das amostras de MPs recolhidas do efluente de lavanderia a fim de supor quais polímeros compunham a amostra. Os ensaios foram conduzidos em espectrômetro Perkin-Elmer FTIR C93492 no modo de transmitância, com varredura de 4000 a 500 cm^{-1} (resolução de 4 cm^{-1}) e acumulação de 64 varreduras. Os dados foram tratados no *software* Origin 2025 e os espectros foram compilados em um único gráfico para serem analisados comparativamente, tendo por referência o capítulo 2 do livro *"Spectrometric Identification of Organic Compounds"* [38].

2.5 Cuidados para evitar contaminação das amostras

Os processos realizados em laboratório foram acompanhados de um filtro em branco para controle. Para evitar contaminação, ainda foram utilizados jaleco de algodão e recipientes e utensílios de vidro limpos com água deionizada e detergente neutro. Dessa forma, evitou-se que partículas plásticas oriundas do meio de trabalho ou do manuseio das amostras interferissem na quantidade e na qualidade dos MPs coletados da amostragem.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Características das peças de roupas lavadas

As amostras A1, A2 e A3 são referentes às lavagens de 27, 46 e 36 peças de roupas, respectivamente, com peso médio de $4,90 \pm 0,14$ kg de roupa seca. O material da maioria das peças de roupas que compuseram as lavagens referentes às amostras A2 e A3 não estava disponível, mas entre as peças com materiais identificados, os materiais sintéticos predominaram (Figura 1). Em relação à amostra A1, 56% das peças de roupa eram de material sintético. Poliéster, algodão, elastano, poliamida, spandex (poliéster-poliureia), nylon, acrílico e viscose foram os componentes listados, e essa foi a ordem de maior frequência de ocorrência para a menor. Em todas as lavagens, a cor preta era a mais comum, seguida por cinza e, a depender da lavagem, azul ou rosa.

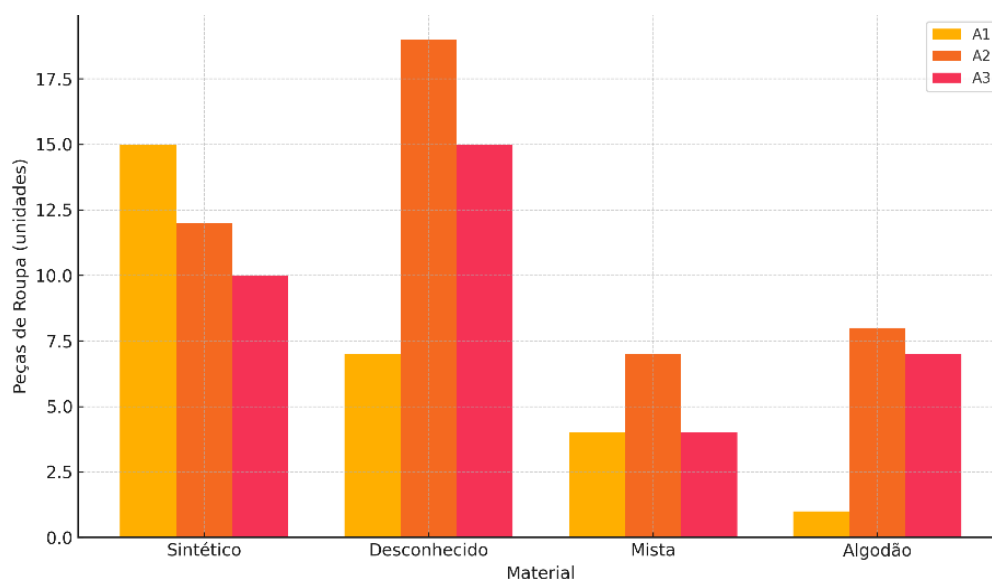


Figura 1. Distribuição dos materiais das peças de roupas nas lavagens de amostras de roupas (A1, A2 e A3).

Vale ressaltar que a composição dos tecidos é dependente do modo de vida e de consumo de cada família, observando-se o contexto de lavagem doméstica de roupas, de forma que os resultados aqui apresentados se referem à configuração específica descrita na seção de Materiais e Métodos.

3.2 Quantificação de MPs nas amostras

A Figura 2 mostra alguns exemplos de MPs encontrados nas 3 amostras. As Figuras 2a e 2c apresentam exemplos de MPs em forma de fragmentos, e a Figura 2b, de fibras. As fibras com aspecto translúcido são da estrutura do filtro de papel.

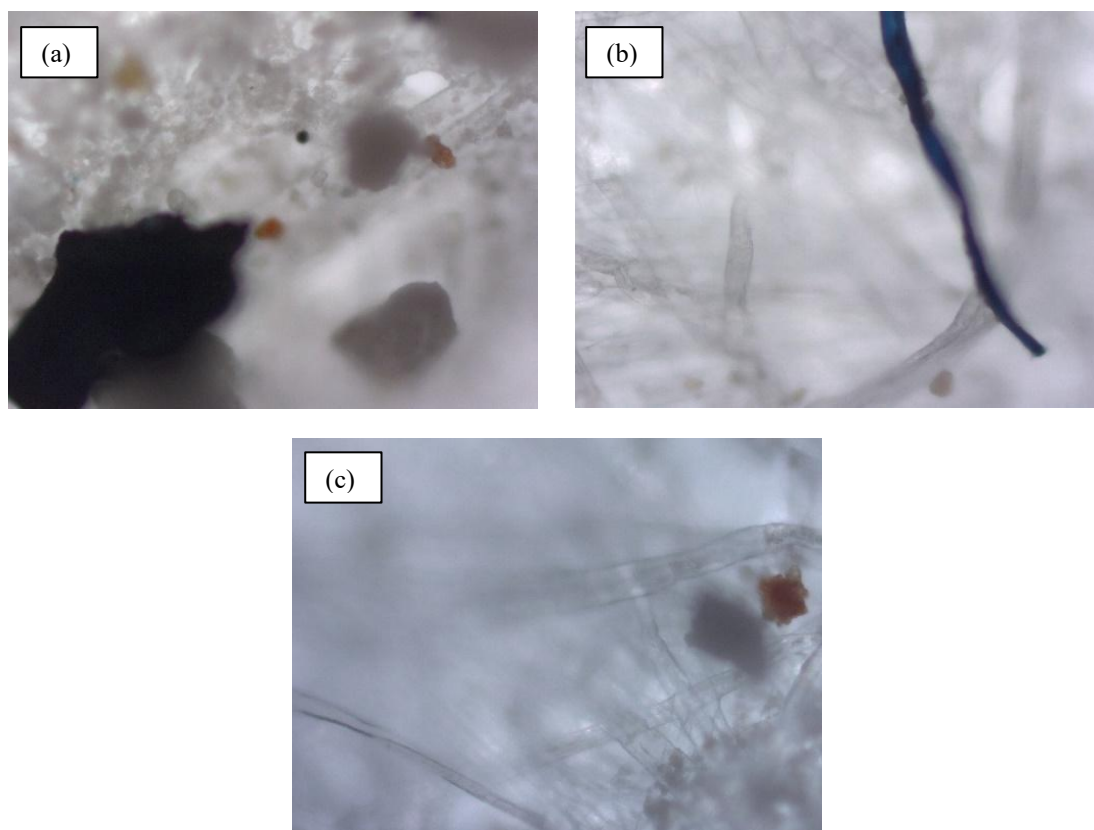


Figura 2. Registros fotográficos de exemplares de MPs encontrados nas amostras (a) A1, (b) A2 e (c) A3.

Foram quantificados 143, 49 e 26 MPs em 50 mL das amostras A1, A2 e A3, respectivamente. O filtro de controle foi também investigado quanto à presença de MPs antes do início do preparo das amostras e após o término das análises no microscópio. Não foram encontrados MPs no filtro de controle, ou seja, não houve contaminação atmosférica e não foi necessário fazer correções nas quantidades identificadas. Na amostra A1, foi identificado o maior número de MPs. Essa amostra corresponde à lavagem com a menor quantidade de peças de roupas, caracterizada pela predominância de vestimentas confeccionadas com materiais sintéticos (56%) e uma menor proporção de tecidos de fibras naturais (4%), como o algodão. A amostra A3 apresenta um contraponto em relação à A1, uma vez que nela foi detectado o menor número de MPs. A distribuição de roupas observada de materiais sintéticos e naturais nessa amostra é de respectivamente 28% e 19%. A quantidade de MPs ser maior na amostra da lavagem com maior proporção e maior número de peças de roupas de material sintético é condizente com o esperado. Esse efeito se deve ao fato de uma menor quantidade de roupas em uma mesma máquina de lavar aumentar a abrasão de cada peça de roupa individualmente pelo movimento da máquina, levando a uma maior fragmentação dos tecidos [39]. Tal efeito combinado com a maior quantidade de material sintético na amostra A1 em comparação às demais leva a um maior número de MPs nesta amostra do que em A2 ou A3. Para efeitos de comparação, Galvão et al. (2020) [25] identificaram correlação alta entre a massa de roupas sintéticas lavadas e a quantidade de MPs liberados na água residual gerada pela lavagem de roupas, indicando que a proporção de material sintético tem implicação direta no número de MPs liberados.

Segundo especificações técnicas da máquina de lavar utilizada neste estudo, no nível “Extra alto”, há um consumo de 195 L de água. Se a quantidade identificada de MPs for extrapolada para o valor de consumo, cada litro pode conter entre 520 e 2.860 MPs, e, conseqüentemente, cada lavagem, nos moldes descritos no “Material e métodos”, pode gerar e liberar no esgoto entre 101.400 e 557.700 MPs. Os resultados de Mahagamage et al. (2024) [31] revelaram que as águas residuais de uma máquina de lavar roupas industrial continham $10.028,7 \pm 1.420,8$ MPs/L. Tarte et al. (2024) [28] encontraram 39.900 ± 2.630 MPs/L nas águas liberadas de uma lavanderia

comercial. Os valores publicados nesses estudos são consideravelmente mais altos do que os encontrados na presente pesquisa, mas, apesar de a presente pesquisa ainda necessitar de alguns aprimoramentos como por exemplo triplicatas de cada amostra, existem algumas justificativas para tais diferenças. Os dois estudos não contemplam o uso doméstico de uma máquina de lavar, e não foi encontrado estudo que avaliasse o efluente da lavanderia doméstica e apresentasse os seus resultados em MPs/L para efeitos de comparação. O segundo fator que pode ter influenciado o resultado foi que, nas 3 lavagens, as roupas, exceto toalhas, lençóis e fronhas, foram armazenadas em sacos de lavar roupas, o que pode ter induzido a uma menor liberação de MPs. Contudo, a liberação dessas partículas trata-se de uma estimativa grosseira, já que a quantidade de MPs liberados dependem de fatores como características e distribuição dos materiais têxteis, uso de detergentes e amaciantes, temperatura da água, tempo de lavagem, agitação mecânica e tempo de uso das peças de roupas [40, 41]. Logo, várias condições precisam ser testadas, inclusive mais testes comparativos entre lavagens com e sem sacos de lavar roupas, ampliando as possibilidades de pesquisa sobre o assunto.

3.3. Distribuição de cores

A cor preta predomina os quantitativos de peças de roupas nas 3 lavagens (Figura 3), mas observa-se que a cor preta é maioria apenas na amostra A1 (Figura 4). Outra diferença que chama a atenção é a identificação de MPs de cores não verificadas entre as peças de roupas lavadas. Uma explicação viável é que substâncias químicas, pigmentos e microrganismos que se fixam nas fibras dos materiais têxteis podem modificar sua coloração, enquanto a decomposição do material também pode influenciar sua tonalidade [42]. Mahagamage et al. (2024) [31] usaram apenas peças de roupas pretas e vermelhas, mas identificaram MPs pretos, brancos, azuis e vermelhos. Em adição, peças de cores mais escuras tendem a absorver mais luz, aumentando assim o risco de degradação e fragmentação [40]. Quando a cor de uma partícula mudava durante a análise, foi determinado que seria caracterizada como cor indefinida.

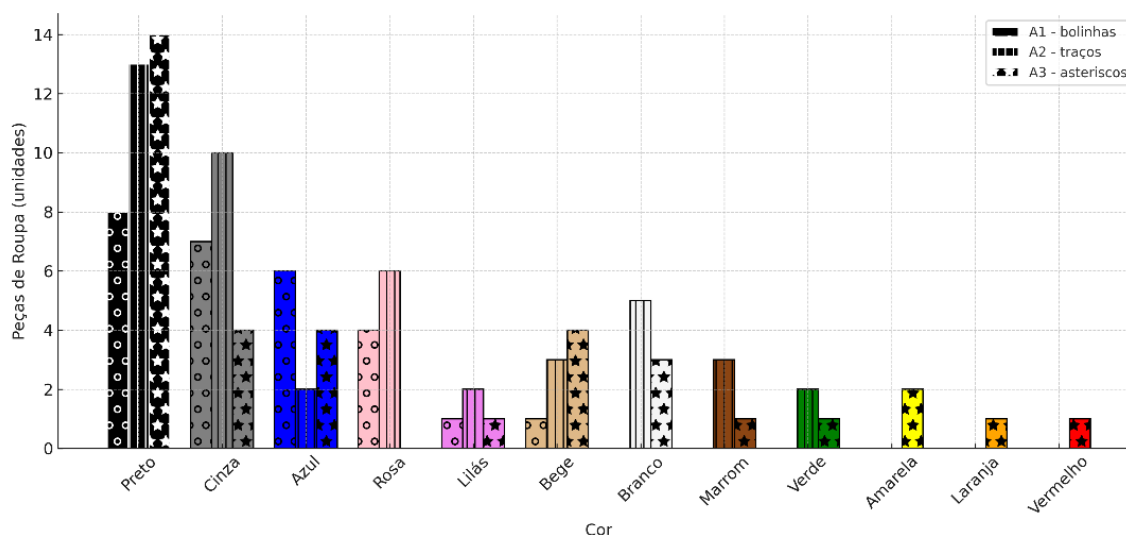


Figura 3. Distribuição das cores das peças de roupas lavadas.

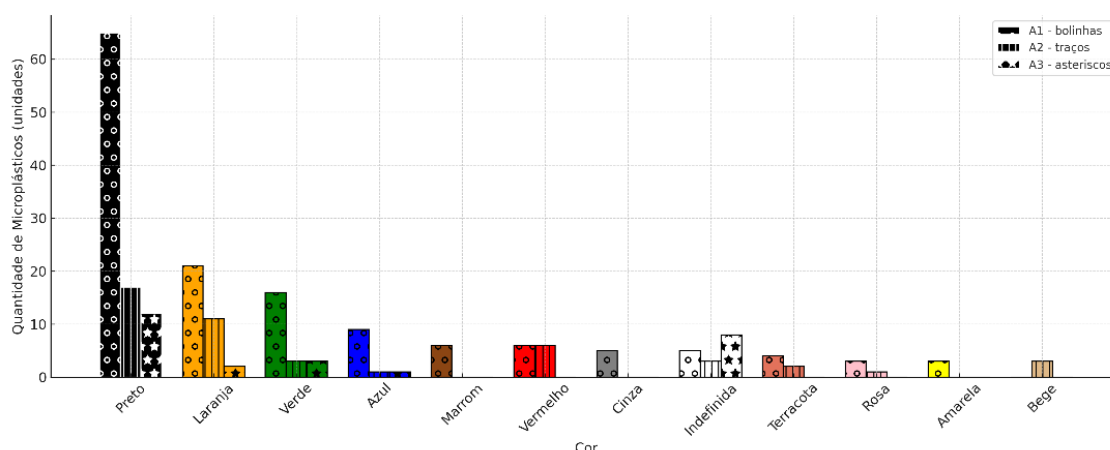


Figura 4. Distribuição das cores dos MPs identificados.

3.4. Composição dos MPs

A Figura 5 apresenta os espectros das amostras A1 (vermelho), A2 (azul) e A3 (rosa). As amostras têm padrões semelhantes com distinções de intensidades e bandas.

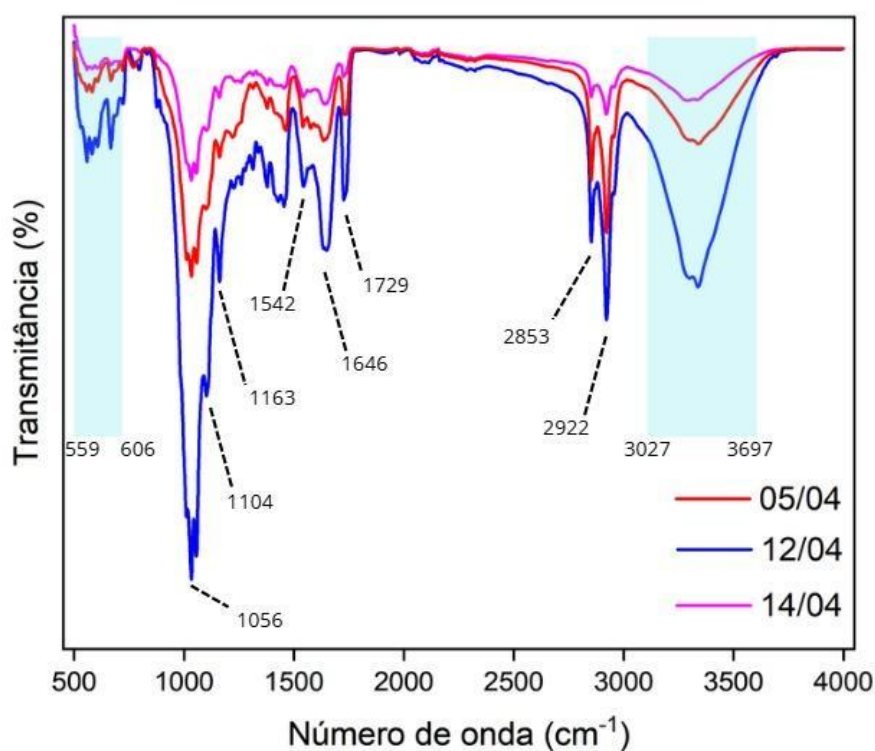


Figura 5. Espectro das amostras A1 (05/04 – linha vermelha), A2 (12/04 – linha azul) e A3 (14/04 – linha rosa).

Os gráficos das três amostras exibem pico de transmitância em aproximadamente 1729 cm^{-1} (éster) e o “trio” intenso de estiramentos C–O/C–O–C entre $1163\text{--}1056\text{ cm}^{-1}$, que são típicos do polímero poliéster (PES). Os estiramentos em $2922/2853\text{ cm}^{-1}$ são típicos de C–H sp^3 (alcanos) e podem indicar estruturas alifáticas comuns em PES e polietileno (PE). Na região entre $606\text{--}559\text{ cm}^{-1}$, verifica-se a possível presença de anéis aromáticos como no poli(tereftalato de etileno) (PET). A banda larga entre $3697\text{ e }3027\text{ cm}^{-1}$ pode indicar a presença de grupos hidroxila (O–H), provavelmente relacionados com umidade.

A curva vermelha e a rosa diferem apenas na leve largura da banda O–H: o vermelho mostra PET praticamente “seco”, enquanto o rosa apresenta discreta absorção de umidade, mas sem novos grupos funcionais. Já a curva azul exibe banda larga O–H/N–H entre 3700–3200 cm^{-1} e dois vales adicionais em 1646 e 1542 cm^{-1} (amidas I/II), sinal de hidrólise avançada do PET ou de um filme fino de poliuretano sobre a superfície. Em conclusão, os espectros indicam a possível presença de PET intacto (vermelho), PET com leve hidratação (rosa) e PET degradado ou recoberto por poliuretano (azul), ou seja, as variações observadas refletem diferença de teor de água ou contaminação superficial, não a presença de um polímero completamente diferente.

O PES teve maior ocorrência dentre os materiais sintéticos das peças lavadas, condizendo com o resultado do espectro gerado pela análise no FTIR. O componente básico da fibra de PES é o PET, que é feito a partir da policondensação de ácido p-ftálico (PTA) e etilenoglicol (EG) [43]. A partir de pellets de PET, são produzidas fibras por extrusão e fiação, podendo também incorporar corantes e aditivos [44]. A possível contaminação por poliuretano na amostra A2 (azul) pode ser de fábrica por adição para conferir alguma característica específica ao material. Já a diferença de presença de umidade ou o possível processo de degradação pode ser consequência dos tratamentos que as amostras foram submetidas.

Vale ressaltar que a análise realizada somente com o efluente da máquina de lavar em ciclo com peças de roupas não considera possíveis materiais poliméricos inerentes à estrutura da máquina, considerando as amostras de plástico analisadas como oriundas exclusivamente do processo de abrasão das roupas. Apesar disso, os principais polímeros presentes nas amostras recolhidas da lavagem mecanizada de roupas, como indicado pelo espectro de FTIR, não são compatíveis com os materiais que constituem as partes da máquina, segundo indicado pelo manual de serviços fornecido pelo fabricante (Tabela 1).

Tabela 1. Componentes e materiais das peças da máquina lavar utilizada, conforme fabricante [45].

Componentes	Materiais
Gabinete	Chapa de aço zincado (tratamento galvanizado e pintura a pó - Epóxi)
Topo	Plástico PP (polipropileno)
Tampa	Plástico PP (polipropileno) e vidro (temperado)
Tanque	Plástico PP (polipropileno com carga DURA 20)
Cesto	Inox
Pés Niveladores	Plástico PS (poliestireno)

Apesar da constituição polimérica dos componentes da máquina de lavar ser predominantemente por polipropileno (PP) e poliestireno (PS), a espectroscopia por FTIR não revelou sinais típicos da varredura espectroscópica destas estruturas [46, 47]. Desta forma, pode-se considerar que a liberação de partículas plásticas pela própria máquina de lavar foi insignificante no contexto deste estudo, podendo-se aproximar os resultados a dados referentes aos MPs liberados somente na lavagem de peças de roupas.

4. CONCLUSÃO

Os resultados demonstraram que uma lavagem de roupa nos parâmetros apresentados pode liberar na rede de esgoto entre 101.400 e 557.700 MPs. A caracterização gerou resultados condizentes com a composição de materiais das amostras analisadas, podendo indicar a eficiência do tratamento da amostra com degradação da matéria orgânica e separação por densidade e do uso do FTIR para caracterizar MPs.

A análise qualitativa por espectroscopia indicou que o PET é o polímero sintético mais comum dentre os resíduos de MPs descartados em processos de lavagem doméstica de roupas. Ressalta-se, porém, que a composição desses resíduos deve ser variável para cada contexto doméstico, pois é dependente de padrões de consumo e modos de vida de cada ambiente familiar. Ainda, mesmo que a análise espectroscópica respalde que os polímeros liberados são oriundos da

lavagem de roupas, estudos com maior rigor quanto a um controle negativo são necessários para embasar com maior força os resultados deste estudo.

Estudos sobre a liberação de MPs pela lavagem mecanizada de roupas ainda podem explorar o impacto de fatores como uso de detergentes e amaciantes, temperatura da água, tempo de lavagem, agitação mecânica, tempo de uso das peças de roupas e o uso de sacos de lavar roupa. Contudo, é inegável que a lavagem mecanizada de roupas tem sido responsável pela presença de MPs principalmente nos ambientes aquáticos. Logo, estudos sobre métodos de remoção de MPs acoplados às máquinas de lavar e/ou nas ETEs são imprescindíveis no processo de mitigação da emissão de MPs, bem como mudanças no consumo para a escolha por roupas feitas com tecidos oriundos de fibras naturais, e também incentivos fiscais para produções têxteis mais sustentáveis.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Central Experimental Multiusuários (CEM) da Universidade Federal do ABC (UFABC) pelo apoio experimental. Os autores também agradecem à CAPES pela bolsa de Mestrado de R.Z.P.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Yao L, Zhao S, Tremblay LA, Wang W, LeBlanc GA, Lihui AN. Implications of plastic pollution on global carbon cycle. *Carbon Res.* 2025 Feb;4:21. doi: 10.1007/s44246-024-00188-z
2. Luo H, Xiang Y, Li Y, Zhao Y, Pan X. Photocatalytic aging process of Nano-TiO₂ coated polypropylene microplastics: Combining atomic force microscopy and infrared spectroscopy (AFM-IR) for nanoscale chemical characterization. *J Hazard Mater.* 2021 Feb;404:124159. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.124159
3. Saha A, Gupt CB, Sekharan S. Recycling natural fibre to superabsorbent hydrogel composite for conservation of irrigation water in Semi-arid Regions. *Waste and Biomass Valor.* 2021 Jun;12:6433-48. doi: 10.1007/s12649-021-01489-9
4. Feng Z, Adolfsson KH, Xu Y, Fang H, Hakkarainen M, Wu M. Carbon dot/polymer nanocomposites: From green synthesis to energy, environmental and biomedical applications. *Sustain Mater Technol.* 2021 Sep;29:e00304. doi: 10.1016/j.susmat.2021.e00304
5. Monira S, Roychand R, Hai FI, Bhuiyan M, Dhar BR, Pramanik BK. Nano and microplastics occurrence in wastewater treatment plants: A comprehensive understanding of microplastics fragmentation and their removal. *Chemosphere.* 2023 Sep;334:139011-1. doi: j.chemosphere.2023.139011
6. Andrady AL. Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull.* 2011 Aug;62(8):1596-605. doi: j.marpolbul.2011.05.030
7. Man Thaiba B, Sedai T, Bastakoti S, Karki A, Anuradha KC, Khadka G, et al. A review on analytical performance of micro- and nanoplastics analysis methods. *Arabian J Chem.* 2023 May;16(5):104686. doi: 10.1016/j.arabjc.2023.104686
8. Ribeiro F, O'Brien JW, Galloway T, Thomas KV. Accumulation and fate of nano- and micro-plastics and associated contaminants in organisms. *TrAC Trends Anal Chem.* 2019 Feb;111:139-47. doi: 10.1016/j.trac.2018.12.010
9. Peng L, Fu D, Qi H, Lan CQ, Yu H, Ge C. Micro- and nano-plastics in marine environment: Source, distribution and threats – A review. *Sci Total Environ.* 2019 Jan;698:134254. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134254
10. Strungaru SA, Jijie R, Nicoara M, Plavan G, Faggio C. Micro- (nano) plastics in freshwater ecosystems: Abundance, toxicological impact and quantification methodology. *TrAC Trends in Anal Chem.* 2019 Jan;110:116-28. doi: 10.1016/j.trac.2018.10.025
11. Devi MK, Karmegam N, Manikandan S, Subbaiya R, Song H, Kwon EE, et al. Removal of nanoplastics in water treatment processes: A review. *Sci Total Environ.* 2022 Nov;845:157168. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.157168
12. Li Y, Wang Z, Guan B. Separation and identification of nanoplastics in tap water. *Environ Res.* 2022 Mar;204:112134. doi: 10.1016/j.envres.2021.112134
13. Sekar V, Sundaram B. Occurrence, quantification and characterisation of microplastics in Godavari River, India. *Case Stud Chem Environl Eng.* 2023 Nov;8:100542. doi: 10.1016/j.cscee.2023.100542
14. Huang Y, Liu Q, Jia W, Yan C, Wang J. Agricultural plastic mulching as a source of microplastics in the terrestrial environment. *Environ Pollut.* 2020 May;260:114096. doi: 10.1016/j.envpol.2020.114096

15. Chen HL, Selvam SB, Ting KN, Tshai KY, Gibbins CN. Relative contributions of different local sources to riverborne microplastic in a mixed landuse area within a tropical catchment. *Environ Res.* 2022 Jul;210:112972. doi: 10.1016/j.envres.2022.112972
16. Jasso-Salcedo AB, Díaz-Cruz CA, Rivera-Vallejo CC, Jiménez-Regalado EJ, Aguirre-Loredo RY. Human consumption of microplastics via food type and habits: Recent review. *Water Air Soil Pollut.* 2024 Feb;235:139. doi: 10.1007/s11270-024-06920-0
17. Oßmann BE, Sarau G, Holtmannspötter H, Pischetsrieder M, Christiansen SH, Dicke W. Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. *Water Res.* 2018 Sep;141:307-16. doi: 10.1016/j.watres.2018.05.027
18. Toussaint B, Raffael B, Angers-Loustau A, Gilliland D, Kestens V, Petrillo M, et al. Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain. *Food Addit Contam: Part A.* 2019 Apr 15;36(5):639-73. doi: 10.1080/19440049.2019.1583381
19. Yang Y, Xie E, Du Z, Peng Z, Han Z, Li L, et al. Detection of various microplastics in patients undergoing cardiac surgery. *Environ Sci Technol.* 2023 Jul;57(30):10911-8. doi: 10.1021/acs.est.2c07179
20. Yu S, Chen J, Zhang Z, Zhao Y, Zhang Y. Enhanced extraction of microplastics from terrestrial animal intestinal tissues via optimized fenton oxidation. *J Hazard Mat.* 2025 Apr 28;493:138427-7. doi: 10.1016/j.jhazmat.2025.138427
21. Adam MohA, Talbia HS, Ariyanti D, Kristianto S, Chairunnisa NK, Aprilia M, et al. Microplastics contamination in environment and marine animals at Kodek Bay, Lombok, Indonesia. *Water Air Soil Pollut.* 2024 Nov 5;235:789. doi: 10.1007/s11270-024-07607-2
22. Sarojini S, Balasubramanian B, Jayaram S, Nagaraj V, Restine A, Priyadarshini P, et al. Invisible threats: microplastics in milk and their implications for human and animal health. *Water Air Soil Pollut.* 2025 Jul 1;236:638. doi: 10.1007/s11270-025-08267-6
23. Ruggieri F, Battistini B, Sorbo A, Senofonte M, Leso V, Iavicoli I, et al. From food-to-human microplastics and nanoplastics exposure and health effects: A review on food, animal and human monitoring data. *Food Chem Toxicol.* 2025 Feb;196:115209. doi: 10.1016/j.fct.2024.115209
24. Sundt P, Schulze P-E, Syversen F. Sources of microplastics-pollution to the marine environment [Internet]. Norwegian Environment Agency Miljødirektoratet; 2014. Disponível em: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m321/m321.pdf>.
25. Galvão A, Aleixo M, De Pablo H, Lopes C, Raimundo J. Microplastics in wastewater: microfiber emissions from common household laundry. *Environ Sci Pollut Res.* 2020;27(21):26643-9. doi: 10.1007/s11356-020-08765-6
26. Uddin S, Fowler SW, Behbehani M. An assessment of microplastic inputs into the aquatic environment from wastewater streams. *Mar Pollut Bull.* 2020;160(111538):111538. doi: 10.1016/j.marpolbul.2020.111538
27. Wang C, Song J, Nunes LM, Zhao H, Wang P, Liang Z, et al. Global microplastic fiber pollution from domestic laundry. *J Hazard Mat.* 2024;477(135290):135290. doi: 10.1016/j.jhazmat.2024.135290
28. Tarte JV, Johir MAH, Tra V-T, Cai Z, Wang Q, Nghiem LD. Optimising microplastics analysis for quantifying and identifying microplastic fibres in laundry wastewater. *Sci Total Environ.* 2024;952(175907):175907. doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.175907
29. Boucher J, Friot D. Primary microplastics in the oceans: A global evaluation of sources. Gland (CH): International Union for Conservation of Nature (IUCN); 2017. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2017-002-En.pdf>.
30. Erdle LM, Nouri Parto D, Sweetnam D, Rochman CM. Washing machine filters reduce microfiber emissions: Evidence from a community-scale pilot in Parry Sound, Ontario. *Front Mar Sci.* 2021;8:777865. doi: 10.3389/fmars.2021.777865
31. Mahagamage MGYL, Gamage SG, Rathnayake RMSK, Gamaralalage PJD, Hengesbugh M, Abeynayaka T, et al. Mitigating microfiber pollution in laundry wastewater: Insights from a filtration system case study in Galle, Sri Lanka. *Microplastics.* 2024;3(4):599-613. doi: 10.3390/microplastics3040037
32. Beiras R, Muniategui-Lorenzo S, Rodil R, Tato T, Montes R, López-Ibáñez S, et al. Polyethylene microplastics do not increase bioaccumulation or toxicity of nonylphenol and 4-MBC to marine zooplankton. *Sci Total Environ.* 2019;692:1-9. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.106
33. Wan Z, Wang C, Zhou J, Shen M, Wang X, Fu Z, et al. Effects of polystyrene microplastics on the composition of the microbiome and metabolism in larval zebrafish. *Chemosphere.* 2019;217:646-58. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.11.070
34. Zhang Z, Chen Y. Effects of microplastics on wastewater and sewage sludge treatment and their removal: A review. *Cheml Eng J.* 2020;382(122955):122955. doi: 10.1016/j.cej.2019.122955

35. Ali I, Ding T, Peng C, Naz I, Sun H, Li J, et al. Micro- and nanoplastics in wastewater treatment plants: Occurrence, removal, fate, impacts and remediation technologies – A critical review. *Chem Eng J.* 2021;423(130205):130205. doi: 10.1016/j.cej.2021.130205
36. Brasil. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA). Diagnóstico temático: Serviços de água e saneamento. Brasília (DF): Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS); 2023. Disponível em: <https://share.google/W6YFc4p8MYwmrMudU>.
37. Akarsu C, Kumbur H, Gökdağ K, Kıdeyş AE, Sanchez-Vidal A. Microplastics composition and load from three wastewater treatment plants discharging into Mersin Bay, north eastern Mediterranean Sea. *Mar Pollut Bull.* 2020;150(110776):110776. doi: 10.1016/j.marpolbul.2019.110776
38. Silverstein RM, Webster FX, Kiemle DJ. Identificação espectrométrica de compostos orgânicos. 7. ed. Rio de Janeiro: LTC; 2006.
39. Juntarasakul O, Julapong P, Srichonphaisarn P, Meekoch T, Janjaroen D, Tabelin CB, et al. Weave structures of polyester fabric affect the tensile strength and microplastic fiber emission during the laundry process. *Sci Rep.* 2025;15(1):2272. doi: 10.1038/s41598-025-86866-3
40. Hartline NL, Bruce NJ, Karba SN, Ruff EO, Sonar SU, Holden PA. Microfiber masses recovered from conventional machine washing of new or aged garments. *Environ Sci Technol.* 2016;50(21):11532-8. doi: 10.1021/acs.est.6b03045
41. Pušić T, Vojnović B, Flinčec Grgac S, Čurlin M, Malinar R. Particle shedding from cotton and cotton-polyester fabrics in the dry state and in washes. *Polymers (Basel).* 2023;15(15):3201. doi: 10.3390/polym15153201
42. Vojnović B, Mihovilović P, Dimitrov N. Approaches for sampling and sample preparation for microplastic analysis in laundry effluents. *Sustainability.* 2024;16(8):3401. doi: 10.3390/su16083401
43. Tian Y, Chen Z, Zhang J, Wang Z, Zhu Y, Wang P, et al. An innovative evaluation method based on polymer mass detection to evaluate the contribution of microfibers from laundry process to municipal wastewater. *J Hazard Mater.* 2021;407(124861):124861. doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.124861
44. Palacios-Mateo C, van der Meer Y, Seide G. Analysis of the polyester clothing value chain to identify key intervention points for sustainability. *Environ Sci Eur.* 2021;33(1):2. doi: 10.1186/s12302-020-00447-x
45. Electrolux. Manual Serviços Lavadoras LED13, LED14, LED15, LED17. [S.l.]: Electrolux; 2021.
46. Linares AB, Jiménez JC, López P, Gáscue BR. Biodegradability study by FTIR and DSC of polymers films based on polypropylene and cassava starch. *Electr J Chem.* 2019;11(2):71-82. doi: 10.17807/orbital.v11i2.1360
47. Dang TT, Sogut E, Uysal-Unalan I, Corredig M. Quantification of polystyrene microplastics in water, milk, and coffee using thermogravimetry coupled with Fourier transform infrared spectroscopy (TGA-FTIR). *Chemosphere.* 2024;368(143777). doi: 10.1016/j.chemosphere.2024.143777