

## **O rio sob pressão: como fatores socioambientais e hidrológicos moldam a contaminação por microplásticos no rio Tietê, São Paulo, Brasil**

Caio César Achilles Prado<sup>a</sup>, Felipe Rodrigues Borges<sup>a</sup>, and Ítalo Braga Castro<sup>a\*</sup>

<sup>a</sup> Instituto do Mar, Universidade Federal de São Paulo, Santo, Brazil

\*Corresponding author: [ibcastro@unifesp.br](mailto:ibcastro@unifesp.br)

### **Resumo**

Este estudo avaliou a distribuição espacial e as características de microplásticos (MPs) ao longo de todo o rio Tietê (São Paulo, Brasil), integrando análises quali-quantitativas a preditores socioambientais e hidrológicos. As concentrações variaram de 330 a 23.587 partículas m<sup>-3</sup>, com predominância de fibras pequenas e escuras associadas a fontes urbanas. A distribuição foi fortemente influenciada pela densidade populacional, pelo grau de modificação humana e pela tipologia hidrológica, com níveis mais elevados em trechos urbanizados e em reservatórios e barragens. Os resultados indicam que aportes antrópicos, diluição hidrológica e retenção em ambientes regulados atuam conjuntamente na dinâmica dos MPs, evidenciando o papel da infraestrutura hidráulica na redistribuição dessas partículas ao longo do sistema fluvial. O rio Tietê funciona, assim, como receptor, zona de acumulação e via de dispersão de MPs, o que destaca a necessidade de estratégias integradas de gestão para reduzir a poluição plástica em grandes rios urbanos.

**Palavras-chave:** Microplásticos; Rio Tietê; Gradiente urbano-fluvial; Preditores socioambientais; Regulação hidrológica.

## 1 Introdução

O aumento expressivo da produção de plásticos, aliado à intensificação da urbanização e à ocupação desordenada das bacias hidrográficas, tem ampliado significativamente o aporte desses materiais aos corpos d'água (Zhang et al. 2024). Nesse contexto, os rios desempenham papel fundamental, atuando como sistemas receptores e vias de transporte de resíduos plásticos provenientes de fontes terrestres, conduzindo-os ao longo de extensos gradientes ambientais (D'Avignon et al. 2022; Akdogan et al. 2023). Ao serem introduzidos nos sistemas fluviais, os plásticos passam por processos contínuos de degradação e fragmentação, resultando na formação de microplásticos (MP), partículas com dimensões inferiores a 5 mm (He et al. 2023). Essas partículas podem ser originadas tanto de produtos manufaturados diretamente em escala microscópica quanto da fragmentação progressiva de objetos plásticos maiores (Schwarz et al. 2023). Propriedades físico-químicas intrínsecas aos MPs, incluindo alta resistência à degradação, ampla variedade de formas e estabilidade estrutural (Schwarz et al. 2023; Yousafzai et al. 2025; Cesarini et al. 2025), contribuem para sua persistência ambiental e dispersão em compartimentos aquáticos, favorecendo sua incorporação ao longo das cadeias tróficas (Castro-Castellon et al. 2022; Bhatt and Chauhan 2022).

Ambientes fluviais, especialmente os inseridos em áreas urbanas e industriais, estão entre os mais expostos à contaminação por MP. A entrada contínua dessas partículas decorre de múltiplas atividades humanas, incluindo o lançamento de efluentes domésticos e industriais (Wang et al. 2021; Herzke et al. 2021; Tan et al. 2023), a drenagem de áreas urbanizadas, a liberação de fibras sintéticas durante a lavagem de roupas (Napper and Thompson 2016; Haque et al. 2024) e o desgaste de materiais associados ao tráfego veicular (Wang et al. 2022). Além disso, a dinâmica hidrológica dos rios, influenciada por

variações sazonais de vazão e por eventos pluviométricos (Li et al. 2023c; Haque and Fan 2023), bem como pela presença de barragens e reservatórios (Van Emmerik et al. 2022), condiciona os padrões de transporte, retenção e deposição dos MPs ao longo do sistema fluvial (Haberstroh et al. 2021).

Dessa forma, observa-se que a distribuição espacial de partículas de MPs em rios é altamente heterogênea, podendo refletir interações entre fatores hidrodinâmicos e pressões antrópicas locais (Haberstroh et al. 2021; Haque et al. 2024). Alguns estudos relatam que em trechos com maior intensidade de uso do solo e maior densidade populacional, as concentrações tendem a ser mais elevadas (Li et al., 2023; Ta and Babel, 2023), enquanto regiões menos impactadas podem atuar como áreas de transição ou de retenção temporária de MPs (Liang et al. 2025). Embora esta variabilidade espacial destaque a importância de abordagens que considerem, simultaneamente, o sistema fluvial e diversos fatores naturais e antrópicos envolvidos no processo, estudos nessa natureza ainda não foram realizados em rios urbanos da América Latina.

Além da quantificação, a caracterização das propriedades dos MPs, como tamanho, forma, coloração e composição polimérica, é essencial para compreender suas possíveis fontes e trajetórias ambientais (Zhang et al. 2024). MPs de menor dimensão (<1000  $\mu\text{m}$ ) tendem a predominar em matrizes ambientais, o que pode refletir processos intensivos de fragmentação e fontes difusas de contaminação (Talang et al. 2024). Entre as diferentes morfologias, as fibras destacam-se por estarem fortemente relacionadas a efluentes domésticos e por exibirem elevada capacidade de transporte e biodisponibilidade (Herzke et al. 2021; Haque et al. 2024). Tal comportamento favorece sua interação com organismos aquáticos e potencial incorporação nas cadeias tróficas (Bour et al. 2018, 2020; Castro-Castellon et al. 2022; Bhatt and Chauhan 2022; Ockenden et al. 2024; Ma and You 2025).

Diante da crescente evidência do papel dos rios como importantes vetores de MPs para outros compartimentos aquáticos, torna-se fundamental ampliar os estudos voltados ao monitoramento e à compreensão da dinâmica desses contaminantes em sistemas fluviais. Investigações que integrem análises quali-quantitativas dos MPs a variáveis ambientais e socioeconômicas são essenciais para subsidiar estratégias eficazes de gestão e mitigação, bem como para o desenvolvimento de políticas públicas voltadas à redução da poluição plástica em ambientes aquáticos continentais (Kunz et al. 2023; Reis Cavalcante et al. 2024; Jankauskas et al. 2024; Ribeiro et al. 2025, 2026; Garcia et al. 2026). Nessa perspectiva, o curso do rio Tietê atravessa uma das regiões mais urbanizadas e industrializadas da América Latina, incluindo a Região Metropolitana de São Paulo, com mais de 21 milhões de habitantes (IBGE 2022). A urbanização acelerada e a deficiência histórica no saneamento transformaram extensos trechos do rio em receptores de esgotos, efluentes industriais, escoamento urbano e grandes volumes de resíduos sólidos, especialmente de materiais plásticos (Moraes et al. 2024; Mariano et al. 2025; Camargo et al. 2025). Em áreas mais impactadas, a elevada carga orgânica e o excesso de nutrientes intensificam o processo de eutrofização (Soares and Calijuri 2022), promovendo a reorganização da base trófica, com predomínio de comunidades planctônicas mais tolerantes, favorecendo a transferência gradual para os níveis tróficos subsequentes e produzindo organismos topo de cadeia maiores (Urbanski et al. 2020; Urbanski and Nogueira 2024). No entanto, a ocorrência desse processo continua a levar ao desequilíbrio ecossistêmico, pois reduz a disponibilidade de oxigênio dissolvido, consumido principalmente pelos micro-organismos presentes, o que tem consequências diretas para a manutenção e a estabilidade ecossistêmicas e leva à mortalidade de diversos organismos aquáticos (Tiwari and Pal 2022). Diante desse contexto, nos hipotetizamos que ao longo da calha do Rio Tietê os maiores níveis de contaminação por MPs estarão

associados a maiores cotas fluviométricas, níveis de modificação humana e densidade populacional ao longo das margens. Sendo assim, o presente estudo teve como objetivo investigar a ocorrência, a variabilidade espacial e as características dos MPs ao longo de todo o curso do rio Tietê, considerando simultaneamente a influência de fatores ambientais e antrópicos.

## **2 Material e Métodos**

### **2.1 Área de estudo e procedimentos amostrais**

O rio Tietê constitui um dos principais sistemas fluviais do Sudeste do Brasil, com aproximadamente 1.100 km de extensão, atravessando grande parte do estado de São Paulo, desde sua nascente na Serra do Mar, no município de Salesópolis (densidade populacional de 35,77 hab km<sup>-2</sup>) até oeste do estado, desaguando no rio Paraná, no município de Itapura (densidade populacional de 13,19 hab km<sup>-2</sup>), próximo à fronteira com o estado do Mato Grosso do Sul (IBGE 2022; Moreira and Haddad Junior 2022).

Os pontos de amostragem foram distribuídos estrategicamente ao longo do eixo do rio, de modo a contemplar diferentes padrões de uso e ocupação do solo, densidades populacionais e níveis de pressão antrópica, incluindo trechos fluviais, barragens e reservatórios associados ao sistema hidrelétrico do Tietê. Dessa forma, foram selecionados 14 pontos de coleta, contemplando áreas a montante (P1) com menor influência antrópica, trechos intermediários (P8 a P14) e regiões altamente urbanizadas e industrializadas (P2 a P7). O arranjo espacial dos pontos adotou um delineamento longitudinal, permitindo a avaliação dos impactos cumulativos ao longo da trajetória do rio. As campanhas de coleta foram realizadas entre 9 e 13 de junho de 2025, período correspondente à estação seca na região.

De forma geral, os locais de coleta estenderam-se da nascente em Salesópolis (-23.5728, -45.7355) até a foz no município de Itapura (-20.6416, 51.5213), cobrindo um

amplo gradiente espacial ao longo da bacia hidrográfica. Essa abordagem permitiu identificar gradientes espaciais de contaminação e potenciais hotspots associados à expansão urbana e à intensificação do uso do solo. A localização dos pontos de amostragem e as principais feições de cobertura do entorno são apresentadas na Figura 1 e detalhadas na Tabela S1. Em cada ponto amostral, 5 réplicas de 20 L de água superficial ( $\pm 30$  cm da superfície) foram coletadas em balde de aço inoxidável e filtradas em peneira metálica com porosidade de  $53 \mu\text{m}$  (270 MESH), totalizando 100 L por ponto amostral ( $n = 5$ ). Após a filtragem, as amostras foram ressuspensas da peneira com água destilada previamente filtrada e acondicionadas em frascos de vidro descontaminados, mantidas refrigeradas até o processamento.

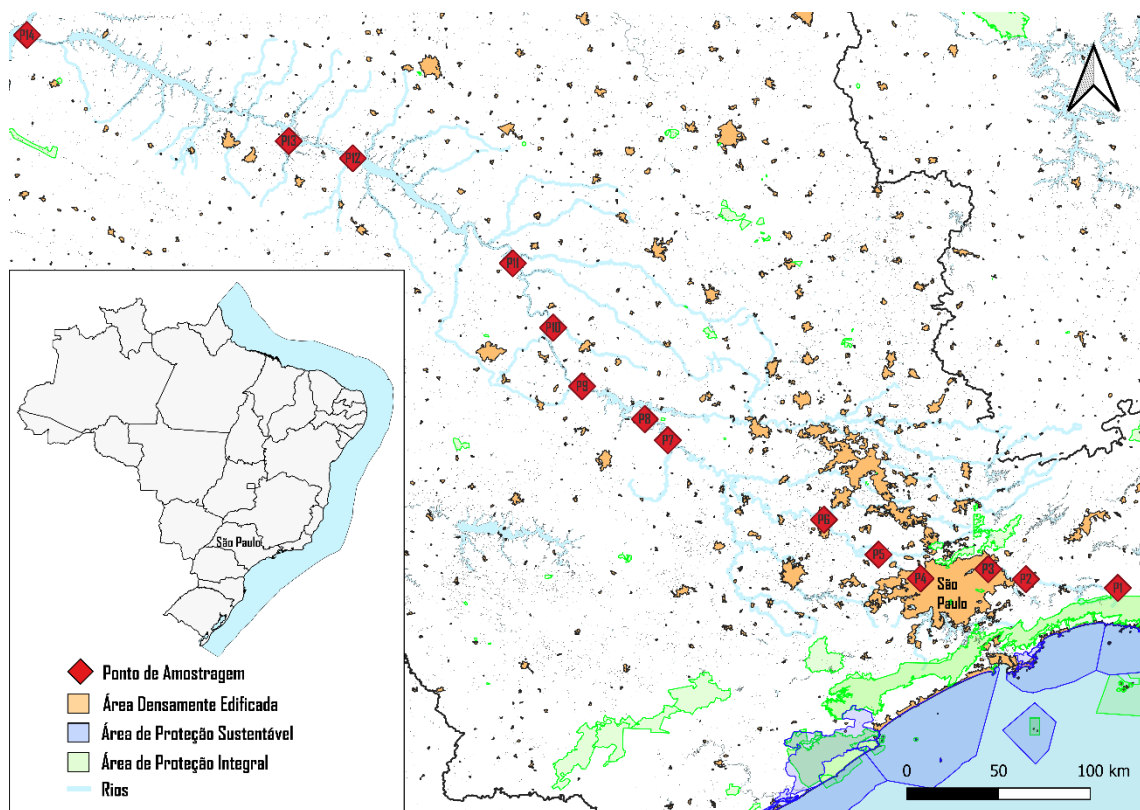


Figura 1. Locais amostrados ao longo do rio Tietê. P1: Salesópolis (nascente); P2: Mogi das Cruzes; P3: Guarulhos; P4: Osasco; P5: Pirapora do Bom Jesus; P6: Salto; P7: Anhembi; P8: Botucatu; P9: Barra Bonita; P10: Represa Bariri; P11: Barragem de Ibitinga; P12: Represa de Promissão; P13: Barragem de Avanhandava; P14: Itapura (fz).

## 2.2 Quantificação dos MPs

As amostras de água superficial foram então submetidas a um procedimento de digestão química com solução de peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) a 30% e incubadas a 40 °C por 48 h, a fim de eliminar a matéria orgânica presente nelas (Prata et al. 2019). Posteriormente, as amostras resultantes foram novamente filtradas em membranas de fibra de vidro com porosidade de 1,2  $\mu m$  e examinadas minuciosamente sob estereomicroscópio SteREO Discovery.V8 (Zeiss, Alemanha), equipado com câmera Axiocam 305 color, com aumento de 80 $\times$ . O limite de detecção determinado para essa metodologia foi de 20  $\mu m$ . As partículas suspeitas de serem MPs identificadas foram, por fim, quantificadas e preservadas em álcool etílico (99%), permanecendo armazenadas para análises posteriores.

## 2.3 Tamanho, forma e cor

As partículas recuperadas foram classificadas de acordo com as classes de tamanho (<500; 500–1.000; 1.000–2.000; 3.000–4.000; 4.000–5.000; >5.000  $\mu m$ ), forma (fibras, fragmentos, filmes, espumas ou esferas) e cor, seguindo metodologias descritas na literatura (Natesan et al. 2021; Jankauskas et al. 2024; Ribeiro et al. 2025). A categorização foi realizada por meio de inspeção visual sob estereomicroscópio.

## 2.4 Garantia e controle de qualidade

Procedimentos rigorosos foram implementados para minimizar o risco de contaminação cruzada durante o processamento laboratorial (Prata et al. 2021). Todas as soluções utilizadas para limpeza, digestão e recuperação de partículas foram previamente filtradas por membranas de fibra de vidro (1,2  $\mu m$ ). Materiais plásticos foram evitados sempre que possível, dando-se preferência a equipamentos de vidro ou de metal. Todos os materiais laboratoriais foram descontaminados antes do uso, seja por calcinação a 400

°C por 4 h ou por lavagem com água ultrapura previamente filtrada. Após a descontaminação, todos os utensílios foram envolvidos em papel-alumínio previamente calcinado até o momento do uso. Todas as amostras, filtros e reagentes foram manipulados exclusivamente em uma capela de fluxo laminar. Ensaios para determinação das taxas de recuperação ( $n = 10$ ) foram realizados por meio da fortificação de amostras de água contaminadas com quantidades conhecidas e tipos distintos de polímeros. Os ensaios de brancos experimentais ( $\text{H}_2\text{O}_2$  e água filtrada) apresentaram uma média de  $0,36 \pm 0,40$  partículas por ensaio, e os brancos processuais (ambientais) foram realizados expondo filtros previamente descontaminados no interior da capela de fluxo laminar por uma hora, resultando em uma média de  $0,27 \pm 0,46$  partículas depositadas por filtro por hora (Figura S1 e Tabela S2). Além disso, foram realizados brancos atmosféricos (estereomicroscópio) durante a triagem das partículas em filtros, resultando em uma média de  $0,40 \pm 0,17$  partículas por filtro por hora (Figura S1 e Tabela S2). Esses resultados indicam um ambiente analítico controlado, com interferência externa desprezível, o que corrobora a confiabilidade dos procedimentos empregados na quantificação de MPs (Ribeiro et al. 2025).

## 2.6 Preditores socioambientais

Os valores do Índice de Modificação Humana (HMc) e da densidade populacional (indivíduos  $\text{km}^{-2}$ ) foram obtidos para cada local amostral por meio de análises geoespaciais no QGIS. As coordenadas geográficas dos pontos de coleta foram sobrepostas a bases de dados globais utilizando camadas vetoriais e a ferramenta Point Sampling Tool. A intensidade da interferência antrópica foi estimada com base no HMc, disponível no banco de dados da NASA (Kennedy et al. 2019), que expressa o grau de modificação humana em uma área de influência de 1 km, incorporando informações sobre urbanização, uso agrícola e infraestrutura. Esse índice varia de 0, que representa

ambientes pouco alterados, a 1, que indica um elevado nível de perturbação antrópica (Rangel et al. 2024). A densidade populacional foi extraída do banco GPWv4 (Gridded Population of the World), que fornece superfícies raster globais com resolução espacial de aproximadamente 1 km (CIESIN 2016).

As estações fluviométricas utilizadas para obtenção dos dados hidrológicos foram selecionadas a partir de bases oficiais brasileiras. Inicialmente, foram consultados os registros do Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (SIBH) da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), identificando-se as estações ativas mais próximas aos pontos de amostragem e com séries temporais compatíveis com o período de coleta (ANA 2026). Para trechos sob influência de reservatórios e barragens, dados complementares de vazão e cota fluviométrica foram obtidos junto ao Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), que disponibiliza informações operacionais das usinas hidrelétricas (ONS 2026). A integração dessas bases permitiu caracterizar as condições hidrológicas locais tanto em trechos fluviais livres quanto em ambientes regulados. Para cada ponto amostrado, adotou-se a estação hidrologicamente mais representativa, priorizando a proximidade espacial e a coerência com as condições de fluxo no momento da coleta.

## 2.7 Análise estatística

Os dados de MP foram expressos como média  $\pm$  desvio padrão (DP), com 5 réplicas por local amostrado. A concentração de MP foi analisada por meio de análise de variância de uma via (one-way ANOVA), seguida do teste post hoc de Dunnett, com o ponto P1 (nascente) como grupo controle para múltiplas comparações. Modelos Lineares Generalizados (GLM) do tipo GAMMA, com função de ligação logarítmica, foram aplicados para testar o efeito do HMc, da densidade populacional e da cota fluviométrica sobre as concentrações de MP. Além disso, a tipologia hidrológica (rio, reservatório ou

barragem) foi incluída como variável categórica. Os preditores contínuos foram padronizados em z-score (média = 0; DP = 1) para eliminar diferenças de escala entre as variáveis e permitir a comparação direta dos efeitos no modelo. Adicionalmente, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) para explorar os padrões multivariados entre os locais amostrados e as variáveis ambientais (MP, HMc, densidade populacional e cota fluviométrica). As análises estatísticas foram realizadas com os softwares Graphpad Prism 9.5 para ANOVA e Jamovi para GLM. Todas as análises foram conduzidas adotando-se o nível de significância de  $\alpha = 0,05$ .

### **3 Resultados e Discussão**

#### **3.1 Concentração de MP**

Os resultados obtidos para os diferentes pontos amostrais ao longo do rio Tietê evidenciam variação espacial expressiva tanto na concentração (Figura 2) quanto nas características qualitativas das partículas (Figura 3). A concentração média de MPs apresentou diferenças significativas entre os pontos de amostragem ( $p < 0,05$ ), variando de 330 partículas  $m^{-3}$  em P1 a 23587,5 partículas  $m^{-3}$  em P12. Conforme o gradiente que se estende da nascente do rio Tietê (P1) à foz (P14), observaram-se grandes variações nos níveis medidos, sobretudo em P4, P8 e P12, ultrapassando 17.000 partículas  $m^{-3}$ . Essas observações sugerem que o aporte de MPs para o Rio Tietê não é homogêneo ao longo da calha, o que é possivelmente reflexo de influências estocásticas típicas de ambientes urbanos. Nesse sentido, fenômenos meteorológicos e hidrodinâmicos, bem como descargas pontuais e irregulares de resíduos domésticos têm sido descritos na literatura como fontes potenciais de variações nas concentrações de MPs ao longo de rios urbanizados (Haberstroh et al. 2021; Fan et al. 2022b; Lu et al. 2023; Bertoldi et al. 2023).

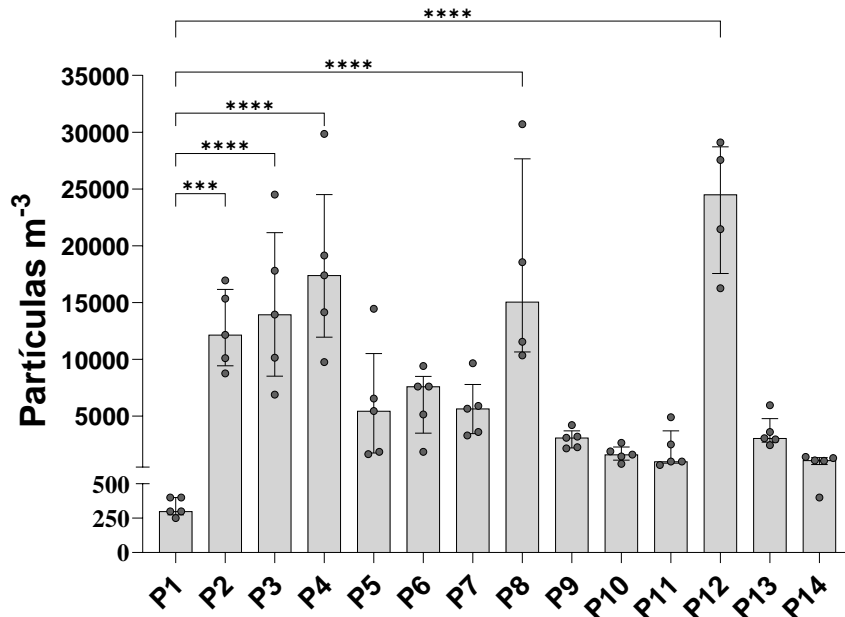


Figura 2. Concentração dos MPs identificados em amostras de água superficial do rio Tietê.

As concentrações de MPs observadas nas amostras fluviais deste estudo (entre  $10^2$  e  $10^4$  partículas  $m^{-3}$ ) são consistentes com os valores relatados em outros sistemas fluviais impactados por atividades urbanas e industriais em diferentes regiões do mundo (Baldwin et al. 2020; Vidal et al. 2023; Khan et al. 2025). Evidências recentes indicam que os sistemas fluviais não apenas recebem, mas também redistribuem ativamente MPs ao longo dos corpos hídricos, funcionando também como corredores de dispersão entre zonas continentais e ambientes costeiros (Akdogan et al. 2023). Além disso, a distribuição de MPs é fortemente marcada pela variabilidade espacial e por processos físicos locais, incluindo zonas de baixa energia hidrodinâmica, áreas de estagnação e pontos de confluência, que favorecem a acumulação e resultam em padrões de concentração comparáveis aos observados em rios urbanos da América do Sul (D'Avignon et al. 2022).

No Brasil, em regiões como o Rio de Janeiro, por exemplo, foram reportados valores médios de 3651,5 partículas  $m^{-3}$  MP, variando entre 3,6 e 51.166,5 itens  $m^{-3}$ , em rios que drenam para a Baía de Guanabara (Drabinski et al. 2023). No rio Tietê, o estudo de Moraes et al. (2024) reportaram valores mais baixos, porém ainda relevantes, na faixa

de 6,67 a 1530 partículas  $m^{-3}$ , demonstrando que a contaminação em rios metropolitanos pode variar muito conforme trecho, hidrodinâmica e método (malha/limite de detecção). Comparando os estudos com a mesma metodologia adotada por Moraes et al. (2024), observamos que, apesar da variação natural das concentrações na água superficial, os gradientes de contaminação por MP permaneceram próximos às regiões amostradas. No estudo em questão, o ponto de Santana do Parnaíba, localizado entre os municípios de Osasco (P4) e Pirapora do Bom Jesus (P5) (Figura 1), apresentou a maior concentração de MP, com 865 partículas  $m^{-3}$ , enquanto Anhembi (P7, Figura 1) foi o de menor concentração, com 80 partículas  $m^{-3}$ , condizente com os níveis esperados para regiões altamente antropizadas (P2-P4) e zonas de reservatórios (P7-P11 e P13) (Figura 2), com pequenas variações.

Da mesma forma, esse gradiente decrescente, sentido para o ponto de Anhembi (P7, Figura 1), também foi observado por Mariano et al. (2025). No estudo, as maiores concentrações de MP no rio Tietê foram observadas especialmente após o período chuvoso. Em abril, observou-se um gradiente a partir do afluente (Rio Peixe) para a região da Lagoa e, por fim, para o rio Tietê, região mais próxima a P7, com os respectivos valores médios crescentes de  $35,3 < 220 < 500,7$  partículas  $m^{-3}$ . No entanto, a mesma tendência não foi observada no período seco, em que se verificou uma relação invertida no gradiente de contaminação, com valores médios de 228, 186,3 e 107,9 partículas  $m^{-3}$  para Rio Peixe, Lagoa e Tietê, respectivamente. Esses resultados indicam que, durante a estação chuvosa, as concentrações de MPs na água superficial tendem a ser reduzidas, provavelmente em decorrência do aumento da descarga e do volume hídrico, que promovem efeitos de diluição e favorecem o transporte das partículas ao longo do sistema fluvial (D'Avignon et al. 2022). No entanto, em temporada seca, esses resultados seguem o mesmo gradiente observado por Moraes et al. (2024) e pelo presente estudo.

Comparada aos valores observados no Brasil e no presente estudo, a variação de níveis de contaminação por MPs em regiões da Europa, como a França e o Reino Unido, apresenta níveis significativamente inferiores (Figura 3). Estudos realizados no rio Thames, no Reino Unido, durante 2019-2021 registraram variações médias de 10.250 a 18.820 partículas  $m^{-3}$  (Devereux et al. 2023). Enquanto, na França, foram registrados níveis de 7000 partículas  $m^{-3}$  no Rio Loire (Vidal et al., 2023), de 14 a 4700 partículas  $m^{-3}$  no Rio Sena (Stratmann et al. 2024) e de 0,56 a 80,21 partículas  $m^{-3}$  nas águas superficiais dos canais de Dunquerque (Sawan et al. 2025). Já em Portugal, as concentrações reportadas também foram menores que no presente estudo, identificando MPs no Rio Lis numa variação entre 0,05 a 3422,2 partículas  $m^{-3}$  (Sá et al. 2022).

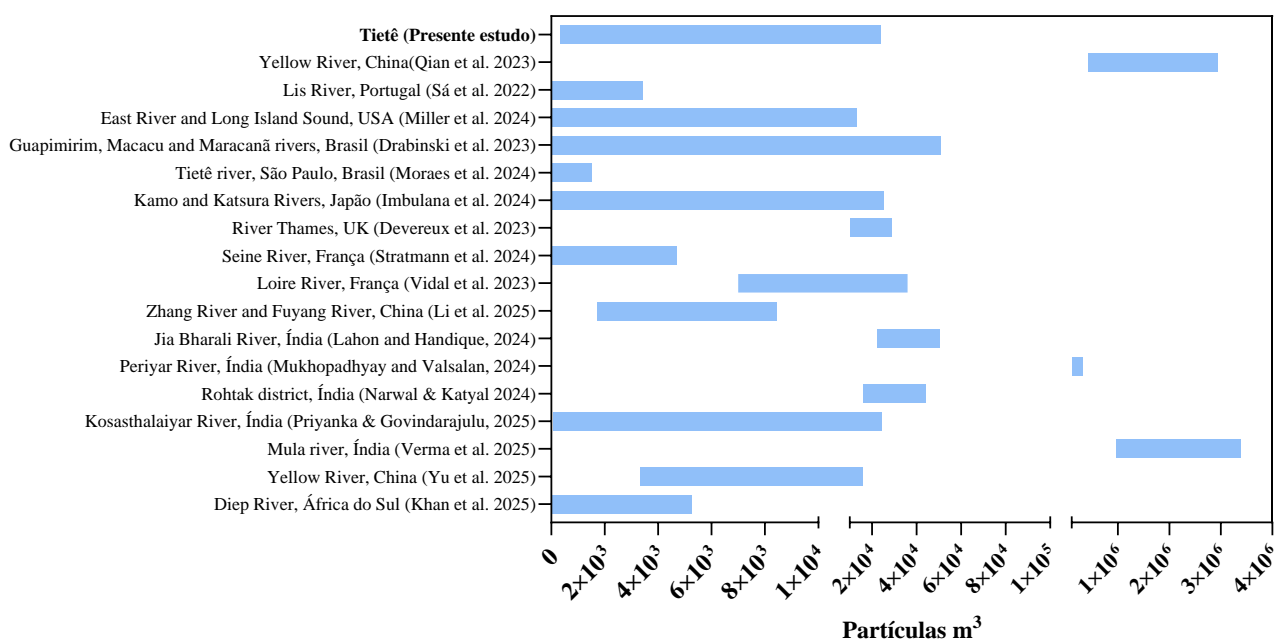


Figura 3. Avaliação da contaminação por MPs na água superficial de diferentes rios ao redor do mundo.

No entanto, estudos na Ásia têm registrado valores ainda mais elevados do que os observados no Brasil (Figura 3). Na China, os níveis alarmantes de MPs no Rio Amarelo variam entre 3350 e  $2.10^6$  partículas  $m^{-3}$  (Qian et al. 2023; Yu et al. 2025). Na Índia a contaminação assemelha-se aos níveis reportados para o Rio Amarelo, encontrando  $9.10^5$  a  $2.10^6$  partículas  $m^{-3}$  para o Rio Mula (Verma et al. 2025). Tais valores altíssimos são

consequência da intensa pressão antrópica e do tratamento limitado de efluentes e do saneamento básico presentes nessas regiões. Países como a Indonésia, a Tailândia, o Vietnã, as Filipinas e a Malásia figuram entre os países com maior geração de resíduos sólidos urbanos em escala global, com média de 1,14 kg per capita por dia (Ng et al. 2023).

A problemática ambiental nesses países é intensificada pela ineficiência dos sistemas de manejo de resíduos, incluindo práticas inadequadas de descarte, infraestrutura limitada e ausência de áreas suficientes para a disposição final ambientalmente segura (Agamuthu and Babel 2023). Além disso, a contaminação dos recursos hídricos e a precariedade das condições sanitárias representam riscos diretos tanto para a saúde pública quanto para a qualidade ambiental (Zyoud and Zyoud 2023). Do ponto de vista ambiental, as concentrações observadas são particularmente relevantes, pois reforçam o papel dos rios como reservatórios temporários e, sobretudo, como veículos de exportação de partículas plásticas para áreas a jusante, como zonas estuarinas e costeiras (Haberstroh et al. 2021). Modelagens globais indicam que pouco mais de 1.000 rios podem responder por aproximadamente 80% das emissões fluviais de plásticos ao oceano, com estimativas de 0,8 a 2,7 milhões de toneladas métricas/ano (Meijer et al. 2021). Assim, valores na ordem de  $10^2$ – $10^4$  MPs  $m^{-3}$  em trechos fluviais, como no presente estudo, são compatíveis com sistemas em que a carga de MPs pode ser oriunda do escoamento superficial, da drenagem urbana e dos efluentes, mantendo o rio como fonte persistente de MPs para ambientes costeiros (Geng et al. 2023).

Além disso, partículas nessa ordem de magnitude têm se mostrado potencialmente prejudiciais a organismos não-alvo. Estudos recentes mostram que a exposição a MPs pode desencadear efeitos subletais em diferentes níveis tróficos (Rani-Borges et al. 2022, 2023; Bhatt and Chauhan 2022; Prado et al. 2025), incluindo alterações fisiológicas e

histológicas (Parker et al. 2021), mudanças no comportamento (Marchant et al. 2025), e estresse oxidativo (Queiroz et al. 2025; Prado et al. 2025), além de evidências de bioacumulação/transferência trófica em ambientes aquáticos (Castro-Castellon et al. 2022; Drummond et al. 2025). Em conjunto, esses achados sugerem que os níveis detectados no rio avaliado podem representar risco potencial à biota local e, por extensão, aos serviços ecossistêmicos associados (*e.g.*, qualidade da água, suporte à cadeia trófica e atividade pesqueira), especialmente em cenários de aporte crônico e de múltiplos estressores (Deng et al. 2023; Makhdoumi et al. 2023; Govindarajan et al. 2025).

A ampla variação nos valores reportados na literatura reflete não apenas diferenças reais de contaminação, mas também divergências metodológicas, como malhas de rede, volumes filtrados, critérios de classificação e técnicas analíticas empregadas (Lofty et al. 2023; Zhang et al. 2024). Ainda assim, os resultados obtidos neste estudo posicionam o sistema avaliado na faixa típica de rios classificados como moderadamente a fortemente contaminados por MPs, especialmente quando comparados a ambientes de referência e a regiões altamente contaminadas (Qian et al. 2023; Verma et al. 2025) ou a regiões onde as concentrações são inferiores a  $10^3$  partículas  $m^{-3}$  (Fan et al. 2019; Baldwin et al. 2020; Sawan et al. 2025). Dessa forma, a amplitude de variação entre pontos também é esperada, já que a abundância em rios pode variar por muitas ordens de magnitude, e parte dessa dispersão decorre de diferenças metodológicas, além de drivers reais das características da região amostrada, tais como densidade populacional, infraestrutura sanitária, morfologia do rio, sazonalidade (D'Avignon et al. 2022; Akdogan et al. 2023).

Comparando a abundância de partículas detectadas no monitoramento, identificou-se que, embora apresente elevados níveis de MPs, ainda se encontra entre os valores medianos, em comparação com trabalhos já publicados em diferentes regiões do mundo (Figura 3). Especificamente, identificamos que os rios da região da Índia e da

China apresentaram as maiores concentrações em águas superficiais. Sendo o rio Amarelo, na cidade de Baotou (China) a maior concentração vista, chegando a 2.510.000 partículas m<sup>3</sup>, seguida pelo rio Mula, localizado na cidade de Pune (Índia), onde já foi identificado 2.413.000 partículas m<sup>3</sup>.

### **3.2 Formato, tamanho e cores dos MPs**

A composição morfológica dos MPs encontrados no presente estudo foi predominantemente composta por fibras, que representaram 70–95% das partículas em quase todos os pontos (Figura 4A). Essa predominância é característica de sistemas contaminados e já está bem estabelecida na literatura para várias matrizes ambientais, como a biota (Hossain et al. 2022; Vidal et al. 2023), os sedimentos (Akdogan et al. 2023; Yu et al. 2025) e a água (Akdogan et al. 2023; Moraes et al. 2024). Além disso, estudos de sedimentação de partículas mostram que fibras, dependendo do tipo de polímero e do tamanho, demoram mais a sedimentar em corpos hídricos, enquanto fragmentos tendem a sedimentar mais rapidamente, indicando maior potencial de transporte longitudinal e regional (Choi et al. 2022; Dittmar et al. 2024). Fibras são majoritariamente oriundas de efluentes domésticos que recebem resíduos provenientes da lavagem de roupas, da indústria têxtil e da fragmentação de redes de atividade pesqueira (Herzke et al. 2021; Nematollahi et al. 2025). A menor proporção de fragmentos e filmes reforça a hipótese de que a principal fonte de MPs no trecho avaliado do Tietê está relacionada ao setor doméstico/urbano, mais do que à fragmentação secundária de MPs rígidos (Figura 4). Esse padrão é consistente com o histórico de intensa urbanização ao longo da bacia do Tietê e com a elevada carga de efluentes urbanos lançados no sistema fluvial (Mariano et al. 2025). Esses aportes representam uma via relevante de entrada de MPs, contribuindo continuamente para a contaminação da água superficial.

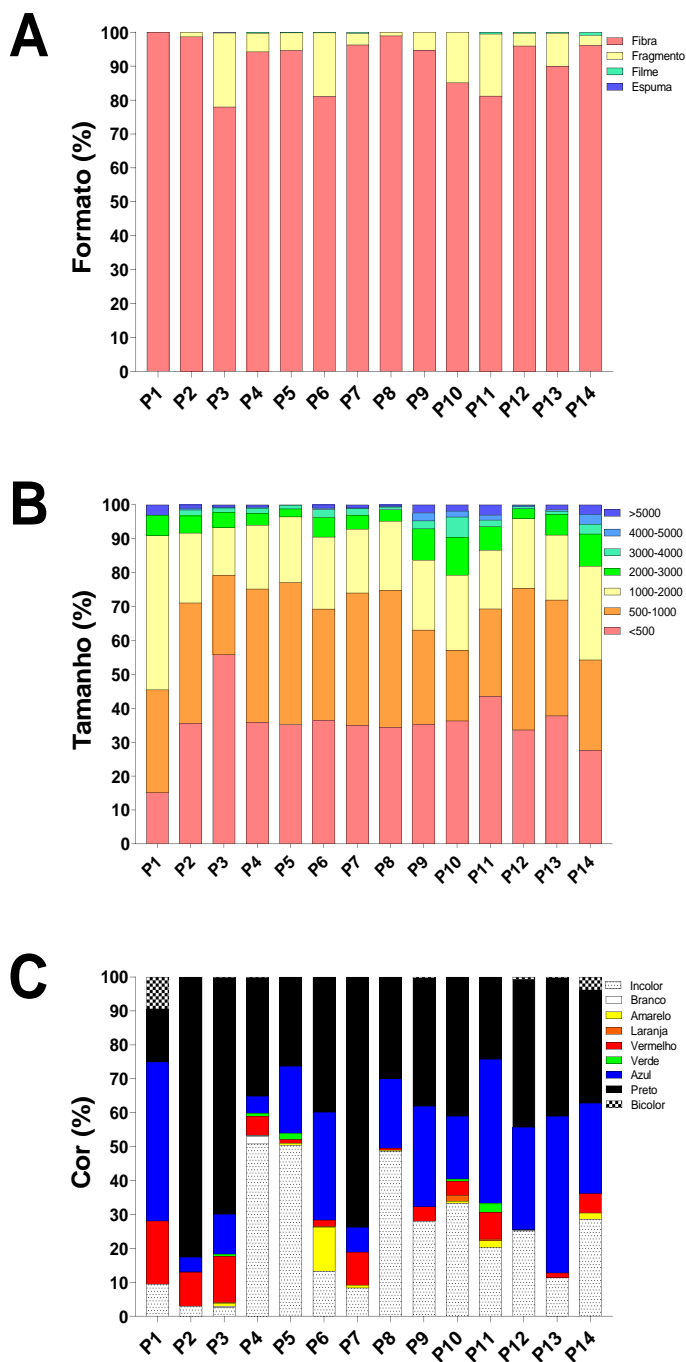


Figura 4. Perfil qualitativo dos MPs identificados em amostras de água superficial do rio Tietê. Quanto a formato (A), tamanho (B) e cores (C).

Os MPs menores que 1000  $\mu\text{m}$  correspondem a mais de 50% do total, com forte contribuição das categorias < 500  $\mu\text{m}$ , enquanto as partículas entre 1000 e 2000  $\mu\text{m}$  correspondem a 21,8% (Figura 4B). Essa predominância de partículas pequenas é ecologicamente relevante, pois partículas menores apresentam maior biodisponibilidade

para organismos filtradores e detritívoros, além de possuírem maior mobilidade e, assim, permanecerem por mais tempo em suspensão (Bhowmik and Saha 2025).

A predominância de MPs menores observada neste estudo acompanha o padrão amplamente reportado em sistemas fluviais ao redor do mundo, nos quais as frações menores tendem a representar a maior parte das partículas detectadas. Estudos recentes indicam que partículas de 500–1000  $\mu\text{m}$  frequentemente correspondem à maior fração dos MPs identificados em rios, evidenciando uma tendência consistente de aumento da abundância à medida que o tamanho diminui. Em diferentes bacias hidrográficas, cerca de 50–90 % dos MPs apresentam dimensões inferiores a 500  $\mu\text{m}$ , indicando que partículas pequenas dominam a distribuição nesses ambientes (Vidal et al. 2023; Moraes et al. 2024; Bao et al. 2025).

Esse padrão tem sido registrado em diversos sistemas fluviais sob forte influência humana. No rio Ganges (Índia), por exemplo, microplásticos foram detectados na água, nos sedimentos e até na deposição atmosférica ao longo do gradiente fluvial, evidenciando a contribuição de múltiplas fontes urbanas e difusas (Napper et al. 2023). Tendência semelhante foi observada no rio Thames (Reino Unido), onde partículas de pequenas dimensões foram registradas ao longo de todo o sistema fluvial, principalmente em áreas urbanizadas e sob influência de descargas de efluentes (Devereux et al. 2023). De forma comparável, estudos conduzidos no rio Feiyun (China) mostraram que a maior parte das partículas identificadas apresenta dimensões inferiores a 0,5 mm, com redução progressiva da abundância à medida que o tamanho aumenta (Tan et al. 2025). Em conjunto, esses resultados indicam que a predominância de MPs de menor tamanho constitui um padrão recorrente em rios submetidos a forte pressão antrópica, especialmente em bacias altamente urbanizadas.

A elevada frequência dessas partículas pode ser explicada por uma combinação de processos ambientais e de fontes de emissão associadas às atividades humanas. Em primeiro lugar, resíduos plásticos maiores sofrem processos contínuos de degradação física, foto-oxidação e abrasão mecânica, gerando, ao longo do tempo, partículas cada vez menores (Schwarz et al. 2023; Yousafzai et al. 2025), além da própria degradação biológica, como observado em espécies de anfípodas (Mateos-Cárdenas et al. 2020; Rani-Borges et al. 2023; Queiroz et al. 2025). Além disso, uma parcela significativa dos MPs já é liberada diretamente no ambiente em tamanhos reduzidos, como microfibras sintéticas provenientes da lavagem de tecidos, partículas derivadas do desgaste de pneus e fragmentos associados ao escoamento urbano e às descargas de esgoto (Drabinski et al. 2023; Li et al. 2023d; Mariano et al. 2025; Wang et al. 2025). Assim, constatamos que a predominância de MPs pequenos observada no rio Tietê é consistente com padrões globais descritos para diferentes sistemas fluviais, podendo ainda refletir a interação entre os processos de degradação de resíduos plásticos e a influência persistente de fontes antrópicas (Li et al. 2023a).

Ao longo do gradiente, as cores mais observadas foram preto > azul > incolor, correspondendo a aproximadamente 42%, 24% e 23% do total de partículas, respectivamente (Figura 4C), perfil já observado na literatura (Sacco et al. 2024). A heterogeneidade de cores sugere múltiplas fontes de entrada, consistentes com o descarte de resíduos têxteis (Hossain et al. 2025), o desgaste de materiais urbanos e eletrônicos (Huang and Xu 2022; Fan et al. 2022a) e a atividade pesqueira (Sharma et al. 2024). Especificamente, em pontos com maior proporção de partículas pretas, azuis e incolores, há possivelmente contribuição relevante da abrasão de pneus e de resíduos domésticos (Wang et al. 2022; Haque et al. 2024).

Os resultados indicam que o rio Tietê apresenta elevada contaminação por MPs, sobretudo por fibras pequenas e de coloração escura, associadas principalmente a esgotos urbanos e fontes têxteis (Urbanski and Nogueira 2024; Moraes et al. 2024). Esse padrão sugere partículas intensamente degradadas, com maior potencial de dispersão e de ingestão pela biota aquática (Bhatt and Chauhan 2022). A forte variação espacial revela que os impactos não são homogêneos ao longo do rio, típicos de rios urbanos extensos, refletindo diferenças locais de urbanização e de dinâmica hidrológica, o que evidencia a necessidade de monitoramento contínuo e de ações direcionadas de saneamento e mitigação (Haberstroh et al. 2021; D'Avignon et al. 2022; Jolaosho et al. 2025).

### **3 Análise dos preditores socioambientais**

O modelo GLM Gamma log apresentou ajuste significativo ( $\chi^2 = 45,4$ ;  $p < 0,001$ ), indicando que o conjunto de preditores incluídos explica de forma consistente a variação nas concentrações de MPs ao longo do rio Tietê (Tabela S3). Além disso, o coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,523$ ) sugere que aproximadamente 52,3% da variabilidade observada é explicada pelas variáveis socioambientais e hidrológicas consideradas, evidenciando um forte controle desses fatores sobre a distribuição espacial dos MPs (Figura 4). Verificou-se que as concentrações de MPs foram influenciadas principalmente pela tipologia hidrológica ( $\eta^2 = 0,5620$ ,  $p < 0,001$ , Figura 5D), seguidas pela cota fluviométrica ( $\eta^2 = 0,2120$ ,  $p < 0,001$ , Figura 5C), pela densidade populacional ( $\eta^2 = 0,1885$ ,  $p < 0,001$ , Figura 5B) e pelo índice de modificação humana (HMc,  $\eta^2 = 0,0735$ ,  $p = 0,012$ , Figura 5A). Esses dados indicam que tanto a pressão antropogênica quanto os processos hidráulicos regularam, conjuntamente, a distribuição de MPs ao longo da bacia do Rio Tietê. Além disso, é possível sugerir que a contaminação por MPs no Tietê não é aleatória, mas estruturada por gradientes ambientais e pela regulação hidrológica imposta

pelo sistema de barragens, conforme observado em outros estudos (Van Emmerik et al. 2022; Shen et al. 2023; Chen et al. 2025; Gao et al. 2025) (Figura 5).

A densidade populacional e o HMc apresentaram efeitos positivos significativos, demonstrando que a urbanização e a intensa alteração da paisagem têm forte influência sobre as fontes de MPs no sistema (Figuras 5A e 5D e Tabela S5). Esses fatores refletem diferentes vias de entrada, incluindo efluentes domésticos, escoamento urbano, partículas provenientes do tráfego e fragmentação de resíduos plásticos mal geridos (An et al. 2020; Yousafzai et al. 2025; Jolaosho et al. 2025). O aumento exponencial das concentrações, associado à intensificação das atividades humanas nas margens do rio, exerce influência direta sobre o aporte, a acumulação e a persistência de MPs no sistema fluvial, especialmente na região metropolitana de São Paulo, o que é coerente com a literatura (Moraes et al. 2024; Mariano et al. 2025). Em particular, a densidade populacional (Figura 5B) mostrou um efeito positivo e altamente significativo sobre a abundância de MPs ( $\beta = 0,761$ ;  $\text{Exp}(\beta) = 2,140$ ;  $p < 0,001$ ), indicando que regiões mais densamente povoadas apresentam concentrações substancialmente maiores de MPs, uma vez que variações reais de densidade populacional ao longo do Tietê ocorrem em escalas de centenas a milhares de habitantes por km<sup>2</sup> (Tabela S5-S6). Nessas condições, pequenos incrementos unitários se traduzem em aumentos substanciais na carga de MPs, refletindo o maior volume de esgotos domésticos, resíduos sólidos e efluentes urbanos gerados em áreas densamente povoadas. Esse padrão positivo é consistente com a literatura, que aponta a urbanização como um dos principais vetores de MPs em sistemas fluviais como os marinhos, sobretudo por meio de estações de tratamento de esgoto, do escoamento superficial urbano e do descarte inadequado de resíduos (Hitchcock and Mitrovic 2019; Zhou et al. 2021; Kunz et al. 2023; Ta and Babel 2023; Haque et al. 2024; Jolaosho et al. 2025; Eggleston et al. 2025).

De forma complementar, HMc (Figura 5A) também revelou um efeito positivo altamente significativo ( $\beta = 0,522$ ;  $\text{Exp}(\beta) = 1,686$ ;  $p = 0,003$ ), indicando que gradientes crescentes de transformação antrópica da paisagem estão associados a incrementos acentuados na contaminação por MPs (Tabelas S5-S6). No entanto, diferente da densidade populacional, que se manifesta diretamente no contingente humano, o HMc integra múltiplos componentes de impacto, incluindo urbanização, infraestrutura viária, uso do solo, atividades industriais e alterações na cobertura vegetal (Rangel et al. 2024). Apesar dos poucos estudos disponíveis, evidências crescentes indicam que áreas com maior grau de alteração antrópica tendem a apresentar concentrações mais elevadas de MPs. Esta tendência já foi reportada para ecossistemas de água doce (Kunz et al. 2023), transição (Reis Cavalcante et al. 2024; Ribeiro et al. 2025) e costeiros (Jankauskas et al. 2024; De-la-Torre et al. 2024; Garcia et al. 2026). Assim, esse resultado sugere que a contaminação por MPs não depende apenas do número de habitantes de uma região, mas também do grau de artificialização do território e da intensidade das intervenções humanas sobre o ambiente natural.

Diferentemente dos preditores de densidade populacional e do HMc, as condições hidrológicas apresentaram um efeito oposto. A cota fluviométrica, preditor utilizado no estudo, representa o nível instantâneo do rio, medido por réguas ou sensores em estações hidrométricas, e é utilizada para monitorar variações do nível da água e apoiar a gestão e o monitoramento hidrológico (ANA 2026). Seus resultados apresentaram associação negativa significativa com as concentrações de MP ( $\beta = -0,554$ ;  $\text{Exp}(\beta) = 0,575$ ;  $p < 0,001$ ), indicando possível diluição durante períodos de maior vazão (Figura 5C e Tabela S5). Esse resultado reforça a importância de considerar a variabilidade hidrológica na interpretação dos padrões espaciais de contaminação e sugere que medidas baseadas

apenas na concentração podem subestimar o fluxo real de MPs em eventos de alta descarga (Owowenu et al. 2023; Hu et al. 2025).

Além disso, ao analisar as condições hidrológicas dos pontos de coleta, observou-se uma forte influência positiva e altamente significativa na distinção entre trechos de rio-reservatório ( $\beta = 0,949$ ;  $\text{Exp}(\beta) = 2,583$ ;  $p < 0,001$ ) e de rio-barragem ( $\beta = 2,834$ ;  $\text{Exp}(\beta) = 17,005$ ;  $p < 0,001$ ), evidenciando uma alta influência na dinâmica dos MPs ao longo do sistema fluvial do rio Tietê (Shen et al. 2023). Isso indica que as concentrações de MPs nos reservatórios e na barragem foram de 10- e 17-vezes maiores do que as observadas nos trechos fluviais de referência (Figura 5D e Tabela S5). Esse padrão sugere que zonas lânticas (reservatórios, barragens, lagos) atuam como zonas de retenção e de acumulação de partículas, reduzindo a velocidade do fluxo e favorecendo processos de deposição e de aprisionamento do MP (Shen et al. 2023; Chen et al. 2025; Gao et al. 2025).

No sistema em cascata do Tietê, a sequência de reservatórios e barragens cria um padrão escalonado de retenção e liberação, compartimentalizando o transporte de particulados, como o MP (Zhao et al. 2025). Além disso, reservatórios podem frequentemente receber aportes locais adicionais provenientes de atividades recreativas e da ocupação urbana marginal (Li et al., 2023b; Zhao et al., 2025), bem como da ressuspensão de sedimentos contaminados (Liu et al. 2021; Dhivert et al. 2022). Embora muitos MPs sejam inicialmente flutuantes, processos como o envelhecimento e o surgimento de biofilmes favorecem a interação com partículas orgânicas e inorgânicas, aumentando sua densidade efetiva e favorecendo sua deposição, principalmente em zonas lânticas (Chen et al. 2025; Park et al. 2026). Dessa forma, os reservatórios podem atuar simultaneamente como zonas de armazenamento e como fontes secundárias, uma vez que partículas acumuladas podem ser remobilizadas durante eventos de alta vazão ou

operações de vertimento, gerando pulsos de contaminação a jusante (Gao et al. 2025; Abdipour et al. 2026).

De forma geral, os resultados indicam que a distribuição de MP no rio Tietê é controlada por três mecanismos principais: (i) aportes antrópicos provenientes de áreas densamente urbanizadas, (ii) diluição hidrológica nos trechos de maior vazão e (iii) retenção em reservatórios, que atuam como zonas de acúmulo. Apesar de a origem dos MPs ser majoritariamente urbana, nosso estudo indica que a infraestrutura hidrelétrica pode sobrepor-se aos processos naturais de transporte, sugerindo que a presença de barragens e represas pode determinar os locais onde essas partículas se acumulam (Chen et al., 2025; Xia et al., 2025). Esses resultados têm implicações diretas para a gestão ambiental, indicando que os reservatórios constituem áreas prioritárias para o monitoramento e a mitigação da contaminação plástica (Abdipour et al. 2026), tanto em áreas a montante quanto a jusante no corpo hídrico (Van Emmerik et al. 2022; Wendt-Potthoff et al. 2025). Assim, considerando a expansão global da construção de barragens, compreender o papel dos reservatórios na retenção do MP é fundamental para prever o destino dessa contaminação em sistemas fluviais e costeiros (Nocoñ et al. 2020; Gao et al. 2025; Abdipour et al. 2026).

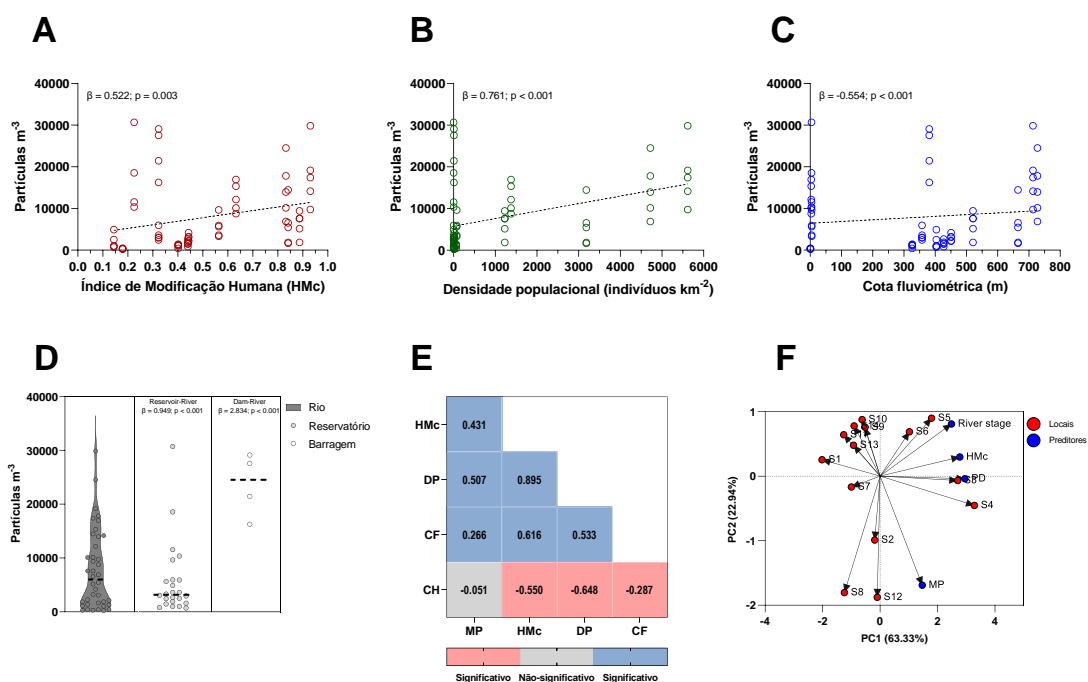


Figura 5. Correlação entre as concentrações de MPs na água superficial e os preditores socioambientais de HMc (A), densidade populacional (B), cota fluviométrica (C), condição hidrológica (D), matriz de correlações de Spearman (E) e a análise de componentes principais (F) ao longo do rio Tietê.

A matriz de correlações de Spearman revela que a distribuição de MPs ao longo do sistema fluvial é fortemente estruturada por um gradiente integrado de urbanização e condições hidrológicas (Figura 4E e Tabela S9). Correlações positivas significativas entre as concentrações de MP, tanto para HMc ( $\rho = 0,431$ ,  $p < 0,001$ ) quanto para densidade populacional ( $\rho = 0,507$ ,  $p < 0,001$ ) indicam que a pressão antrópica está fortemente associada à contaminação. A cota fluviométrica também apresentou correlação positiva com MPs ( $\rho = 0,266$ ,  $p = 0,028$ ), embora mais fraca. Isso sugere que a hidrologia não se manifesta de forma simples quando analisada isoladamente, tornando-se perceptível apenas quando outros fatores socioambientais são considerados em conjunto. Ainda, a matriz permitiu evidenciar que a distribuição de MPs ao longo do sistema fluvial é fortemente estruturada por um gradiente integrado de urbanização e condições hidrológicas. Correlações positivas significativas entre as concentrações de MP, tanto para HMc ( $\rho = 0,431$ ,  $p < 0,001$ ) quanto para densidade populacional ( $\rho = 0,507$ ,  $p <$

0,001) foram identificadas, indicando que a pressão antrópica está fortemente associada à contaminação. A cota fluviométrica apresentou uma correlação positiva mais fraca com os MPs ( $\rho = 0,266$ ,  $p = 0,028$ ). Isso sugere que a hidrologia atua de forma secundária, influenciando a diluição e o transporte das partículas, mas não sua origem. Além disso, sua baixa, mas significativa correlação direta entre as concentrações de MPs e a tipologia hidrológica indica que o efeito das barragens não se manifesta de forma simples quando analisado isoladamente, tornando-se perceptível apenas quando outros fatores socioambientais são considerados em conjunto.

As correlações mais fortes foram observadas entre os preditores antrópicos, em particular entre o HMc e a densidade populacional ( $\rho = 0,895$ ,  $p < 0,001$ ), sugerindo sobreposição entre essas variáveis. A relação exponencial observada nos modelos de preditores indica ainda a existência de pequenas variações nesses preditores socioambientais que produzem respostas desproporcionais à concentração de MPs. Esse padrão é compatível com respostas não lineares frequentemente observadas em sistemas fluviais, nos quais a interação entre hidrodinâmica, conectividade e heterogeneidade espacial pode amplificar ou atenuar a distribuição de contaminantes ao longo do gradiente fluvial (Haberstroh et al. 2021; Lahon and Handique 2023; Tan et al. 2023). Esse comportamento é típico de sistemas urbanos complexos, nos quais a perda de capacidade de autodepuração, a fragmentação da paisagem e a sobrecarga dos sistemas de saneamento potencializam a entrada e a retenção de contaminantes (Haberstroh et al. 2021; Van Emmerik et al. 2022; Geng et al. 2023; Jolaosho et al. 2025). Esses padrões indicam que a distribuição de MPs ao longo do rio reflete um gradiente integrado de pressão humana e de condições hidrológicas.

Além disso, a análise de componentes principais (PCA) revelou dois gradientes ambientais dominantes estruturando os pontos amostrados ao longo do rio Tietê (Figura

4F). O PC1 (63,33%) indicou um gradiente hidrológico-antrópico, fortemente associado à cota fluviométrica, ao HMc e à densidade populacional, o que indica uma influência crescente da regulação hidrológica e da urbanização. Em contraste, as concentrações de MP apresentaram maior contribuição para o PC2 (22,94%), indicando que sua distribuição espacial não acompanha diretamente as condições hidrológicas predominantes e pode ser influenciada por processos adicionais, como retenção em reservatórios, deposição sedimentar e aportes locais de contaminação. Esses resultados corroboram a hipótese de que a infraestrutura hidrelétrica altera a dinâmica natural de transporte e redistribuição de partículas ao longo do curso do rio. Xia et al. (2025) observaram, em comparações entre rios sem barragens, com apenas uma e com múltiplas barragens, que a presença de barragens no sistema pode influenciar o fluxo fluvial, reorganizando a distribuição e favorecendo a formação de *hotspots* de acumulação. Guimarães et al. (2025) de semelhante forma, identificaram que barragens promovem maior tempo de residência da água e menor turbulência, características de sistemas lênticos, favorecendo o acúmulo de MPs. Além disso, estudos indicam que esse perfil de influência não se limita a MP, mas também se aplica a metais (Huang et al. 2025), nutrientes (Soares and Calijuri 2022; Tang et al. 2023; Gan et al. 2025), fármacos (Chen et al. 2018) e poluentes orgânicos persistentes (Wang et al. 2009).

Em conjunto, esses achados indicam que a distribuição de MPs ao longo do rio Tietê acompanha um gradiente de antropização, com maiores concentrações em trechos mais densamente urbanizados. Esse padrão sugere que os MPs podem atuar como indicadores integradores do impacto urbano em sistemas fluviais, como já observado em outros estudos (Zhou et al. 2021; Liu et al. 2021; Ta et al. 2024; Mariano et al. 2025). Enquanto a urbanização define o padrão regional de contaminação, os processos hidrodinâmicos modulam sua redistribuição local, evidenciando a necessidade de

políticas públicas voltadas não apenas ao tratamento de esgotos, mas também ao ordenamento territorial, à gestão de resíduos sólidos e à mitigação das emissões de partículas sintéticas (Lahon and Handique 2023). Em rios como o Tietê, a presença de barragens e as alterações no regime hidrológico criam um sistema interdependente no qual múltiplos fatores controlam simultaneamente a dinâmica dos MPs (Gao et al. 2025). Como resultado, os reservatórios e os trechos regulados por agências fiscalizadoras podem atuar como zonas críticas de retenção e redistribuição ao longo do sistema fluvial.

#### **4 Conclusão**

Este estudo demonstra que a contaminação por microplásticos no rio Tietê é governada pela interação entre pressões antrópicas intensas e a regulação hidrológica, que controlam, conjuntamente, o aporte, o transporte e a retenção dessas partículas ao longo da bacia. O rio funciona simultaneamente como receptor de emissões urbanas e industriais, como zona de acumulação em trechos regulados e como via de dispersão para regiões a jusante, evidenciando o papel estruturante da infraestrutura hidráulica na dinâmica dos MPs. As maiores concentrações em áreas densamente urbanizadas e a predominância de fibras finas indicam contribuição contínua de fontes domésticas e têxteis, enquanto a heterogeneidade espacial observada revela a influência combinada de fatores socioambientais e hidrológicos na redistribuição das partículas. A elevada proporção de fibras sugere ainda maior mobilidade e maior potencial de interação biológica, ampliando os riscos ecológicos ao longo do sistema fluvial. Em conjunto, os resultados indicam que a mitigação efetiva da contaminação por MPs em grandes rios urbanos requer estratégias integradas em escala de bacia, incluindo o controle das fontes, melhorias no saneamento e na gestão das condições hidrológicas, de modo a reduzir a pressão antrópica e limitar a acumulação dessas partículas em ambientes regulados.

## Referencias

- Abdipour H, Asgari G, Shokoohi R (2026) A review of microplastics pollution in dams globally: Consequences and future outlook. *Journal of Contaminant Hydrology* 276:104730. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2025.104730>
- Agamuthu P, Babel S (2023) Waste management developments in the last five decades: Asian perspective. *Waste Manag Res* 41:1699–1716. <https://doi.org/10.1177/0734242X231199938>
- Akdogan Z, Guven B, Kideys AE (2023) Microplastic distribution in the surface water and sediment of the Ergene River. *Environmental Research* 234:116500. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116500>
- An L, Liu Q, Deng Y, et al (2020) Sources of Microplastic in the Environment. In: He D, Luo Y (eds) *Microplastics in Terrestrial Environments*. Springer International Publishing, Cham, pp 143–159
- ANA ANDÁESB (2026) Sistema de Informações Hidrológicas – Hidroweb (SIBH)
- Baldwin AK, Spanjer AR, Rosen MR, Thom T (2020) Microplastics in Lake Mead National Recreation Area, USA: Occurrence and biological uptake. *PLoS ONE* 15:e0228896. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228896>
- Bao L, Hao J, Pan W (2025) Distribution, Sources, and Ecological Risk Assessment of Microplastics in the Lower Minjiang River. *Toxics* 13:1033. <https://doi.org/10.3390/toxics13121033>
- Bertoldi C, Lara LZ, Fernandes AN (2023) Revealing microplastic dynamics: the impact of precipitation and depth in urban river ecosystems. *Environ Sci Pollut Res* 30:111231–111243. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30241-0>
- Bhatt V, Chauhan JS (2022) Microplastic in freshwater ecosystem: bioaccumulation, trophic transfer, and biomagnification. *Environ Sci Pollut Res* 30:9389–9400. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24529-w>
- Bhowmik A, Saha G (2025) Microplastics in Our Waters: Insights from a Configurative Systematic Review of Water Bodies and Drinking Water Sources. *Microplastics* 4:24. <https://doi.org/10.3390/microplastics4020024>
- Bour A, Avio CG, Gorbi S, et al (2018) Presence of microplastics in benthic and epibenthic organisms: Influence of habitat, feeding mode and trophic level. *Environmental Pollution* 243:1217–1225. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.115>
- Bour A, Sturve J, Höjesjö J, Carney Almroth B (2020) Microplastic Vector Effects: Are Fish at Risk When Exposed via the Trophic Chain? *Front Environ Sci* 8:90. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00090>
- Camargo ACMD, Moreira RN, Leite CBB, Vasconcelos VV (2025) Spatial analysis of the potential impacts of contaminated areas in the Upper Tietê Basin (São Paulo,

- Brazil) on wells and aquifers. *Journal of Contaminant Hydrology* 274:104628.  
<https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2025.104628>
- Castro-Castellon AT, Horton AA, Hughes JMR, et al (2022) Ecotoxicity of microplastics to freshwater biota: Considering exposure and hazard across trophic levels. *Science of The Total Environment* 816:151638.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151638>
- Cesarini G, Donázar-Aramendía I, Gallitelli L, et al (2025) Microplastic contamination in bivalves from urban estuaries: Are they sentinels for differences in pollution levels? *Marine Pollution Bulletin* 218:118227.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.118227>
- Chen Y, Chen H, Zhang L, et al (2018) Occurrence, Distribution, and Risk Assessment of Antibiotics in a Subtropical River-Reservoir System. *Water* 10:104.  
<https://doi.org/10.3390/w10020104>
- Chen Y, Lin L, Li Y, et al (2025) Dam operation changed the transport patterns of microplastics - from a global perspective. *Environmental Pollution* 383:126755.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126755>
- Choi CE, Zhang J, Liang Z (2022) Towards realistic predictions of microplastic fiber transport in aquatic environments: Secondary motions. *Water Research* 218:118476. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118476>
- CIESIN (2016) Gridded Population of the World, Version 4 (GPWv4): Population Count
- D'Avignon G, Gregory-Eaves I, Ricciardi A (2022) Microplastics in lakes and rivers: an issue of emerging significance to limnology. *Environ Rev* 30:228–244.  
<https://doi.org/10.1139/er-2021-0048>
- De-la-Torre GE, Dioses-Salinas DC, Ribeiro VV, et al (2024) Marine litter along the Peruvian coast: spatiotemporal composition, sources, hazard, and human modification relations. *Environ Sci Pollut Res* 31:58396–58412.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-024-34834-1>
- Deng Y, Wu J, Chen J, Kang K (2023) Overview of microplastic pollution and its influence on the health of organisms. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 58:412–422. <https://doi.org/10.1080/10934529.2023.2190715>
- Devereux R, Ayati B, Westhead EK, et al (2023) “The great source” microplastic abundance and characteristics along the river Thames. *Marine Pollution Bulletin* 191:114965. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114965>
- Dhivert E, Phuong NN, Mourier B, et al (2022) Microplastic trapping in dam reservoirs driven by complex hydrosedimentary processes (Villerest Reservoir, Loire River, France). *Water Research* 225:119187.  
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119187>

- Dittmar S, Ruhl AS, Altmann K, Jekel M (2024) Settling Velocities of Small Microplastic Fragments and Fibers. *Environ Sci Technol* 58:6359–6369. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c09602>
- Drabinski TL, De Carvalho DG, Gaylarde CC, et al (2023) Microplastics in Freshwater River in Rio de Janeiro and Its Role as a Source of Microplastic Pollution in Guanabara Bay, SE Brazil. *Micro* 3:208–223. <https://doi.org/10.3390/micro3010015>
- Drummond LO, Carmo De Oliveira A, De Grande S, Nuvoloni FM (2025) Microplastic bioaccumulation in odonata larvae: Integrating evidence from experimental studies in freshwater microcosm. *Chemosphere* 390:144716. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144716>
- Eggleston I, Zhou X, Khosravi A, et al (2025) Microplastics abundance and characteristics in sewers and correlated wastewater treatment plants: A population density-based approach to microplastics mapping. *Science of The Total Environment* 997:180206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180206>
- Fan J, Zou L, Duan T, et al (2022a) Occurrence and distribution of microplastics in surface water and sediments in China's inland water systems: A critical review. *Journal of Cleaner Production* 331:129968. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129968>
- Fan Y, Zheng J, Deng L, et al (2022b) Spatiotemporal dynamics of microplastics in an urban river network area. *Water Research* 212:118116. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118116>
- Fan Y, Zheng K, Zhu Z, et al (2019) Distribution, sedimentary record, and persistence of microplastics in the Pearl River catchment, China. *Environmental Pollution* 251:862–870. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.056>
- Gan J, Wang X, Yuan Q, et al (2025) Impact of damming on nutrient transport and transformation in river systems: A review. *Water Science and Engineering* 18:209–220. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2024.11.001>
- Gao W, Zhang P, Wang H, et al (2025) From water to sediment: A meta-analysis of microplastic distribution and the impact of dams in reservoir ecosystems. *Eco-Environment & Health* 4:100188. <https://doi.org/10.1016/j.eehl.2025.100188>
- Garcia Y, Ribeiro VV, Do Prado CCA, et al (2026) Microplastics in a mosaic of Marine Protected Areas from southeastern Brazil: An assessment based on filter-feeding bivalves. *Marine Pollution Bulletin* 225:119250. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2026.119250>
- Geng X, Boufadel MC, Lopez EP (2023) Modeling impacts of river hydrodynamics on fate and transport of microplastics in riverine environments. *Marine Pollution Bulletin* 196:115602. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115602>
- Govindarajan P, Shahapuram VK, Ganesh PS, et al (2025) Tracking microplastic pathways: Real-time IoT monitoring for water quality and public health. *MethodsX* 15:103674. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2025.103674>

- Guimarães C, Pinto I, Padilha JA, Antunes SC (2025) Unseen contaminants in Portuguese reservoirs: linking microplastics to ecological potential and human pressures. *Front Toxicol* 7:1705228. <https://doi.org/10.3389/ftox.2025.1705228>
- Haberstroh CJ, Arias ME, Yin Z, Wang MC (2021) Effects of Urban Hydrology on Plastic Transport in a Subtropical River. *ACS EST Water* 1:1714–1727. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00072>
- Haque A, Holsen TM, Baki ABM (2024) Distribution and risk assessment of microplastic pollution in a rural river system near a wastewater treatment plant, hydro-dam, and river confluence. *Sci Rep* 14:6006. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-56730-x>
- Haque F, Fan C (2023) Fate of microplastics under the influence of climate change. *iScience* 26:107649. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2023.107649>
- He W, Liu S, Zhang W, et al (2023) Recent advances on microplastic aging: Identification, mechanism, influence factors, and additives release. *Science of The Total Environment* 889:164035. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164035>
- Herzke D, Ghaffari P, Sundet JH, et al (2021) Microplastic Fiber Emissions From Wastewater Effluents: Abundance, Transport Behavior and Exposure Risk for Biota in an Arctic Fjord. *Front Environ Sci* 9:662168. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.662168>
- Hitchcock JN, Mitrovic SM (2019) Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. *Environmental Pollution* 247:457–466. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.069>
- Hossain MI, Zhang Y, Haque ANMA, Naebe M (2025) Fibrous Microplastics Release from Textile Production Phases: A Brief Review of Current Challenges and Applied Research Directions. *Materials* 18:2513. <https://doi.org/10.3390/ma18112513>
- Hu P, Wang L, Xu J (2025) Spatiotemporal graph neural networks for analyzing the influence mechanisms of river hydrodynamics on microplastic transport processes. *Sci Rep* 15:33687. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-18731-2>
- Huang R, Liu S, Yuan Q, et al (2025) Heavy Metal Transport in Dammed Rivers: Damming Effects and Remediation Strategies—A Review. *Water* 17:2833. <https://doi.org/10.3390/w17192833>
- Huang Y, Xu EG (2022) Black microplastic in plastic pollution: undetected and underestimated? *Water Emerg Contam Nanoplastics* 1:14. <https://doi.org/10.20517/wecn.2022.10>
- IBGE (2022) IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades, Panorama. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/panorama>. Accessed 26 Oct 2023

- Jankauskas L, Pinho GLL, Sanz-Lazaro C, et al (2024) Microplastic in clams: An extensive spatial assessment in south Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 201:116203. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116203>
- Jolaosho TL, Razaq MF, Omotoye EV, et al (2025) Microplastics in freshwater and marine ecosystems: Occurrence, characterization, sources, distribution dynamics, fate, transport processes, potential mitigation strategies, and policy interventions. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 294:118036. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.118036>
- Kennedy CM, Oakleaf JR, Theobald DM, et al (2019) Managing the middle: A shift in conservation priorities based on the global human modification gradient. *Global Change Biology* 25:811–826. <https://doi.org/10.1111/gcb.14549>
- Khan AB, Perea O, Sparks C, Opeolu B (2025) Assessing microplastic characteristics and abundance in the sediment and surface water of the Diep River, Western Cape, South Africa. *Environmental Pollution* 381:126555. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126555>
- Kunz A, Schneider F, Anthony N, Lin H-T (2023) Microplastics in rivers along an urban-rural gradient in an urban agglomeration: Correlation with land use, potential sources and pathways. *Environmental Pollution* 321:121096. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121096>
- Lahon J, Handique S (2023) Impact of flooding on microplastic abundance and distribution in freshwater environment: a review. *Environ Sci Pollut Res* 30:118175–118191. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30819-8>
- Li S, Wang H, He Y, et al (2023a) How microplastic loads relate to natural conditions and anthropogenic activities in the Yangtze river basin. *Chemosphere* 342:140146. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140146>
- Li S, Wang H, He Y, et al (2023b) How microplastic loads relate to natural conditions and anthropogenic activities in the Yangtze river basin. *Chemosphere* 342:140146. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140146>
- Li T, Liu K, Tang R, et al (2023c) Environmental fate of microplastics in an urban river: Spatial distribution and seasonal variation. *Environmental Pollution* 322:121227. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121227>
- Li Y, Lu Q, Yang J, et al (2023d) The fate of microplastic pollution in the Changjiang River estuary: A review. *Journal of Cleaner Production* 425:138970. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138970>
- Liang X, Liu C, Wang H, et al (2025) Spatial retention, absorption, transport, and enrichment of microplastics in mangrove sediment complex system. *Environmental Pollution* 375:126354. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126354>
- Liu Y, You J, Li Y, et al (2021) Insights into the horizontal and vertical profiles of microplastics in a river emptying into the sea affected by intensive

anthropogenic activities in Northern China. *Science of The Total Environment* 779:146589. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146589>

Lofty J, Ouro P, Wilson CAME (2023) Microplastics in the riverine environment: Meta-analysis and quality criteria for developing robust field sampling procedures. *Science of The Total Environment* 863:160893. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160893>

Lu X, Wang X, Liu X, Singh VP (2023) Dispersal and transport of microplastic particles under different flow conditions in riverine ecosystem. *Journal of Hazardous Materials* 442:130033. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130033>

Ma Y, You X (2025) Microplastics in freshwater ecosystems: A significant force of disrupting health and altering trophic transfer patterns by reduced assimilation efficiency of aquatic organisms. *Aquaculture* 594:741463. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2024.741463>

Makhdoumi P, Hossini H, Pirsahab M (2023) A review of microplastic pollution in commercial fish for human consumption. *Reviews on Environmental Health* 38:97–109. <https://doi.org/10.1515/reveh-2021-0103>

Marchant DJ, Perkins DM, Jones JI, Kratina P (2025) Physiological and behavioural responses of aquatic organisms to microplastics and experimental warming. *Environmental Pollution* 374:126182. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126182>

Mariano G, Magro C, Urbanski BQ, Nogueira MG (2025) Microplastic contamination in the highly polluted Tietê River (São Paulo, Brazil): an unsustainable human-nature relationship. *Environ Monit Assess* 197:387. <https://doi.org/10.1007/s10661-025-13829-6>

Mateos-Cárdenas A, O'Halloran J, Van Pelt FNAM, Jansen MAK (2020) Rapid fragmentation of microplastics by the freshwater amphipod *Gammarus duebeni* (Lillj.). *Sci Rep* 10:12799. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-69635-2>

Meijer LJJ, Van Emmerik T, Van Der Ent R, et al (2021) More than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Sci Adv* 7:eaz5803. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz5803>

Moraes NG, Olivatto GP, Lourenço FMDO, et al (2024) Contamination by microplastics and sorbed organic pollutants in the surface waters of the Tietê River, São Paulo-SP, Brazil. *Heliyon* 10:e36047. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e36047>

Moreira ISR, Haddad Junior V (2022) Mapping of the venomous stingrays of the *Potamotrygon* genus in the Tietê River, São Paulo State, Brazil. *Rev Soc Bras Med Trop* 55:e0216-2022. <https://doi.org/10.1590/0037-8682-0216-2022>

Napper IE, Baroth A, Barrett AC, et al (2023) The distribution and characterisation of microplastics in air, surface water and sediment within a major river system. *Science of The Total Environment* 901:166640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166640>

- Napper IE, Thompson RC (2016) Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin* 112:39–45. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>
- Natesan U, R V, R PK, et al (2021) Spatial distribution of microplastic concentration around landfill sites and its potential risk on groundwater. *Chemosphere* 277:130263. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130263>
- Nematollahi MJ, Mobasheri M, Esmaeili Z, et al (2025) Distribution and abundance of microplastics in urban and industrial wastewater treatment plants in Tabriz metropolis. *Sci Rep* 15:24577. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-10000-6>
- Ng CH, Mistoh MA, Teo SH, et al (2023) Plastic waste and microplastic issues in Southeast Asia. *Front Environ Sci* 11:1142071. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1142071>
- Nocoń W, Moraczewska-Majkut K, Wiśniowska E (2020) Microplastics upstream and downstream dam-reservoirs. *Desalination and Water Treatment* 199:263–272. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.26026>
- Ockenden A, Mitrano DM, Kah M, et al (2024) Predator traits influence uptake and trophic transfer of nanoplastics in aquatic systems—a mechanistic study. *Micropl&Nanopl* 4:20. <https://doi.org/10.1186/s43591-024-00096-4>
- ONS ON do SE (2026) Dados Hidrologicos Reservarórios - 2025. Dados Abertos
- Owowenu EK, Nnadozie CF, Akamagwuna F, et al (2023) A critical review of environmental factors influencing the transport dynamics of microplastics in riverine systems: implications for ecological studies. *Aquat Ecol* 57:557–570. <https://doi.org/10.1007/s10452-023-10029-7>
- Park Y, Jo H, Cho S-K, Park I (2026) Investigations into the effects of biofilm formation on the transport behavior of microplastics in open channel flows. *Water Research* 289:124982. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.124982>
- Parker B, Andreou D, Green ID, Britton JR (2021) Microplastics in freshwater fishes: Occurrence, impacts and future perspectives. *Fish and Fisheries* 22:467–488. <https://doi.org/10.1111/faf.12528>
- Prado CCA, Queiroz LG, De Paiva TCB, et al (2025) Oxidative stress dynamics in *Hyalella azteca* under sub-chronic exposure to naturally aged polypropylene microplastics. *Aquatic Toxicology* 281:107303. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2025.107303>
- Prata JC, Da Costa JP, Girão AV, et al (2019) Identifying a quick and efficient method of removing organic matter without damaging microplastic samples. *Science of The Total Environment* 686:131–139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.456>
- Prata JC, Reis V, Da Costa JP, et al (2021) Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *Journal of*

Hazardous Materials 403:123660.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>

- Qian Y, Shang Y, Zheng Y, et al (2023) Temporal and spatial variation of microplastics in Baotou section of Yellow River, China. *Journal of Environmental Management* 338:117803. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117803>
- Queiroz LG, Do Prado CCA, De Oliveira PFM, et al (2025) The Toxicity of Poly(acrylonitrile-styrene-butadiene) Microplastics toward *Hyalella azteca* Is Associated with Biofragmentation and Oxidative Stress. *Chem Res Toxicol* 38:91–101. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrestox.4c00300>
- Rangel DF, Costa LL, Ribeiro VV, et al (2024) Protective personal equipment on coastal environments: Identifying key drivers at a global scale. *Journal of Hazardous Materials* 468:133839. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133839>
- Rani-Borges B, Meitern R, Teesalu P, et al (2022) Effects of environmentally relevant concentrations of microplastics on amphipods. *Chemosphere* 309:136599. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136599>
- Rani-Borges B, Queiroz LG, Prado CCA, et al (2023) Exposure of the amphipod *Hyalella azteca* to microplastics. A study on subtoxic responses and particle biofragmentation. *Aquatic Toxicology* 258:106516. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106516>
- Reis Cavalcante E, Ribeiro VV, Taddei RR, et al (2024) High levels of anthropogenic litter trapped in a mangrove area under the influence of different uses. *Marine Pollution Bulletin* 200:116045. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116045>
- Ribeiro VV, Casado-Coy N, Rangel DF, et al (2025) Microplastic in bivalves of an urbanized Brazilian estuary: Human modification, population density and vegetation influence. *Journal of Hazardous Materials* 482:136546. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.136546>
- Ribeiro VV, Sanz-Lazaro C, Yáñez AC, et al (2026) Oyster as sentinels of recent microplastic contamination: Insights from a transplant experiment. *Marine Pollution Bulletin* 226:119395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2026.119395>
- Sá B, Pais J, Antunes J, et al (2022) Seasonal Abundance and Distribution Patterns of Microplastics in the Lis River, Portugal. *Sustainability* 14:2255. <https://doi.org/10.3390/su14042255>
- Sacco VA, Zuanazzi NR, Selinger A, et al (2024) What are the global patterns of microplastic ingestion by fish? A scientometric review. *Environmental Pollution* 350:123972. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.123972>
- Sawan R, Doyen P, Viudes F, et al (2025) Microplastic pollution in surface waters of urban canals in a highly urbanized city (Dunkirk, Northern France): influence of dry and wet periods on discharge to the sea. *Environ Sci Pollut Res* 32:11879–11892. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-36420-5>

- Schwarz AE, Lensen SMC, Langeveld E, et al (2023) Plastics in the global environment assessed through material flow analysis, degradation and environmental transportation. *Science of The Total Environment* 875:162644. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162644>
- Sharma D, Dhanker R, Bhawna, et al (2024) Fishing Gears and Nets as a Source of Microplastic. In: Shahnawaz Mohd, Adetunji CO, Dar MA, Zhu D (eds) *Microplastic Pollution*. Springer Nature Singapore, Singapore, pp 127–140
- Shen J, Gu X, Liu R, et al (2023) Damming has changed the migration process of microplastics and increased the pollution risk in the reservoirs in the Shaying River Basin. *Journal of Hazardous Materials* 443:130067. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130067>
- Soares LMV, Calijuri MDC (2022) Restoration from eutrophication in interconnected reservoirs: Using a model approach to assess the propagation of water quality improvements downstream along a cascade system. *Environmental Modelling & Software* 149:105308. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105308>
- Stratmann CN, Dris R, Gasperi J, et al (2024) Monitoring microplastics in the Seine River in the Greater Paris area. *Front Earth Sci* 12:1386547. <https://doi.org/10.3389/feart.2024.1386547>
- Ta AT, Babel S (2023) Occurrence and spatial distribution of microplastic contaminated with heavy metals in a tropical river: Effect of land use and population density. *Marine Pollution Bulletin* 191:114919. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114919>
- Ta AT, Babel S, Nguyen LTP, Sembiring E (2024) Microplastic Pollution in High Population Density Zones of Selected Rivers from Southeast Asia. *Bull Environ Contam Toxicol* 112:73. <https://doi.org/10.1007/s00128-024-03901-1>
- Talang RPN, Polruang S, Sirivithayapakorn S (2024) Influencing factors of microplastic generation and microplastic contamination in urban freshwater. *Heliyon* 10:e30021. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e30021>
- Tan T, Liu A, Yang Y, et al (2025) Microplastic Pollution in Typical Subtropical Rivers in Eastern China: A Case Study of the Feiyun River Basin. *Water* 17:3170. <https://doi.org/10.3390/w17213170>
- Tan Y, Dai J, Xiao S, et al (2023) Occurrence of microplastic pollution in rivers globally: Driving factors of distribution and ecological risk assessment. *Science of The Total Environment* 904:165979. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165979>
- Tang X, Li R, Wang D, et al (2023) Reservoir flood regulation affects nutrient transport through altering water and sediment conditions. *Water Research* 233:119728. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119728>
- Tiwari AK, Pal DB (2022) Nutrients contamination and eutrophication in the river ecosystem. In: *Ecological Significance of River Ecosystems*. Elsevier, pp 203–216

- Urbanski B, Nogueira M (2024) Excessive Eutrophication as a Chemical Barrier for Fish Fauna Dispersion: A Case Study in the Emblematic Tietê River (São Paulo, Brazil). *Water* 16:1383. <https://doi.org/10.3390/w16101383>
- Urbanski BQ, Denadai AC, Azevedo-Santos VM, Nogueira MG (2020) First record of plastic ingestion by an important commercial native fish (*Prochilodus lineatus*) in the middle Tietê River basin, Southeast Brazil. *Biota Neotrop* 20:e20201005. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2020-1005>
- Van Emmerik T, Mellink Y, Hauk R, et al (2022) Rivers as Plastic Reservoirs. *Front Water* 3:786936. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.786936>
- Verma M, Singh P, Pradhan V, Dhanorkar M (2025) Spatial and seasonal variations in abundance, distribution characteristics, and sources of microplastics in surface water of Mula river in Pune, India. *Environmental Pollution* 373:126091. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2025.126091>
- Vidal A, Phuong N, Métais I, et al (2023) Assessment of microplastic contamination in the Loire River (France) throughout analysis of different biotic and abiotic freshwater matrices. *Environmental Pollution* 334:122167. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122167>
- Wang C, Zhao J, Xing B (2021) Environmental source, fate, and toxicity of microplastics. *Journal of Hazardous Materials* 407:124357. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124357>
- Wang H, Zhu T, Wang J, Liu Y (2025) Microplastic pollution in Pearl River networks: Characteristic, potential sources, and migration pathways. *Water Research* 276:123261. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123261>
- Wang J, Bi Y, Pfister G, et al (2009) Determination of PAH, PCB, and OCP in water from the Three Gorges Reservoir accumulated by semipermeable membrane devices (SPMD). *Chemosphere* 75:1119–1127. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.01.016>
- Wang T, Niu S, Wu J, Yu J (2022) Seasonal and daily occurrence of microplastic pollution in urban road dust. *Journal of Cleaner Production* 380:135025. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135025>
- Wendt-Potthoff K, Mi C, Ahmadi P, et al (2025) Trapping of microplastic particles in Germany's largest drinking water reservoir: a simulation study. *Environ Sci Eur* 37:150. <https://doi.org/10.1186/s12302-025-01192-9>
- Xia F, Yang W, Zhao H, et al (2025) Occurrence characteristics and transport processes of riverine microplastics in different connectivity contexts. *npj Clean Water* 8:1. <https://doi.org/10.1038/s41545-024-00424-4>
- Yousafzai S, Farid M, Zubair M, et al (2025) Detection and degradation of microplastics in the environment: a review. *Environ Sci: Adv* 4:1142–1165. <https://doi.org/10.1039/D5VA00064E>

- Yu F, Yan C, Ji Y, et al (2025) Microplastic pollution in water and sediment in the Henan section of the Yellow River based on the MultiMP comprehensive evaluation method. *Journal of Hazardous Materials* 495:139059. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.139059>
- Zhang Y, Shi P, Cui L (2024) Microplastics in riverine systems: Recommendations for standardized sampling, separation, digestion and characterization. *Marine Pollution Bulletin* 207:116950. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116950>
- Zhao Y, Hao H, Yu X, et al (2025) Anthropogenic activities and hydrologic environment of Danjiangkou Reservoir regulate soil microplastics in the water level fluctuation zone. *Journal of Hazardous Materials* 499:140056. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.140056>
- Zhou Y, He G, Jiang X, et al (2021) Microplastic contamination is ubiquitous in riparian soils and strongly related to elevation, precipitation and population density. *Journal of Hazardous Materials* 411:125178. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125178>
- Zyoud SH, Zyoud AH (2023) Water, sanitation, and hygiene global research: evolution, trends, and knowledge structure. *Environ Sci Pollut Res* 30:119532–119548. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30813-0>