
FLUXO ANALÍTICO PARA IDENTIFICAÇÃO DE MICROPLÁSTICOS DE PET E PVC EM MATRIZES AQUÁTICAS: DO PREPARO DE AMOSTRAS ÀS TÉCNICAS ESPECTROSCÓPICAS FTIR E RAMAN

CALLEGARI, Breno Ribeiro¹; MARTINS, Kevin Chavez¹; DE SOUZA, Aline Morais^{1*}  

¹Centro Universitário Fieo, Osasco, São Paulo, Brasil.

*e-mail de correspondência: aline.morais.ms@gmail.com

Recebido: 29/06/2026 - Aceito: 07/07/2026 - Publicado online: 09/07/2026

RESUMO

Os microplásticos representam um problema ambiental crescente devido à sua ampla presença em ambientes aquáticos e aos riscos potenciais para os ecossistemas e a saúde humana. Entre os polímeros mais encontrados destacam-se o poli(tereftalato de etileno) (PET) e o policloreto de vinila (PVC). Este trabalho realizou uma revisão bibliográfica narrativa sobre os métodos de preparo de amostras e de identificação desses polímeros em matrizes aquáticas por meio das técnicas espectroscópicas FTIR e Raman. Foram analisados estudos que compararam a eficiência, aplicabilidade, vantagens e limitações dessas metodologias. Os resultados indicam que ambas as técnicas são eficazes na identificação de PET e PVC, apresentando características complementares que favorecem sua utilização conjunta. Entretanto, a ausência de protocolos padronizados para coleta, preparo de amostras e análise instrumental dificulta a comparação entre estudos e compromete a confiabilidade dos resultados. Assim, a padronização metodológica é essencial para fortalecer as pesquisas sobre microplásticos.

Palavras-chave: microplásticos; PET; PVC; FTIR; Raman.

ABSTRACT

Microplastics have become a growing environmental concern due to their widespread occurrence in aquatic environments and their potential impacts on ecosystems and human health. Among the most commonly detected polymers are polyethylene terephthalate (PET) and polyvinyl chloride (PVC). This study conducted a narrative literature review on sample preparation methods and the identification of these polymers in aquatic matrices using Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR) and Raman spectroscopy. Studies comparing the efficiency, applicability, advantages, and limitations of these techniques were analyzed. The results indicate that both FTIR and Raman spectroscopy are effective for the identification of PET and PVC, with complementary characteristics that support their combined use. However, the lack of standardized protocols for sample collection, preparation, and instrumental

analysis hinders comparisons among studies and compromises the reliability of the results. Therefore, methodological standardization is essential to strengthen research on microplastics.

Keywords: microplastics, PET, PVC, FTIR, Raman.

INTRODUÇÃO

Os plásticos Poli(tereftalato de etileno) (PET) e o Policloreto de Vinila (PVC) são compostos poliméricos orgânicos formados por longas cadeias de monômeros e seu uso se tornou comum na sociedade moderna devido à versatilidade, ao baixo custo e à facilidade de fabricação, estando presentes em embalagens, utensílios domésticos, roupas e diversos produtos industriais (UN ENVIRONMENT, 2018).

A produção mundial de plásticos cresceu exponencialmente nas últimas décadas, especialmente a partir de 1950 (ZORZETTO, 2025). Estima-se que, desde então, aproximadamente 8,3 bilhões de toneladas de plásticos virgens tenham sido produzidas mundialmente, sendo que apenas cerca de 9% desse total foi reciclado, enquanto a maior parte dos resíduos foi destinada a aterros sanitários ou descartada no meio ambiente (MONTAGNER et al., 2021).

Como consequência do elevado volume de produção e do descarte inadequado desses materiais, ocorre o acúmulo de resíduos plásticos no ambiente, favorecendo sua fragmentação, o que origina partículas menores conhecidas como microplástico nesse cenário, evidencia-se a definição de microplásticos, os quais são estritamente caracterizados como partículas sólidas poliméricas sintéticas, insolúveis em água, com dimensões lineares inferiores a 5 mm, podendo alcançar a escala nanométrica (WU; HOU; WANG, 2023). Essas partículas podem ser classificadas como primárias, quando produzidas intencionalmente em pequenas dimensões, ou secundárias, quando resultantes da degradação de materiais plásticos maiores por processos físicos, químicos e biológicos (WU; HOU; WANG, 2023).

Atualmente, os microplásticos encontram-se amplamente distribuídos em diversos ambientes, incluindo os aquáticos, sendo identificados em rios, oceanos, águas subterrâneas e água potável. Estudos recentes também indicam a presença de microplásticos em organismos vivos e tecidos humanos, aumentando a

preocupação em relação aos possíveis impactos ambientais e toxicológicos associados à sua exposição (ZORZETTO, 2025).

Entre os polímeros mais frequentemente identificados em amostras ambientais destacam-se o poli(tereftalato de etileno) (PET) e o policloreto de vinila (PVC), amplamente utilizados em embalagens, tubulações, materiais industriais e produtos de consumo (AMARAL, 2023). Devido à elevada ocorrência desses polímeros em ambientes aquáticos, sua identificação e quantificação tornaram-se etapas fundamentais em estudos de monitoramento ambiental. Nesse contexto, técnicas espectroscópicas como a espectroscopia por transformada de *Fourier* (FTIR, do inglês *Fourier Transform Infrared Spectroscopy*) e a espectroscopia Raman têm sido amplamente utilizadas para caracterização de microplásticos (PARK; PARK, 2021).

De acordo com a Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, a análise de microplásticos ainda não apresenta os parâmetros obrigatórios de monitoramento da qualidade da água para consumo humano no Brasil (BRASIL, 2021). Apesar disso, estudos vêm desenvolvendo métodos voltados à remoção desses contaminantes em águas superficiais, esgoto e estações de tratamento, incluindo processos de coagulação, adsorção, filtração por membranas, processos oxidativos avançados e fotocatalise, cuja eficiência depende de métodos confiáveis de detecção e monitoramento. Entretanto, muitos desses processos ainda apresentam limitações quanto à eficiência de remoção, principalmente devido às dimensões reduzidas das partículas e à elevada persistência ambiental dos microplásticos.

Nota-se, porém, que, embora diversas revisões abordem o tema de identificação e caracterização de microplásticos em geral, poucas discutem de forma integrada como o preparo da amostra influencia diretamente a qualidade da identificação espectroscópica de PET e PVC, especialmente para polímeros de alta densidade como o PET e o PVC. Esse preparo prévio representa um impacto analítico crítico: se a digestão química for incompleta, os resquícios de matéria orgânica aderidos à superfície das partículas mascaram os espectros no infravermelho (FTIR) e geram intensa fluorescência no Raman, ocultando as bandas de absorção e os picos característicos dos polímeros (BILLA, 2024; NAVA; FREZZOTTI; LEONI, 2021).

A identificação do microplástico PET e PVC representa, portanto, um desafio analítico devido à diversidade de polímeros presentes nas amostras, à interferência

de matéria orgânica e à necessidade de procedimentos adequados de preparo de amostras.

Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo realizar uma revisão narrativa sobre o impacto do preparo de amostra na etapa de identificação de microplásticos de PET e PVC em amostras de água pelas técnicas espectroscópicas FTIR e RAMAN, discutindo preparo de amostras, características espectrais, limitações analíticas e perspectivas metodológicas. Além disso, busca-se discutir a importância do monitoramento desses contaminantes emergentes e sua relevância ambiental e toxicológica.

METODOLOGIA

O presente trabalho consiste em uma revisão teórica de caráter descritivo, realizada por meio do levantamento e análise de artigos científicos, dissertações, livros e documentos técnicos relacionados à identificação de microplásticos de PET e PVC em amostras de água por espectroscopia FTIR e Raman. As buscas bibliográficas foram realizadas em bases de dados nacionais e internacionais, incluindo ScienceDirect, PubMed, SciELO, Google Acadêmico e Springer.

Para a pesquisa bibliográfica, foram utilizados os descritores "*microplastics*", "*PET*", "*PVC*", "*polyethylene terephthalate*", "*polyvinyl chloride*", "*FTIR*", "*Fourier Transform Infrared Spectroscopy*", "*Raman spectroscopy*", "*sample preparation*", "*microplastic identification*", "*water samples*" e "*aquatic matrices*", bem como suas correspondentes traduções para a língua portuguesa. Os descritores foram empregados de forma isolada e combinada por meio de operadores booleanos (AND e OR) para ampliar a recuperação de estudos relevantes.

Como critérios de inclusão, foram considerados estudos publicados preferencialmente entre os anos de 2016 e 2026, disponíveis na íntegra, que abordassem métodos de preparo de amostras, digestão química ou enzimática, separação por densidade, filtração, identificação morfológica, espectroscopia FTIR, espectroscopia Raman e desafios analíticos relacionados à identificação de microplásticos de PET e PVC em matrizes aquáticas. Também foram incluídos documentos normativos e trabalhos clássicos considerados relevantes para a contextualização do tema.

As informações obtidas foram organizadas, analisadas e comparadas com o objetivo de discutir os principais métodos descritos na literatura, suas aplicações, vantagens, limitações e desafios relacionados à identificação de microplásticos em amostras ambientais.

Microplásticos em Ambientes Aquáticos

Os microplásticos PET e PVC apresentam elevada persistência ambiental devido à resistência dos polímeros à degradação natural. Diferentemente dos metais, os plásticos não sofrem corrosão, sendo fragmentados lentamente por processos mecânicos, abrasão, radiação ultravioleta e outras reações físico-químicas (UN ENVIRONMENT, 2018).

A presença dessas partículas em ambientes aquáticos vem sendo relatada desde a década de 1970. Carpenter e Smith (1972) identificaram partículas plásticas flutuantes no Mar dos Sargãos, uma região sem litoral localizada no meio do Oceano Atlântico Norte, entre as Américas e a Europa, onde foram observados processos de fragmentação. Posteriormente, Thompson et al. (2004) utilizaram o termo “microplásticos” para descrever partículas plásticas inferiores a 5 mm encontradas no litoral do Reino Unido.

Desde então, estudos demonstram que a concentração de microplásticos varia significativamente conforme fatores ambientais, localização geográfica e atividades antrópicas. Bezerra et al. (2025) observaram concentrações entre 520 e 2860 partículas/L em águas provenientes da lavagem mecanizada de roupas. Já Dantas (2025) identificou diferenças na densidade de partículas entre regiões costeiras distintas.

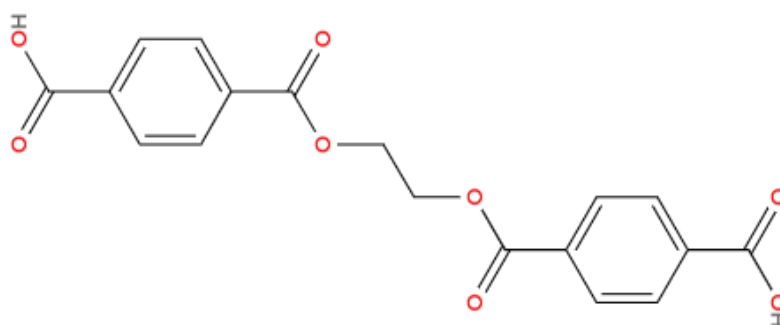
Além disso, fatores sazonais podem influenciar diretamente a quantidade de microplásticos encontrados em ambientes aquáticos, conforme demonstrado por Schneider e Maffesson (2021), que observaram variações na abundância de microplásticos em praias do litoral do Rio Grande do Sul, com maior acúmulo durante a primavera e o inverno e menores concentrações no outono. Esses resultados sugerem que fatores climáticos e oceanográficos, como regime de ventos, precipitação, correntes e transporte de sedimentos, podem influenciar a disponibilidade e a distribuição dos microplásticos no ambiente aquático (SCHNEIDER; MAFFESSION, 2021).

Atualmente, ainda não existem padrões universalmente estabelecidos para o monitoramento de microplásticos em água potável. No Brasil, a Portaria GM/MS nº 888, de 2021, não inclui os microplásticos entre os parâmetros obrigatórios de monitoramento da qualidade da água para consumo humano (BRASIL, 2021). A ausência de limites legais e tetos regulatórios decorre substancialmente da falta de harmonização metodológica e das elevadas incertezas analíticas associadas às etapas de amostragem e triagem (BRUGE et al., 2020). Além disso, aspectos como a definição das faixas de tamanho das partículas, os critérios de classificação e as metodologias empregadas para identificação e quantificação desses contaminantes ainda apresentam considerável variação na literatura científica.

Polímeros de Interesse

O poli(tereftalato) de etileno (PET) é um polímero pertencente à classe dos poliésteres, amplamente utilizado na fabricação de embalagens, fibras têxteis e recipientes plásticos devido à sua resistência mecânica, transparência e estabilidade química (AMARAL, 2023). A representação de seu monômero consta na Figura 1.

Figura 1 - Estrutura monomérica do Poli(tereftalato) de Etileno (PET)



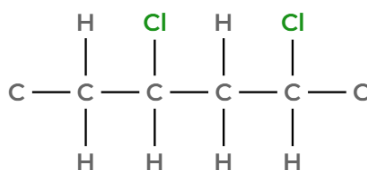
Fonte: Elaborada pelos autores utilizando software *MolView* (2026)

O PET apresenta elevada resistência a ácidos, bases e solventes, além de boa estabilidade térmica e mecânica. Entretanto, sua elevada durabilidade contribui para sua persistência ambiental, podendo levar de 400 a 500 anos para decomposição completa (KAMAL et al., 2023).

Além disso, o PET representa uma parcela significativa da produção mundial de polímeros, sendo frequentemente identificado em estudos ambientais relacionados à contaminação por microplásticos (JOSEPH et al., 2024).

O policloreto de vinila (PVC) é um polímero sintético formado por unidades repetitivas do monômero cloreto de vinila, conforme apresentado na Figura 2.

Figura 2 - Estrutura monomérica do Policloreto de Vinila (PVC)



Fonte: Elaborada pelos autores utilizando software *MolView* (2026)

Sua estrutura molecular caracteriza-se por uma cadeia carbônica contendo átomos de cloro ligados lateralmente, conferindo ao material elevada resistência química e durabilidade.

Preparo de Amostras Para Identificação de Microplásticos

A identificação de microplásticos em amostras ambientais envolve diferentes etapas analíticas, incluindo coleta, preparo, separação, purificação e caracterização das partículas. O preparo de amostras constitui uma etapa fundamental para a identificação de microplásticos em matrizes ambientais, principalmente devido à presença de matéria orgânica, sedimentos, sais minerais e possíveis contaminantes externos que podem interferir na detecção e caracterização dessas partículas por técnicas espectroscópicas.

Apesar dos avanços recentes na área, a ausência de padronização metodológica nas etapas de coleta, digestão, separação e filtração ainda representa um dos principais desafios analíticos para a identificação de microplásticos em ambientes aquáticos (LÖDER; GERDTS, 2015). Dessa forma, a escolha adequada dos procedimentos de preparo é essencial para garantir a recuperação das partículas e a confiabilidade dos resultados obtidos.

Entre as principais etapas empregadas no preparo de amostras destacam-se a digestão da matéria orgânica, a separação por densidade, a filtração e a triagem

microscópica das partículas, procedimentos que antecedem as análises de identificação química dos polímeros.

Coleta das Amostras e Controle de Contaminação Cruzada

Os estudos encontrados na literatura destacam a importância do controle de contaminação cruzada nas etapas de coleta, armazenamento e análise laboratorial das amostras. São descritas diferentes práticas de controle e garantia da qualidade (*Quality Control* – QC e *Quality Assurance* – QA), com o objetivo de evitar a introdução de partículas externas que possam comprometer a confiabilidade dos resultados. Entre as medidas mais frequentemente adotadas estão a utilização de materiais previamente higienizados, a redução da exposição das amostras ao ambiente e o emprego de recipientes adequados durante todas as etapas analíticas.

Para minimizar contaminações durante a coleta, recomenda-se evitar o uso de materiais plásticos, dando preferência a recipientes de vidro e utensílios metálicos. Os recipientes devem permanecer protegidos antes da utilização e mantidos fechados ou cobertos durante a amostragem, reduzindo a contaminação por fibras transportadas pelo ar. Além disso, a literatura sugere que os operadores utilizem vestimentas confeccionadas com fibras naturais, além da redução do número de transferências entre recipientes e da proteção dos equipamentos de coleta quando não estiverem em uso (CRUZ-SALAS et al., 2023).

Durante a coleta de amostras de água utilizando redes de arrasto ou sistemas de filtração, recomenda-se a lavagem cuidadosa dos equipamentos antes de cada amostragem, bem como o monitoramento das condições de armazenamento desses materiais. Também é indicada a realização de amostras em branco (*field blanks*), utilizadas para avaliar a eficiência dos procedimentos de limpeza e identificar possíveis contaminações ambientais ou laboratoriais. Quando um mesmo equipamento é utilizado em várias coletas, sugere-se que esses controles sejam realizados periodicamente para assegurar a confiabilidade dos resultados (CRUZ-SALAS et al., 2023).

A comparação entre estudos de microplásticos ainda é bastante difícil pela ausência de padronização dos protocolos de amostragem, processamento e quantificação, o que resulta em diferenças metodológicas significativas entre as pesquisas. Dessa forma, os resultados obtidos geralmente representam condições

específicas de tempo e local de coleta, devendo ser interpretados considerando cada metodologia empregada e as limitações dos estudos (BRUGGE et al., 2020).

Após a coleta, as amostras devem ser processadas o mais rapidamente possível ou armazenadas sob condições adequadas para evitar fatores que possam interferir na recuperação e identificação dos microplásticos. A literatura recomenda o armazenamento em temperaturas inferiores a 4 °C para reduzir o crescimento de bactérias, fungos e algas (WOOTTON et al., 2025). Também devem ser utilizados recipientes não plásticos, preferencialmente de vidro ou metal, a fim de minimizar contaminações. Em determinadas situações, soluções conservantes, como etanol a 20%, podem ser empregadas, desde que não comprometam a integridade dos polímeros presentes na amostra (WOOTTON et al., 2025).

A esterilização dos recipientes e materiais utilizados no preparo das amostras constitui uma etapa complementar, porém importante para reduzir interferências que possam surgir pela presença de microrganismos, matéria orgânica residual e outras partículas externas. Os recipientes de vidro utilizados para coleta e armazenamento das amostras podem ser previamente higienizados e esterilizados por autoclavagem em temperaturas entre 120 °C e 134 °C, por aproximadamente 20 minutos.

Digestão Química da Matéria Orgânica

A digestão química é uma etapa fundamental no preparo das amostras utilizadas para remoção de matéria orgânica que pode interferir nas análises espectroscópicas. Entre os reagentes mais empregados destaca-se o peróxido de hidrogênio (H_2O_2) em concentrações de 10-30% devido à sua eficiência oxidativa e ao menor potencial de degradação dos microplásticos quando comparado a ácidos fortes oxidantes (MASURA et al., 2015; LI; LIU; CHEN, 2017).

Segundo o protocolo da *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA), descrito por Masura et al. (2015), a utilização de H_2O_2 a 30% sob aquecimento moderado apresenta boa eficiência na remoção de matéria orgânica em amostras ambientais, preservando, em geral, a integridade dos principais polímeros sintéticos. Entretanto, alguns estudos relatam possíveis perdas de partículas durante o processo devido à formação de espuma, intensa liberação gasosa e transferência de material entre recipientes.

Apesar de ser considerado um método relativamente seguro para o preparo das amostras, a digestão com H_2O_2 requer controle rigoroso das condições experimentais, especialmente da concentração do reagente, da temperatura e do tempo de exposição. Condições excessivamente agressivas podem promover alterações oxidativas na superfície dos polímeros, modificando parcialmente suas características químicas e comprometendo a qualidade da identificação espectroscópica. Como consequência direta, essas alterações na superfície geram interferências ópticas que prejudicam expressamente "a discriminação e a classificação rápida de microplásticos" (ARDINI et al., 2025).

Separação por Densidade

Após a digestão química, a separação por densidade pode ser utilizada para auxiliar no isolamento das partículas microplásticas presentes nas amostras. Essa técnica baseia-se nas propriedades físicas dos polímeros, apresentados na Tabela 1, utilizando soluções de densidade controlada para causar a flutuação dos microplásticos, enquanto sedimenta o restante da matéria com maior densidade.

Tabela 1 - Densidades dos principais polímeros encontrados em microplásticos.

Densidade dos Polímeros	
PET (Poli(tereftalato de etileno))	1,35 g/cm ³ a 1,45 g/cm ³
PVC (Policloreto de vinila)	1,37 g/cm ³ a 1,45 g/cm ³
PE (Polietileno)	0,91 g/cm ³ a 0,96 g/cm ³
PP (Polipropileno)	0,89 g/cm ³ a 0,91 g/cm ³
PU (Poliuretano)	1,02g/cm ³ a 1,20 g/cm ³
PS (Poliamida / Nylon)	1,13g/cm ³ a 1,15 g/cm ³
PS (Poliestireno)	1,04 g/cm ³ a 1,07 g/cm ³

Fonte: Adaptado de Wilkes, Daniels e Summers (2005); Montagner, Dias e Paiva (2021); Joseph et al. (2024).

A solução saturada de cloreto de sódio (NaCl) é amplamente empregada devido ao baixo custo, à facilidade de preparo e à baixa toxicidade. Entretanto, sua densidade relativamente baixa limita a recuperação de polímeros mais densos,

como o poli(tereftalato de etileno), que possui densidade que varia entre 1,34–1,39 g/cm³, e o ainda mais desafiador policloreto de vinila, com densidade que varia entre 1,30–1,58 g/cm³ (LI; LIU; CHEN, 2017). Dessa forma, soluções de maior densidade, como cloreto de zinco (ZnCl₂), iodeto de sódio (NaI) e, em alguns casos, cloreto de cálcio (CaCl₂), podem ser utilizadas para aumentar a eficiência de separação desses materiais, permitindo a flotação de partículas que não seriam recuperadas em soluções salinas convencionais (LEE et al. 2022; LARREA et al. 2025). A Tabela 2 apresenta as densidades das soluções mais utilizadas.

Tabela 2 - Densidade das soluções usadas na separação por densidade.

Densidade das soluções	
NaCl (Cloreto de Sódio)	1,20 g/cm ³ a 1,22 g/cm ³
ZnCl ₂ (Cloreto de Zinco)	1,50 g/cm ³ a 1,60 g/cm ³
CaCl ₂ (Cloreto de Cálcio)	1,38 g/cm ³ a 1,40 g/cm ³

Fonte: Adaptado de Coppock (2017), Masura (2015), Mattsson (2022), Thomas (2020) e Montagner (2021).

Embora a separação por densidade apresente eficiência na remoção de sedimentos minerais e partículas mais densas, o uso de reagentes de alta densidade pode aumentar os custos analíticos e gerar resíduos químicos que requerem descarte adequado. Vale ressaltar também que nenhuma solução é ideal para todos os polímeros.

Após as etapas de digestão e separação, as amostras são submetidas à filtração para retenção das partículas microplásticas.

Filtração

Após as etapas de digestão e separação das amostras, os microplásticos são retidos em filtros de membrana para posterior análise (COLE et al. 2011). A escolha do material do filtro é um fator importante, uma vez que pode interferir nos resultados obtidos por técnicas espectroscópicas, como o FTIR, devido à presença de sinais próprios do material do filtro, que podem sobrepor-se aos espectros dos microplásticos. Estudos apontam que filtros de óxido de alumínio e policarbonato

apresentam baixa interferência durante a identificação dos polímeros, enquanto filtros de fibra de vidro, ainda que eficientes na retenção de partículas, podem dificultar algumas análises espectroscópicas.

Além disso, o tamanho do poro determina o limite inferior de detecção dos microplásticos, sendo necessário equilibrar a capacidade de retenção de partículas menores com o risco de obstrução do sistema de filtração. Os tamanhos de poro utilizados variam muito entre os estudos, sendo frequente a utilização de filtros com porosidade entre 0,45 e 10 μm , dependendo do tamanho mínimo de partícula que se deseja recuperar (THOMAS et al., 2020).

Secagem e Armazenamento

É recomendado que seja feita a remoção da umidade das amostras, permitindo comparações mais consistentes entre os resultados obtidos. A norma ISO 11464 sugere secagem a 40 °C até a estabilização da massa, contudo, segundo Masura et al. (2015), a secagem deve ser realizada em uma temperatura de 75-90 °C. A utilização de temperaturas superiores deve ser avaliada com cautela, pois o aquecimento excessivo pode modificar características dos polímeros presentes, comprometendo etapas posteriores de identificação (THOMAS et al., 2020).

Após a secagem, a preservação das amostras é um procedimento crítico para a integridade dos polímeros PET e PVC para validação dos dados analíticos, todavia, existe a possibilidade de contaminação cruzada por partículas atmosféricas e a degradação estrutural dos materiais coletados. Segundo Fuente-Ballesteros et al. (2026), a conservação das amostras deve ocorrer em frascos cujo material seja de vidro. Os recipientes devem, então, ser previamente limpos, hermeticamente selados e mantidos à temperatura ambiente para prevenir reidratação ou contaminação cruzada por vias aéreas (FUENTE-BALLESTEROS et al., 2026).

Após a secagem, as amostras devem ser armazenadas sob condições que impeçam a degradação acelerada, geralmente sob refrigeração em temperaturas entre 4 e 8 °C. Essas condições são fundamentais para minimizar a atividade microbiana residual que pode degradar as partículas (NOGUEIRA; JARDIM, 1998).

Sugere-se, também, que o armazenamento das amostras seja feito em locais fechados como uma medida para a prevenção da fotodegradação dos plásticos,

evitando uma alteração espectral dos polímeros através da oxidação iniciada pela radiação UV (NOGUEIRA; JARDIM, 1998).

Triagem, Isolamento das Partículas e Identificação Morfológica

Uma vez filtradas e secas, as partículas suspeitas de serem microplásticos podem ser separadas manualmente com auxílio de pinças e analisadas visualmente por microscopia estereoscópica. Essa etapa é frequentemente empregada como triagem inicial, devido ao seu baixo custo, e permite avaliar parâmetros como forma, tamanho, coloração e textura superficial, auxiliando na seleção preliminar de partículas suspeitas para análises posteriores (KÄPPLER et al., 2016; PARK; PARK, 2021). Os microplásticos podem apresentar diferentes morfologias, incluindo fibras, fragmentos, filmes, pellets e espumas, conforme representado na Figura 3.

Figura 3 - Exemplos de morfologias encontradas para microplásticos: a) esfera; b) espuma; c) pellet; d) feixe de fibra; e) fibra; f) filme; g, h e i) fragmento.



Fonte: NETO, et al., 2023.

A morfologia dos microplásticos pode fornecer informações relevantes sobre sua possível origem e sobre os processos de degradação aos quais foram submetidos no ambiente. Partículas esféricas geralmente estão associadas a microplásticos primários, utilizados em produtos cosméticos, abrasivos industriais ou resinas pré-produzidas. Pellets correspondem às matérias-primas empregadas na fabricação de produtos plásticos e sua presença pode indicar perdas durante etapas de transporte ou processamento industrial. Fibras e feixes de fibras são frequentemente relacionados à lavagem de tecidos sintéticos, redes de pesca e cordas utilizadas em atividades marítimas. Filmes são normalmente originados da fragmentação de embalagens flexíveis, sacolas plásticas e materiais agrícolas. Já fragmentos e espumas resultam, em sua maioria, da degradação física, química e biológica de objetos plásticos maiores, como recipientes, embalagens, materiais de construção e produtos de poliestireno expandido (isopor) (COLE et al., 2011; HARTMANN et al., 2019; LÖDER; GERDTS, 2015).

Em amostras ambientais, partículas de PET e PVC são frequentemente encontradas na forma de fragmentos e fibras, embora outras morfologias também possam ser observadas dependendo da aplicação original do material. (KALARONIS et al., 2022).

Contudo, a triagem visual apresenta limitações importantes, uma vez que materiais naturais, como fibras vegetais, fragmentos biológicos e sedimentos recobertos por matéria orgânica, podem apresentar características semelhantes às de microplásticos. Além disso, a análise microscópica não permite determinar a composição química dos polímeros de forma conclusiva. Dessa maneira, a confirmação da identidade dos materiais requer o emprego de técnicas espectroscópicas complementares, como FTIR e Raman, capazes de caracterizar os grupos funcionais característicos de cada polímero (KALARONIS et al., 2022).

A Figura 4 apresenta um fluxograma esquemático simplificado do processo sequencial empregado na análise de microplásticos, abrangendo desde o preparo das amostras até as etapas de identificação e caracterização por técnicas instrumentais.

Figura 4 - Fluxograma das etapas do processamento e da análise de microplásticos, desde o preparo da amostra até a identificação espectroscópica.



Identificação e Caracterização De Microplásticos

Fundamentos da espectroscopia FTIR

A espectroscopia por transformada de Fourier no infravermelho (FTIR) é uma das principais técnicas utilizadas na identificação de microplásticos devido à sua capacidade de caracterizar grupos funcionais presentes nos polímeros em fase sólida. A técnica baseia-se na absorção de radiação infravermelha pelas ligações químicas das moléculas, permitindo identificar diferentes compostos a partir de seus espectros vibracionais na faixa média de 400-4000 cm^{-1} (SOUZA et al., 2015; JUNG et al., 2024).

O FTIR apresenta eficiência na identificação de polímeros como PET e PVC, sendo amplamente empregado em análises ambientais. Os espectros obtidos por FTIR apresentam bandas de absorbância características sobre uma linha de base

uniforme. Entre os métodos mais utilizados destaca-se o modo ATR (Reflectância Total Atenuada), no qual a amostra é diretamente colocada em contato com um cristal de alta refração, permitindo análises rápidas com o preparo simplificado da amostra. A técnica apresenta vantagens como rapidez, simplicidade operacional e reduzido consumo de amostra (BILLA, 2024).

As vibrações moleculares observadas em FTIR podem ser classificadas em vibrações de estiramento e deformação. As vibrações de estiramento correspondem à alteração da distância interatômica ao longo do eixo da ligação química, enquanto as deformações envolvem alterações angulares entre ligações (PAVIA et al., 2015).

Essas vibrações são fundamentais para a identificação espectral de polímeros, permitindo distinguir materiais com diferentes estruturas químicas.

Contudo, FTIR apresenta um limite prático de detecção de 10–50 μm , e a ATR-FTIR de 300–500 μm , o que comumente faz com que seus resultados obtidos sejam subestimados. Assim, as amostras geralmente não podem deixar de passar pelas etapas de preparo (digestão da matéria orgânica, separação por densidade e filtração) para possibilitar a adequada identificação e caracterização dos polímeros.

A microespectroscopia por transformada de Fourier (μFTIR) é uma técnica mais recente que consiste na integração entre um espectrômetro FTIR e um microscópio óptico, permitindo a aquisição de espectros químicos de partículas microscópicas e a determinação simultânea de seus grupos funcionais e da distribuição espacial. Em comparação ao FTIR convencional, o μFTIR apresenta maior resolução espacial, possibilitando a análise de partículas com dimensões inferiores a aproximadamente 50 μm , especialmente quando associado a detectores do tipo matriz de plano focal (FPA, do inglês *Focal Plane Array*), que permitem o mapeamento químico automatizado de grandes áreas da amostra. Dessa forma, a técnica tornou-se uma das principais ferramentas empregadas na identificação de microplásticos em matrizes ambientais, pois combina elevada capacidade analítica com processamento relativamente rápido de um grande número de partículas (FRANQUELO et al., 2009; KÄPPLER et al., 2016; MAURIZI et al., 2023).

Fundamentos da Espectroscopia Raman

A espectroscopia Raman é uma técnica vibracional amplamente empregada na identificação e caracterização de microplásticos, sendo considerada

complementar à espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR). Seu princípio baseia-se no espalhamento da luz monocromática incidente sobre a amostra, no qual uma pequena parcela da radiação sofre alteração de energia ao interagir com as ligações químicas do material, originando o chamado espalhamento Raman. Esse fenômeno produz espectros característicos de cada polímero, permitindo sua identificação por comparação com bibliotecas de espectros (RODRIGUES; GALZERANI, 2012; PARK; PARK, 2021).

Diferentemente do espalhamento de *Rayleigh*, no qual não ocorre alteração na frequência da radiação espalhada, o espalhamento Raman resulta em deslocamentos de frequência denominados *Stokes* e *anti-Stokes*, relacionados às transições vibracionais das moléculas. Como cada polímero apresenta modos vibracionais específicos, a técnica permite identificar polímeros por meio de suas assinaturas espectrais características (RODRIGUES; GALZERANI, 2012).

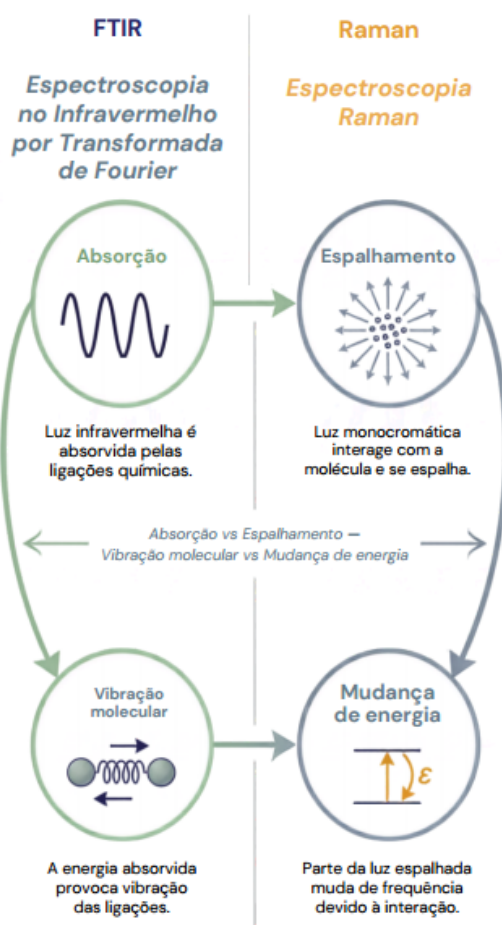
Na análise de microplásticos, a espectroscopia Raman apresenta elevada resolução espacial, possibilitando a identificação de partículas com dimensões de 1–10 μm , inclusive aquelas de difícil detecção por FTIR. Em geral, são utilizados lasers com comprimentos de onda de 532 nm ou 785 nm para aquisição dos espectros (PARK; PARK, 2021). É fundamental o preparo adequado da amostra, já que componentes biológicos podem apresentar fluorescência, o que se sobrepõe ao sinal do Raman, dificultando ou até mesmo impedindo o processo de identificação do microplástico (Käppler et al., 2015).

Entre as principais vantagens da técnica destacam-se a alta sensibilidade, a possibilidade de analisar partículas muito pequenas e identificar diferentes polímeros sem necessidade de destruição da amostra. Entretanto, a espectroscopia Raman apresenta limitações, como a interferência causada pela fluorescência de matéria orgânica, pigmentos e aditivos presentes nos plásticos, além da possibilidade de degradação térmica da amostra quando submetida a elevadas potências de laser. Esses fatores podem comprometer a qualidade dos espectros e dificultar a identificação correta dos polímeros (NAVA; FREZOTTI, 2021; PARK; PARK, 2021).

A microespectroscopia Raman (μRaman) é uma inovação que associa a espectroscopia Raman à microscopia óptica, permitindo a focalização do feixe laser sobre regiões extremamente pequenas da amostra e a obtenção de espectros químicos com resolução espacial da ordem de micrômetros. Em virtude do reduzido comprimento de onda da radiação laser utilizada, a técnica possibilita a identificação

de partículas significativamente menores que aquelas detectadas por FTIR, alcançando dimensões próximas de 1 μm em condições adequadas. Essa elevada resolução torna o μRaman particularmente útil para a caracterização de microplásticos de pequenas dimensões e para a análise de partículas individuais presentes em matrizes ambientais complexas. Entretanto, sua aplicação pode ser limitada pela fluorescência de matéria orgânica e pelo maior tempo necessário para aquisição dos espectros (KÄPPLER et al., 2016; PARK; PARK, 2021; LIM et al., 2024). A Figura 5 apresenta um infográfico comparativo que sintetiza os princípios de funcionamento, as principais características e as aplicações das técnicas de FTIR e Raman na identificação de microplásticos.

Figura 5 - Infográfico comparativo dos princípios, características e aplicações das técnicas de FTIR e Raman na identificação de microplásticos.



Fonte: Elaborada pelos autores utilizando software OpenAI, em 2026, a partir do prompt "Representação das principais alterações estruturais do PET após oxidação excessiva e seus efeitos esperados nos espectros de FTIR e Raman", posteriormente revisada e editada.

Identificação Espectral de PET

A identificação do PET por FTIR ocorre principalmente pela presença de bandas características associadas ao grupo funcional éster e manifesta-se na faixa de espectros de 1715 cm^{-1} , correspondente ao estiramento do grupo carbonila (C=O), além de bandas aromáticas e vibrações associadas às ligações C-O (JUNG et al. 2018). As bandas características dos espectros de PET identificadas por FTIR e Raman estão apresentadas na Tabela 3.

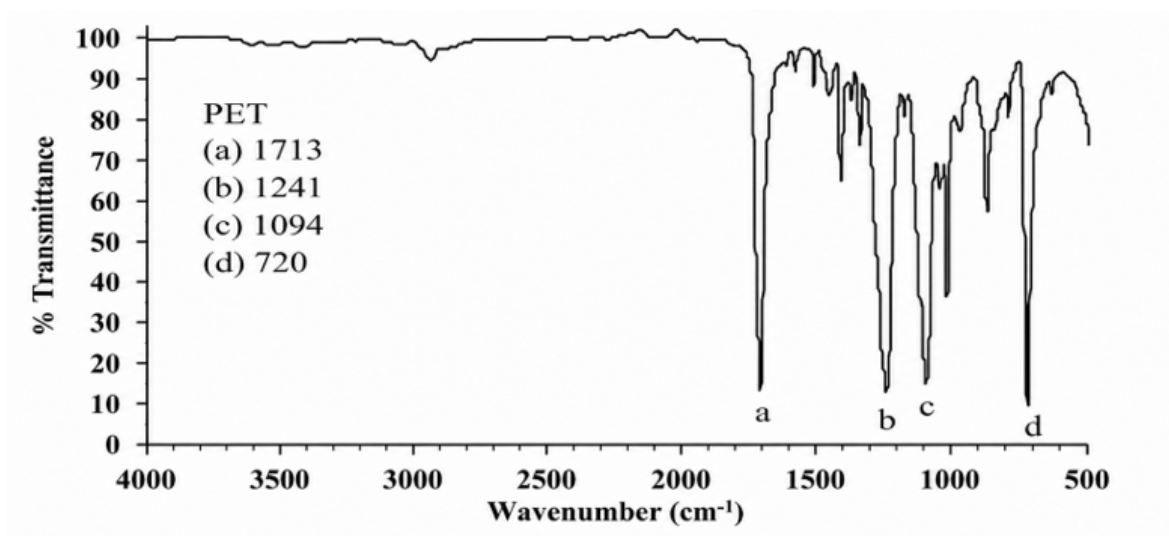
Tabela 3 - Bandas características dos espectros do PET identificadas por FTIR e Raman.

Espectros característicos em FTIR		Espectros característicos em Raman	
C=O estiramento	1713 cm^{-1}	C=C estiramento	1615 cm^{-1}
C-O estiramento	1241 cm^{-1}	C=O estiramento do éster	$1725 - 1730\text{ cm}^{-1}$
C-O estiramento	1094 cm^{-1}	C-O e C-C estiramento	$1095 - 1120\text{ cm}^{-1}$
Deformação fora do plano de uma ligação C-H aromática	720 cm^{-1}	Deformação do anel aromático e C-C estiramento	$858 - 860\text{ cm}^{-1}$
-	-	Deformação angular fora do plano do anel aromático	632 cm^{-1}
-	-	C-H estiramento	$2960 - 3080\text{ cm}^{-1}$

Fonte: Adaptado de JUNG et al., 2018

Na Figura 6 abaixo, é possível verificar as principais bandas características dos espectros de PET identificadas por FTIR.

Figura 6 - Espectro representativo para PET em análise por FTIR com os principais espectros detectados (a-d)



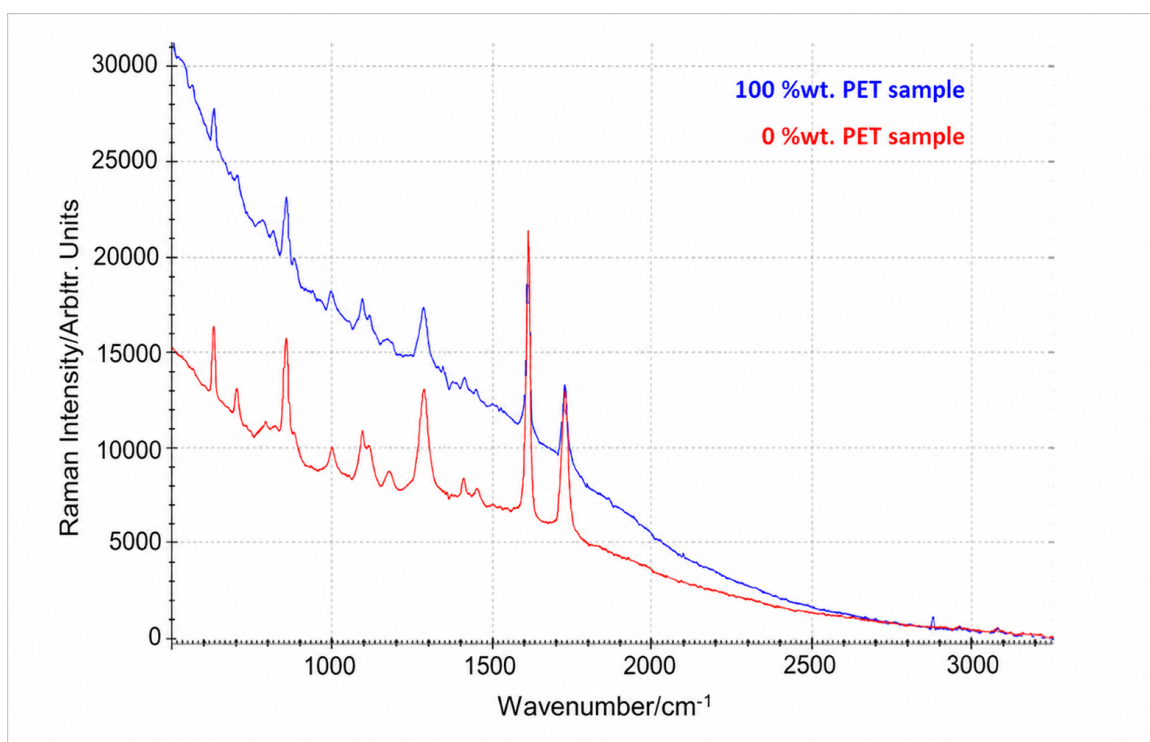
Fonte: JUNG et al., 2018

Na espectroscopia Raman, o PET apresenta bandas características relacionadas aos grupos funcionais presentes em sua estrutura química. A banda mais intensa é observada em aproximadamente 1615 cm⁻¹, sendo atribuída ao estiramento das ligações C=C do anel aromático. Outra banda ocorre entre 1725 e 1730 cm⁻¹ e corresponde ao estiramento da carbonila (C=O) do grupo éster, cuja largura pode variar em função do grau de orientação molecular e do estiramento do polímero. Entre 1095 e 1120 cm⁻¹, são observadas bandas associadas ao estiramento das ligações C–O e C–C, que apresentam uma característica particularmente relevante: permitem distinguir o estado físico do material. A banda em torno de 1095 cm⁻¹ está relacionada à conformação cristalina (*trans*), enquanto a banda próxima de 1120 cm⁻¹ é atribuída à conformação amorfa (*gauche*), tornando essa região especialmente útil para a avaliação da cristalinidade e das alterações estruturais do PET.

Também são observadas bandas entre 858 e 860 cm⁻¹, atribuídas à deformação do anel aromático e ao estiramento das ligações C–C, e em aproximadamente 632 cm⁻¹, relacionada à deformação angular fora do plano do anel aromático. Na região de 2960 a 3080 cm⁻¹ ocorrem as bandas referentes ao estiramento das ligações C–H, sendo a banda próxima de 2960 cm⁻¹ atribuída aos grupos CH₂ alifáticos e aquela acima de 3070 cm⁻¹ aos grupos CH ligados ao anel aromático. O conjunto dessas bandas constitui uma assinatura espectral

característica do PET, permitindo sua identificação, diferenciação em relação a outros polímeros e, de forma adicional, a avaliação de sua organização estrutural por meio da distinção entre as fases cristalina e amorfa (PEÑALVER et al., 2023; REBOLLAR et al., 2014; PERRET et al., 2021). Na Figura 7 está representado um espectro de análise PET realizado por Raman.

Figura 7 - Espectros representativos para PET em análise por Raman, comparação entre PET 100% reciclado e 0% reciclado.



Fonte: Adaptado de PEÑALVER et al., 2026.

Identificação Espectral de PVC

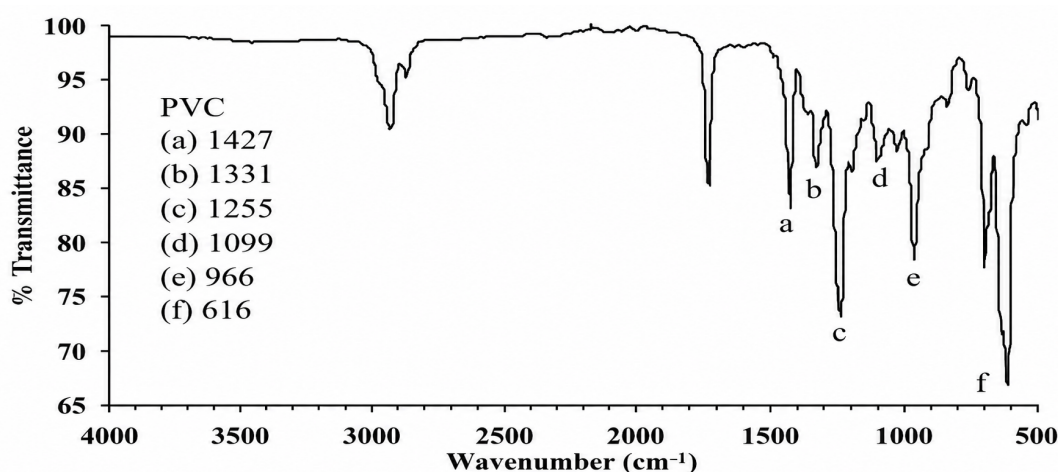
O PVC apresenta bandas características relacionadas principalmente às vibrações da ligação C–Cl, geralmente observadas entre 600 e 700 cm⁻¹. Outras bandas associadas ao estiramento C–H também podem ser observadas em regiões próximas a 2900 cm⁻¹ (JUNG et al., 2018). As bandas características dos espectros de PVC identificadas por FTIR estão apresentadas na Tabela 4 e na Figura 8 abaixo.

Tabela 4 - Bandas características dos espectros do PVC nas análises por FTIR e Raman

Espectros característicos em FTIR		Espectros característicos em Raman	
CH ₂ deformação	1427 cm ⁻¹	C-Cl estiramento	600 - 700 cm ⁻¹
C-H deformação	1331 cm ⁻¹	C-C estiramento	1100 - 1130 cm ⁻¹
C-H deformação	1255 cm ⁻¹	H-C-H deformação	1425 - 1435 cm ⁻¹
C-C estiramento	1099 cm ⁻¹	Estiramento simétrico e assimétrico das ligações C-H alifáticas	2910 - 2970 cm ⁻¹
CH ₂ balanço	966 cm ⁻¹	-	-
C-Cl estiramento	616 cm ⁻¹	-	-

Fonte: Adaptado de PEÑALVER et al., 2026; REBOLLAR et al., 2014; PERRET et al., 2021; JUNG et al., 2024; PROKHOROV et al., 2016)

Figura 8 - Espectro representativo para PVC em análise por FTIR com os principais espectros detectados (a-f)

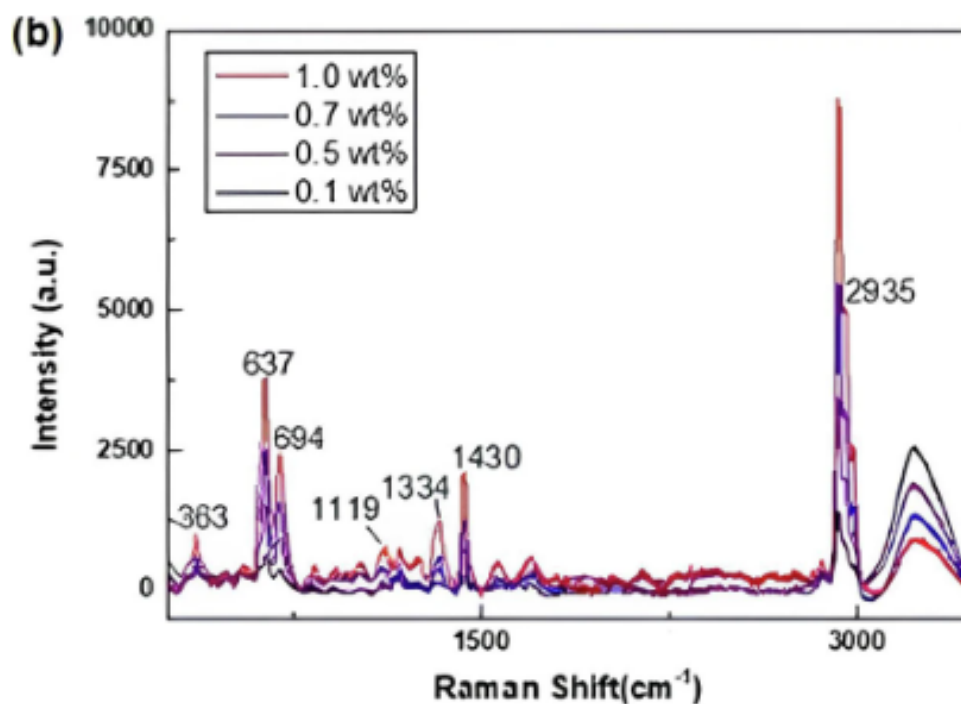


Fonte: JUNG et al. 2018

Na identificação de microplásticos por espectroscopia Raman, o PVC apresenta uma assinatura espectral bem definida. As bandas mais diagnósticas situam-se entre 600 e 700 cm⁻¹, atribuídas ao estiramento da ligação C-Cl,

destacando-se os picos em aproximadamente 638 cm^{-1} e 695 cm^{-1} . Também são observadas bandas entre 1100 e 1130 cm^{-1} , referentes ao estiramento do esqueleto carbônico (C–C), entre 1425 e 1435 cm^{-1} , associadas à deformação angular do grupo CH_2 , e entre 2910 e 2970 cm^{-1} , correspondentes ao estiramento simétrico e assimétrico das ligações C–H alifáticas. A presença simultânea dessas bandas possibilita a confirmação da identidade do PVC por comparação com bibliotecas espectrais, mesmo em amostras ambientais complexas (ROBINSON; BOWER; MADDAMS, 1978; JUNG et al., 2024; PROKHOROV et al., 2016). A Figura 9 apresenta os principais picos espectrais identificados para PVC.

Figura 9 - Espectro representativo para PVC em análise por Raman em diferentes concentrações de água (0,1-1,0%)



Fonte: JUNG et al. 2024

Considerando que a escolha da técnica espectroscópica depende das características da amostra e dos objetivos da análise, a Tabela 5 apresenta uma comparação entre FTIR e Raman, destacando seus princípios de funcionamento, potencial analítico, limitações e as situações em que cada método apresenta maior aplicabilidade na identificação de microplásticos.

Tabela 5 - Comparação entre as técnicas espectroscópicas FTIR e Raman aplicadas à identificação de microplásticos.

Característica	FTIR	Raman
Princípio físico	Absorção de radiação infravermelha pelas vibrações moleculares.	Espalhamento inelástico da luz monocromática (efeito Raman).
Informação obtida	Identificação de grupos funcionais e ligações químicas.	Identificação de modos vibracionais e estrutura molecular.
Faixa espectral	Aproximadamente 400–4000 cm ⁻¹ .	Deslocamento Raman geralmente entre 100–4000 cm ⁻¹ .
Modo mais utilizado em microplásticos	ATR-FTIR e μ FTIR.	Raman confocal e μ Raman.
Tamanho mínimo de partícula	Cerca de 10–50 μ m (μ FTIR); ATR-FTIR geralmente >300 μ m.	Aproximadamente 1–10 μ m, podendo atingir dimensões submicrométricas em equipamentos de alta resolução.
Análise de partículas muito pequenas	Limitada pelo comprimento de onda do infravermelho (limite de difração).	Excelente resolução espacial devido ao uso de laser visível.
Influência da água	Elevada. A água absorve fortemente no infravermelho, exigindo secagem ou filtração da amostra.	Baixa, pois apresenta fraco sinal Raman, permitindo melhor análise de amostras aquosas.
Interferência por fluorescência	Geralmente inexistente.	Pode ser intensa, principalmente devido à matéria orgânica, pigmentos e aditivos.
Necessidade de preparo da amostra	Elevada; normalmente requer digestão, separação por densidade e filtração.	Também requer preparo, principalmente para remover matéria orgânica que provoca fluorescência.
Velocidade de análise	Alta, especialmente em imageamento por μ FTIR, permitindo aquisição simultânea de milhares de espectros.	Menor; normalmente realiza aquisição ponto a ponto, aumentando o tempo analítico.
Análise quantitativa	Mais consolidada para mapeamento de partículas.	Ainda apresenta limitações devido à variação da intensidade dos espectros.
Análise de grandes áreas	Excelente, principalmente por μ FTIR com imageamento químico.	Mais lenta para grandes áreas devido à aquisição sequencial.
Sensibilidade à degradação química	Alterações em grupos funcionais modificam bandas de absorção (ex.: carbonilas e hidroxilas).	Alterações estruturais modificam intensidade, largura e posição das bandas vibracionais.
Principais vantagens	Técnica rápida, robusta, amplamente padronizada, pouco sensível à fluorescência e adequada para triagem de grande número de partículas.	Elevada resolução espacial, identificação de partículas muito pequenas e baixa interferência da água.
Principais limitações	Menor resolução espacial e forte interferência da água.	Fluorescência, maior tempo de análise e possibilidade de degradação térmica por laser.
Aplicação mais indicada	Triagem rápida de partículas maiores e análises em larga escala.	Identificação detalhada de partículas pequenas, confirmação química e análises de alta resolução.

Fonte: Adaptado de PARK e PARK (2021), JUNG et al. (2024), PETKOVŠEK et al. (2023), KÄPPLER et al. (2016), LIM et al. (2024).

DISCUSSÃO

Apesar dos avanços nas metodologias de identificação de microplásticos, diversos desafios ainda limitam a obtenção de resultados comparáveis entre estudos. Entre eles destacam-se a ausência de protocolos padronizados para coleta e preparo das amostras, a contaminação cruzada durante as etapas analíticas, a influência da matéria orgânica residual, as limitações instrumentais relacionadas ao tamanho das partículas e a diversidade de matrizes ambientais (CRUZ-SALAS et al., 2023; LÖDER; GERDTS, 2015). Esses fatores podem afetar tanto a recuperação quanto a identificação dos polímeros, influenciando diretamente os resultados obtidos por FTIR e Raman. Assim, a compreensão desses desafios é fundamental para a interpretação crítica dos dados disponíveis na literatura.

A Importância do Preparo de Amostras para a Identificação de Microplásticos

A presente revisão reuniu informações sobre a identificação de microplásticos de poli(tereftalato de etileno) (PET) e policloreto de vinila (PVC) por meio das técnicas espectroscópicas FTIR e Raman, evidenciando suas principais aplicações, vantagens e limitações. Considerando o crescente aumento da contaminação ambiental por microplásticos, a utilização de métodos analíticos confiáveis para sua identificação e caracterização torna-se fundamental para o monitoramento ambiental e para o desenvolvimento de estratégias de minimização.

Os estudos analisados demonstraram que tanto a espectroscopia FTIR quanto a espectroscopia Raman apresentam elevada eficiência na caracterização espectral dos principais polímeros encontrados em amostras ambientais. Entretanto, observou-se grande variação entre os protocolos empregados, especialmente nas etapas de coleta, preparo das amostras, digestão da matéria orgânica, separação por densidade e controle de contaminação cruzada. Essa falta de padronização dificulta a comparação entre os resultados obtidos por diferentes pesquisas e representa um dos principais desafios para a consolidação de metodologias analíticas voltadas ao monitoramento de microplásticos em recursos hídricos.

Nesse contexto, técnicas espectroscópicas como FTIR e Raman desempenham papel fundamental na redução de erros de classificação e na confirmação da estrutura química dos polímeros, contribuindo para a obtenção de

dados mais confiáveis e comparáveis entre diferentes estudos (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2019).

As diferenças na composição química entre águas doces e marinhas podem influenciar determinadas etapas do preparo das amostras, exigindo adaptações nos procedimentos de separação e purificação. Entretanto, essas diferenças não alteram os princípios de identificação dos polímeros por FTIR e Raman, uma vez que as bandas espectrais características de materiais como PET e PVC permanecem essencialmente inalteradas, independentemente da matriz de origem. Por esse motivo, este trabalho concentrou-se nos métodos de identificação dos microplásticos sem diferenciar a procedência das amostras aquáticas.

Outro aspecto amplamente discutido na literatura refere-se ao controle da contaminação cruzada durante todas as etapas analíticas. A presença de fibras sintéticas suspensas no ambiente, partículas provenientes das roupas dos operadores, utensílios plásticos utilizados no laboratório e até mesmo partículas transportadas pelo ar pode gerar resultados falsos-positivos (FUENTE-BALLESTEROS et al., 2026). Por esse motivo, recomenda-se a utilização preferencial de recipientes de vidro previamente descontaminados, bem como a filtração de todos os reagentes empregados durante o preparo das amostras (THOMAS et al., 2020).

O ambiente de processamento das amostras também possui grande importância para a qualidade dos resultados. Noonan et al. (2023) demonstraram que a realização das etapas de preparo em capela de fluxo laminar reduz a introdução de microplásticos quando comparada ao processamento em bancada laboratorial ou em capelas de exaustão. Embora o fluxo laminar não elimine completamente a contaminação, essa condição apresentou os menores níveis de partículas contaminantes, sendo considerada a alternativa mais adequada para minimizar interferências durante o processamento das amostras. Os autores também ressaltam que a utilização de amostras em branco (blank controls) é indispensável para monitorar a contaminação introduzida ao longo das etapas analíticas.

Essa recomendação é corroborada por Munno et al. (2023), que demonstraram a presença recorrente de partículas contaminantes em brancos, mesmo quando boas práticas laboratoriais são rigorosamente adotadas. Além disso, os autores destacam que esses brancos não devem ser utilizados apenas para a

subtração do número total de partículas detectadas, mas também para caracterizar o perfil da contaminação de fundo, considerando atributos como cor, morfologia e classe de tamanho das partículas. Essa abordagem permite uma correção mais representativa dos resultados e fortalece o controle de qualidade das análises. Assim, a inclusão sistemática de brancos procedimentais deve ser considerada uma etapa essencial nos protocolos de preparo e identificação de microplásticos.

Influência das Etapas de Preparo Sobre a Qualidade da Identificação Espectroscópica

A etapa de digestão da matéria orgânica representa uma das fases mais críticas do preparo das amostras, pois sua finalidade é remover compostos biológicos e resíduos orgânicos capazes de dificultar a visualização e a identificação espectroscópica dos microplásticos.

A digestão química com peróxido de hidrogênio (H_2O_2) requer controle rigoroso das condições experimentais, especialmente da concentração do reagente, do tempo de exposição e da temperatura de reação. Embora esse reagente seja amplamente empregado devido à sua elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e ao seu reduzido potencial de degradação de polímeros de PET e PVC, a literatura relata que condições excessivamente agressivas podem promover alterações químicas na superfície dos microplásticos, comprometendo sua identificação espectroscópica, criando bandas ilegítimas que podem afetar a assinatura original dos polímeros ou até mesmo perder partículas mais frágeis (MASURA et al., 2015; THOMAS et al., 2020).

A ação oxidativa do H_2O_2 ocorre pela formação de espécies reativas, principalmente radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), capazes de degradar eficientemente a matéria orgânica adjacente presente na amostra. Entretanto, embora o peróxido de hidrogênio seja amplamente utilizado na literatura por preservar a integridade estrutural de polímeros como PET e PVC, a exposição a condições severas de temperatura ou tempo de reação pode induzir modificações físico-químicas e microfissuras na superfície dessas partículas.

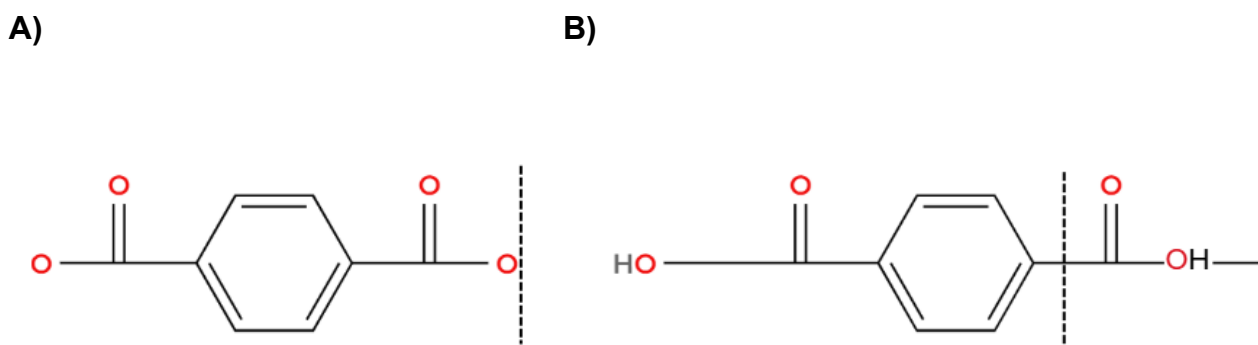
A ação oxidativa do H_2O_2 ocorre pela formação de espécies reativas, principalmente radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), capazes de oxidar componentes orgânicos

presentes na amostra. Entretanto, quando empregados em condições severas, esses radicais também podem reagir com as cadeias poliméricas dos microplásticos.

No caso do PET, a degradação oxidativa pode promover a cisão parcial das ligações com grupos éster, originando grupos terminais carboxila e hidroxila.

Essas modificações podem ser observadas nos espectros de FTIR por alterações na intensidade e no formato da banda de estiramento da carbonila (C=O), próxima de 1715 cm^{-1} , bem como pelo aparecimento ou intensificação de bandas atribuídas aos grupos hidroxila (O–H), em torno de 3300 cm^{-1} (SMITH, 2011). A Figura 10 apresenta uma representação das principais alterações estruturais do PET após oxidação excessiva. Observa-se a cisão parcial das ligações éster, acompanhada pela formação de grupos carbonila e hidroxila adicionais, resultando na degradação da cadeia polimérica e em modificações detectáveis por FTIR e Raman.

Figura 10 - Representação esquemática das alterações estruturais do PET após oxidação excessiva. (A) Estrutura química monomérica do PET íntegro. (B) Principais modificações estruturais decorrentes da oxidação, incluindo cisão parcial das ligações éster e formação de grupos carbonila e hidroxila adicionais.



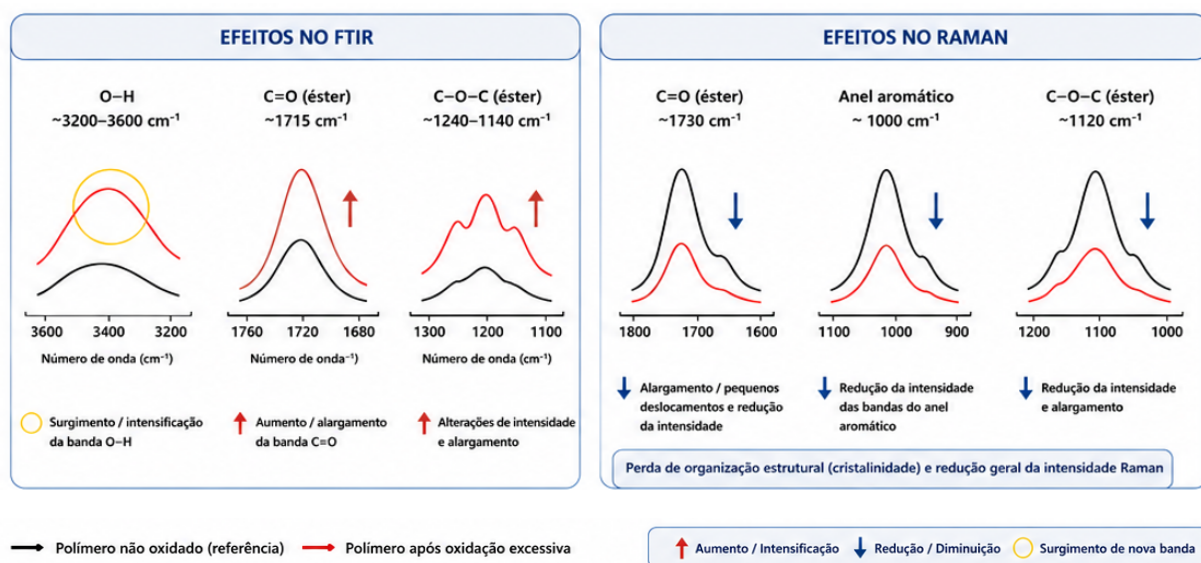
Fonte:Elaborada pelos autores utilizando software *MolView* (2026) e editado com auxílio do site *Canva* (2026).

No Raman, a degradação oxidativa do PET também pode ser evidenciada por alterações na intensidade e na posição de bandas características da cadeia polimérica (NOONAN et al., 2023). A quebra parcial das ligações éster e a modificação do ambiente químico dos anéis aromáticos tendem a reduzir a intensidade das bandas atribuídas ao estiramento da carbonila e às vibrações do anel benzênico, além de provocar alargamento espectral decorrente da diminuição

da organização estrutural do material. Em condições mais severas de oxidação, podem ocorrer ainda deslocamentos de bandas associados às ligações C–O–C e C=O, refletindo a formação de grupos terminais carboxila e hidroxila e a redução da massa molar do polímero (PROKHOROV et al., 2016; MUNNO et al., 2023). Essas alterações podem comprometer a similaridade entre os espectros experimentais e as bibliotecas espectrais utilizadas para identificação dos microplásticos .

Com o objetivo de facilitar a visualização das alterações induzidas pela oxidação, a Figura 11 apresenta uma ilustração resumida das principais modificações estruturais do PET e seus respectivos efeitos nos espectros obtidos por FTIR e Raman.

Figura 11 - Representação das principais alterações estruturais do PET após oxidação excessiva e seus efeitos esperados nos espectros de FTIR e Raman.



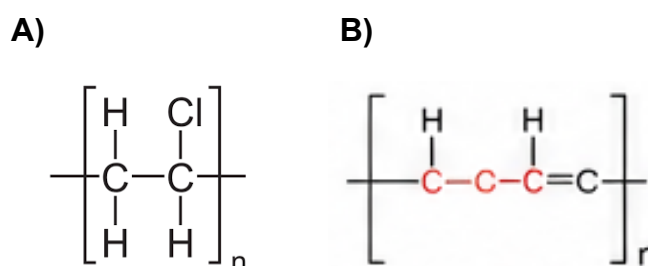
Fonte: Elaborada pelos autores utilizando software OpenAI, em 2026, a partir do prompt "Representação das principais alterações estruturais do PET após oxidação excessiva e seus efeitos esperados nos espectros de FTIR e Raman", posteriormente revisada e editada.

O PVC, por sua vez, apresenta como principal mecanismo de degradação a desidrocloração, processo favorecido pela ação combinada do calor e de agentes oxidantes. A eliminação de átomos de hidrogênio e cloro leva à formação de sequências poliênicas ao longo da cadeia polimérica, comprometendo a estabilidade estrutural do material e modificando seu perfil espectral (MICHELL, 1986; SMITH, 2011). Essas alterações podem ser evidenciadas pela redução da intensidade das bandas de estiramento da ligação C–Cl, localizadas entre 600 e 650 cm^{-1} , e pelo

aparecimento ou intensificação de bandas associadas às ligações C=C, geralmente observadas entre 1600 e 1680 cm⁻¹.

A Figura 12 ilustra as principais alterações estruturais do PVC decorrentes da oxidação excessiva. O processo é caracterizado principalmente pela desidrocloração parcial da cadeia polimérica, acompanhada pela eliminação de HCl e pela formação de sequências de ligações duplas conjugadas (polienos), modificações que reduzem a estabilidade estrutural do material e alteram suas propriedades espectroscópicas.

Figura 12 - Representação esquemática das principais alterações estruturais do PVC decorrentes da oxidação excessiva. (A) Estrutura química da unidade monomérica do PVC íntegro. (B) Principais modificações resultantes da desidrocloração parcial, incluindo a eliminação de HCl, a formação de sequências poliênicas conjugadas e a degradação da cadeia polimérica.



Fonte: Elaborada pelos autores utilizando software OpenAI, em 2026, a partir do prompt "Representação das principais alterações estruturais do PVC após oxidação excessiva e seus efeitos esperados nos espectros de FTIR e Raman", posteriormente revisada e editada.

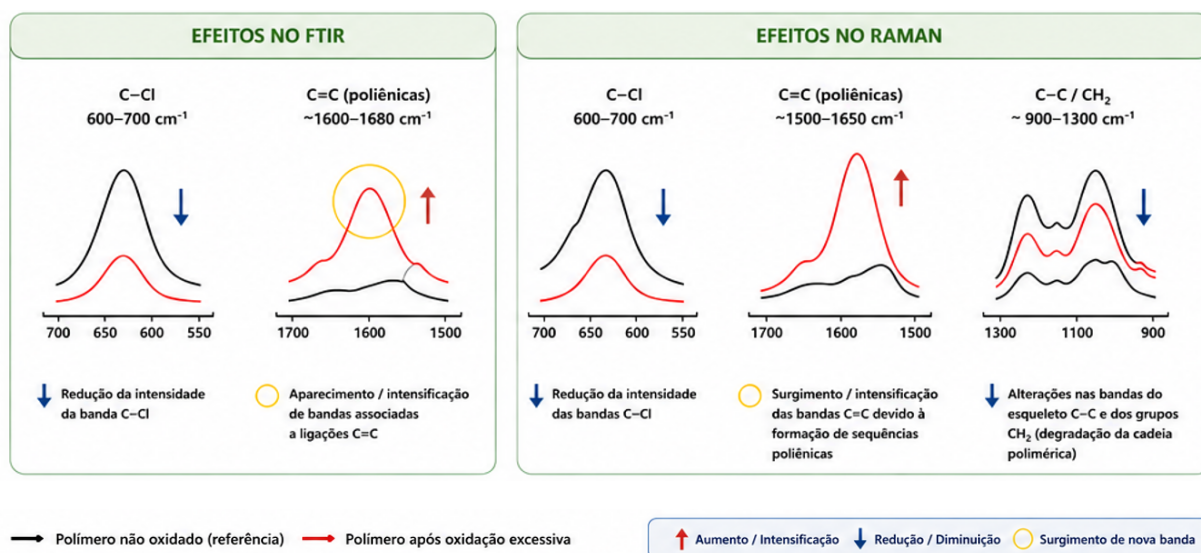
No Raman, a desidrocloração do PVC é acompanhada pelo decréscimo progressivo das bandas atribuídas ao estiramento das ligações C–Cl, localizadas entre aproximadamente 600 e 700 cm⁻¹, enquanto a formação de sequências poliênicas conjugadas promove o aparecimento e a intensificação de bandas relacionadas às vibrações de ligações C=C, normalmente observadas entre 1500 e 1650 cm⁻¹ (PROKHOROV, 2016).

Como a espectroscopia Raman apresenta elevada sensibilidade às ligações π conjugadas, pequenas extensões da desidrocloração podem ser detectadas antes mesmo de alterações significativas serem observadas por FTIR. Além disso, modificações na intensidade das bandas associadas às vibrações do grupo CH₂ e ao

esqueleto carbônico podem indicar perda da organização estrutural e avanço do processo degradativo (KUZNETSOV et al., 2021).

Com o objetivo de ilustrar as consequências espectroscópicas dessas modificações estruturais, a Figura 13 apresenta um esquema resumindo os principais efeitos da oxidação excessiva do PVC sobre os espectros obtidos por FTIR e Raman, destacando as alterações nas bandas vibracionais mais empregadas para a identificação desse polímero.

Figura 13 - Representação esquemática das principais alterações estruturais do PVC decorrentes da oxidação excessiva e seus efeitos esperados nos espectros de FTIR e Raman, incluindo a redução da intensidade das bandas associadas às ligações C–Cl, o surgimento ou intensificação de bandas atribuídas às ligações C=C conjugadas e alterações nas bandas do esqueleto carbônico e dos grupos CH₂.



Fonte: Elaborada pelos autores utilizando software OpenAI, em 2026, a partir do prompt "Representação das principais alterações estruturais do PVC após oxidação excessiva e seus efeitos esperados nos espectros de FTIR e Raman", posteriormente revisada e editada.

Dessa forma, o controle das condições de digestão representa um aspecto fundamental para garantir a confiabilidade das análises por FTIR e Raman, uma vez que alterações induzidas durante o preparo da amostra podem dificultar a comparação dos espectros obtidos com bibliotecas espectrais de referência. As principais modificações observadas nos espectros de PET e PVC após processos oxidativos encontram-se resumidas na Tabela 6.

Tabela 6 - Principais alterações esperadas nos espectros de FTIR e Raman de PET e PVC após digestão oxidativa com H₂O₂.

Polímero	Alteração observada	Possível efeito no FTIR	Possível efeito no Raman
PET	Oxidação superficial e cisão parcial de ligações éster	• Aumento/alargamento da banda C=O (~1715 cm⁻¹); • Surgimento de banda O-H (~3200–3600 cm⁻¹)	• Redução da intensidade das bandas associadas às ligações éster e ao anel aromático; • Alargamento e/ou pequenos deslocamentos das bandas C=O e C–O–C; • Diminuição da intensidade devido à perda de organização estrutural (cristalinidade).
PVC	Desidrocloração parcial	• Redução da intensidade da banda C–Cl (600–700 cm⁻¹); • Aparecimento de bandas associadas a ligações C=C	• Redução da intensidade das bandas C–Cl (~600–700 cm⁻¹); • Surgimento/intensificação das bandas de C=C (~1500–1650 cm⁻¹) devido à formação de sequências poliênicas; • Alterações nas bandas do esqueleto carbônico (C–C) e dos grupos CH₂, indicando degradação da cadeia polimérica.

Fonte: Adaptado de SMITH, et al. (2011); NOONAN, et al. (2023); MUNNO, et al. (2023); PROKHOROV et al. (2016) e KUZNETSOV et al. (2021)

Adicionalmente, digestões incompletas e a presença de resíduos inorgânicos provenientes do preparo das amostras podem introduzir ruídos, alterações na linha de base e bandas interferentes nos espectros, dificultando a comparação com bibliotecas espectrais e comprometendo a identificação dos polímeros. Da mesma forma, a ausência ou a realização inadequada da etapa de digestão pode resultar na permanência de matéria orgânica aderida às partículas, reduzindo significativamente a qualidade dos espectros obtidos.

Souza et al. (2025) evidenciaram esses achados, demonstrando que o preparo inadequado de amostras compromete a aquisição dos espectros e pode dificultar ou até impedir a correta identificação dos microplásticos. Os autores observaram que a banda O-H de polímeros sofre com a presença de matéria

orgânica residual, o que faz com que os estiramentos apresentem picos em forma de "agulhas" nos espectros estruturais analisados. Já segundo Billa (2024), o tratamento inadequado das amostras resulta na presença de interferentes orgânicos que sobrepõem as bandas de estiramento e deformação na região do infravermelho, dificultando a correta atribuição espectral. Além disso, a ineficiência no preparo da amostra impacta diretamente a comparação com bases de dados espectrais (THOMAS et al. 2020).

Uma nova abordagem metodológica emergente para a remoção de matéria orgânica consiste na digestão enzimática, considerada uma alternativa altamente seletiva por preservar as partículas poliméricas e seus grupos funcionais durante o preparo das amostras. Essa característica é particularmente relevante quando o objetivo é realizar a identificação espectroscópica por FTIR ou Micro-Raman, uma vez que reduz o risco de degradação dos polímeros e de alterações nas bandas características dos espectros (PARK; PARK, 2021; LÖDER; GERDTS, 2015).

O processo utiliza enzimas específicas, como proteases, lipases e celulasas, capazes de catalisar a hidrólise de proteínas, lipídios e polissacarídeos sob condições controladas de temperatura e pH, promovendo a remoção seletiva da matéria orgânica sem comprometer a integridade estrutural dos microplásticos (COLE et al., 2011).

Em comparação aos métodos oxidativos, a digestão enzimática apresenta maior seletividade e menor potencial de degradação dos polímeros. Nesse contexto, Courtene-Jones et al. (2025) demonstraram que, entre as enzimas avaliadas, a tripsina apresentou eficiência média de digestão próxima de 88%, superando outras enzimas proteolíticas testadas e preservando simultaneamente a integridade dos polímeros analisados, evidenciando a baixa agressividade do método.

Os autores também sugerem que parte da variabilidade observada entre estudos quanto à abundância de microplásticos pode estar relacionada ao método de digestão empregado. Segundo essa hipótese, protocolos baseados em agentes oxidantes, como ácido nítrico, ácido perclórico ou peróxido de hidrogênio, podem promover degradação parcial de determinados polímeros, levando à subestimação do número de partículas recuperadas, enquanto a digestão enzimática tende a preservar melhor essas estruturas durante o preparo das amostras.

Além da preservação dos microplásticos, a digestão enzimática apresenta um equilíbrio favorável entre eficiência analítica, custo e tempo de processamento,

características que reforçam seu potencial para aplicação em protocolos de monitoramento ambiental. Entretanto, sua utilização ainda apresenta limitações, como o elevado custo das enzimas, o longo tempo de incubação necessário para a degradação completa da matéria orgânica e a dificuldade de aplicação em larga escala em estudos de monitoramento (MONTAGNER et al., 2021).

Dessa forma, a escolha do método de digestão deve considerar simultaneamente a natureza da matriz, o tipo de polímero esperado e a técnica analítica empregada, uma vez que não existe um protocolo universal capaz de atender a todas as aplicações. A seleção inadequada do método pode comprometer tanto a recuperação das partículas quanto sua posterior identificação espectroscópica (KHAN; ZAIDI, 2025).

Separação por Densidade e Filtração: Impacto na Recuperação de PET e PVC

Após a digestão, a separação por densidade constitui uma etapa fundamental para concentrar os microplásticos e remover partículas minerais presentes na amostra. A eficiência desse procedimento depende diretamente da densidade da solução empregada em relação à densidade dos polímeros presentes na amostra. Dessa forma, soluções de baixa densidade favorecem a recuperação de polímeros leves, enquanto soluções mais densas possibilitam a flotação de polímeros de maior densidade, reduzindo perdas durante o preparo, aumentando a representatividade das análises e evitando a subestimação de determinados tipos de polímeros.

Coppock et al. (2017) demonstraram que o cloreto de zinco (ZnCl_2 ; densidade aproximada de $1,5 \text{ g.cm}^{-3}$) constitui um meio de flotação eficiente e de custo relativamente acessível, permitindo simultaneamente a sedimentação de partículas minerais finas e a recuperação de microplásticos de baixa e alta densidade. O método foi validado pela adição de polímeros a sedimentos com diferentes granulometrias, desde silte/argila fina ($10,25 \pm 3,02 \text{ }\mu\text{m}$) até areia grossa ($149,3 \pm 49,9 \text{ }\mu\text{m}$), apresentando recuperação média próxima de 96%, evidenciando elevada eficiência para diferentes matrizes sedimentares.

Entretanto, os autores ressaltam que não existe uma solução universal para a separação por densidade. A solução saturada de cloreto de sódio (NaCl), apesar do baixo custo, da baixa toxicidade e da facilidade de descarte, apresenta densidade limitada ($\sim 1,2 \text{ g.cm}^{-3}$), restringindo a recuperação de polímeros mais densos, como

PET e PVC. Em contrapartida, soluções de ZnCl_2 apresentam elevada eficiência para a recuperação desses polímeros, embora possuam caráter corrosivo, maior toxicidade e demandem procedimentos específicos para armazenamento e descarte. O iodeto de sódio (NaI), por sua vez, apresenta excelente desempenho analítico, porém seu elevado custo limita sua utilização em estudos de rotina.

A influência da densidade da solução sobre a eficiência de recuperação foi confirmada por Mattsson et al. (2022), que observaram que soluções saturadas de NaCl não promovem a flotação eficiente de polímeros como PET e PVC, os quais permanecem sedimentados devido à sua maior densidade. Os autores sugerem o emprego de soluções com densidade mínima de aproximadamente $1,6 \text{ g.cm}^{-3}$, como ZnCl_2 ou NaI, para garantir uma extração mais abrangente dos microplásticos presentes em sedimentos ambientais.

Corroborando esses achados, Crutchett e Bornt (2024) validaram um protocolo simplificado utilizando ZnCl_2 , obtendo recuperação média de aproximadamente 96% para polímeros de média e alta densidade, incluindo PET, PVC, poliamida e partículas de borracha. Além da elevada eficiência de recuperação, o método mostrou que é possível realizar a separação por densidade com boa reprodutibilidade sem a necessidade de equipamentos laboratoriais complexos.

Esses resultados evidenciam que diferenças observadas entre estudos sobre abundância de microplásticos não refletem necessariamente apenas variações ambientais, mas também podem decorrer das metodologias empregadas durante a etapa de separação por densidade. Protocolos baseados em soluções de menor densidade tendem a subestimar polímeros mais densos, comprometendo a comparabilidade entre estudos e reforçando a necessidade de padronização metodológica para aumentar a comparabilidade entre estudos e reduzir vieses decorrentes do protocolo analítico empregado (CRUTCHETT e BORNT, 2024).

Devido à sua densidade relativamente elevada, partículas de PET e PVC podem apresentar maior potencial de sedimentação quando comparadas a polímeros menos densos, influenciando sua distribuição em ambientes aquáticos e sua remoção em processos de tratamento de água (EBRAHIMI et al., 2025). Essa característica também pode impactar a recuperação das partículas durante as etapas de separação por densidade, reforçando a importância da seleção adequada

dos protocolos de preparo de amostras para garantir uma identificação confiável por FTIR e Raman.

A Tabela 7 apresenta exemplos de soluções utilizadas na separação por densidade e suas respectivas faixas de densidade, evidenciando o emprego de soluções mais densas para a recuperação eficiente de polímeros como PET e PVC, bem como as principais vantagens e limitações.

Tabela 7 - Densidade aproximada de soluções de sais utilizados em sistemas de separação por densidade e suas aplicações para separação de polímeros.

Solução	Densidade (g/cm ³)	Polímeros recuperados	Vantagens	Limitações
NaCl	1,18-1,20	PE, PP	Baixo custo, baixa toxicidade	Não recupera PET/PVC
CaCl ₂	1,3-1,50	PE, PP, parte do PS	Econômico	Recuperação limitada de polímeros densos
ZnCl ₂	1,60–1,80	PE, PP, PS, PET, PVC	Alta eficiência de recuperação	Corrosivo e tóxico
NaI	1,60–1,80	Todos os principais polímeros	Excelente recuperação	Alto custo

Fonte: Adaptado de LEE et al. (2022), LARREA et al. (2025) e COPPOCK et al. (2017)

Embora soluções de elevada densidade, como ZnCl₂ e NaI, proporcionem maior recuperação de polímeros de alta densidade, sua utilização envolve um compromisso entre desempenho analítico, custo, toxicidade e sustentabilidade do método. Dessa forma, a escolha da solução de separação deve considerar simultaneamente as características da matriz analisada, os polímeros de interesse e os recursos laboratoriais disponíveis, uma vez que não existe um protocolo universal capaz de atender igualmente a todas as aplicações (LEE et al, 2022; EBRAHIMI et al, 2025, COPPOCK et al, 2017, CRUTCHETT e BORNT, 2024).

Além de influenciar a quantificação dos microplásticos, a recuperação inadequada de polímeros mais densos compromete diretamente as etapas seguintes de identificação por FTIR e Raman, uma vez que partículas retidas no sedimento deixam de ser submetidas às análises espectroscópicas. Como consequência, o perfil polimérico obtido torna-se incompleto, podendo levar à subestimação da

ocorrência de polímeros como PET e PVC e dificultar comparações entre estudos que empregam diferentes protocolos de separação.

A etapa de filtração apresenta influência direta sobre a qualidade da identificação espectroscópica dos microplásticos, uma vez que o próprio filtro passa a integrar o sistema analisado por FTIR ou Raman. Dessa forma, a seleção do material filtrante não deve considerar apenas a eficiência de retenção das partículas, mas também sua compatibilidade óptica e espectral com a técnica empregada. Filtros constituídos por materiais poliméricos podem apresentar bandas vibracionais que se sobrepõem às dos microplásticos, dificultando a interpretação dos espectros e reduzindo a confiabilidade da identificação, especialmente para partículas de pequenas dimensões (ARAUJO et al., 2018; PRIMPKE et al., 2020; NOONAN et al., 2023).

Além da composição do filtro, o tamanho do poro representa um importante fator de compromisso (*trade-off*) entre eficiência analítica e operacional. Embora poros menores aumentem a recuperação de microplásticos finos e nanométricos, também favorecem a retenção de matéria orgânica residual e partículas minerais, aumentando o tempo de filtração e a probabilidade de obstrução da membrana. Em consequência, pode haver distribuição irregular das partículas sobre a superfície do filtro, dificultando a aquisição automatizada de imagens e espectros, além de prolongar significativamente o tempo necessário para a análise pelas técnicas μ FTIR e μ Raman (MASURA et al., 2015; COWGER et al., 2021).

Outro aspecto relevante é que filtros com elevada rugosidade superficial ou elevada intensidade de espalhamento podem reduzir a relação sinal-ruído, principalmente em análises Raman, nas quais a intensidade do espalhamento inelástico é intrinsecamente baixa. Por esse motivo, membranas de alumina anodizada e policarbonato têm sido amplamente recomendadas para análises espectroscópicas, uma vez que apresentam menor interferência espectral e favorecem a obtenção de espectros com melhor resolução e maior confiabilidade na comparação com bibliotecas de referência (PRIMPKE et al., 2020; NOONAN et al., 2023).

Dessa forma, a etapa de filtração deve ser entendida não apenas como um procedimento de concentração das partículas, mas como uma etapa crítica de preparo da amostra, capaz de influenciar diretamente a eficiência da identificação espectroscópica e a qualidade dos resultados obtidos.

Na etapa de secagem, as indicações de Masura (2015) sugerem utilizar temperaturas mais altas, de 80-90 °C, o que pode garantir uma evaporação mais rápida da água residual, uma vez que os pontos de fusão do PET (160 °C a 260 °C) e do PVC (250 °C a 265 °C) não seriam ultrapassados. Contudo, em temperaturas entre 70 e 90 °C, os polímeros começam a perder rigidez e se tornam mais flexíveis, o que pode dificultar o manuseio, e uma forma de contornar essa limitação é seguir a metodologia sugerida por Thomas et al. (2020), uma vez que, a 40 °C, as características e a integridade dos polímeros são mantidas. Assim, para uma secagem eficiente, ao invés de aumentar a temperatura, sugere-se que o tempo de exposição ao calor seja aumentado em temperaturas mais baixas.

A classificação morfológica dos microplásticos também representa uma informação complementar importante durante a caracterização das amostras, podendo fornecer indícios sobre suas fontes de emissão e processos de degradação ambiental. Embora a identificação química seja realizada pelas técnicas FTIR e Raman, a associação entre composição polimérica e morfologia amplia a interpretação ambiental dos resultados, permitindo inferências sobre possíveis origens da contaminação.

FTIR e Raman: Vantagens, Limitações e Utilização Complementar

Baseando-se nos estudos encontrados, é possível verificar que FTIR e Raman são complementares devido às vantagens e desvantagens específicas. A técnica FTIR possui a capacidade de capturar milhares de espectros simultaneamente de microplásticos em papel de filtro, oferecendo uma análise química abrangente de toda a superfície da amostra. A FTIR permite, também, análises rápidas e não é afetada pelo tamanho das partículas de microplásticos e sua combinação de capacidades espectrais e de imagem permite a análise de grandes áreas, adquirindo milhares de espectros em uma única medição (PETKOVŠEK et al., 2023).

Contudo, a FTIR não permite analisar amostras de microplásticos em meio líquido de maneira satisfatória, tornando as etapas de filtração ou separação necessárias como parte do processo de preparação da amostra. A espectroscopia FTIR é significativamente afetada pela água (H₂O), que é altamente ativa no infravermelho e produz picos largos que causam sobreposição espectral, dificultando

a análise e reduzindo a sensibilidade (JUNG et al., 2024). Devido a essas limitações, é comum que estudos escolham a espectroscopia Raman como uma opção analítica, uma vez que a mesma sofre menos interferência da água, tornando-a mais adequada para a análise de amostras aquosas (NAVA; FREZZOTTI; LEONI, 2021).

No entanto, a análise quantitativa de microplásticos em água utilizando espectroscopia Raman precisa de mais estudos, pois, uma vez que as intensidades dos picos flutuam dependendo das condições de medição, a técnica permite a comparação relativa entre amostras, mas não fornece valores absolutos de concentração (JUNG et al., 2024).

Com relação aos tamanhos de partículas, embora o FTIR seja amplamente empregado na identificação de microplásticos, seu limite prático de detecção, geralmente entre 10 e 50 μm , pode dificultar a identificação de partículas menores, levando à subestimação da abundância de microplásticos finos. Em contrapartida, a espectroscopia Raman apresenta maior resolução espacial, permitindo a identificação de microplásticos inferiores a 10 μm e a caracterização de partículas na faixa de poucos micrômetros e até submicrométricas, faixa na qual a microespectroscopia FTIR apresenta limitações decorrentes da difração da radiação infravermelha (LIM et al., 2024). Isso ocorre porque a luz infravermelha (usada no FTIR) tem um comprimento de onda mais longo e sofre com o limite de difração, o que impede o equipamento de enxergar com clareza partículas menores de 10 μm a 20 μm . Já o Raman usa lasers de luz visível e, com esses comprimentos de onda muito menores, é possível focar em pontos de até 1 μm (ARDINI et al., 2025).

No estudo de K  ppler et al. (2016), os autores demonstram que os espectros gerados por FTIR subestimam cerca de 35% dos microplásticos em comparação com as imagens de Raman, principalmente na faixa de tamanho abaixo de 20 μm . O estudo propõe uma divisão metodológica interessante, em que seja utilizado o FTIR para a faixa de 500 a 50 μm (análise rápida) e seja usado o Raman para a faixa de 50 a 1 μm devido    sua alta precisão com partículas minúsculas.

Ainda assim, apesar da elevada resolu  o espacial, a espectroscopia Raman apresenta baixa eficiência de espalhamento, exigindo tempos relativamente longos para aquisi  o dos espectros (LIM et al., 2024).

Avanços Recentes na Identifica  o de Microplásticos

A evolução das técnicas espectroscópicas têm permitido a identificação de microplásticos em dimensões cada vez menores. Entre essas técnicas, destacam-se o μ FTIR (microespectroscopia por transformada de Fourier) e o μ Raman (microespectroscopia Raman), que combinam a espectroscopia molecular com a microscopia óptica, possibilitando a identificação da composição química de partículas microscópicas e de regiões específicas de uma amostra. Esses avanços ampliam significativamente a capacidade analítica em comparação às técnicas convencionais, especialmente para partículas inferiores a 50 μ m (FRANQUELO et al., 2009).

Nesse contexto, o estudo de Maurizi et al. (2023) comparou diretamente as técnicas μ FTIR e μ Raman na identificação de microplásticos em água potável. Os autores observaram que, embora ambas apresentassem elevada concordância para partículas com dimensões superiores a aproximadamente 6,6 μ m (cerca de 80%), o μ FTIR apresentou perda significativa de detecção para partículas menores que 50 μ m. A extrapolação dos dados indicou que a técnica deixou de detectar aproximadamente 95,7% da população estimada de microplásticos na faixa de 1 a 50 μ m, resultando em estimativas de ingestão humana cerca de 332 vezes inferiores às obtidas por μ Raman.

Esses resultados evidenciam que o limite de detecção da técnica empregada influencia diretamente as concentrações de microplásticos reportadas na literatura. Assim, diferenças entre estudos nem sempre refletem apenas variações ambientais, mas também limitações metodológicas relacionadas à capacidade de detecção de partículas de menor tamanho.

Observa-se também a necessidade de estudos complementares e que variem matrizes aquáticas para que seja possível desenvolver protocolos refinados e adequados às características de cada amostra, desde seu preparo. Por exemplo, apesar das dificuldades, um estudo recente de Jung et al. (2024) buscou desenvolver uma metodologia qualitativa e quantitativa de microplásticos baseando-se nas áreas dos picos adquiridos pelas análises de espectroscopia Raman em microplásticos de PVC em concentrações de 0,1-1%. O modelo de calibração foi validado pelos autores utilizando amostras mistas de polietileno e PVC em água deionizada, confirmando sua aplicabilidade a corpos d'água reais.

Além da evolução dos equipamentos espectroscópicos, observa-se um avanço crescente na integração entre técnicas analíticas e ferramentas de

inteligência artificial (IA). Lim, Shin e Shin (2024), por exemplo, desenvolveram um método baseado em espectroscopia Raman associado a uma rede neural convolucional (CNN) capaz de identificar automaticamente microplásticos entre 1 e 10 μm . A metodologia permitiu reduzir o tempo de aquisição para apenas 0,4 segundos por partícula, mantendo aproximadamente 85% de acurácia na classificação dos polímeros. Esses resultados demonstram que a aplicação de algoritmos de aprendizado de IA pode minimizar uma das principais limitações da espectroscopia Raman, relacionada ao longo tempo de análise, tornando a técnica mais viável para monitoramentos ambientais em larga escala.

Perspectivas para Padronização Metodológica

Embora os estudos sobre microplásticos ainda apresentem importantes desafios analíticos, os avanços metodológicos, instrumentais e computacionais mostram-se promissores para a identificação e caracterização dessas partículas. A obtenção de dados cada vez mais confiáveis e padronizados será essencial para compreender sua distribuição no ambiente e auxiliar ações de monitoramento, gestão ambiental e proteção da saúde da população.

Nesse cenário, a definição de protocolos analíticos padronizados, associada à incorporação de tecnologias emergentes, como a microespectroscopia, a inteligência artificial e ferramentas automatizadas para interpretação espectral, tende a aumentar significativamente a confiabilidade, a reprodutibilidade e a velocidade das análises de microplásticos (KHAN; ZAIDI, 2025). Essas abordagens representam uma das principais tendências atuais da área e poderão contribuir para a padronização dos métodos de identificação e monitoramento ambiental.

CONCLUSÃO

Este trabalho abordou os principais métodos empregados no preparo de amostras na identificação e caracterização de microplásticos dos polímeros PET e PVC em amostras ambientais, com ênfase nas técnicas espectroscópicas FTIR e Raman. A espectroscopia FTIR destaca-se pela rapidez das análises e pela possibilidade de obtenção simultânea de um grande número de espectros, sendo amplamente utilizada na identificação de microplásticos. Entretanto, apresenta

limitações relacionadas à interferência da água e à menor capacidade de detecção de partículas muito pequenas. Já a espectroscopia Raman apresenta elevada resolução espacial, permitindo a análise de partículas de menores dimensões. Contudo, fatores como a fluorescência, o longo tempo de aquisição dos espectros e a influência de contaminantes podem dificultar a interpretação dos resultados.

De modo geral, ambas as técnicas demonstraram ser ferramentas eficientes para a identificação de microplásticos de PET e PVC, apresentando características complementares que contribuem para uma caracterização mais confiável desses materiais. Apesar dos avanços obtidos na identificação de microplásticos por FTIR e Raman, a padronização dos protocolos de preparo de amostras e análises ainda representa um desafio para a comparação dos resultados entre diferentes estudos, reforçando a necessidade do desenvolvimento de metodologias harmonizadas para o monitoramento ambiental desses contaminantes. Dessa forma, o aprimoramento e a padronização dos métodos analíticos são fundamentais para aumentar a confiabilidade dos resultados e contribuir para o avanço das pesquisas relacionadas à contaminação por microplásticos em ambientes aquáticos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Amaral MD. **Microplásticos de poliamida e poli(tereftalato de etileno) como vetores de contaminantes de sistemas aquáticos** [dissertação na Internet]. Campinas: Universidade Estadual de Campinas; 2023. Disponível em: <https://repositorio.unicamp.br/acervo/detalhe/1374837>](<https://repositorio.unicamp.br/acervo/detalhe/1374837>). Acesso em: 20 Abr. 2026.
2. Ardini B, Pittura L, Frontini A, et al. **Fast detection and classification of microplastics by a wide-field Fourier transform Raman microscope**. Environ Sci Technol. 2025;59(18):9255-9264. doi:10.1021/acs.est.5c00165.
3. Assumpção C. **Princípios básicos de esterilização a vapor**. Rev Bras Enferm. 1973. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/reben/a/CkW9Hvkd6gkL3HVPvBxwvmk/>. Acesso em: 04 Mar. 2026.
4. Barcelos T. **Presença de microplásticos em tecidos humanos e potenciais impactos à saúde: uma revisão de escopo** [dissertação na Internet]. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro; 2025. Disponível em: <https://www.bdt.d.uerj.br>. Acesso em: 22 Abr. 2026.
5. Bezerra SS, Paula RZ, Amorim WLN, et al. **Quantificação e caracterização**

- de microplásticos liberados pela lavagem mecanizada de roupas.** Scientia Plena [Internet]. Disponível em: <https://scientiaplena.emnuvens.com.br/sp/article/view/8826>. Acesso em: 18 Abr. 2026.
6. Billa GM. **Desafios analíticos na detecção de microplásticos em amostras de água: uma abordagem integrada de microscopia de fluorescência e espectroscopia de infravermelho.** In: Anais do 21º SILUBESA [Internet]. 2024. Disponível em: https://abes-dn.org.br/anais eletronicos/21silubesa_download/787_tema_iv.pdf. Acesso em: 25 de abr. de 2026.
 7. Brasil. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. **Estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade** [Internet]. Brasília (DF): Ministério da Saúde; 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>. Acesso em: 28 Abr. 2026.
 8. Bruge A, Dhamelinourt M, Lancelour L, et al. **A first estimation of uncertainties related to microplastic sampling in rivers.** Sci Total Environ. 2020;718:137319. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137319.
 9. Canva Pty Ltd. **Canva** [Internet]. Sydney: Canva Pty Ltd; 2026. Disponível em: <https://www.canva.com>. Acesso em: 26 Jun. 2026.
 10. Carpenter EJ, Smith KL Jr. **Plastics on the Sargasso Sea surface.** Science. 1972;175(4027):1240-1241. doi: 10.1126/science.175.4027.1240
 11. Cole M, Lindeque P, Halsband C, et al. **Microplastics as contaminants in the marine environment: a review.** Mar Pollut Bull. 2011;62(12):2588-2597. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
 12. Coppock RL, Cole M, Lindeque PK, et al. **A small-scale, portable method for extracting microplastics from marine sediments.** Environ Pollut. 2017;230:829-837. doi:10.1016/j.envpol.2017.07.017.
 13. Courtene-Jones W, Quinn B, Murphy F, et al. **Optimisation of enzymatic digestion and validation of specimen preservation methods for the analysis of ingested microplastics.** Anal Methods. 2017;9(9):1437-1445. doi:10.1039/C6AY02343F.
 14. Cowger W, Steinmetz Z, Gray A, et al. **Microplastic spectral classification needs an open source community: Open Specy to the rescue!** Anal Chem. 2021;93(21):7543-7548. doi:10.1021/acs.analchem.1c00123.
 15. Crutchett TW, Bornt KR. **A simple overflow density separation method that**

- recovers >95% of dense microplastics from sediment.** *MethodsX*. 2024;12:102638. doi:10.1016/j.mex.2024.102638.
16. Cruz-Salas AA, Álvarez-Zeferino JC, Tapia-Fuentes J, et al. **Measures to prevent cross-contamination in the analysis of microplastics: a short literature review.** *Rev Int Contam Ambient.* 2023;39:241-256. doi:10.20937/RICA.54740.
 17. Dantas AD. **Rastreado microplásticos em águas costeiras: um estudo de fatores ambientais usando canoa havaiana** [dissertação na Internet]. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará; 2025. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/80475/1/2025_dis_addantas.pdf. Acesso em: 18 Abr. 2026.
 18. Dias M. **Microplásticos de poliamida e poli(tereftalato de etileno) como vetores de contaminantes em sistemas aquáticos** [tese]. Campinas: Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Química; 2023. Disponível em: <https://repositorio.unicamp.br/acervo/detalhe/1374837>. Acesso em: 30 Mai. 2026.
 19. Ebrahimi SM, Dehghanzadeh R, Taghipour H, et al. **Mitigating microplastic pollution in surface waters: removal of PET and PP using potassium ferrate and metal-based coagulation.** *J Environ Chem Eng.* 2025;13(6):119737. doi:10.1016/j.jece.2025.119737.
 20. Souza E. **Investigação analítica da presença de microplásticos em água doce: aplicação de técnicas espectroscópicas em matriz hídrica: uma revisão de escopo** [Trabalho de Conclusão de Curso]. Centro Universitário Fieo; 2025.
 21. Franquelo ML, Duran A, Herrera LK, et al. **Comparison between micro-Raman and micro-FTIR spectroscopy techniques for the characterization of pigments from Southern Spain cultural heritage.** *J Mol Struct.* 2009;924-926:404-412. doi:10.1016/j.molstruc.2008.11.041.
 22. Fuente-Ballesteros A, Obaydo RH, Elagamy SH, et al. **Cross-contamination pathways in the analysis of plastics and related chemical compounds: good laboratory practices and tips.** *Trends Environ Anal Chem.* 2026;50:e00304. doi:10.1016/j.teac.2026.e00304.
 23. Griffiths PR, De Haseth JA. **Fourier transform infrared spectrometry.** 2nd ed. Hoboken (NJ): Wiley-Interscience; 2007.
 24. Jasco. **Principles of infrared spectroscopy: history of IR spectrometers** [Internet]. Tokyo: JASCO Corporation [cited 2026 Apr 26]. Disponível em:

<https://www.jasco-global.com/principle/principles-of-infrared-spectroscopy-2-history-of-ir-spectrometers/>. Acesso em 13 Abr. 2026.

25. Joseph TM, Azat S, Ahmadi Z, et al. **Polyethylene terephthalate (PET) recycling: a review.** Case Stud Chem Environ Eng. 2024;9:100673. doi:10.1016/j.cscee.2024.100673.
26. Jung ES, Choe JH, Kim JS, et al. **Quantitative Raman analysis of microplastics in water using peak area ratios for concentration determination.** Npj Clean Water. 2024;7:104. doi:10.1038/s41545-024-00397-4.
27. Jung MR, Horgen FD, Orski SV, et al. **Validation of ATR FT-IR to identify polymers of plastic marine debris.** Mar Pollut Bull. 2018;127:704-716. doi:10.1016/j.marpolbul.2018.01.061.
28. Kalaronis D, Ainali NM, Evgenidou E, et al. **Microscopic techniques as means for the determination of microplastics and nanoplastics in the aquatic environment: a concise review.** MethodsX. 2022;9:101990. doi:10.1016/j.mex.2022.101990.
29. Khan AL, Zaidi AA. **Separation and detection of microplastics in human exposure pathways: challenges, analytical techniques, and emerging solutions.** J Xenobiot. 2025;15(5):154. doi:10.3390/jox15050154.
30. Kuznetsov SM, Sagitova EA, Prokhorov KA, et al. **Raman spectroscopic detection of polyene-length distribution for high-sensitivity monitoring of photo- and thermal degradation of poly(vinyl chloride).** Spectrochim Acta A Mol Biomol Spectrosc. 2021;252:119494. doi:10.1016/j.saa.2021.119494.
31. Larrea G, Elustondo D, Durán A. **Extraction methods of microplastics in environmental matrices: a comparative review.** Molecules. 2025;30(15):3178. doi:10.3390/molecules30153178.
32. Lee J, Kim S, Sin A, et al. **Pretreatment methods for monitoring microplastics in soil and freshwater sediment samples: a comprehensive review.** J Hazard Mater. 2022; 435:129029. doi:10.1016/j.jhazmat.2022.129029.
33. Löder MGJ, Gerdts G. **Methodology used for the detection and identification of microplastics: a critical appraisal.** In: Bergmann M, Gutow L, Klages M, editors. Marine anthropogenic litter. Cham: Springer; 2015. p. 201-227.
34. Lohmiller J, Lipman NS. **Silicon crystals in water of autoclaved glass**

- bottles.** Contemp Top Lab Anim Sci. 1998;37(1):62-65.
35. Masura J, Baker JE, Foster GD, Arthur C, Herring C. **Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments** [Internet]. Silver Spring (MD): NOAA Marine Debris Program; 2015. Disponível em: <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/10296>. Acesso em: 07 jun 2026.
 36. 36. Mattsson K, Ekstrand E, Granberg M, et al. **Comparison of pre-treatment methods and heavy density liquids to optimize microplastic extraction from natural marine sediments.** Sci Rep. 2022;12:15459. doi:10.1038/s41598-022-19623-5.
 37. Maurizi L, Iordachescu L, Kirstein IV, et al. **It matters how we measure: quantification of microplastics in drinking water by μ FTIR and μ Raman.** Heliyon. 2023;9(9):e20119. doi:10.1016/j.heliyon.2023.e20119.
 38. Mitchell EWJ. **Mechanism of thermal stabilization of poly(vinyl chloride) by organotin stabilizers.** Eur Polym J. 1986;22(1):77-85.
 39. Mohapatra S. **Sterilization and disinfection.** In: **StatPearls** [Internet]. Treasure Island (FL): StatPearls Publishing; 2017. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC7158362/>. Acesso em 07 Mar. 2026.
 40. Montagner CC, Dias MA, Paiva EM, et al. **Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos.** Quim Nova. 2021;44(10):1328-1352. doi:10.21577/0100-4042.20170791.
 41. Multilit. **A importância do plástico na sociedade** [Internet]. Disponível em: <https://multilit.com.br/a-importancia-do-plastico-na-sociedade>. Acesso em 04 Mai. 2026.
 42. MolView. **MolView** [Internet]. Amsterdam: MolView. Disponível em: <https://molview.org>. Acesso em 20 de Jun. 2026.
 43. Munno K, Lusher AL, Minor EC, et al. **Patterns of microparticles in blank samples: a study to inform best practices for microplastic analysis.** Chemosphere. 2023;333:138883. doi:10.1016/j.chemosphere.2023.138883.
 44. Nava V, Frezzotti ML, Leoni B. **Raman spectroscopy for the analysis of microplastics in aquatic systems.** Appl Spectrosc. 2021;75(11):1341-1357. doi:10.1177/00037028211043119.
 45. Neto HHLC, Silvestre RCM, Jean RNP, et al. **A primeira avaliação de**

- microplásticos no Rio Xingu.** Rev Gestão Águas Am Lat. 2023;20:e22. Disponível em: <https://www.abrh.org.br/OJS/index.php/REGA/article/view/826>. doi: 10.21168/rega.v20e17
46. Nogueira RFP, Jardim WF. **A fotocatalise heterogênea e sua aplicação ambiental.** Quím Nova. 1998;21(1):69-72. doi:10.1590/S0100-40421998000100011.
 47. Noonan MJ, Grechi N, Mills C, et al. **Microplastics analytics: why we should not underestimate the importance of blank controls.** Microplast Nanoplast. 2023;3:17. doi:10.1186/s43591-023-00065-3.
 48. OpenAI. **ChatGPT** [Internet]. San Francisco (CA): OpenAI; 2026. Disponível em: <https://chatgpt.com>. Acesso em 24 Jun. 2026.
 49. Oliveira BCL. **Quantificação e distribuição vertical de microplásticos na coluna d'água em represa urbana** [dissertação]. Campo Grande: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul; 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/3810>. Acesso em 02 Fev. 2026.
 50. Park H, Park B. **Review of microplastic distribution, toxicity, analysis methods, and removal technologies.** Water (Basel). 2021;13:2736. doi:10.3390/w13192736.
 51. Pavia DL, Lampman GM, Kriz GS, Vyvyan JR. **Introdução à espectroscopia.** 4ª ed. São Paulo: Cengage Learning; 2015.
 52. Peñalver R, Zapata F, Arroyo-Manzanares N, et al. **Raman spectroscopic strategy for the discrimination of recycled polyethylene terephthalate in water bottles.** J Raman Spectrosc. 2023;54(1):55-67. doi:10.1002/jrs.6457.
 53. Perret E, Stükelberger M, Becerra L, et al. **High-resolution 2D Raman mapping of mono- and bicomponent filament cross-sections.** Polymer. 2021;229:124011. doi:10.1016/j.polymer.2021.124011.
 54. Petkovšek M, Kržan A, Šmid A, et al. **Degradation of water soluble poly(vinyl alcohol) with acoustic and hydrodynamic cavitation: laying foundations for microplastics.** npj Clean Water. 2023;6:35. doi:10.1038/s41545-023-00248-8.
 55. Prokhorov KA, Aleksandrova DA, Sagitova EA, et al. **Raman spectroscopy evaluation of polyvinylchloride structure.** J Phys Conf Ser. 2016;691(1):012001. doi:10.1088/1742-6596/691/1/012001.
 56. Rathikannu S, Gautam SS, Joshi SK, et al. **FTIR-based assessment of**

- microplastic contamination in soil, water and insect ecosystems reveals environmental and ecological risks.** Sci Rep. 2025. doi:10.1038/s41598-025-14507-w.
57. Rebollar E, Pérez S, Hernández M, et al. **Physicochemical modifications accompanying UV laser induced surface structures on poly(ethylene terephthalate) and their effect on adhesion of mesenchymal cells.** Phys Chem Chem Phys. 2014;16(33):17551-17559. doi:10.1039/C4CP02434F.
 58. Reza T, Mohamad ZHR, Sheikh SRA, et al. **Microplastic removal in wastewater treatment plants (WWTPs) by natural coagulation: a literature review.** Toxics. 2024;12(1):12. doi:10.3390/toxics12010012.
 59. Robinson MER, Bower DI, Maddams WF. **A study of the C-Cl stretching region of the Raman spectrum of PVC.** Polymer. 1978;19(7):773-784. doi:10.1016/0032-3861(78)90004-6.
 60. Rodrigues AGD, Galzerani JC. **Espectroscopias de infravermelho, Raman e de fotoluminescência: potencialidades e complementaridade.** Rev Bras Ensino Fís. 2012;34(4):4309. doi: 10.1590/S1806-11172012000400009.
 61. Rodriguez-Seijo A, Pereira R. **Morphological and physical characterization of microplastics.** In: Rocha-Santos T, Duarte AC, editors. Characterization and analysis of microplastics. Amsterdam: Elsevier; 2017. p. 49-66.
 62. Santos A. **Polímeros: policloreto de vinila (PVC)** [Internet]. 2024. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/844119842/Poli-meros>. Acesso em 20 Abr. 2026.
 63. Schneider I, Mafferson D. **Quantificação de microplásticos em praias antropizadas e pouco antropizadas no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil** [Internet]. 2021. Arquivo de Ciências do Mar. Fortaleza, v. 54, n.1, p.89-105, 2021. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/58904/1/2021_art_ischneider.pdf. Acesso em 18 Abr. 2026.
 64. Science History Institute. **History and future of plastics** [Internet]. Philadelphia (PA): Science History Institute. Disponível em: <https://www.sciencehistory.org/education/classroom-activities/role-playing-games/case-of-plastics/history-and-future-of-plastics>. 06 Dez. 2025.
 65. Smith BC. **Fundamentals of Fourier transform infrared spectroscopy.** 2nd ed. Boca Raton (FL): CRC Press; 2011.
 66. Souza AK, Lima DMV, Oliveira SLA. **Técnica FTIR e suas aplicações**

- orgânicas. In: Anais do Encontro de Ensino, Pesquisa e Extensão da UEMS** [Internet]. 2015. Disponível em: <https://anaionline.uems.br/enic/article/view/2526>. Acesso em 05 Abr. 2026.
67. Taha H, Saeed SR, Ghareb O. **Ion beam-induced surface modification of PVC: a simulation study.** J Kufa Phys. 2023;15(2):154-172. doi:10.31257/2018/JKP/2023/v15.i02.13046.
68. Thomas D, Schütze B, Heinze WM, et al. **Sample preparation techniques for the analysis of microplastics in soil: a review.** Sustainability (Basel). 2020;12(21):9074. doi:10.3390/su12219074.
69. Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, et al. **Lost at sea: where is all the plastic?** Science. 2004;304(5672):838. doi:10.1126/science.1094559.
70. United Nations Environment Programme. **Single-use plastics: a roadmap for sustainability** [Internet]. Nairobi: UNEP; 2018. Disponível em: <https://www.reloopplatform.org/wp-content/uploads/2018/06/UNEP-report-on-single-use-plastic.pdf>. Acesso em 04 Mai. 2026.
71. Associação para a Inovação Tecnológica e Qualidade (AEMITEQ). **Diagnóstico dos requisitos no controlo da qualidade: métodos para quantificação de microplásticos** [Internet]. Portugal: AEMITEQ; 2021. Disponível em: https://www.aemiteq.pt/wp-content/uploads/2024/03/Diagn%C3%B3stico-nos-Requisitos-de-Controlo-da-Qualidade_uTEQ.pdf. Acesso em 20 Mar. 2026.
72. Wei L. **Preparação de amostra para análise FTIR: tipos de amostra e métodos de preparação** [Internet]. Drawell Analytical. Disponível em: <https://pt.drawellanalytical.com/sample-preparation-for-ftir-analysis-sample-types-and-prepare-methods/>. Acesso em 2 Abr. 2026.
73. Wilkes CE, Daniels CA, Summers JW. **PVC handbook.** Munich: Hanser Publishers; 2005.
74. Wootton N, Reis-Santos P, Przeslawski R, et al. **A field and laboratory manual for sampling, processing and reporting microplastics in coastal and marine environments.** Front Mar Sci. 2025;12:1674412. doi:10.3389/fmars.2025.1674412.
75. World Health Organization. **Microplastics in drinking-water** [Internet]. Geneva: World Health Organization; 2019. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241516198>. Acesso em 07 Dez. 2025.

76. Wu H, Hou J, Wang X. **A review of microplastic pollution in aquaculture: sources, effects, removal strategies and prospects.** Ecotoxicol Environ Saf. 2023;252:114567. doi:10.1016/j.ecoenv.2023.114567.
77. Zorzetto R. **Equipe da USP identifica microplásticos no cérebro humano.** Rev Pesqui FAPESP [Internet]. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/equipe-da-usp-identifica-microplasticos-no-cerebro-humano/>. Acesso em 04 Out. 2025.