



PPGECO

Programa de Pós-graduação em Ecologia

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

ANA BEATRIZ PICAÑO SILVA

**AVALIANDO A CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA,
SEDIMENTO E PEIXES DE RIACHOS AMAZÔNICOS**

Belém

2024

ANA BEATRIZ PICANÇO SILVA

**AVALIANDO A CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA,
SEDIMENTO E PEIXES DE RIACHOS AMAZÔNICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia

Linha de Pesquisa: Ecologia de Comunidades e Ecossistemas

Orientador: Prof. Dr. Luciano F. A. Montag

Coorientadora: Prof^a Dr.^a Danielle Ribeiro-Brasil

Belém

2024

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

P585a Picanço Silva, Ana Beatriz.
Avaliando a contaminação por microplásticos em água,
sedimento e peixes de riachos amazônicos / Ana Beatriz Picanço
Silva. — 2024.
34 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag
Coorientação: Prof^a. Dra. Danielle Ribeiro-brasil
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em
Ecologia, Belém, 2024.

1. poluição plástica. 2. igarapés. 3. água doce. 4.
contaminação. I. Título.

CDD 577.609811

ANA BEATRIZ PIKANÇO SILVA

**AVALIANDO A CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA,
SEDIMENTO E PEIXES DE RIACHOS AMAZÔNICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag

Universidade Federal do Pará (Orientador)

Prof.^a Dr.^a Naraiana Loureiro Benone

Universidade do Estado de Minas Gerais

Prof. Dr. Jean Carlo Gonçalves Ortega

Universidade Federal do Pará

Prof. Dr. Felipe Micali Nuvoloni

Universidade Federal do Sul da Bahia

Prof. Dr. Ítalo Braga de Castro

Universidade Federal de São Paulo

Prof. Dr. Caio Rodrigues Nobre

Universidade Federal de São Paulo

AGRADECIMENTOS

Todo caminho é repleto de desafios e momentos de incertezas, sobretudo o de quem trabalha com ciência. O meu não poderia ser diferente. E tenho consciência de que jamais conseguiria chegar até aqui sem “subir no ombro de gigantes”. Por isso, gostaria de agradecer:

Primeiramente à Deus: meu maior refúgio e fortaleza, me sustentando nos momentos de maiores angústias e inseguranças que só eu sei que tive.

À mim mesma, por não ter desistido diante de tantas dificuldades, desafios e por ter se mantido firme mesmo quando pensei que eu não conseguiria continuar e que não seria capaz.

Ao meu amado esposo, por todo o seu amor e companheirismo, por compreender meus momentos mais corridos e complicados, e por partilhar sua vida comigo. Seu amor me conforta em dias nublados e me transborda em dias vitoriosos. É uma grande honra viver com você.

Aos meus pais, pelo amor e pela criação que me deram e me fez chegar até aqui, motivada por acreditar na educação.

Ao meu orientador, Dr. Luciano Montag, “Miúdo”, por aceitar me orientar durante todos esses anos e por me proporcionar experiências e oportunidades incríveis no laboratório, por sua paciência, e por sua dedicação em não deixar que nos falte recursos para continuarmos estudando e realizando nossa pesquisa. Espero que possamos construir novos trabalhos e experiências juntos.

À minha coorientadora, Dra. Danielle Ribeiro, por me ensinar todos esses anos desde que entrei no laboratório, por todas as instruções, conselhos, elogios, e por todo suporte que me deu, principalmente na etapa final deste trabalho.

Aos meus queridos amigos Ana Flávia, Antônio e Rafael, que iniciaram essa jornada do mestrado comigo desde os estudos para fazer a prova da seleção e nunca me largaram. Me viram passar por grandes dificuldades e dizer inúmeras vezes que eu desistiria (Ana Flávia que o diga kkkk), mas sempre me deram palavras de apoio e ânimo. Obrigada por todos os momentos que vivemos. Foram surtos, choros, raivas, muitas fofocas e risadas e algumas vergonhas (“meu Deus, socorro!”). Amo vocês como meus irmãos, e desejo muito sucesso em qualquer coisa que desejarem fazer.

À toda a equipe de ictiologia, por todas as experiências trocadas, por todos os ensinamentos, risos, e por todo o companheirismo que trocamos naquela salinha hehe. O ambiente de trabalho com certeza fica mais agradável com vocês por perto.

À toda a equipe do Labeco, a cada um que tirou um tempo seu para me ajudar com dúvidas, pelas trocas em campo, pelos momentos de descontração e por serem pessoas tão dedicadas que nos motivam a ser cada vez melhores.

À todos os demais que sabem que fizeram parte dessa trajetória de alguma forma.

Aos órgãos de fomento à pesquisa: FAPESPA, EMBRAPA e HYDRO ALUNORTE.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e seu corpo técnico e docente.

À UFPA, minha segunda casa. Como tenho orgulho de fazer parte da maiorial do norte.

À banca por aceitar avaliar e contribuir para o aperfeiçoamento deste trabalho.

“Slow down, you’re doing fine, you can’t be everything you want to be before your time.”

(Vienna – Billy Joel)

“Que os vossos esforços desafiem as impossibilidades. Lembrai-vos de que as grandes proezas da história foram conquistadas do que parecia impossível.”

(Charles Chaplin)

AVALIANDO A CONTAMINAÇÃO POR MICROPLÁSTICOS EM ÁGUA, SEDIMENTO E PEIXES DE RIACHOS AMAZÔNICOS

RESUMO

A contaminação por microplásticos (MPs) é um problema global que afeta diversos ecossistemas. Essa contaminação foi relatada em riachos na região amazônica, que está sujeita a grandes riscos por meio de ações antrópicas. Nossa pesquisa teve como objetivo investigar a possível relação entre a integridade física do habitat e os níveis de contaminação por MPs em riachos, além de avaliar qual componente ambiental, entre água, sedimento e biodiversidade (peixes) está mais contaminado por MPs. Foram coletadas amostras de água, sedimento e peixes em dez riachos nos municípios de Barcarena e Abaetetuba, no Estado do Pará, Amazônia Oriental, Brasil. No total, foram identificadas 145 MPs durante o estudo, dos quais $0,040 \pm 0,027$ MPs.L⁻¹ estavam presentes na água, $0,668 \pm 0,595$ MPs.Kg⁻¹ no sedimento e nove partículas nos peixes. Nossos resultados não indicaram uma relação entre o estado de preservação do ambiente e a concentração de MPs nos riachos. A concentração de MPs nos sedimentos foi superior à encontrada na água. Apesar das baixas taxas de concentração de MPs registradas, nossos resultados sugerem que os riachos podem funcionar como depósito de MPs, principalmente no substrato. É possível que o menor nível de contaminação esteja associado a baixa presença de fontes pontuais de MPs, bem como alguns fatores físicos que podem transportar os MPs para outros sistemas. A baixa concentração de MPs nos riachos pode explicar menores taxas de ingestão pelos peixes, já que baixas concentrações de partículas no ambiente diminui as chances de ingestão dessas partículas pelos organismos.

Palavras-chave: poluição plástica, igarapés, peixes de água doce, água, sedimento.

EVALUATING MICROPLASTIC CONTAMINATION IN WATER, SEDIMENT, AND FISH FROM AMAZONIAN STREAMS

ABSTRACT

Microplastic (MP) contamination is a global issue that affects various ecosystems. This contamination has been reported in streams in the Amazon region, which are subject to significant risks through human actions. Our research aimed to investigate the potential relationship between habitat physical integrity and MP contamination levels in streams, as well as to assess which environmental component, among water, sediment, and biodiversity (fish), is most contaminated by MPs. Samples of water, sediment, and fish were collected from ten streams in the municipalities of Barcarena and Abaetetuba, in the state of Pará, Eastern Amazon, Brazil. In total, 145 MPs were identified during the study, of which 0.040 ± 0.027 MPs.L⁻¹ were present in the water, 0.668 ± 0.595 MPs.Kg⁻¹ in the sediment, and nine particles in the fish. Our results did not indicate a relationship between the environmental preservation status and MP concentration in the streams. The concentration of MPs in sediments was higher than that found in the water. Despite the low MP concentration rates recorded, our results suggest that streams can act as a repository for MPs, mainly in the substrate. The lower contamination level may be associated with the low presence of point sources of MPs, as well as some physical factors that can transport MPs to other systems. The low concentration of MPs in streams may explain lower ingestion rates by fish, as low concentrations of particles in the environment reduce the chances of ingestion of these particles by organisms.

Keywords: plastic pollution, streams, freshwater fish, water, sediment.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	10
MATERIAL E MÉTODOS	12
Área de estudo.....	12
Avaliação da Integridade Física dos riachos	13
Delineamento amostral	13
Coleta de água e sedimento	14
Coleta de peixes	14
Processamento em laboratório	15
Análise de microplásticos nas amostras de água.....	15
Análise de microplásticos em sedimentos.....	15
Análise de microplásticos em peixes	15
Controle de qualidade	16
Análise de dados	16
RESULTADOS	17
Microplásticos em água e sedimento	17
Integridade física dos riachos	18
Diferença de contaminação entre água e sedimento	18
Microplásticos em peixes	19
DISCUSSÃO.....	19
CONCLUSÃO.....	23
REFERÊNCIAS.....	24

INTRODUÇÃO

Os ambientes aquáticos têm sido afetados por diversas pressões humanas, sendo a poluição uma das principais responsáveis por danos à biodiversidade (Moore, 2008). Esse fenômeno está diretamente ligado a alterações antrópicas nos ambientes terrestres adjacentes, como a remoção ou substituição da vegetação ripária, resultando em modificações na integridade física do ambiente (Ding et al., 2013). Tais alterações facilitam a entrada de poluentes do ambiente terrestre para o ambiente aquático (Cesarini & Scalici, 2022), como por exemplo os microplásticos (MPs), partículas plásticas inferiores a 5 mm (Heinlaan et al., 2020). Essas partículas podem ser de origem primária, provenientes de produtos como medicamentos, itens de cuidados pessoais e matérias-primas industriais (Hernandez et al., 2017; Lechner et al., 2014), ou de origem secundária, resultantes da decomposição de plástico maiores por processos de radiação, degradação mecânica ou biológica (Olivatto et al., 2018).

Fatores antropogênicos, como a urbanização, presença de indústrias e atividades domésticas nas proximidades de bacias hidrográficas, condicionam e determinam os poluentes e resíduos que eventualmente ingressam nos sistemas de água doce (Allan & Castilho, 2007). A expansão desses fatores no entorno dos sistemas hídricos aumenta as fontes pontuais e difusas de poluição por MPs. Alguns trabalhos evidenciam uma maior concentração de MPs em áreas com predomínio de atividades antropogênicas em relação a áreas menos impactadas (Luo et al., 2019; McNeish et al., 2018). O acúmulo de resíduos plásticos em áreas urbanas é alarmante devido a lenta degradação do material plástico e descarte inadequado, facilitando a entrada dessas partículas nos ecossistemas aquáticos adjacentes, como os riachos (Pazos et al., 2017; Ribeiro-Brasil et al., 2020; Silva-Cavalcanti et al., 2017).

Quando presentes no ambiente aquático, os MPs distribuem-se em distintos compartimentos, como sedimentos e águas superficiais (Gao et al., 2023). Essa distribuição está relacionada às diferentes densidades das partículas, sendo as partículas menos densas encontradas na coluna d'água, enquanto partículas mais densas tendem a sedimentar (Li et al., 2018). A poluição por MPs nos sedimentos foi relatada como sendo várias ordens de magnitude maior do que nas águas superficiais (Castañeda et al., 2014; Hoellein et al., 2017; McNeish et al., 2018), indicando que os pequenos corpos d'água podem atuar como condutores e acumuladores de MPs (Hoellein et al., 2017; McCormick & Hoellein, 2016).

A ampla distribuição de MPs no ambiente aquático representa riscos para diversos organismos, especialmente peixes, que podem interagir com esses poluentes por meio da

ingestão (Ribeiro-Brasil et al., 2020). A ingestão pode ocorrer de forma intencional ou incidental, uma vez que os peixes podem confundir os MPs com presas naturais e ingeri-los, uma vez que as pequenas dimensões, diferentes cores e formas dos MPs podem ser semelhantes aos organismos planctônicos e outras partículas suspensas (Ding et al., 2018). A ingestão de MPs pode desencadear efeitos adversos, como bloqueio do trato gastrointestinal, prejudicando a absorção de nutrientes ou causando lesões nos órgãos (Jovanović, 2017).

A contaminação por MPs vem sendo relatada em peixes da região amazônica (Ribeiro-Brasil et al., 2020). A região amazônica é vista como estando em grande risco por meio de ações antrópicas, que incluem o desmatamento em larga escala, provenientes do crescimento populacional na região, sistemas de esgoto e atividades industriais, como a mineração (Coe et al., 2013; Marengo et al., 2018). Algumas investigações discutem que a prevalência desses fatores em bacias hídricas leva ao aumento da presença de MPs em vários corpos d'água, como rios, lagos, e mares (Baldwin et al., 2016a; Dikareva & Simon, 2019; Zhou et al., 2018). Avaliações em riachos tornam-se essenciais, pois esses cursos d'água são parte integrante das redes de drenagem, atuando como sistemas intermediários entre o ambiente terrestre e grandes rios, e, em alguns casos, desembocam diretamente em ambientes marinhos.

Considerando o impacto dos MPs nos riachos, associado à maior concentração em áreas alteradas, este estudo buscou avaliar a concentração de MPs em riachos amazônicos. Nossos objetivos são (1) investigar a relação entre a integridade física do hábitat e a concentração de MPs nos riachos, (2) avaliar a diferença de concentração de MPs entre água e sedimento, e (3) verificar a presença de MPs na ictiofauna dos riachos. Esperamos identificar associação entre a integridade do habitat e a concentração de MPs nos riachos, resultado das alterações antropogênicas que facilitam a entrada desses poluentes plásticos (da Costa et al., 2023; Luo et al., 2019; Silva-Cavalcanti et al., 2017)). Adicionalmente, esperamos que o sedimento será o componente mais afetado pela presença de MPs, sendo considerado um sumidouro dessas partículas (Li et al., 2020; Scherer et al., 2020), corroborando a ideia de que os riachos funcionam como acumuladores de MPs. Em consequência de um alto nível de poluição, quanto mais partículas plásticas houver no riacho, maior será a contaminação dos peixes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A coleta de amostras foi realizada em outubro de 2022, correspondendo ao período de seca local, em dez riachos localizados nos municípios de Barcarena e Abaetetuba, na bacia do rio Murucupi, Amazônia Oriental, Brasil (Figura 1). O clima da região é caracterizado como tropical úmido, do tipo “Af”, de acordo com a classificação de Köppen (Peel et al., 2007), com uma temperatura média anual de 27°C. A região apresenta chuva por praticamente durante todo ano, com uma média de 2000 mm, e um curto período de menor pluviosidade (Cavalcante et al., 2020).

Nessa área, está concentrado um importante polo industrial, principalmente voltado para a mineração de caulim e bauxita, além de outras prestadoras de serviços, fornecedoras de insumos e siderúrgicas (Coelho et al., 2008). A intensa atividade industrial atrai um considerável fluxo migratório para a região, resultando no crescimento de áreas residenciais e comerciais (Nascimento & Hazeu, 2015). No entanto, a infraestrutura não acompanhou o mesmo ritmo de expansão das áreas suburbanas, o que resultou no despejo de esgoto sem adequado saneamento e tratamento de água (Nahum, 2017).

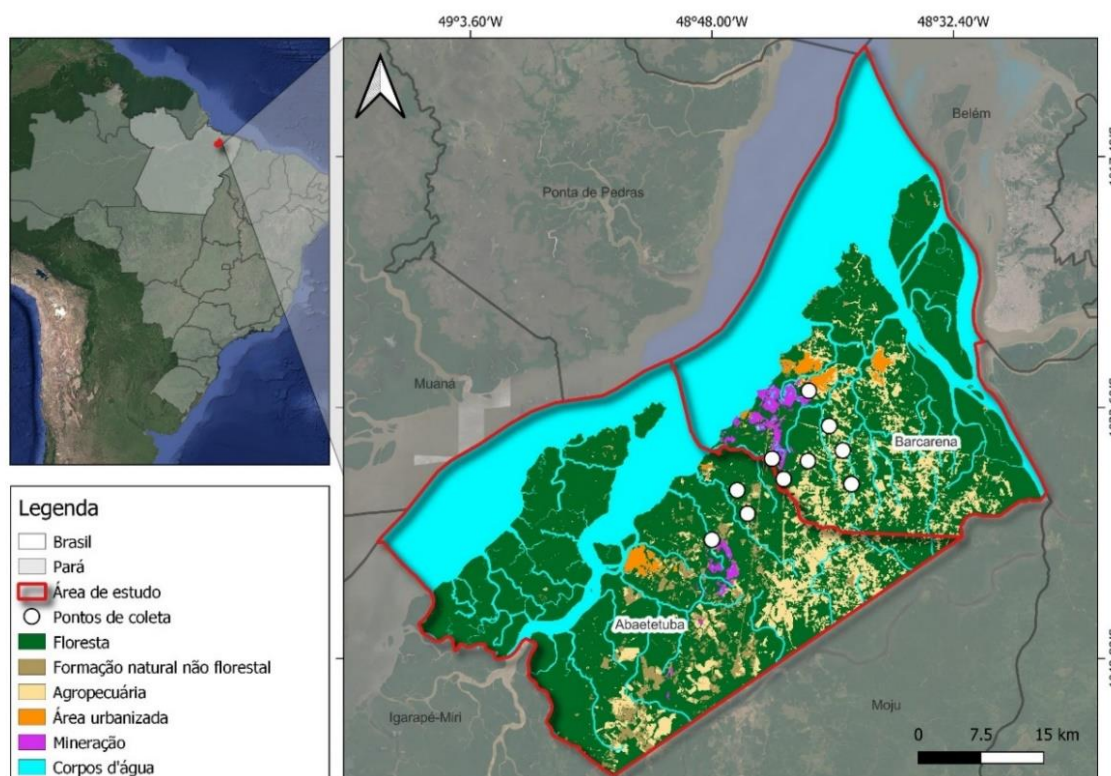


Figura 1 – Mapa de distribuição dos pontos de coleta realizada em outubro de 2022 em dez riachos situados nos municípios de Barcarena e Abaetetuba, Pará – Brasil.

Avaliação da Integridade Física dos riachos

Para a avaliação da integridade física do riacho, adotamos o Índice de Integridade do Habitat (em inglês *Habitat Integrity Index*, HII) (Nessimian et al., 2008) como uma variável contínua para a estrutura do habitat (Brasil et al., 2020; Veras et al., 2019). O HII é calculado por meio de uma avaliação visual das características da estrutura do riacho, englobando aspectos como o tipo de uso da terra, largura e conservação da mata ciliar, retenção de sedimentos, caracterização do substrato e geomorfologia do riacho. São atribuídas pontuações parciais para cada uma dessas características, e a proporção das 12 características é sumarizada, resultando em um índice final variando de 0 a 1. Valores de HII mais próximos de 1 indicam alta integridade do ambiente e os valores mais próximos de 0 indicam maiores níveis de alteração do ambiente.

Delineamento amostral

Em cada riacho, foi delimitado um trecho amostral de 150 metros, subdividido em 11 transecções, totalizando 10 seções longitudinais de 15m cada uma com 15 metros de extensão (Figura 2a).

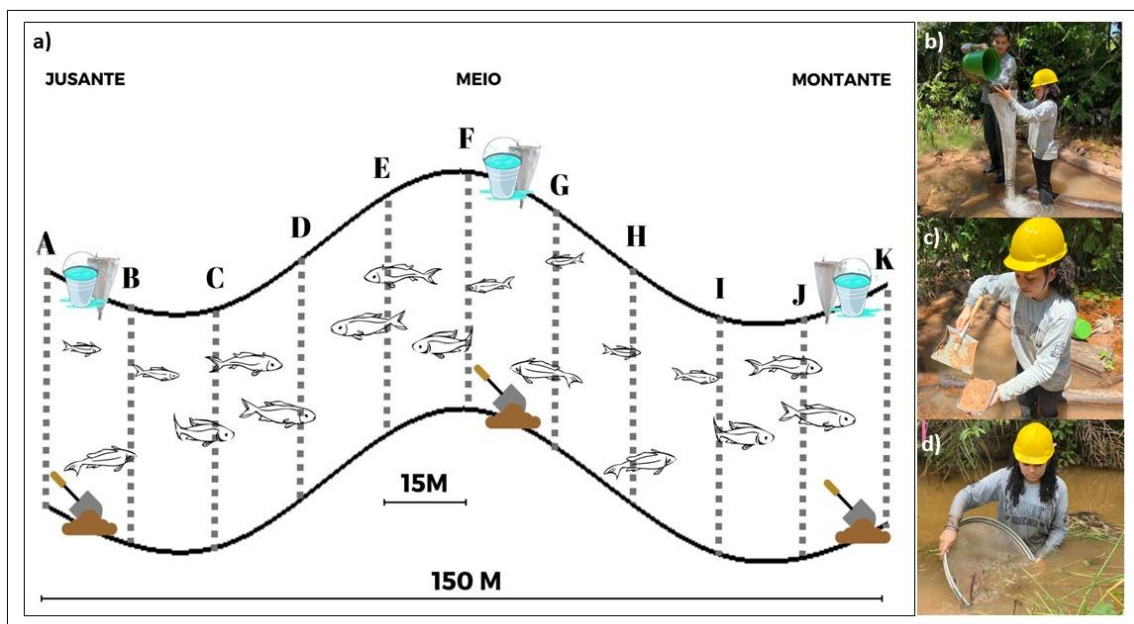


Figura 2 – Esquema de amostragem adotado para coleta de água, sedimento e peixes em dez riachos na região amazônica. a) As letras (A-K) indicam as transecções demarcadas a cada 15 metros; as seções longitudinais referem-se aos segmentos entre as transecções, representando os locais onde foram realizadas as coletas água, sedimento e peixes; b) Ilustra o processo de coleta de água; c) representa a coleta de sedimento; d) demonstra a coleta de peixes.

Coleta de água e sedimento

Em cada riacho, foram realizadas três subamostras de água e sedimento, sendo uma coletada à jusante, uma no meio e outra à montante do trecho delimitado para coleta (Figura 2a). Os métodos de amostragem adotados foram baseados em estudos publicados, com algumas adaptações às características específicas dos riachos (Baldwin et al., 2016; Jiang et al., 2019).

Para a coleta das subamostras de água, utilizou-se uma rede de plâncton com malha de 68 µm e um balde de 10 L. Dez baldes de água foram filtrados através da rede de plâncton (Figura 2b). A rede foi lavada externamente com água previamente filtrada para transferir as partículas retidas para o recipiente da rede. O conteúdo da rede foi transferido para frascos de vidro de 400 ml, previamente higienizados. Posteriormente, adicionamos 20 ml de peróxido de hidrogênio (H₂O₂) à amostra, que foi armazenada até a análise.

As subamostras de sedimento foram coletadas com o uso de uma pá de alumínio, retirando-se aproximadamente 5 cm de perfil vertical, totalizando cerca de 600g de amostra, e transferidas para recipientes de alumínio limpos (Figura 2c). Os recipientes foram imediatamente selados com tampas de papel revestidas de papel alumínio e armazenadas a 20°C até a análise em laboratório.

Coleta de peixes

A coleta da ictiofauna foi conduzida por meio de uma rede de mão (peneira) de 55 cm de diâmetro e malha metálica de 3 mm de abertura entre nós opostos (Figura 2d). O esforço amostral foi de 36 minutos para cada seção longitudinal, sendo as coletas das seções divididas entre quatro coletores. Os espécimes coletados foram fixados em solução de formalina a 10% e após 48h transferidos para álcool 70% para posterior triagem e identificação em laboratório. A identificação das espécies foi realizada ao menor nível taxonômico possível utilizando literatura especializada (Géry, 1977; Kullander, 1986; Albert, 2001). Os procedimentos de captura, coleta e transporte do material biológico foram realizados sob a licença n° 4681-1 do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade do Ministério do Meio Ambiente (ICMBio) e do Comitê de Ética no Uso de Animais (CEUA n°8293020418) da Universidade Federal do Pará (UFPA).

Processamento em laboratório

Análise de microplásticos nas amostras de água

As amostras de água foram filtradas através de membranas de misturas de ésteres com porosidade de 0,2 µm, utilizando um sistema de filtração a vácuo (Sartain et al., 2018). As membranas contendo o material filtrado foram observadas e fotografadas com o uso de microscópio estereoscópio (aumento de 120x). Esse processo envolve uma observação visual do filtro e contagem dos microplásticos (MPs).

Análise de microplásticos em sedimentos

Os sedimentos coletados foram secos à temperatura constante de 65°C em estufa. Posteriormente, o sedimento foi pesado e os MPs foram isoladas usando o método de separação por densidade seguindo o protocolo de Pinheiro et al. (2022). Os sedimentos secos foram colocados em frascos de vidro contendo uma solução salina supersaturada (Cloreto de Sódio, NaCl) na proporção de 1:5 (massa/volume). As amostras foram agitadas vigorosamente por 30 minutos em agitador magnético e deixadas em repouso por mais 30 minutos até que as partículas mais densas afundassem. O sobrenadante recuperado foi filtrado, seguindo o mesmo procedimento para as amostras de água. Esse procedimento foi realizado três vezes em cada amostra de sedimento, para garantir a recuperação total das partículas. As membranas contendo o material filtrado foram observadas e fotografadas com o uso de microscópio estereoscópio (aumento de 120x).

Análise de microplásticos em peixes

A dissecação dos peixes foi realizada com o uso de pinças e bisturis para a remoção do trato gastrointestinal, incluindo esôfago, estômago e intestino. O trato gastrointestinal foi submetido a um processo de digestão, utilizando um protocolo adaptado por Nuelle et al. (2014), que consiste na dissolução química total do órgão com peróxido de hidrogênio (H₂O₂ 30%, 150 V:V). Em potes de vidro de 5mL contendo o trato gastrointestinal, foram adicionados cerca de 3 mL de H₂O₂ para garantir a imersão completa dos órgãos na solução. Após a digestão do material biológico, as amostras foram filtradas, e os materiais filtrados foram observados e fotografados com o uso de microscópio estereoscópico (aumento de 120x).

Controle de qualidade

Para evitar a contaminação durante o processamento das amostras, foram adotadas várias precauções. Inicialmente, todo o material de laboratório utilizado durante a preparação e extração das amostras foram devidamente lavados com água destilada. Além disso, todos os líquidos empregados, como água destilada, solução salina, peróxido de hidrogênio, passaram por processo de filtração.

A dissecação dos peixes foi realizada em bancada revestida de papel alumínio substituído periodicamente. Durante todas as etapas laboratoriais, foi utilizado jaleco de 100% de algodão para prevenir a contaminação das amostras. Com o intuito de estimar a contaminação ao longo das etapas laboratoriais, foram conduzidas amostras “branco”, a fim de evitar a superestimação da contaminação (Mizraji et al., 2017; Nuelle et al., 2014).

Para facilitar a visualização, as partículas foram iluminadas com UV na faixa do visível em comprimento de onda de 365 – 395 nm e durante a visualização dos filtros foi realizado o teste da agulha quente (De Witte et al., 2014), que consiste em pressionar as partículas com uma ponta de agulha aquecida. Essa abordagem permite diferenciar itens plásticos de itens não plásticos, considerando como itens plásticos aqueles que demonstrem fluorescência a luz UV e ondulação, encolhimento ou certo sinal de fusão após o contato a agulha aquecida.

Análise de dados

Para avaliar a relação entre a integridade física do hábitat (HII) e a concentração de microplásticos (MPs) nos riachos, empregamos uma regressão linear (Zar, 2010), seguindo as premissas do teste. Para investigar se há diferença na concentração de MPs entre as amostras de água e sedimento, realizaríamos um teste-t, mas após a verificação dos pressupostos de normalidade e homogeneidade, aplicamos o teste de Mann-Whitney (Zar, 2010).

Para avaliar a diferença de contaminação entre a água e o sedimento, utilizamos apenas a quantidade de MPs do tipo fibra, pois essa foi a forma registradas nos dois componentes. A comparação foi realizada com a padronização dos dados nas unidades MPs/L para as amostras de água e MPs/kg para as amostras de sedimento, com o intuito de tornar os dados comparáveis devido à diferença da quantidade de água e quantidade de sedimento analisados. Em relação aos peixes, realizamos uma descrição da contaminação observada nos organismos.

Todas as análises foram realizadas utilizando o software R (R Core Team 2023), adotando um nível de significância $p < 0,05$.

RESULTADOS

Microplásticos em água e sedimento

Durante a análise das amostras de água, foram identificadas 124 partículas plásticas em amostras de água de todos os riachos. Deste total, 101 (81,4%) partículas eram fibras, 16 (12,9%) eram esferas e 7 (5,6%) eram fragmentos (Figura 3). Nos sedimentos, foram encontradas 12 partículas plásticas, sendo que todas eram fibras (Tabela 1).

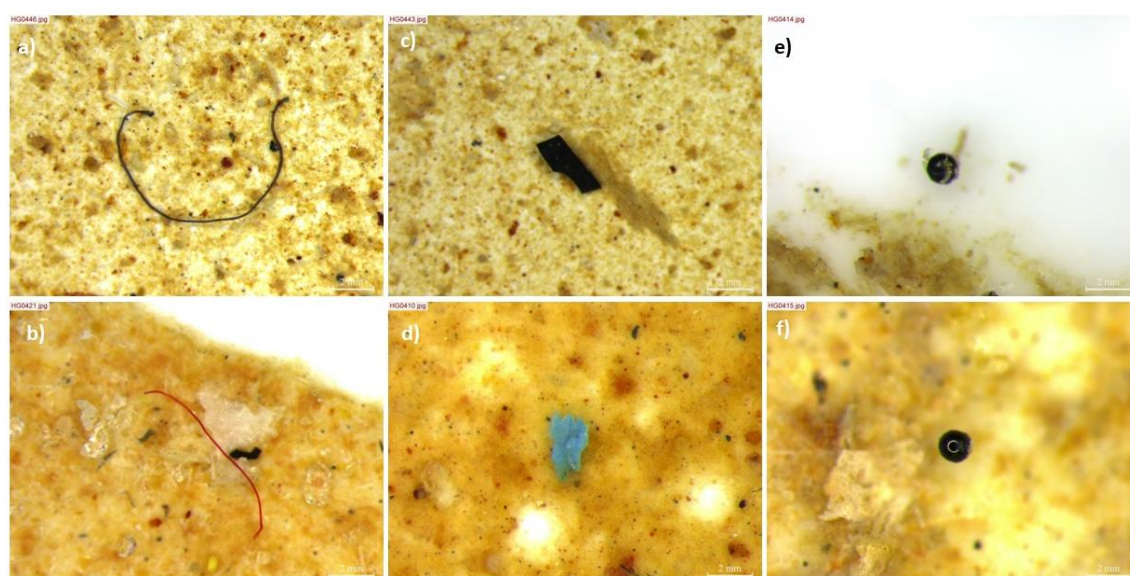


Figura 3 – Exemplo de MPs encontrados nos riachos amostrados em Barcarena e Abatetetuba, Pará, Brasil. a e b = fibras; c e d = fragmentos; e e f = esferas.

Tabela 1 – Quantidade de microplásticos (MPs) encontrados em água, sedimento e peixes, com média e desvio padrão (DP) e as formas de partículas encontradas. Os valores médios estão reportados como MPs.L^{-1} para água, MPs.Kg^{-1} para sedimento e a média de $\text{MPs.Indivíduo}^{-1}$ para os peixes.

Componentes	Nº	Nº de MPs total	MPs.L^{-1} ; MPs.Kg^{-1} ; $\text{MPs.Indivíduo}^{-1}$ (Média \pm DP)	Tipo		
				Fibra	Fragmento	Esfera
Água	10	124	$0,040 \pm 0,027$	101	7	16
Sedimento	10	12	$0,668 \pm 0,595$	12	0	0
Espécies de peixes	109	9		9	0	0
<i>Aequidens tetramerus</i>	14	0	0	0	0	0
<i>Helogenes marmoratus</i>	15	1	$0,05 \pm 0,22$	1	0	0
<i>Apistogramma gr. regain</i>	17	2	$0,09 \pm 0,29$	2	0	0

<i>Gymnorhamphichthys rondoni</i>	17	1	0,08 ± 0,28	1	0	0
<i>Copella arnoldi</i>	13	0	0	0	0	0
<i>Hoplias malabaricus</i>	4	0	0	0	0	0
<i>Iguanodectes rachovii</i>	1	0	0	0	0	0
<i>Hyphessobrycon heterorhabdus</i>	28	5	0,13 ± 0,41	5	0	0

Integridade física dos riachos

O índice de integridade ambiental, que reflete as mudanças no ambiente relacionada ao uso da terra e paisagem como o estado de preservação dos riachos variou entre HII 0,26 e 0,67 (Tabela 2). Entretanto, não foram identificados efeitos do HII e as concentrações de microplásticos (MPs) nos riachos ($R^2 = 0,048$; $gl = 8$; $p = 0,261$).

Tabela 2 – Informações básicas dos pontos de amostragem, com latitude e longitude, seus respectivos valores do índice de integridade física do hábitat (HII) e quantidade de MPs encontradas na água (MPs água) e no sedimento (MPs sed.).

Riacho	Latitude	Longitude	HII	MPs água	MPs sed.
PB20	-1,5798	-48,6736	0,67	5	3
PC08	-1,6175	-48,6966	0,63	1	1
L3	-1,6490	-48,7727	0,61	17	1
M3	-1,6743	-48,7615	0,60	15	1
J3	-1,6425	-48,6497	0,60	16	1
PC02	-1,5420	-48,6956	0,52	19	0
PM33	-1,6370	-48,7226	0,51	1	0
PB22	-1,6062	-48,6591	0,48	22	1
PM35	-1,6151	-48,7352	0,43	8	1
PB8	-1,7022	-48,8000	0,26	20	3

Diferença de contaminação entre água e sedimento

Ao considerarmos os microplásticos do tipo fibra nas amostras de água e sedimento, observamos que a concentração de MPs nos sedimentos (Média 0,668 ± Desvio padrão 0,595 MPs/Kg⁻¹) foi maior que a concentração de MPs na água (Média 0,04 ± Desvio padrão 0,027 MPs/L⁻¹) (Mann-Whitney U = 19; $p < 0,05$) (Figura 4). Essa diferença sugere uma maior acumulação de microplásticos nos sedimentos em comparação com a água nos riachos estudados.

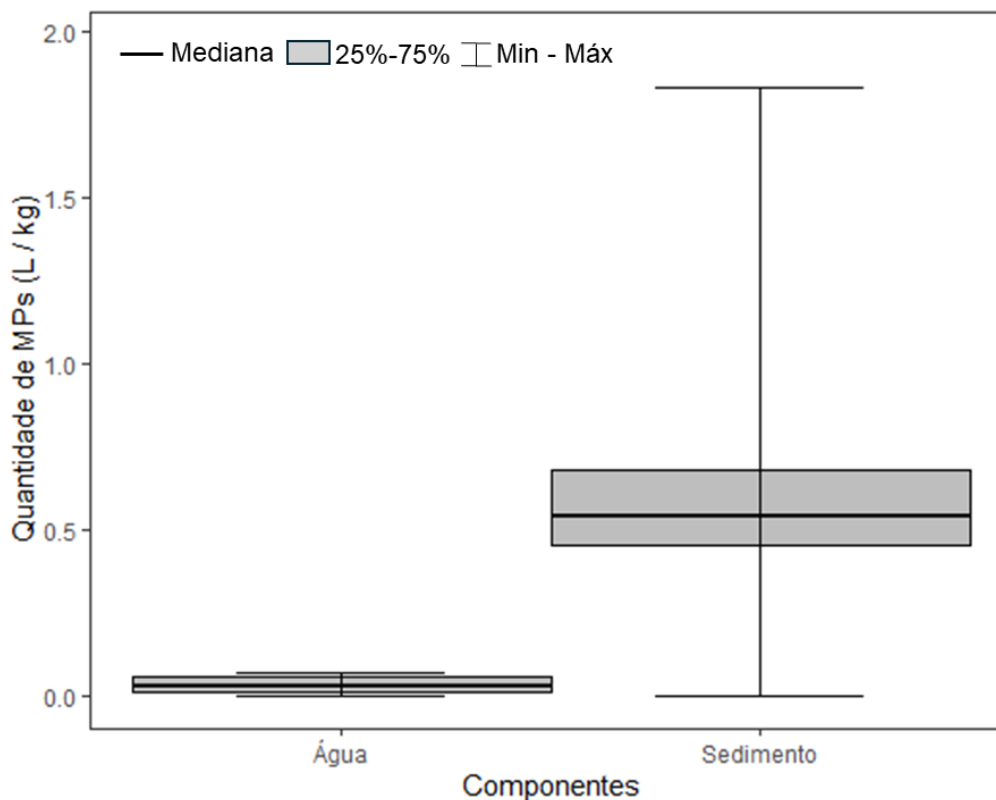


Figura 4 – Diferença da concentração de MPs entre água (MPs/L) e sedimento (MPs/kg) coletados em dez riachos de Barcarena, Pará, Brasil.

Microplásticos em peixes

A análise abrangeu o trato gastrointestinal de 109 peixes, representando oito espécies pertencentes a sete famílias e quatro ordens, todos coletados nos dez riachos estudados. Foi observado que partículas plásticas estavam presentes em apenas oito (7,33%) dos 109 indivíduos analisados. Todas essas partículas eram do tipo fibra (Tabela 1).

DISCUSSÃO

Foi detectado um total de 145 partículas plásticas em todas as amostras analisadas. Não foi evidenciada uma relação entre as concentrações de microplásticos (MPs) nos riachos e o Índice de Integridade do Habitat (HII), que avalia o estado de preservação do ambiente. No entanto, foram observadas diferenças no nível de contaminação entre as amostras de água e sedimento, indicando que os sedimentos foram os mais afetados, apresentando uma maior concentração de MPs em comparação com a água nos riachos avaliados. Além disso, registramos uma baixa ocorrência de MPs entre os organismos analisados.

No geral, nossos resultados indicam baixas concentrações de microplásticos (MPs) quando comparados com dados de estudos realizados em diferentes lugares do mundo. Por exemplo, registramos 0,003 a 0,07 MPs por litro de água e 0 a 1,96 MPs por quilograma de sedimento, enquanto foram registradas quantidades muito maiores de partículas plásticas nos sedimentos dos riachos da Nova Zelândia (9 a 80 MPs por quilograma) (Dikareva & Simon, 2019); e nas águas superficiais (3,4 a 25,8 MPs por litro) e sedimentos (11,0 a 234,6 MPs por quilograma) do lago Taihu na China (11 a 235 MPs por quilograma) (Su et al., 2016). Esses ambientes foram considerados sujeitos a diversas fontes de contaminação, incluindo atividades urbanas e industriais, as quais não foram registradas em nosso estudo.

Embora não tenhamos detectado uma relação entre o Índice de Integridade do Habitat (HII) e a concentração de microplásticos (MPs) nos riachos, a literatura destaca que a proximidade dos centros urbanos e atividades antropogênicas nas bacias hidrográficas pode resultar em um maior aporte de MPs nos ecossistemas aquáticos (da Costa et al., 2023; Luo et al., 2019; Silva-Cavalcanti et al., 2017), pois apresentam mais fontes pontuais e difusas de MPs (McNeish et al., 2018). Por exemplo, Peng et al. (2017) indicaram que a concentração de MPs no estuário do rio Yangtze foi afetada não apenas pelas condições hidrodinâmicas e geográficas, como também pela alta urbanização e industrialização. As concentrações de MPs em águas superficiais em 22 locais do rio Ganges, na Índia, foram correlacionadas ao volume de lançamento de esgoto, que por sua vez correlacionou-se positivamente à densidade populacional no entorno (Rajan et al., 2023). Diante disso, é importante monitorar a dinâmica dos sistemas de água doce, principalmente aqueles sujeitos a elevados níveis de pressão antrópica, para compreender melhor essa relação nos riachos amazônicos, bem como para garantir uma gestão adequada do uso e conservação dos sistemas hídricos. Além disso, é possível que a ausência de relação entre o HII e a quantidade de MPs indique um potencial limitado desse índice para a previsão de contaminação por MPs em riachos. O fato de que as métricas do HII não são diretamente relacionadas às fontes diretas de contaminação por MPs reforça essa inferência. Desse modo, é necessário o desenvolvimento de métricas que consigam quantificar as fontes poluentes de MPs nos riachos, que em geral são esgotos domésticos e industriais, lixo e lavagem de roupas (McCormick & Hoellein, 2016). Esses tipos de fonte precisariam ser medidos no entorno dos riachos.

Apesar das concentrações baixas de microplásticos (MPs) registradas em nosso estudo, a confirmação de que os sedimentos são mais contaminados por MPs do que a água

corroborar com achados de outras avaliações em ambientes aquáticos (Kabir et al., 2022; Scherer et al., 2020; Zhang et al., 2018; Wagner et al., 2014). Embora a maioria dos MPs geralmente possua baixa densidade, a maioria acaba afundando devido a processos de intemperismo, bioincrustação e heteroagregação (Chubarenko et al., 2016; Corcoran, 2015), o que poderia explicar maiores níveis de MPs nos nossos sedimentos. Essa constatação sugere que os riachos amazônicos podem atuar como acumuladores de MPs, mesmo que em concentrações ambientais mais baixas, comparadas a áreas com intensas atividades humanas.

A ausência ou baixa ocorrência de fatores antropogênicos em nossos ambientes avaliados, como a proximidade de centros urbanos e lançamento de esgoto, pode explicar as menores cargas de microplásticos (MPs) nos sedimentos. Diferentemente de outros estudos realizados em áreas urbanizadas e industrializadas, onde altas concentrações de MPs são comuns nos sedimentos, nossa área de estudo pode não estar sujeita a essas fontes pontuais de contaminação (Ding et al., 2021; Eerkes-Medrano et al., 2015; Su et al., 2022), uma vez que não detectamos uma forte presença de interferências antropogênicas nos ambientes que avaliamos, como descargas diretas de esgoto doméstico ou industrial, atividades de pesca. Isso poderia contribuir para menores cargas de MPs que vão parar no sedimento.

Por outro lado, fatores físicos como a profundidade da água, velocidade do fluxo, topografia do fundo e variabilidade sazonal no fluxo de água podem interagir com as características dos MPs e afetar a difusão dessas partículas (Conkle et al., 2018; Eerkes-Medrano et al., 2015; Simpson et al., 2005). Alguns MPs imobilizados no sedimento podem retornar à coluna d'água por perturbações causadas por ventos ou chuvas que aumentam a velocidade do fluxo da água (Ji et al., 2021; Naden et al., 2016). Tais perturbações podem também arrastar os MPs do sedimento e coluna d'água para outros lugares (He et al., 2021). Possivelmente, esses processos contribuem para as baixas concentrações de partículas nos riachos de forma geral, o que os constitui também importantes transportadores de MPs para outros ecossistemas aquáticos, como os rios, lagos e estuários.

Geralmente, os sedimentos são dominados por microplásticos tipo fragmentos (Eo et al., 2019; Wang et al., 2018; Zhang et al., 2016), enquanto amostras de água são dominadas por fibras (Lu et al., 2021; Matjašič et al., 2023), o que corrobora parcialmente nossos achados. As fibras foram a forma de microplásticos (MPs) mais registrada em nosso estudo e em maior quantidade nas amostras de água, o que está de acordo com a literatura. Por serem mais longas e finas, as fibras apresentam uma maior área em relação ao seu

volume, o que favorece sua flutuação em relação às partículas com formato de fragmentos (Hoellein et al., 2019). No entanto, o tipo fibra também foi encontrado nos sedimentos. Em alguns casos, o acúmulo de biofilmes e a adsorção de poluentes levam ao aumento da densidade dos MPs, aumentando seu aparecimento nos sedimentos (Van Cauwenberghe et al., 2015), o que poderia contribuir para o aparecimento de fibras nos sedimentos, como no nosso estudo.

Comumente, as fibras plásticas são associadas principalmente a atividades domésticas próximas às bacias hídricas, como a lavagem de roupas ou atividades recreativas que contribuem para a contaminação dos riachos por microfibras derivadas dos tecidos (Dalla Fontana et al., 2020; De Falco et al., 2020; Kelly et al., 2019). Essas atividades foram observadas algumas vezes próximas aos riachos no período de coleta de campo, como a lavagem de roupas diretamente nos riachos e alguns banhistas. Além disso, nenhum fragmento plástico foi encontrado nos sedimentos, enquanto alguns foram encontrados nas amostras de água. Possivelmente, os fatores físicos, como os ventos, a hidrodinâmica e a bioturbação discutidos anteriormente poderiam ocasionar a presença de fragmentos nas amostras de água (Ji et al., 2021; Naden et al., 2016).

Até o momento, apenas um estudo avaliou a ocorrência de resíduos plásticos em peixes de riachos amazônicos (Ribeiro-Brasil et al., 2020), no entanto sem avaliações na água e sedimento, concentrando-se na contaminação de espécies de peixes ocorrentes nos riachos. O nível de contaminação que observamos nos peixes contrasta com o que foi relatado por Ribeiro-Brasil et al. (2020), em que 98% dos peixes estavam contaminados, contra 8% no presente estudo. Ambos os trabalhos foram desenvolvidos na mesma microbacia hidrográfica, mas em regiões com composição da paisagem totalmente distintas. A região do estudo de Ribeiro-Brasil et al. (2020) tinha o predomínio de uso da terra para habitação, onde o esgoto e lixo domésticos estavam muito próximos dos riachos, inclusive com muitos locais sendo pontos de lavagem de roupas, uma das principais fontes de contaminação por plásticos nos ambientes aquáticos (Dalla Fontana et al., 2020; De Falco et al., 2020; Kelly et al., 2019). Diferentemente em nosso estudo, não observamos fontes pontuais de esgoto sendo lançadas dentro dos riachos analisados. Já a região do nosso estudo é conhecida como um polo portuário e industrial, o que também é uma grande fonte potencial de poluição, mas não necessariamente apenas contaminação por microplásticos, mas por outros poluentes, como metais (Ribeiro-Brasil et al., 2021). Outro fator a ser considerado é que no presente estudo avaliamos os ambientes em trechos da bacia mais próximos das cabeceiras do que da foz. Por isso, para considerar os processos

que levam ao acúmulo de poluentes ao longo das bacias, considerando a região como um todo, necessitaria de uma análise mais completa dela, avaliando também os trechos mais próximos a foz da bacia, nos rios maiores.

Considerando as baixas concentrações registradas na água e sedimento dos riachos avaliados no presente estudo, a baixa ingestão de microplásticos pelos peixes pode estar relacionada à baixa presença de MPs no ambiente (Scherer et al., 2017). A alta concentração de partículas alimentares leva a maiores chances de encontro, resultando em um aumento na taxa de ingestão, e de maneira inversa, a possibilidade de detectar partículas em baixas concentrações ambientais no trato digestivo dos organismos é muito menor em comparação com concentrações ambientais altas (Azevedo et al., 2020; Scherer et al., 2017; Goulding, 1980).

Apesar dos baixos níveis de contaminação por microplásticos (MPs) nos riachos e na biota aquática avaliados em relação a outros estudos, este trabalho reforça a presença de MPs nos riachos amazônicos. Como levantado pela literatura, os riachos podem não apenas acumular MPs nos sedimentos, mas também transportá-los para sistemas aquáticos maiores (Hoellein et al., 2017; McCormick & Hoellein, 2016). A presença de MPs no ambiente aquático expõe diversos organismos à contaminação, podendo ocasionar uma série de efeitos negativos (Fossi et al., 2016; Sutton et al., 2016). Portanto, destacamos a necessidade de monitoramentos cada vez mais abrangentes dessas áreas, uma vez que as fontes poluidoras se aproximam cada vez mais desses ambientes, e sugerimos que políticas públicas mais eficazes sejam aplicadas para a preservação e conservação desses ecossistemas aquáticos, tão relevantes para a biodiversidade amazônica.

CONCLUSÃO

Em conclusão, este estudo relata pela primeira vez a presença de microplásticos (MPs) em água e sedimento de riachos amazônicos, além da avaliação de contaminação da ictiofauna. No geral, detectamos uma baixa concentração de MPs. A contaminação desses riachos não foi correlacionada à sua integridade física, o que pode ser decorrente de uma baixa variação no Índice de Integridade do Habitat (HII) ou às suas métricas não estarem relacionadas às fontes de MPs. Nesse sentido, o potencial do HII como indicador de contaminação por MPs é limitado. Nossos resultados sugerem que os riachos atuam como acumuladores de MPs, uma vez que a maior concentração de MPs foi detectada nos sedimentos. A baixa concentração de MPs registrada nos peixes pode estar ligada às baixas taxas de concentração de MPs registradas no ambiente, resultando em menores chances de

encontro e conseqüentemente menor ingestão de MPs pelos organismos. Estudos futuros devem considerar uma maior variação no gradiente de impacto físico dos riachos, bem como somar esse tipo de avaliação com informações detalhadas das características ambientais dos corpos d'água para compreensões mais conclusivas acerca da contaminação por MPs em riachos.

REFERÊNCIAS

- Albert, J. S., 2001. Species diversity and phylogenetic systematics of American knifefishes (Gymnotiformes, Teleostei).
- Allan, D.J.; Castillo, M.M. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters, 2nd ed.; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2007.
- Azevedo, L. S., Pestana, I. A., da Costa Nery, A. F., Bastos, W. R., & Souza, C. M. M. (2020). Mercury concentration in six fish guilds from a floodplain lake in western Amazonia: Interaction between seasonality and feeding habits. *Ecological Indicators*, 111. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.106056>.
- Baldwin, A. K., Corsi, S. R., & Mason, S. A. (2016). Plastic Debris in 29 Great Lakes Tributaries: Relations to Watershed Attributes and Hydrology. *Environmental Science and Technology*, 50(19), 10377–10385. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02917>.
- Brasil, L. S., de Lima, E. L., Spigoloni, Z. A., Ribeiro-Brasil, D. R. G., & Juen, L. (2020). The habitat integrity index and aquatic insect communities in tropical streams: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 116, 106495.
- Castañeda, R. A., Avlijas, S., Anouk Simard, M., & Ricciardi, A. (2014). Microplastic pollution in St. Lawrence river sediments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(12), 1767–1771. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2014-0281>.
- Cavalcante, R. B. L., Ferreira, D. B. da S., Pontes, P. R. M., Tedeschi, R. G., da Costa, C. P. W., & de Souza, E. B. (2020). Evaluation of extreme rainfall indices from CHIRPS precipitation estimates over the Brazilian Amazonia. *Atmospheric Research*, 238. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.104879>.
- Cesarini, G., & Scalici, M. (2022). Riparian vegetation as a trap for plastic litter. *Environmental Pollution*, 292. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118410>.
- Chubarenko, I., Bagaev, A., Zobkov, M., & Esiukova, E. (2016). On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine*

- Coe, M. T., Marthews, T. R., Costa, M. H., Galbraith, D. R., Greenglass, N. L., Imbuzeiro, H. M. A., Levine, N. M., Malhi, Y., Moorcroft, P. R., Muza, M. N., Powell, T. L., Saleska, S. R., Solorzano, L. A., & Wang, J. (2013). Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south-southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619). <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0155>
- Coelho, M. C., Monteiro, M. D. A., & Santos, I. C. (2008). Políticas públicas, corredores de exportação, modernização portuária, industrialização e impactos territoriais e ambientais no município de Barcarena, Pará. *Novos Cadernos NAEA*, 11(1), 141–178. <https://doi.org/10.5801/ncn.v11i1.264>
- Conkle, J. L., Báez Del Valle, C. D., & Turner, J. W. (2018). Are We Underestimating Microplastic Contamination in Aquatic Environments? *Environmental Management*, 61(1), 1–8. <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0947-8>.
- Corcoran, P. L. (2015). Benthic plastic debris in marine and fresh water environments. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 17(8), 1363–1369. <https://doi.org/10.1039/c5em00188a>.
- Dalla Fontana, G., Mossotti, R., & Montarsolo, A. (2020). Assessment of microplastics release from polyester fabrics: The impact of different washing conditions. *Environmental Pollution*, 264, 113960. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113960>.
- Da Costa, I. D., Costa, L. L., da Silva Oliveira, A., de Carvalho, C. E. V., & Zalmon, I. R. (2023). Microplastics in fishes in amazon riverine beaches: Influence of feeding mode and distance to urban settlements. *Science of the Total Environment*, 863. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160934>
- De Falco, F., Cocca, M., Avella, M., & Thompson, R. C. (2020). Microfiber Release to Water, Via Laundering, and to Air, via Everyday Use: A Comparison between Polyester Clothing with Differing Textile Parameters. *Environmental Science and Technology*, 54(6), 3288–3296. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06892>
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., & Robbens, J. (2014). Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85(1), 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.006>

- Dikareva, N., & Simon, K. S. (2019). Microplastic pollution in streams spanning an urbanisation gradient. *Environmental Pollution*, 250, 292–299. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.105>
- Ding, J., Zhang, S., Razanajatovo, R. M., Zou, H., & Zhu, W. (2018). Accumulation, tissue distribution, and biochemical effects of polystyrene microplastics in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Environmental Pollution*, 238, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.03.001>.
- Ding, R., Tong, L., & Zhang, W. (2021). Microplastics in Freshwater Environments: Sources, Fates and Toxicity. In *Water, Air, and Soil Pollution* (Vol. 232, Issue 5). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05081-8>.
- Ding, S., Zhang, Y., Liu, B., Kong, W., & Meng, W. (2013). Effects of riparian land use on water quality and fish communities in the headwater stream of the Taizi River in China. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 7(5), 699–708. <https://doi.org/10.1007/s11783-013-0528-x>.
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. In *Water Research* (Vol. 75, pp. 63–82). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>.
- Eo, S., Hong, S. H., Song, Y. K., Han, G. M., & Shim, W. J. (2019). Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, South Korea. *Water Research*, 160, 228–237. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.053>.
- Fossi, M. C., Marsili, L., Bainsi, M., Giannetti, M., Coppola, D., Guerranti, C., Caliani, I., Minutoli, R., Lauriano, G., Finoia, M. G., Rubegni, F., Panigada, S., Bérubé, M., Urbán Ramírez, J., & Panti, C. (2016). Fin whales and microplastics: The Mediterranean Sea and the Sea of Cortez scenarios. *Environmental Pollution*, 209, 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.11.022>.
- Gao, S., Yan, K., Liang, B., Shu, R., Wang, N., & Zhang, S. (2023). The different ways microplastics from the water column and sediment accumulate in fish in Haizhou Bay. *Science of the Total Environment*, 854. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158575>
- Géry, J., 1977. *Characoids of the world*. Neptune City ; Reigate : T.F.H. [etc.]; 672 p. : ill. (chiefly col.)

- Goulding M (1980) *The Fishes and the Forest: Explorations in Amazonian Natural History*. University of California Press, Los Angeles, CA.
- He, B., Smith, M., Egodawatta, P., Ayoko, G. A., Rintoul, L., & Goonetilleke, A. (2021). Dispersal and transport of microplastics in river sediments. *Environmental Pollution*, 279. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116884>.
- Heinlaan, M., Kasemets, K., Aruoja, V., Blinova, I., Bondarenko, O., Lukjanova, A., Khosrovyan, A., Kurvet, I., Pullerits, M., Sihtmäe, M., Vasiliev, G., Vija, H., & Kahru, A. (2020). Hazard evaluation of polystyrene nanoplastic with nine bioassays did not show particle-specific acute toxicity. *Science of the Total Environment*, 707. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136073>.
- Hernandez, L. M., Yousefi, N., & Tufenkji, N. (2017). Are there nanoplastics in your personal care products? *Environmental Science and Technology Letters*, 4(7), 280–285. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00187>.
- Hoellein, T. J., McCormick, A. R., Hittie, J., London, M. G., Scott, J. W., & Kelly, J. J. (2017). Longitudinal patterns of microplastic concentration and bacterial assemblages in surface and benthic habitats of an urban river. *Freshwater Science*, 36(3), 491–507. <https://doi.org/10.1086/693012>.
- Hoellein, T. J., Shogren, A. J., Tank, J. L., Risteca, P., & Kelly, J. J. (2019). Microplastic deposition velocity in streams follows patterns for naturally occurring allochthonous particles. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40126-3>.
- Ji, X., Ma, Y., Zeng, G., Xu, X., Mei, K., Wang, Z., Chen, Z., Dahlgren, R., Zhang, M., & Shang, X. (2021). Transport and fate of microplastics from riverine sediment dredge piles: Implications for disposal. *Journal of Hazardous Materials*, 404. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124132>.
- Jiang, C., Yin, L., Li, Z., Wen, X., Luo, X., Hu, S., Yang, H., Long, Y., Deng, B., Huang, L., & Liu, Y. (2019). Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environmental Pollution*, 249, 91–98. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.022>.
- Jovanović, B. (2017). Ingestion of microplastics by fish and its potential consequences from a physical perspective. In *Integrated Environmental Assessment and Management* (Vol. 13, Issue 3, pp. 510–515). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/ieam.1913>.

- Kabir, A. H. M. E., Sekine, M., Imai, T., Yamamoto, K., Kanno, A., & Higuchi, T. (2022). Microplastics in the sediments of small-scale Japanese rivers: Abundance and distribution, characterization, sources-to-sink, and ecological risks. *Science of the Total Environment*, 812. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152590>.
- Kelly, M. R., Lant, N. J., Kurr, M., & Burgess, J. G. (2019). Importance of Water-Volume on the Release of Microplastic Fibers from Laundry [Research-article]. *Environmental Science and Technology*, 53(20), 11735–11744. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03022>.
- Klein, S., Worch, E., & Knepper, T. P. (2015). Occurrence and spatial distribution of microplastics in river shore sediments of the rhine-main area in Germany. *Environmental Science and Technology*, 49(10), 6070–6076. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00492>.
- Kullander, S. O., 1986. Cichlid fishes of the Amazon River drainage of Peru. Department of Vertebrate Zoology, Research Division, Swedish Museum of Natural History.
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., & Schludermann, E. (2014). The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, 188, 177–181. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>.
- Li, C., Busquets, R., & Campos, L. C. (2020). Assessment of microplastics in freshwater systems: A review. In *Science of the Total Environment* (Vol. 707). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135578>.
- Li, L., Li, M., Deng, H., Cai, L., Cai, H., Yan, B., Hu, J., & Shi, H. (2018). A straightforward method for measuring the range of apparent density of microplastics. *Science of the Total Environment*, 639, 367–373. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.166>.
- Lu, H. C., Ziajahromi, S., Neale, P. A., & Leusch, F. D. L. (2021). A systematic review of freshwater microplastics in water and sediments: Recommendations for harmonisation to enhance future study comparisons. In *Science of the Total Environment* (Vol. 781). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146693>.
- Luo, W., Su, L., Craig, N. J., Du, F., Wu, C., & Shi, H. (2019). Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters. *Environmental Pollution*, 246, 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.081>.

- Marengo, J. A., Souza, C. M., Thonicke, K., Burton, C., Halladay, K., Betts, R. A., Alves, L. M., & Soares, W. R. (2018). Changes in Climate and Land Use Over the Amazon Region: Current and Future Variability and Trends. In *Frontiers in Earth Science* (Vol. 6). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228>.
- Matjašič, T., Mori, N., Hostnik, I., Bajt, O., & Kovač Viršek, M. (2023). Microplastic pollution in small rivers along rural–urban gradients: Variations across catchments and between water column and sediments. *Science of the Total Environment*, 858. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160043>.
- McCormick, A. R., & Hoellein, T. J. (2016). Anthropogenic litter is abundant, diverse, and mobile in urban rivers: Insights from cross-ecosystem analyses using ecosystem and community ecology tools. *Limnology and Oceanography*, 61(5), 1718–1734. <https://doi.org/10.1002/lno.10328>.
- McNeish, R. E., Kim, L. H., Barrett, H. A., Mason, S. A., Kelly, J. J., & Hoellein, T. J. (2018). Microplastic in riverine fish is connected to species traits. *Scientific Reports*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29980-9>.
- Mizraji, R., Ahrendt, C., Perez-Venegas, D., Vargas, J., Pulgar, J., Aldana, M., Patricio Ojeda, F., Duarte, C., & Galbán-Malagón, C. (2017). Is the feeding type related with the content of microplastics in intertidal fish gut? *Marine Pollution Bulletin*, 116(1–2), 498–500. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.008>.
- Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>.
- Naden, P. S., Murphy, J. F., Old, G. H., Newman, J., Scarlett, P., Harman, M., Duerdoth, C. P., Hawczak, A., Pretty, J. L., Arnold, A., Laizé, C., Hornby, D. D., Collins, A. L., Sear, D. A., & Jones, J. I. (2016). Understanding the controls on deposited fine sediment in the streams of agricultural catchments. *Science of the Total Environment*, 547, 366–381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.079>.
- Nahum, J. S. (2017). The Modern Territorial Reordering of Barcarena. *Modernization and Political Actions in the Brazilian Amazon: The City of Barcarena, Pará*, 1-29.
- Nascimento, N. S. F., & Hazeu, M. T. (2015). Grandes empreendimentos e contradições sociais na Amazônia: a degradação da vida no município de Barcarena, Pará. *Argumentum*, 7(2), 288. <https://doi.org/10.18315/argumentum.v7i2.10533>.
- Nessimian, J. L., Venticinque, E. M., Zuanon, J., de Marco, P., Gordo, M., Fidelis, L., D'arc Batista, J., & Juen, L. (2008). Land use, habitat integrity, and aquatic insect

- assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia*, 614(1), 117–131. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9441-x>.
- Nuelle, M. T., Dekiff, J. H., Remy, D., & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.027>.
- Olivatto, G. P., Carreira, R., Tornisielo, V. L., & Montagner, C. C. (2018). Microplastics: Contaminants of global concern in the Anthropocene | Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. *Revista Virtual de Química*, 10(6), 1968–1989.
- Pazos, R. S., Maiztegui, T., Colautti, D. C., Paracampo, A. H., & Gómez, N. (2017). Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 85–90. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.007>.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. A. (2007). Hydrology and Earth System Sciences Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. In *Hydrol. Earth Syst. Sci* (Vol. 11). www.hydrol-earth-syst-sci.net/11/1633/2007/.
- Peng, G., Zhu, B., Yang, D., Su, L., Shi, H., & Li, D. (2017). Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China. *Environmental Pollution*, 225, 283–290. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.064>.
- Pinheiro, L. M., Britz, L. M. K., Agostini, V. O., Pérez-Parada, A., García-Rodríguez, F., Galloway, T. S., & Pinho, G. L. L. (2022). Salt marshes as the final watershed fate for meso- and microplastic contamination: A case study from Southern Brazil. *Science of the Total Environment*, 838. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156077>.
- R Core Team (2023). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>
- Rajan, K., Khudsar, F. A., & Kumar, R. (2023). Urbanization and population resources affect microplastic concentration in surface water of the River Ganga. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 11. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100342>.
- Ribeiro-Brasil, D. R. G., Castro, Í. B., Petracco, M., Batista, R. M., Brasil, L. S., Ferreira, J. A., da Costa Borba, T. A., Rollnic, M., Fillmann, G., & Amado, L. L. (2021).

- Spatial distribution of butyltins and imposex in eastern Brazilian Amazon. *Marine Pollution Bulletin*, 165. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112155>.
- Ribeiro-Brasil, D. R. G., Torres, N. R., Picanço, A. B., Sousa, D. S., Ribeiro, V. S., Brasil, L. S., & Montag, L. F. de A. (2020). Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon. *Environmental Pollution*, 266. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115241>.
- Sartain, M., Wessel, C., Sparks, E., 2018. *Microplastics Sampling and Processing Guidebook*. Mississippi State. Mississippi State University, MS, p. 35.
- Scherer, C., Brennholt, N., Reifferscheid, G., & Wagner, M. (2017). Feeding type and development drive the ingestion of microplastics by freshwater invertebrates. *Scientific Reports*, 7(1), 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-17191-7>.
- Scherer, C., Weber, A., Stock, F., Vurusic, S., Egerci, H., Kochleus, C., Arendt, N., Foeldi, C., Dierkes, G., Wagner, M., Brennholt, N., & Reifferscheid, G. (2020). Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. *Science of the Total Environment*, 738. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139866>.
- Silva-Cavalcanti, J. S., Silva, J. D. B., França, E. J. de, Araújo, M. C. B. de, & Gusmão, F. (2017). Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environmental Pollution*, 221, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.068>.
- Simpson, S. L., & CSIRO. Centre for Environmental Contaminants Research. (2005). *Handbook for sediment quality assessment*. Centre for Environmental Contaminants Research.
- Su, L., Xiong, X., Zhang, Y., Wu, C., Xu, X., Sun, C., & Shi, H. (2022). Global transportation of plastics and microplastics: A critical review of pathways and influences. *Science of the Total Environment*, 831. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154884>.
- Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., & Shi, H. (2016). Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 216, 711–719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>.
- Sutton, R., Mason, S. A., Stanek, S. K., Willis-Norton, E., Wren, I. F., & Box, C. (2016). Microplastic contamination in the San Francisco Bay, California, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 230–235. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.077>.

- Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., & Janssen, C. R. (2015). Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research*, 111, 5–17. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007>.
- Wagner, M., Scherer, C., Alvarez-Muñoz, D., Brennholt, N., Bourrain, X., Buchinger, S., Fries, E., Grosbois, C., Klasmeier, J., Marti, T., Rodriguez-Mozaz, S., Urbatzka, R., Vethaak, A. D., Winther-Nielsen, M., & Reifferscheid, G. (2014). Microplastics in freshwater ecosystems: what we know and what we need to know. *Environmental Sciences Europe*, 26(1), 1–9. <https://doi.org/10.1186/s12302-014-0012-7>.
- Wang, Z., Su, B., Xu, X., Di, D., Huang, H., Mei, K., Dahlgren, R. A., Zhang, M., & Shang, X. (2018). Preferential accumulation of small (<300 Mm) microplastics in the sediments of a coastal plain river network in eastern China. *Water Research*, 144, 393–401. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.050>.
- Zar JH. *Biostatistical Analysis*. 5th ed. New Jersey: Prentice Hall; 2010.
- Zhang, K., Shi, H., Peng, J., Wang, Y., Xiong, X., Wu, C., & Lam, P. K. S. (2018). Microplastic pollution in China's inland water systems: A review of findings, methods, characteristics, effects, and management. In *Science of the Total Environment* (Vol. 630, pp. 1641–1653). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.300>.
- Zhang, K., Su, J., Xiong, X., Wu, X., Wu, C., & Liu, J. (2016). Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. *Environmental Pollution*, 219, 450–455. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.048>.
- Zhou, Q., Zhang, H., Fu, C., Zhou, Y., Dai, Z., Li, Y., Tu, C., & Luo, Y. (2018). The distribution and morphology of microplastics in coastal soils adjacent to the Bohai Sea and the Yellow Sea. *Geoderma*, 322, 201–208. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.015>.