



Serviço Público Federal
Universidade Federal do Pará
Campus Universitário de Altamira
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

PPGBC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO

Bianca Cristina Cirno Saraiva

**CARACTERIZAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS
EM RESERVATÓRIOS DA AMAZÔNIA**

Orientador: Prof. Dr. José Eduardo Martinelli
Filho

ALTAMIRA - PA

ABRIL – 2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CAMPUS ALTAMIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE DE CONSERVAÇÃO

Bianca Cristina Cirno Saraiva

CARACTERIZAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS
EM RESERVATÓRIOS DA AMAZÔNIA

Orientador: Prof. Dr. José Eduardo Martinelli
Filho

Dissertação a apresentada à Universidade Federal do Pará, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

ALTAMIRA - PA

ABRIL – 2022

**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)**

S243c Saraiva, Bianca Cristina Cirino.

Caracterização da Distribuição de Microplásticos em
Reservatórios da Amazônia / Bianca Cristina Cirino Saraiva, José
Eduardo Martinelli Filho. — 2022.

47 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará,

Campus Universitário de Altamira, Programa de Pós-Graduação
em Biodiversidade e Conservação, Altamira, 2022.

1. Poluição plástica. 2. Hidrelétrica. 3. Resíduos. 4.
Brasil. I. Título.

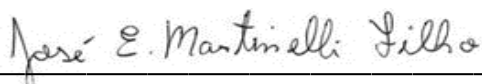
CDD 574.526322

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
CAMPUS ALTAMIRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE DE CONSERVAÇÃO

Bianca Cristina Cirno Saraiva

CARACTERIZAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS
EM RESERVATÓRIOS DA AMAZÔNIA

Orientador:



Prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho

Banca examinadora:



Tatiana da Silva Pereira

Membro Interno da Banca Examinadora (PPGBC)



Prof. Dra. Simone de Fátima Pinheiro Pereira



Dra. Daiane Evangelista Aviz da Silva

Membro da Externo da Banca Examinadora

ALTAMIRA - PA

ABRIL – 2022

*Dedico este trabalho à minha amada vó
Rosemary Castro Cirino.*

“A mais importante de todas as obras é o
exemplo da própria vida.”

(Helena Blavatsky)

Agradecimentos

Primeiramente agradeço a minha família por todo apoio e suporte que me proporcionaram, especialmente minha mãe e minha avó, pelo amor, carinho, incentivos, ensinamento e conselhos para minha formação.

Aos meus amigos e amigas por todo apoio, amizade, companheirismo, conselhos e ajuda direta e indiretamente que sempre me deram em todos os momentos, principalmente a Luana Costa que me ajudou muito durante este trabalho.

A Universidade Federal do Pará (UFPA) e ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Campus Altamira (PPGBC) pela formação.

À Profa. Dra. Simone de Fátima P. Pereira coordenadora do projeto “Desenvolvimento de um Sistema Indicador de Qualidade de Água Específico para a Região Amazônica” e ao Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo que forneceram as amostras que compõem este trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq financiamento do projeto “Microplásticos em ambientes aquáticos amazônicos”.

A Coordenação de Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisa (FAPESPA) pela concessão de 3 meses de bolsa de mestrado.

Ao meu orientador prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho pelas oportunidades, suporte, confiança e orientações ao longo de todo o curso.

Ao Laboratório de Oceanografia Biológica (LOB) por fornecer os materiais e equipamentos para realização desta pesquisa, e à toda equipe de trabalho do laboratório que ajudaram durante todo o processo de análises e geração de resultados, especialmente a Maria Tavares e Arnaldo Queiroz.

Às Profa. Dras Tatiana da Silva Pereira, Simone de Fátima P. Pereira e Daiane E. Aviz da Silva por participarem da banca, pelas correções e contribuições sugeridas.

Ao Laboratório de Ecossistemas Pelágicos, do Centro de Estudos Avançados da Biodiversidade (CEABIO) onde as amostras foram analisadas, e ao Laboratório de Geologia Isotópica do instituto de Geociências. Gratidão a todos!

Sumário

Resumo Geral	1
Introdução Geral	2
Objetivo Geral	6
Literatura Citada	7
Artigo	15
Caracterização da Distribuição de Microplásticos em Reservatórios da Amazônia	15

1 **Resumo Geral**

2 O descarte inapropriado de resíduos plásticos tem resultado em diversos impactos
3 ambientais. O acúmulo desses resíduos descartados em aterros sanitários e no ambiente
4 é estimado em 60% do total produzido ao redor do mundo ao longo de 65 anos. Essas
5 condições propiciam a formação dos microplásticos (MPs), os quais em ecossistemas
6 aquáticos e terrestres têm sido investigados em diferentes locais ao redor do mundo,
7 devido sua ampla distribuição. Contudo, a sua caracterização e distribuição nos
8 reservatórios ainda estão poucos documentados em comparação com rios, lagos, e
9 estuários, especialmente para microplásticos de pequenas dimensões (<300 µm, SMPs).
10 Este é o primeiro estudo a investigar a presença de MPs nas águas de reservatórios da
11 Amazônia brasileira (Samuel, Curuá-Una, Belo Monte e Tucuruí). Foram realizados
12 arrastos verticais com rede de 20 µm nos três estratos da coluna d'água para coleta de
13 água nos compartimentos a montante, jusante e interior dos reservatórios durante o
14 período de menor pluviosidade da região. Quantidades consideráveis de MPs foram
15 detectadas em todas as amostras de água. A abundância média de MPs variou de 120,5
16 ± 38 a 892 ± 394 partículas/m³ entre os compartimentos dos reservatórios e de 247 ± 66
17 a 640 ± 385 partículas/m³ entre os reservatórios, com diferenças significativas para a
18 jusante dos reservatórios de Samuel e montante de Belo Monte. No geral, a maior
19 abundância de MPs foi identificada à montante das barragens dos reservatórios. Os MPs
20 representaram predominância de fragmentos (56%) e fibras (39%), com uma proporção
21 menor de filmes e espumas (5%). Partículas pequenas foram predominantes: os
22 fragmentos variaram de 20 µm a 5 mm, com predominância dos tamanhos 20 – 120 µm
23 (65%) e 121 – 200 µm (21%), enquanto as fibras variaram de 45 µm a 5 mm, com
24 maior proporção dos tamanhos 501 µm – 5 mm (51%); 201 – 500 µm (35%). As cores
25 azul, transparente, vermelho e preto apresentaram maior frequência nas amostras. A
26 proximidade com áreas urbanas, baixos índices de atendimento ao saneamento básico e
27 diferenças na cobertura do solo ligadas à agricultura na região são potenciais fontes de
28 MPs nos reservatórios da Amazônia. Este estudo indica que os reservatórios são
29 presumivelmente potenciais sumidouros para o acúmulo de MPs, embora quantidades
30 moderadas de MPs também tenham sido detectadas à jusante de tais sistemas.

31 Palavras chaves: Poluição plástica; hidrelétrica; resíduos; Brasil.

32 **Introdução Geral**

33 O plástico é um material polimérico feito de monômeros de resina sintética com
34 aditivos químicos, muito utilizado na vida cotidiana devido as suas propriedades (Liao
35 et al., 2008). Eles estão entre os materiais mais versáteis já criados pelo homem, pois
36 apresentam características como resistência, flexibilidade, leveza, durabilidade e baixo
37 custo de produção, por isso estão presentes em todo lugar, desde a indústrias
38 automobilística, eletrônica, farmacêutica, têxtil, construção civil, até embalagens
39 diversas (Sivan, 2011; Brazel; Rosen, 2012).

40 Os plásticos mais comercializados são produzidos a partir de fontes de
41 combustíveis fósseis, derivados do petróleo, que dão origem ao polipropileno (PP),
42 polietileno (PE), polietileno tereftalato (PET), poliestireno (PS), cloreto de polivinila
43 (PVC), poliuretano (PUR), e poliftalamidas (PPA), que juntos representam 92% de todo
44 plástico sem fibras já produzidos (Harding et al., 2007; Geyer et al., 2017). Devido à
45 alta resistência e durabilidade desses polímeros, os plásticos podem levar mais tempo
46 serem degradados assim que entraram no meio ambiente, sendo considerados resistentes
47 a biodegradação (Hadad et al., 2005; Urbanek et al., 2018).

48 A sua produção comercial teve início aproximadamente em 1950, estima-se que
49 6,3 das 8,3 milhões de toneladas de plásticos virgens produzidas desde esse período até
50 2015 se tornaram resíduos (Geyer et al., 2017), dos quais poucos tiveram como destino
51 a reciclagem e cerca de 60% se acumularam em aterros sanitários e no meio ambiente
52 (Barnes et al., 2009; Geyer et al., 2017). Até o momento, os plásticos representam de 60
53 a 80% da poluição de resíduos sólidos em lagos e oceanos e se as atuais taxas de
54 produção continuarem, é estimado que até 2050 os oceanos possam conter mais plástico
55 (em peso) do que peixes (MacArthur, 2017).

56 Os resíduos plásticos se acumulam no ambiente ao longo dos anos, e a única
57 forma de eliminar permanentemente estes resíduos é através da destruição por
58 tratamento térmico (incineração), como a combustão ou pirólise (Geyer et al, 2017).
59 Porém, em condições ambientais esses materiais sofrem degradação, que pode ser
60 térmica, biológica, química, mecânica e principalmente a degradação foto-oxidativa
61 (incidência de radiação UV), considerada a primeira fonte de degradação dos polímeros
62 (Grassie; Scott, 1988; Singh; Sharma, 2008).

63 Essa degradação ocorre em longos períodos, resultando em fragmentos plásticos
64 microscópicos, lâminas e fibras, conhecido como microplásticos - MPs (1µm - 5mm) e
65 nanoplásticos (<1 µm) (Urbanek et al., 2018; GESAMP, 2019). Comumente são
66 classificados em microplásticos primários, os que tem origem no processo de produção
67 industrial, muito utilizados em cosméticos e produtos de higiene e microplásticos
68 secundários, formados devido à fragmentação ou degradação de fragmentos de plástico
69 maiores, componentes do mesoplásticos (5,01–25 mm), macroplásticos (25–1000 mm)
70 e megaplásticos (acima de 1000 mm) (Thompson et al., 2009; Cole et al., 2011;
71 GESAMP, 2019).

72 Os MPs podem conter uma mistura complexa de polímeros, aditivos químicos,
73 antioxidantes, estabilizantes, produtos orgânicos adsorvidos (como os POP's - poluentes
74 orgânicos persistentes) e microorganismos, que ao longo do tempo formam biofilmes na
75 sua superfície (Lobelle; Cunliffe, 2011; Galloway et al., 2017; Jiang, 2018). Devido a
76 sua ampla distribuição e seu tamanho reduzido, os microplásticos são facilmente
77 consumidos por organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos, podendo se
78 acumular ao longo da cadeia alimentar, causando efeitos biológicos adversos ainda
79 pouco conhecidos em organismos (Santillo et al., 2017; Ivleva et al., 2017; Van
80 Raamsdonk et al., 2020).

81 Quando os MPs são ingeridos ou assimilados acidentalmente, essas substâncias
82 presentes no plástico podem ser liberadas nos organismos, por meio da quebra de suas
83 ligações químicas por calor ou condições ácidas e básicas no ambiente (Wang et al.,
84 2019; Carmen, 2021). A atenção aos MPs vem aumentando devido à preocupação da
85 interação entre MPs e produtores primários aquáticos (Bhattacharya et al., 2010;
86 Sjollema et al., 2016; Gonçalves et al., 2021). Em geral, os estudos dos efeitos dessas
87 partículas, apontam para potenciais problemas toxicológicos no desenvolvimento e
88 reprodução dos organismos, no entanto, em águas doces os estudos de tais efeitos ainda
89 são mais limitados (Arutchelvi et al. 2008; Lu et al., 2016; Anbumani; Kakkar, 2018;
90 Jaikumar et al., 2019; Wang et al., 2020).

91 Os MPs foram identificados nos oceanos no início dos anos 1970, quando pellets
92 foram observados flutuando entre as algas no mar de Sargaço (Carpenter; Smith, 1972).
93 A partir de então as pesquisas sobre o tema tem aumentado, porém em águas
94 continentais, o primeiro estudo foi publicado em 2005 (Moore et al., 2005). Até o

95 momento pesquisas sobre a abundância e distribuição dos microplásticos em águas
96 continentais ainda são restritas, mas assim como nos oceanos, os microplásticos são
97 comuns nesses sistemas em escala global (Geyer et al., 2017; Rochman, 2018).

98 O ambiente terrestre e os sistemas de água doce são considerados as origens e
99 vias de transporte dos plásticos para os oceanos (Dris et al., 2015). A presença de MPs
100 foi constatada desde lagos em áreas remotas, como no Ártico (González-Pleiter et al.,
101 2020) até áreas com maior atividade antrópica como o lago Poyang, o maior lago de
102 água doce da China (Yuan et al., 2019). Também foram identificados em amostras de
103 macroinvertebrados ao longo de três rios próximos a estações de tratamento de águas
104 residuais no Reino Unido (Windsor et al., 2019), em gastrópodes na África Ocidental
105 (Akindele; Ehlers; Koop, 2019), em camarão de águas continentais na Austrália (Nan et
106 al., 2020) e no rio Pageú, Nordeste do Brasil, numa espécie de peixe comercial e de
107 ampla distribuição (Silva-Cavalcanti et al., 2016).

108 Os estudos dessas partículas plásticas nos sistemas terrestre e em água doce são
109 fundamentais para identificar as suas fontes de poluição para o meio ambiente, porque
110 esses ecossistemas são receptores direto de resíduos urbanos, industriais e agrícolas
111 (Jambeck et al., 2015; Rochman, 2018). Tendo em vista que os reservatórios afetam as
112 bacias hidrográficas nas áreas circundantes, são importantes fontes de abastecimento,
113 geração de eletricidade e controle de inundações (Yao et al., 2020), é importante
114 conhecer a distribuição e a abundância de MPs nesses ambientes.

115 No território brasileiro, as barragens hidroelétricas foram propostas para garantir
116 a segurança energética do país, o qual tem o maior potencial hidroelétrico da América
117 do Sul (Fearnside, 2015). No entanto, a grande expansão dessas barragens na Amazônia
118 trouxe preocupações sociais e ambientais devido aos impactos causados (Bermann,
119 2012). Este estudo busca investigar a presença e distribuição de microplásticos nos
120 reservatórios das usinas hidrelétricas de Samuel, Curuá-Una, Tucuruí e Belo Monte no
121 estado do Pará e Rondônia, na região Amazônica, identificando a ocorrência,
122 abundância, distribuição e características dos microplásticos na região.

123 O uso dos reservatórios é destinado a pesca artesanal e comercial, aquicultura
124 (no caso de Tucuruí), abastecimento e geração de energia, associada à ocupação por
125 comunidades tradicionais e ao ambiente rural (agricultura, pecuária, assentamentos e

126 propriedades rurais) (Santos; Santos, 2005; Jati; Silva, 2017). O reservatório da
127 hidrelétrica de Samuel, no rio Jamari, drena vastas extensões de terra nas proximidades
128 da BR/364 (Cuiabá-Porto Velho), que constituem áreas com grandes impactos
129 ambientais na Amazônia, se situa na bacia hidrográfica do rio Madeira, localizado no
130 estado de Rondônia (Fearnside, 1989).

131 Já o reservatório da hidrelétrica de Curuá-Una, a mais antiga hidrelétrica neste
132 estudo na região da Amazônia, é localizado na bacia hidrográfica de mesmo nome, no
133 rio Curuá-Una, o qual possui dois afluentes, o rio Mojú e o rio Mojuí dos Campos, no
134 sudoeste do estado do Pará (Zacardi et al., 2021). As usinas hidrelétricas de Tucuruí e
135 Belo Monte estão entre as cinco maiores hidrelétricas existentes na América do Sul
136 (Fearnside, 2015).

137 O reservatório de Tucuruí pertence a bacia hidrográfica Tocantins-Araguaia, e
138 está inserido no estado do Pará (Ribeiro et al., 1995). A sua bacia é formada por dois
139 cursos d'água principais: o rio Tocantins e o rio Araguaia que se unem a cerca de 500
140 km da foz para formar o baixo Tocantins, o qual desemboca no rio Pará, parte do
141 estuário do Amazonas, a uma distância aproximada de 200 km do oceano Atlântico
142 (Merona, 1987). Já o reservatório de Belo Monte se localiza na bacia do rio Xingu, que
143 se situa nos estados do Mato Grosso e do Pará, na região conhecida como “Arco do
144 Desmatamento”. O rio Xingu, é o seu principal curso d'água e o terceiro maior
145 tributário do rio Amazonas (Pérez, 2015).

146 Apesar dos estudos de contaminação por MPs em reservatórios ter surgido nos
147 últimos seis anos, vem recebendo uma atenção crescente em diferentes continentes. No
148 entanto, é necessária uma compreensão abrangente dos fatores e mecanismos da
149 poluição em reservatórios, pois os potenciais níveis de risco ecológico são elevados
150 nestes sistemas e as atuais políticas para mitigar a poluição microplástica são
151 insuficientes (Guo et al., 2021). A maioria dos estudos sobre MPs em reservatórios
152 estão concentradas nos continentes Asiático (Zhang et al., 2015; Di; Wang, 2017; Lin et
153 al., 2021; Niu et al., 2022), na América do Norte (Watkins et al., 2019), Europa (Hubner
154 et al., 2020; Tavşanoğlu et al., 2020; Turhan, 2021) e África do sul (Weideman et al.,
155 2019), com menor dados sobre reservatórios na América do Sul (Gerolin, 2020; Correa-
156 Araneda et al., 2022) e praticamente inexistentes para a Amazônia.

157 Propõe-se que as barragens e reservatórios sejam potenciais depósitos de MPs,
158 interceptando parte desses poluentes nas águas e sedimento a montante, com esse
159 acúmulo nos reservatórios, maior será a probabilidade de ingestão por organismos
160 aquáticos de diferentes níveis tróficos, o que podem causar danos e efeitos adversos nos
161 ecossistemas aquáticos e na saúde humana (Zhang et al., 2017; Hubner et al., 2020; Li
162 et al., 2020). No cenário atual, alguns estudos já reportaram a poluição de Mps para
163 águas continentais da amazônica brasileira (Andrade et al., 2019; Gerolin et al., 2020;
164 Ribeiro-Brasil et al., 2020), no entanto, em reservatórios ainda não foi constatado a
165 ocorrência deste poluente, sendo este o primeiro estudo a avaliar a ocorrência,
166 distribuição e abundância de MPs nestes ecossistemas. Este estudo busca investigar a
167 presença e distribuição espacial de microplásticos nos reservatórios das usinas
168 hidrelétricas de Samuel, Curuá-Una, Tucuruí e Belo Monte no estado do Pará e
169 Rondônia, na região Amazônica brasileira.

170

171 **Objetivo Geral**

172 Investigar a distribuição e abundância de microplásticos na coluna de água dos
173 reservatórios das usinas hidrelétricas de Tucuruí, Belo Monte e Curuá-Una no estado do
174 Pará e Samuel no estado de Rondônia, na região Amazônica durante um período de
175 menor pluviosidade.

176 **Objetivos Específicos**

177

- 178 • Identificar a ocorrência, abundância e distribuição dos microplásticos em
179 amostras de água dos quatro reservatórios selecionados;
- 180 • Classificar os MPs presentes nos reservatórios quanto ao tamanho, cor e forma;
- 181 • Constatar se há variação na distribuição e quantidade de MPs no período menos
182 chuvoso entre os compartimentos à montante, à jusante e no interior dos
183 reservatórios;
- 184 • Verificar se a quantidade de MPs varia entre os reservatórios, localizados em
185 distintas sub-bacias hidrográficas da Amazônia brasileira.

186

187 **Literatura Citada**

188 Akindele, E. O., Ehlers, S. M., & Koop, J. H. (2019). First empirical study of freshwater
189 microplastics in West Africa using gastropods from Nigeria as bioindicators.
190 *Limnologica*, 78, 125708. DOI: 10.1016/j.limno.2019.125708.

191 Anbumani, S., & Kakkar, P. (2018). Ecotoxicological effects of microplastics on the
192 biota: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(15), 14373-14396.
193 DOI: 10.1007/s11356-018-1999-x.

194 Andrade, M. C., Winemiller, K. O., Barbosa, P. S., Fortunati, A., Chelazzi, D.,
195 Cincinelli, A., & Giarrizzo, T. (2019). First account of plastic pollution impacting
196 freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other
197 serrasalmids with diverse feeding habits. *Environmental Pollution*, 244, 766-773. DOI:
198 10.1016/j.envpol.2018.10.088.

199 Arutchelvi, J., Sudhakar, M., Arkatkar, A., Doble, M., Bhaduri, S., & Uppara, P. V.
200 (2008). Biodegradation of polyethylene and polypropylene. ISSN: 0975-0967.

201 Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and
202 fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical transactions of the*
203 *royal society B: biological sciences*, 364(1526), 1985-1998. DOI:
204 10.1098/rstb.2008.0205.

205 Bermann, C. (2012). O projeto da Usina Hidrelétrica Belo Monte: a autocracia
206 energética como paradigma. *Novos Cadernos NAEA*, 15(1). DOI:
207 10.5801/ncn.v15i1.895.

208 Bhattacharya, P., Lin, S., Turner, J. P., & Ke, P. C. (2010). Physical adsorption of
209 charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis. *The journal of physical*
210 *chemistry C*, 114(39), 16556-16561. DOI: 10.1021/jp1054759.

211 Brazel, C. S., Rosen, S. L. (2012). *Fundamental principles of polymeric materials*. John
212 Wiley & Sons.

213 Carmen, S. (2021). Microbial capability for the degradation of chemical additives
214 present in petroleum-based plastic products: A review on current status and

215 perspectives. *Journal of hazardous materials*, 402, 123534. DOI:
216 10.1016/j.jhazmat.2020.123534.

217 Carpenter, E. J., & Smith Jr, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*,
218 175(4027), 1240-1241. DOI: 10.1126/science.175.4027.1240.

219 Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as
220 contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12),
221 2588-2597. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.

222 Correa-Araneda, F., Pérez, J., Tonin, A. M., Esse, C., Boyero, L., Díaz, M. E., Figuero,
223 R., Santander-Massa, R., Cornejo, A., Link, O., Jorquera, E., Urbina, M. A. (2022).
224 Microplastic concentration, distribution and dynamics along one of the largest
225 Mediterranean-climate rivers: A whole watershed approach. *Environmental Research*,
226 112808. DOI: 10.1016/j.envres.2022.112808.

227 Di, M., & Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters and sediments of the Three
228 Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*, 616, 1620-1627. DOI:
229 10.1016/j.scitotenv.2017.10.150.

230 Dris, R., Imhof, H., Sanchez, W., Gasperi, J., Galgani, F., Tassin, B., & Laforsch, C.
231 (2015). Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic
232 particles. *Environmental chemistry*, 12(5), 539-550. DOI: 10.1071/EN14172.

233 Fearnside, P. M. (1989). *A ocupação humana de Rondônia: impactos, limites e*
234 *planejamento (Vol. 5)*. Brasília: Assessoria Editorial e Divulgação Científica.

235 Fearnside, P. M. (2015). *Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na*
236 *tomada de decisões sobre grandes obras-Volume 2*.

237 Galloway, T. S., Cole, M., & Lewis, C. (2017). Interactions of microplastic debris
238 throughout the marine ecosystem. *Nature ecology & evolution*, 1(5), 1-8. DOI:
239 10.1038/s41559-017-0116.

240 Gerolin, C. R., Pupim, F. N., Sawakuchi, A. O., Grohmann, C. H., Labuto, G., &
241 Semensatto, D. (2020). Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Science*
242 *of the Total Environment*, 749, 141604. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141604.

243 GESAMP, 2019. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and
244 microplastics in the ocean, In: Kershaw P.J., Turra A., Galgani F. (Eds.),
245 IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of
246 Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Reports and
247 Studies, GESAMP No. 99, 130p. 267 ISSN: 1020-4873.

248 Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics
249 ever made. *Science advances*, 3(7), e1700782. DOI: 10.1126/sciadv.1700782.

250 Gonçalves, J. M., & Bebianno, M. J. (2021). Nanoplastics impact on marine biota: A
251 review. *Environmental Pollution*, 273, 116426. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116426.

252 González-Pleiter, M., Velázquez, D., Edo, C., Carretero, O., Gago, J., Barón-Sola, Á., ...
253 & Fernández-Piñas, F. (2020). Fibers spreading worldwide: Microplastics and other
254 anthropogenic litter in an Arctic freshwater lake. *Science of the Total Environment*,
255 722, 137904. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137904.

256 Grassie, N., Scott, G. (1988). *Polymer degradation and stabilization*, CUP Archive.

257 Guo, Z., Boeing, W. J., Xu, Y., Borgomeo, E., Mason, S. A., & Zhu, Y. G. (2021).
258 Global meta-analysis of microplastic contamination in reservoirs with a novel
259 framework. *Water Research*, 207, 117828. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117828.

260 Hadad, D., Geresh, S., & Sivan, A. (2005). Biodegradation of polyethylene by the
261 thermophilic bacterium *Brevibacillus borstelensis*. *Journal of applied microbiology*,
262 98(5), 1093-1100. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2005.02553.x.

263 Harding, K. G., Dennis, J. S., Von Blottnitz, H., & Harrison, S. T. L. (2007).
264 Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based
265 polypropylene and polyethylene with biologically-based poly- β -hydroxybutyric acid
266 using life cycle analysis. *Journal of biotechnology*, 130(1), 57-66. DOI:
267 10.1016/j.jbiotec.2007.02.012.

268 Hübner, M. K., Michler-Kozma, D. N., & Gabel, F. (2020). Microplastic concentrations
269 at the water surface are reduced by decreasing flow velocities caused by a reservoir.
270 *Fundamental and Applied Limnology*, 49-56. DOI: 10.1127/fal/2020/1307.

271 Ivleva, N. P., Wiesheu, A. C., & Niessner, R. (2017). Mikroplastik in aquatischen
272 Ökosystemen. *Angewandte Chemie*, 129(7), 1744-1764. DOI:
273 10.1002/ange.201606957.

274 Jaikumar, G., Brun, N. R., Vijver, M. G., & Bosker, T. (2019). Reproductive toxicity of
275 primary and secondary microplastics to three cladocerans during chronic exposure.
276 *Environmental Pollution*, 249, 638-646. DOI: 10.1016/j.envpol.2019.03.085.

277 Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A.
278 Narayan, R., Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*,
279 347(6223), 768-771. DOI: 10.1126/science.1260352.

280 Jati, D. A., Silva, J. D. (2017). Estudos geo-hidrológicos da bacia do rio Curuá-Una,
281 Santarém, Pará: Aplicação do modelo hidrológico de grandes bacias (MGB-IPH).
282 *Revista Brasileira de Geografia Física*, 10(4), 1296-1311.

283 Jiang, J. Q. (2018). Occurrence of microplastics and its pollution in the environment: A
284 review. *Sustainable production and consumption*, 13, 16-23. DOI:
285 10.1016/j.spc.2017.11.003.

286 Li, C., Busquets, R., & Campos, L. C. (2020). Assessment of microplastics in
287 freshwater systems: A review. *Science of the Total Environment*, 707, 135578. DOI:
288 10.1016/j.scitotenv.2019.135578.

289 Liao, Y. W., Cao, G. R., Xu, W. C., & HU, X. W. (2008). Discussion on the food safety
290 issue of the plasticizer in lid gasket. *Packaging Engineering*, 29, 228-231.

291 Lin, L., Pan, X., Zhang, S., Li, D., Zhai, W., Wang, Z., ... & Crittenden, J. C. (2021).
292 Distribution and source of microplastics in China's second largest reservoir-
293 Danjiangkou Reservoir. *Journal of Environmental Sciences*, 102, 74-84. DOI:
294 10.1016/j.jes.2020.09.018.

295 Lobelle, D., & Cunliffe, M. (2011). Early microbial biofilm formation on marine plastic
296 debris. *Marine pollution bulletin*, 62(1), 197-200. DOI:
297 10.1016/j.marpolbul.2010.10.013.

298 Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., ... & Ren, H. (2016). Uptake
299 and accumulation of polystyrene microplastics in zebrafish (*Danio rerio*) and toxic
300 effects in liver. *Environmental science & technology*, 50(7), 4054-4060. DOI:
301 10.1021/acs.est.6b00183.

302 MacArthur, E. (2017). Beyond plastic waste. *Science*, 358(6365), 843-843.

303 Merona, B. D. (1987). Aspectos ecológicos da ictiofauna no baixo Tocantins. *Acta*
304 *Amazonica*, 17, 109-160. DOI: 10.1590/1809-43921987171124.

305 Moore, C. J., Lattin, G. L., & Zellers, A. F. (2005). Working our way upstream: a
306 snapshot of land based contributions of plastic and other trash to coastal waters and
307 beaches of Southern California. In *Proceedings of the Plastic Debris Rivers to Sea*
308 *Conference*, Algalita Marine Researc Foundation, Long Beach, California.

309 Nan, B., Su, L., Kellar, C., Craig, N. J., Keough, M. J., & Pettigrove, V. (2020).
310 Identification of microplastics in surface water and Australian freshwater shrimp
311 *Paratya australiensis* in Victoria, Australia. *Environmental Pollution*, 259, 113865. DOI:
312 10.1016/j.envpol.2019.113865.

313 Niu, J., Gao, B., Wu, W., Peng, W., & Xu, D. (2022). Occurrence, stability and source
314 identification of small size microplastics in the Jiayan reservoir, China. *Science of The*
315 *Total Environment*, 807, 150832. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150832.

316 Pérez, M. S. (2015). Where the Xingu bends and will soon break. *American Scientist*,
317 103(6), 395-403.

318 Ribeiro, M. C. L. D. B., Petrere, M., & Juras, A. A. (1995). Ecological integrity and
319 fisheries ecology of the Araguaia—Tocantins River Basin, Brazil. *Regulated rivers:*
320 *research & management*, 11(3-4), 325-350. DOI: 10.1002/rrr.3450110308.

321 Ribeiro-Brasil, D. R. G., Torres, N. R., Picanço, A. B., Sousa, D. S., Ribeiro, V. S.,
322 Brasil, L. S., & de Assis Montag, L. F. (2020). Contamination of stream fish by plastic
323 waste in the Brazilian Amazon. *Environmental Pollution*, 266, 115241. DOI:
324 10.1016/j.envpol.2020.115241.

325 Rochman, C. M. (2018). Microplastics research from sink to source. *Science* 360, 28-
326 29. DOI: 10.1126/science.aar7734.

327 Santillo, D., Miller, K., & Johnston, P. (2017). Microplastics as contaminants in
328 commercially important seafood species. *Integrated environmental assessment and*
329 *management*, 13(3), 516-521. DOI: 10.1002/ieam.1909.

330 Santos, G. M. D., Santos, A. C. M. D. (2005). Sustentabilidade da pesca na Amazônia.
331 *Estudos avançados*, 19(54), 165-182.

332 Silva-Cavalcanti, J. S., Silva, J. D. B., de França, E. J., de Araújo, M. C. B., & Gusmao,
333 F. (2017). Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource.
334 *Environmental pollution*, 221, 218-226. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.11.068.

335 Singh, B., & Sharma, N. (2008). Mechanistic implications of plastic degradation.
336 *Polymer degradation and stability*, 93(3), 561-584. DOI:
337 10.1016/j.polymdegradstab.2007.11.008.

338 Sivan, A. (2011). New perspectives in plastic biodegradation. *Current opinion in*
339 *biotechnology*, 22(3), 422-426. DOI: 10.1016/j.copbio.2011.01.013.

340 Sjollema, S. B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H. A., Kraak, M. H., & Vethaak, A.
341 D. (2016). Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? *Aquatic*
342 *toxicology*, 170, 259-261. DOI: 10.1016/j.aquatox.2015.12.002.

343 Tavşanoğlu, Ü. N., Başaran Kankılıç, G., Akca, G., Çırak, T., Erdoğan, Ş. (2020).
344 Microplastics in a dam lake in Turkey: type, mesh size effect, and bacterial biofilm
345 communities. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(36), 45688-45698.
346 DOI: 10.1007/s11356-020-10424-9.

347 Thompson, R. C., Moore, C. J., Vom Saal, F. S., Swan, S. H. (2009). Plastics, the
348 environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical*
349 *transactions of the royal society B: biological sciences*, 364(1526), 2153-2166. DOI:
350 10.1098/rstb.2009.0053.

351 Urbanek, A. K., Rymowicz, W., Mirończuk, A. M. (2018). Degradation of plastics and
352 plastic-degrading bacteria in cold marine habitats. *Applied microbiology and*
353 *biotechnology*, 102(18), 7669-7678. DOI: 10.1007/s00253-018-9195-y.

354 Van Raamsdonk, L. W., van der Zande, M., Koelmans, A. A., Hoogenboom, R. L.,
355 Peters, R. J., Groot, M. J., Peijnenburg, A. C. M., Weesepeel, Y. J. (2020). Current
356 insights into monitoring, bioaccumulation, and potential health effects of microplastics
357 present in the food chain. *Foods*, 9(1), 72. DOI: 10.3390/foods9010072.

358 Wang, W., Gao, H., Jin, S., Li, R., & Na, G. (2019). The ecotoxicological effects of
359 microplastics on aquatic food web, from primary producer to human: A review.
360 *Ecotoxicology and environmental safety*, 173, 110-117. DOI:
361 10.1016/j.ecoenv.2019.01.113.

362 Wang, W., Ge, J., & Yu, X. (2020). Bioavailability and toxicity of microplastics to fish
363 species: a review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 189, 109913. DOI:
364 10.1016/j.ecoenv.2019.109913.

365 Watkins, L., McGrattan, S., Sullivan, P. J., & Walter, M. T. (2019). The effect of dams
366 on river transport of microplastic pollution. *Science of the Total Environment*, 664, 834-
367 840. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.028.

368 Weideman, E. A., Perold, V., & Ryan, P. G. (2019). Little evidence that dams in the
369 Orange–Vaal River system trap floating microplastics or microfibres. *Marine Pollution*
370 *Bulletin*, 149, 110664. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110664.

371 Windsor, F. M., Tilley, R. M., Tyler, C. R., & Ormerod, S. J. (2019). Microplastic
372 ingestion by riverine macroinvertebrates. *Science of the total environment*, 646, 68-74.
373 DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.271.

374 Yao, L., Hui, L., Yang, Z., Chen, X., & Xiao, A. (2020). Freshwater microplastics
375 pollution: Detecting and visualizing emerging trends based on Citespace II.
376 *Chemosphere*, 245, 125627. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125627.

377 Yuan, W., Liu, X., Wang, W., Di, M., & Wang, J. (2019). Microplastic abundance,
378 distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake,

379 China. *Ecotoxicology and environmental safety*, 170, 180-187. DOI:
380 10.1016/j.ecoenv.2018.11.126.

381 Zacardi, D. M., de Lima Suzuki, M. A., de Oliveira, C. C., de Oliveira, L. S., & Cajado,
382 R. A. (2021). O gradiente longitudinal (rio-barragem) do reservatório de Curuá-Una
383 afeta a composição das assembleias de larvas de peixes?. *Revista Brasileira de Meio*
384 *Ambiente*, 9(1). ISSN: 2595-4431.

385 Zhang, K., Gong, W., Lv, J., Xiong, X., & Wu, C. (2015). Accumulation of floating
386 microplastics behind the Three Gorges Dam. *Environmental Pollution*, 204, 117-123.
387 DOI: 10.1016/j.envpol.2015.04.023.

388 Zhang, K., Xiong, X., Hu, H., Wu, C., Bi, Y., Wu, Y., Yonghong, W., Bingsheng, Z.,
389 Lam, P. K. S., Liu, J. (2017). Occurrence and characteristics of microplastic pollution in
390 Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir, China. *Environmental science & technology*,
391 51(7), 3794-3801. DOI: 10.1021/acs.est.7b00369.

Este capítulo está formatado nas normas da revista “Environmental Pollution”, disponível em: <https://www.elsevier.com/journals/environmental-pollution/0269-7491/guide-for-authors>.

Artigo

CARACTERIZAÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM
RESERVATÓRIOS DA AMAZÔNIA

Caracterização da Distribuição de Microplásticos em Reservatórios da Amazônia

Saraiva, B. C. C.^{a,*}, Oliveira, M. J.^a, Pereira, S. de F. P.^b, Chellazi, D.^c, Cincinelli, A.^c,
Giarrizzo, T.^d, Martinelli Filho, J.E.^a.

^a Laboratório de Oceanografia Biológica, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará. Av. Augusto Corrêa s/n, Guamá, Belém, PA, 66075-110, Brazil
*biancasaraiva.ufra@gmail.com

^b Laboratório de Química Analítica e Ambiental (LAQUANAM), Instituto de Ciências Exatas e Naturais, Universidade Federal do Pará. Av. Augusto Corrêa s/n, Guamá, Belém, PA, 66075-110, Brazil

^c Consorzio Interuniversitario per lo Sviluppo dei Sistemi a Grande Interfase (CSGI), University of Florence, Via della Lastruccia 3, 50019, Sesto Fiorentino, Florence, Italy

^d Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo dos Recursos Aquáticos, Universidade Federal do Pará, Av. Perimetral 2651, Terra Firme, Belém, PA, 66077-830, Brazil

Abstract

The occurrence and pollution of microplastics have caused great concern around the world, given the environmental impacts of such pollutants. Research on these plastic particles in freshwater is increasing, however, there are still few studies in riverine reservoirs. In this study, was investigated the presence, abundance, and characteristics of microplastics from the water column in four hydroelectric powerplant reservoirs in the Brazilian Amazon, during a period of lower rainfall. Our sampling design selected sites from reservoirs located in distinct river basins (Samuel at Madeira basin, Curuá-Una at Tapajós, Tucuruí at Tocantins-Araguaia, and Belo Monte at Xingu basin). A total of 47 water samples were collected in the three compartments of the system: upstream, downstream, and inside the reservoir. The abundance of microplastics averaged from 120.5 to 892.3 particles/m³ in the analyzed compartments. Microplastics were dominated by fragments (56 %) and fibers (39 %), with the dominance of particle sizes below 200 µm. Blue (24.19%), transparent (22.73%), black (22.07%), and red (12.88%) colors occupied the highest percentage of all samples. There was a significant difference in the mean abundance of microplastics in Samuel and Belo Monte reservoirs, where the downstream and upstream compartments, respectively, showed the highest abundances, and inside the reservoir, the lowest abundances were observed. Overall, higher abundances were found upstream of the reservoirs, which may have an important potential contribution to microplastic pollution within the reservoirs, and a potential sink for microplastics in riverine systems.

Keywords: Plastic pollution; hydroelectric plant; litter; Brazil.

Resumo

A ocorrência e poluição de microplásticos tem causado grande preocupação ao redor do mundo, devido aos impactos ambientais causados por tais poluentes. As pesquisas sobre estas partículas plásticas em água doce estão aumentando, no entanto ainda existem poucos estudos sobre a distribuição nas águas de reservatórios. Neste estudo, investigamos a presença, abundância e características dos microplásticos na coluna de água em quatro reservatórios de

hidrelétricas na região Amazônica brasileira durante o período de menor pluviosidade. O desenho amostral selecionou reservatórios das usinas hidrelétricas da Amazônia, localizadas em distintas sub-bacias hidrográficas (Samuel no rio Madeira, Curuá-Una no Tapajós, Tucuruí em Tocantins-Araguaia e Belo Monte no rio Xingu). Foram coletadas um total de 47 amostras de águas nos três compartimentos do sistema: a montante, jusante e dentro do reservatório. A abundância de microplásticos atingiu média de 120,5 – 892,3 partículas/m³ nos compartimentos analisados. Os microplásticos foram dominados por fragmentos (56 %) e fibras (39%), com predominância dos tamanhos menores do que 200 µm. As cores azul (24,19%), transparente (22,73%), preto (22,07%) e vermelho (12,88%) ocuparam a maior porcentagem em todas as amostras. Houve diferença significativa na abundância média de microplásticos nos reservatórios Samuel e Belo Monte, onde os compartimentos jusante e montante, respectivamente, apresentaram as maiores abundâncias e dentro do reservatório, a menor abundância. No geral, foi encontrado maiores abundâncias a montante dos reservatórios, o que pode ter uma importante contribuição potencial para a poluição por microplásticos dentro dos reservatórios e um potencial sumidouro de microplásticos em sistemas de água doce.

Palavras chave: Poluição plástica; hidrelétrica; resíduos; Brasil

1. Introdução

O plástico é um material polimérico feito de monômeros de resina sintética com aditivos químicos, que fazem dele um produto muito versátil com alta resistência e durabilidade, são economicamente atrativos e amplamente utilizados (Liao et al., 2008; Klemeš et al., 2021). A sua produção comercial teve início aproximadamente em 1950, e estima-se que 6,3 das 8,3 milhões de toneladas de plásticos virgens produzidas desde esse período até 2015 se tornaram resíduos (Geyer et al., 2017), dos quais poucos tiveram como destino final a reciclagem e cerca de 60% se acumularam em aterros sanitários e no meio ambiente (Barnes et al., 2009; Geyer et al., 2017).

Devido à alta resistência e durabilidade desses polímeros, o plástico dificulta a sua degradação pelos microrganismos, sendo considerados resistentes a biodegradação e conseqüentemente se acumulam no ambiente (Hadad et al., 2005; Urbanek et al., 2018). Em condições ambientais esses materiais sofrem degradação, térmica, biológica, química, mecânica e principalmente a degradação foto-oxidativa (incidência de radiação UV) (Grassie; Scott, 1988; Singh; Sharma, 2008). Porém, essa degradação ocorre em longos períodos, resultando em fragmentos plásticos microscópicos, lâminas e fibras, conhecido como microplásticos - MPs (1µm - 5mm) e nanoplásticos (<1 µm) (Urbanek et al., 2018; GESAMP, 2019).

Os MPs foram identificados nos oceanos no início dos anos 1970, quando pellets e fragmentos foram observados flutuando entre as algas no mar de Sargaço (Carpenter; Smith, 1972). A partir de então as pesquisas sobre o tema tem aumentado, porém em águas continentais, o primeiro estudo só foi publicado em 2005 (Moore et al., 2005). Nesse sentido, os estudos sobre este poluente têm aumentado e hoje os ambientes terrestres e os sistemas de água doce são considerados as principais origens e vias de transporte dos plásticos para os oceanos (Dris et al., 2015; Rochman, 2018).

A região amazônica está localizada ao norte do Brasil cobrindo uma área de aproximadamente 5 milhões de km², o que corresponde a cerca de 60% do território nacional

(IBGE, 2004; Brasil, 2008). Aproximadamente 74% da população é urbana, com destaque para o estado do Pará e Amazonas que são os mais urbanizados da região Norte (IBGE, 2021). Os municípios apresentam a menor taxa de serviço de esgotamento sanitário com 16,2% do total, além de contar com a maior parte do atendimento a esse serviço paralisado em comparação ao restante do país (PNSB, 2017).

A região Norte representa aproximadamente 7,4% do total de resíduos gerado no Brasil, com cerca de 6 milhões de toneladas/ano e 328 kg/hab/ano, porém o índice de cobertura de coleta dos resíduos é inferior à média nacional, aproximadamente 20% dos resíduos gerados não são alcançados pelos serviços de coleta regular nos municípios. Apenas 35,6% dos resíduos gerados na região recebem disposição final adequada, além do que, essa disposição ocorre de forma desproporcional, pois dos 450 municípios, apenas 96 acondicionam os resíduos de forma correta (SNIS, 2019; ABRELPE, 2021).

A disposição inadequada e insuficiente desses resíduos, incluindo plásticos, atinge ecossistemas aquáticos e contaminam os corpos hídricos da região (Lebreton et al., 2017), o que prejudica a biodiversidade de diversas maneiras (Souza-Filho et al., 2019). Um dos impactos é a ingestão de partículas plásticas por peixes (Wen et al., 2018; Andrade et al., 2019). As capitais Belém (estado do Pará) e Manaus (estado do Amazonas) estão entre as nove cidades que mais contribuem com toneladas de resíduos plásticos por ano para o ambiente aquático no Brasil. Belém devido a sua grande urbanização e localização costeira, é um dos principais pontos críticos para o lixo no mar e Manaus, devido ao volume de resíduos gerados e à sua ampla rede de rios, afluentes e efluentes entorno da cidade (ABRELPE, 2020).

Os estudos de MPs nos ecossistemas terrestre e de água doce são fundamentais para identificar as fontes de poluição para o ambiente marinho, porque esses ecossistemas são receptores direto de resíduos urbanos, industriais e agrícolas (Jambeck et al., 2015; Rochman, 2018). No caso de barragens e reservatórios, os mesmos podem agir como sumidouro de MP's, por meio da interceptação de partículas à montante destes sistemas, que se acumulam tanto na coluna de água, quanto nos sedimentos (Watkins et al., 2019; Hübner et al., 2020). Estudos sobre MPs nos ecossistemas aquáticos continentais contribuem para contabilizar as estimativas das exportações globais dos rios para os oceanos (Lebreton et al., 2017; Di; Wang, 2018; Song et al., 2020).

No cenário atual, alguns estudos já reportaram a poluição de MPs em águas continentais na região amazônica, com maior destaque no trato digestório de peixes (Andrade et al., 2019; Gerolin et al., 2020; Ribeiro-Brasil et al., 2020). Contudo ainda não existem registros da ocorrência e distribuição dessas partículas plásticas em reservatórios amazônicos, sendo este o primeiro estudo a avaliar a ocorrência, distribuição e abundância de MPs nestes sistemas, especificamente nos reservatórios das usinas hidrelétricas de Tucuruí, Belo Monte, Curuá-Una e Samuel. Com essas informações é possível indicar e dimensionar as potenciais fontes e destinos dos MPs nesses ambientes (Li et al., 2020).

2. Material e Métodos

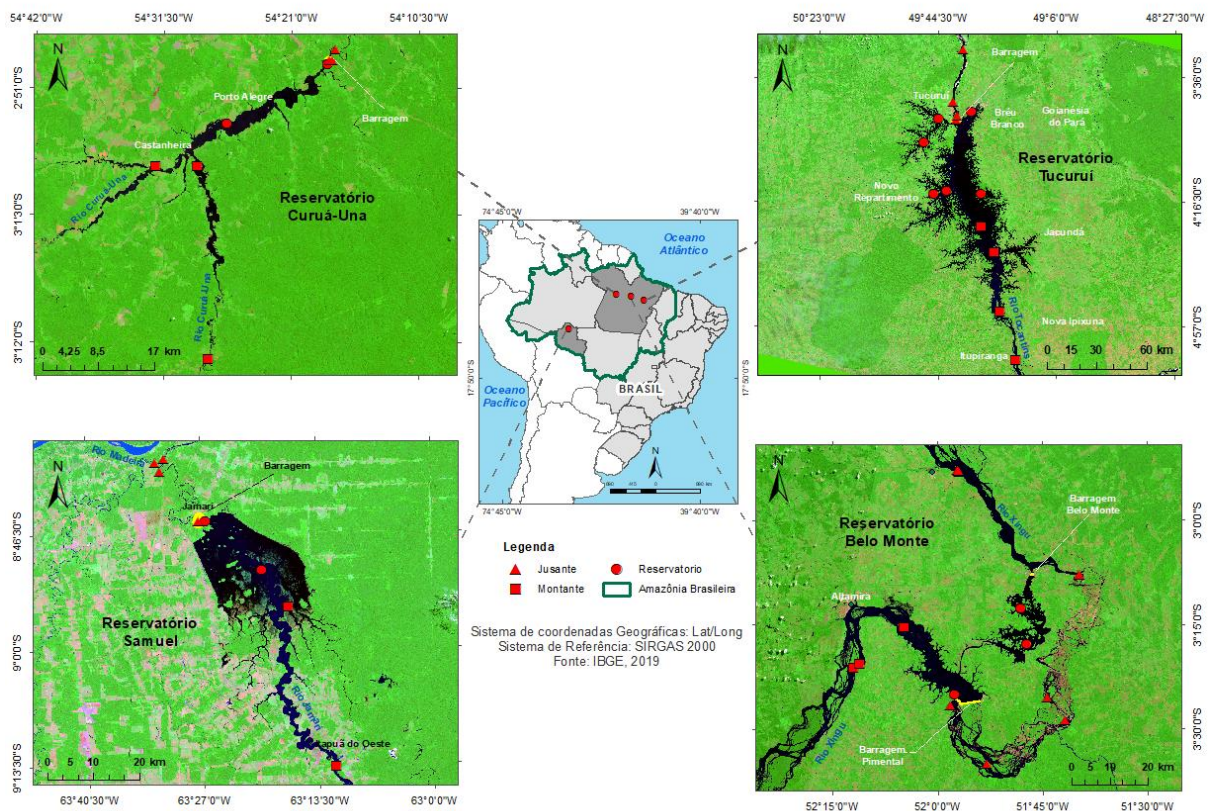
2.1 Área de estudo e amostragem

O estudo foi realizado em quatro reservatórios da Amazônia Brasileira: Belo Monte, Tucuruí e Curuá-Una no estado do Pará e Samuel no estado de Rondônia (Fig. 1). O reservatório de Belo Monte, na região do médio rio Xingu, bacia hidrográfica do Rio Xingu, é composto por um reservatório principal (359 km²) e um intermediário (119 km²) interligados. O reservatório principal possui um volume de 2,07. 10⁹ m³ e o intermediário

1,79.10⁹ m³, com vazão média do rio de 7.851,000 m³/s, a profundidade média dos reservatórios é de 6,2 e 17,7 m respectivamente. Belo Monte é o reservatório mais recente (inundado em 2014) e com o menor tempo de residência da água, 3,1-2,8 dias (Fearnside, 2015; De Menezes; Bandeira; Leite, 2017).

O reservatório de Tucuruí (2.850 km²), o maior entre os reservatórios em estudo, foi construído no rio Tocantins (sub-bacia hidrográfica do Tocantins-Araguaia), entrou em operação em 1984 e conta com um volume de 45,8.10⁹ m³, com vazão média cerca de 10.900,000 m³/s e profundidade média 20,2 m, seu tempo de residência da água é de 51,3 dias (Cardoso; Nogueira, 2009; Fearnside, 2015). Ambos reservatórios pertencem às usinas hidrelétricas de Belo Monte e de Tucuruí, que estão entre as dez maiores hidrelétricas com capacidade instalada do mundo e as maiores da região amazônica (Fearnside, 2019).

Já o reservatório da hidrelétrica de Curuá-Una (78 km²) na bacia hidrográfica do rio Curuá-Una, cujo rio é afluente do rio Tapajós, entrou em operação em 1977, é o menor e mais antigo reservatório desse estudo, com um volume de 472.10⁶ m³ e vazão máxima do rio de 640 m³/s, profundidade média 6,1 m e tempo de residência da água de 30 dias (Zacardi et al., 2020). Enquanto o reservatório da hidrelétrica de Samuel (540 km²), no rio Jamari, bacia hidrográfica do rio Madeira, também é relativamente pequeno. Entrou em operação em 1989, seu volume é cerca de 3,2. 10⁹ m³ e vazão média do rio 396 m³/s, profundidade média do reservatório 8,4 m. Este reservatório possui o maior tempo de residência da água, 143,3 dias (ELETROBRÁS, 1983).



As amostras foram coletadas de acordo com o plano de monitoramento de cada uma das hidrelétricas mencionadas anteriormente, a montante, jusante e interior dos reservatórios (ELETRONORTE, 1987). Foram coletadas amostras em 18 estações de coleta em Belo Monte, 14 em Tucuruí, sete em Samuel e oito em Curuá-Una. A coleta das amostras na coluna de água dos reservatórios ocorreu por arrastos verticais, padronizados com rede de 20 μm de abertura de malha equipada com poitas de aço quando necessário. As redes foram arrastadas manualmente em velocidade constante, excluindo um metro de profundidade para evitar que a rede atingisse o fundo, o material coletado foi transferido e preservado em solução Transeaux previamente filtrada (água destilada: álcool etílico: formaldeído). Todas as amostras foram coletadas apenas no período de menor pluviosidade da região (2015, exceto em Belo Monte, que ocorreu em 2020).

2.2 Análise dos microplásticos

Os procedimentos de análise dos microplásticos incluem o controle da contaminação do ambiente de trabalho, a classificação e quantificação das partículas. Todos os equipamentos e materiais utilizados foram esterilizados com álcool 70% previamente filtrado e limpos com água de osmose reversa em forma triplicada e manipulados com luvas de nitrilo (Prata et al., 2021). O controle dos contaminantes consistiu na filtragem da solução formada pela água de osmose reversa usada nas amostras juntamente com a solução usada para preservação das mesmas. A filtração foi realizada em triplicada para obtenção do controle. A partir da análise dos “filtros brancos”, foi mensurado possíveis contaminações inseridas na amostra pela água utilizada, durante os processos laboratoriais e pelo reagente usado na preservação das amostras (Mai et al., 2018).

As amostras foram filtradas por um sistema de filtragem a vácuo com membrana de fibra de vidro GF/F com 47 mm de diâmetro e 0,7 μm de porosidade da marca Whatman onde o material retido foi armazenado em uma placa de acrílico vedada. Posteriormente a umidade foi retirada no dessecador de vidro com sílica-gel. A análise de MPs foi realizada por microscopia óptica, o que possibilitou classificar as partículas quanto a forma, cor e tamanho, segundo UNEP (2020), referência para ecossistemas aquáticos continentais. Os MPs foram classificados em sete categorias de acordo com o tamanho (20-65 μm , 66-120 μm , 121 – 200 μm , 201 – 300 μm , 301 – 500 μm , 501 μ - 1 mm e 1 - 5 mm) e a abundância relativa de cada categoria foi estimada nas diferentes amostras.

Importante enfatizar que não foi possível realizar a análise por espectroscopia dos MPs, como a espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR), o método mais utilizado e reprodutível para caracterizar partículas plásticas no meio ambiente, onde é feito a identificação e quantificação dos polímeros plásticos presentes nas amostras (Rocha-Santos; Duarte, 2015). Por esse motivo, as abundâncias dos microplásticos neste estudo podem estarem superestimadas, uma vez que fibras podem ser compostas de celulose.

2.3 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos aos testes de Shapiro-Wilk e Levene com o intuito de averiguar a normalidade e homocedasticidade dos dados, respectivamente. Quando as variâncias não foram distribuídas igualmente ($p < 0,05$; Levene-Test), os dados foram normalizados através do teste de Box-Cox, sendo confirmado a normalidade por meio do teste de Shapiro-Wilk (Royston, 1992). Posteriormente, os dados foram submetidos a Análise de Variância (ANOVA) que ao demonstrar diferença estatística foi realizado o teste Tukey para averiguar o grau de diferença entre os grupos. Para aumentar o número amostral em

comparações entre compartimentos (jusante, reservatório e montante) e entre reservatórios, as diferentes categorias de MPs foram utilizadas como pseudoréplicas (Hurlbert, 1984).

Os dados obtidos foram submetidos ao teste de agrupamento de análise aglomerativa hierárquica (*Cluster*) para fibras e fragmentos plásticos por serem os mais abundantes nas amostras. Com a prévia padronização de dados pela transformação de Hellinger, foi utilizado o método da distância Euclidiana e posteriormente a análise de agrupamentos por meio do algoritmo de Ward para verificar a similaridade dos resultados de abundância de MPs entre os reservatórios (Legendre & Gallagher, 2001). Todos os testes estatísticos foram realizados com o R 3.4 (R Core Team, 2020) e com um nível de significância de 5%.

3. Resultados

Potenciais MPs foram observados em todas as estações de coleta ($n = 47$). Porém, as abundâncias diferiram significativamente para alguns locais de amostragem. A abundância média variou de 120,5 a 892,3 partículas/m³ entre os compartimentos dos reservatórios (Tabela 1). Os reservatórios Curuá-Una e Tucuruí não diferiram estatisticamente nas abundâncias de MPs entre os entre os compartimentos. Porém, Samuel e Belo Monte apresentaram diferença significativa entre os pontos; em Samuel houve diferença nos pontos do reservatório e à jusante, onde foi identificadas abundâncias significativamente maiores de MPs, cerca de $768 \pm 246,5$ partículas/m³ ($p < 0,001$). Porém, não houve diferença em relação a montante. Para o reservatório de Belo Monte, não houve diferença significativa na abundância dos demais compartimentos quando comparados à jusante.

No entanto, em Belo Monte os pontos no reservatório e à montante apresentaram diferença significativa ($p = 0,02$) com a maior abundância à montante ($255,5 \pm 192,7$ partículas/m³). Além disso, a menor abundância de todos os reservatórios foi medida nos pontos localizados dentro do compartimento reservatório de Belo Monte ($120,5 \pm 37,2$ partículas/m³). Não foram detectadas diferenças significativas na quantidade de MPs nos pontos a montante em relação aos quatro reservatórios. Contudo, os pontos localizados no compartimento reservatório e jusante apresentaram diferença estatística, com as maiores abundâncias no compartimento reservatório em Curuá-Una e a jusante de Samuel e Curuá-Una ($245 \pm 48,79$ partículas/m³).

Apesar de não apresentar diferença significativa entre os compartimentos no sistema de Curuá-Una (640 ± 385), este apresentou a maior abundância média de MPs dentre os reservatórios, sendo mais abundante à sua montante ($892,3 \pm 394,45$ partículas/m³) com variação de 210 a 1.270 partículas/m³. Em seguida, valores elevados foram encontrados em Samuel (520 ± 340 partículas/m³) com a maior abundância à jusante do reservatório com $768 \pm 246,51$ partículas/m³ (79 a 1.043 partículas/m³) e posteriormente o reservatório de Tucuruí (343 ± 530 partículas/m³) com alta abundância à sua montante com $672,25 \pm 422,62$ partículas/m³ (89 a 2.165 partículas/m³). O reservatório de Belo Monte apresentou a menor abundância média entre os reservatórios (247 ± 66), com abundância mais elevada à montante com $255,5 \pm 192,73$ partículas/m³ e variação de 57 a 344 partículas/m³ para todos locais de amostragem.

Tabela 1. Abundância de microplásticos na coluna de água dos reservatórios Samuel, Curuá-Una, Tucuruí e Belo Monte durante o período de menor pluviosidade.

Local/ Reservatório	Abundância (partícula/m ³)			
	Samuel	Curuá-Una	Tucuruí	Belo Monte
Reservatório	174 abB	245 aA	185,4 abA	120,5 bB
Montante	369,5 aAB	892,3 aA	672,2 aA	255,5 aA
Jusante	768 aA	651 aA	203,5 bA	189,7 bAB
Media ± DP	520 ± 340	640 ± 385	343 ± 530	247 ± 66

Médias seguidas de letras iguais maiúsculas na mesma coluna (para cada reservatório) não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey. Médias seguidas de letras iguais minúsculas na mesma linha (diferentes compartimentos entre diferentes reservatórios) não diferem entre si ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey.

Em todos os reservatórios abundâncias elevadas de MPs foi localizada a montante, com exceção de Samuel, onde a maior quantidade ocorreu a jusante. Samuel e Curuá-Una apresentaram a maior variabilidade entre as amostras e Tucuruí e Belo Monte as menores (Fig. 2), porém estes dois últimos reservatórios apresentaram valores discrepantes entre as amostras, com a presença de um outlier em Tucuruí e dois em Belo Monte.

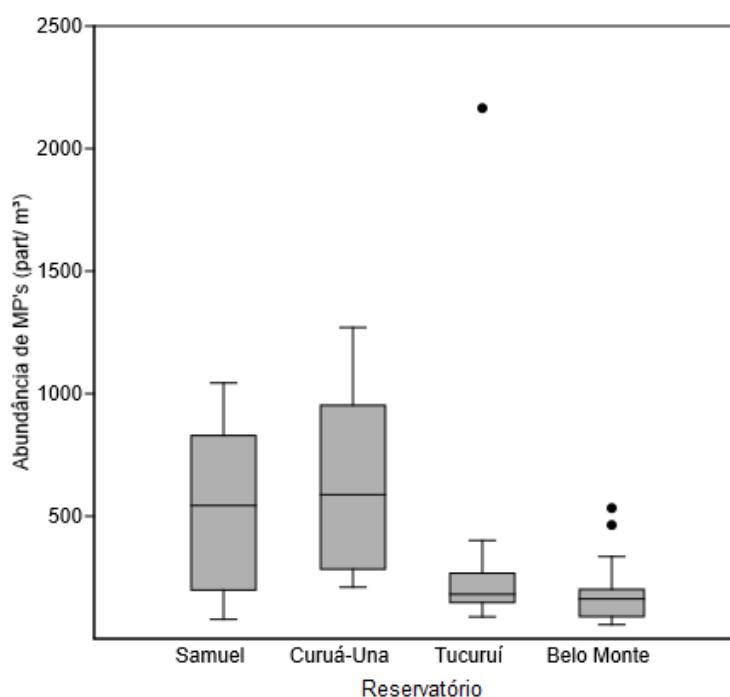


Fig. 2 - Abundância de MPs (partículas/m³) em amostras de coluna de água dos quatro reservatórios na região amazônica: Samuel (RO); Curuá-Una, Tucuruí e Belo Monte (PA).

Foram identificadas partículas de diferentes categorias como fibras, fragmentos, filmes, e espumas de diferentes cores e tamanhos. Não foram observados microesferas (*microbeads*) e pellets. As formas predominantes nas amostras foram de fragmentos (56%) e fibras (39%), com menor quantidade de filmes e espumas identificados (5%) (Fig. 3A). As

fibras variaram de 45 μm a 5 mm, com maior proporção nos tamanhos de 501 μm – 5 mm (51%), seguidas por 201 – 500 μm (35%), 121 – 200 μm (9%) e 45 – 120 μm (5%). Em relação às cores, a maioria das fibras foram azul (32%), transparente (25%), vermelho (19%) e preto (15%), com menor proporção (9%) de outras cores. Cerca de 62,35% dos filmes e 89% das espumas variaram em tamanho de 66 a 300 μm , com predominância das cores transparente (26%) e marrom (21%) para filmes e branco (41%) e preto (33%) para espumas (Fig. 3B).

Os fragmentos variaram de 20 μm a 5 mm, com predominância dos tamanhos 20 – 120 μm (65%), 121 – 200 μm (21%) e 201 – 500 μm (11%); a menor proporção foi dos tamanhos 500 μm - 5 mm (3%). As cores predominantes dos fragmentos foram preto (24%), azul (23%), transparente (19%) e vermelho (14%), com uma distribuição semelhante para as demais cores: verde branco e marrom, cinza, amarelo, laranja, roxo e rosa (20%, classificadas como outros) (Fig. 3C). No reservatório Belo Monte foi encontrado uma maior proporção de fragmentos (75%), em sua maioria nas cores azul (29%) e vermelho (24%) e em Tucuruí a maior proporção de fibras (53%) com predominância das cores transparente (31%) e azul (29%). Os reservatórios Belo Monte e Tucuruí apresentaram a maior diversidade de partículas plásticas em relação ao formato e cor.

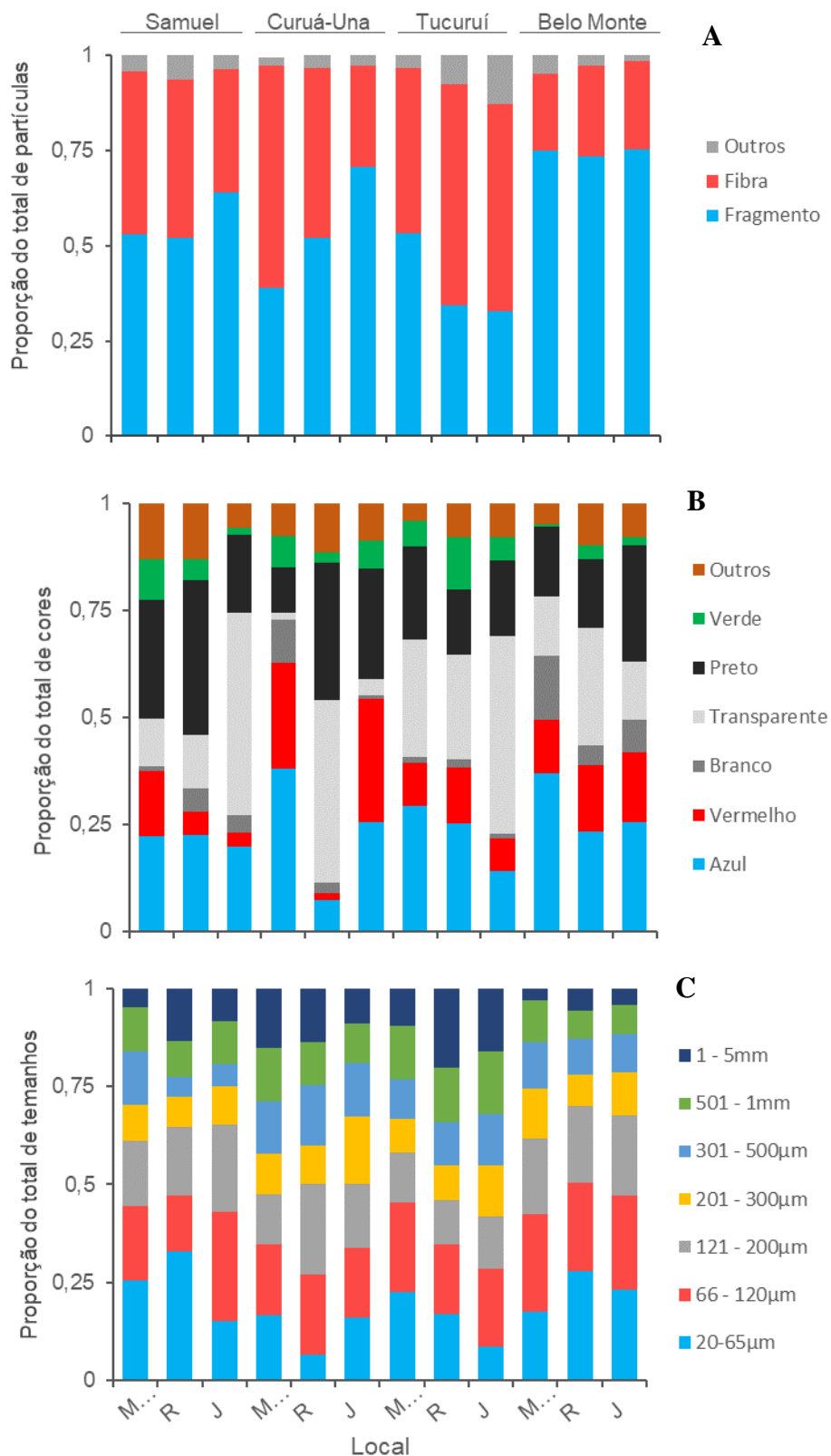


Fig. 3 - Caracterização dos microplásticos nos reservatórios estudados. (A) categorias de formas de microplásticos; (B) cores das partículas; (C) faixa de tamanho dos microplásticos; nos pontos de coletas na montante, jusante e dentro do reservatório para os sistemas de de Samuel, Curuá-Una, Tucuruí e Belo Monte (M: Montante; R: Reservatório; J: Jusante).

Os resultados do agrupamento da análise de Cluster nos quatro reservatórios demonstrou a formação de três grupos (Fig. 4). O primeiro e maior (da esquerda para a direita) foi formado por 32 amostras com predominância de estações de coleta do reservatório Belo Monte (14) e Tucuruí (13) e com menor presença de amostras de Samuel (3) e Curuá-Una (2). Caracterizou-se por amostras com abundâncias de fragmentos (51%) e fibras (43%) em proporções semelhantes e com abundâncias de MPs relativamente baixas. O segundo grupo, formado por 9 amostras, 3 de Belo Monte, 3 de Samuel e 3 de Curuá-Una, reuniu amostras com as maiores proporções de fragmentos plásticos (70%) e menores proporções de Fibras (28%), sendo o segundo grupo com maior abundância total de MPs (345 ± 104 e 142 ± 111).

O terceiro grupo, foi representado por 3 amostras de Curuá-Una, 2 de Samuel, e uma amostra da montante do reservatório de Tucuruí, este grupo também foi caracterizado por abundância de fragmentos (53%) e fibras (43%) semelhantes, porém, apesar do menor número de amostras agrupadas, apresentou a abundância de MPs mais alta entre os três grupos. Em geral o primeiro agrupamento reuniu mais amostras da região de dentro do reservatório, totalizando 14 amostras, seguida por amostras da região a jusante com 11 e da montante com 7. O segundo grupo foi formado por 9 amostras, 6 a jusante 3 a montante. O terceiro por 3 amostras a montante e 3 a jusante.

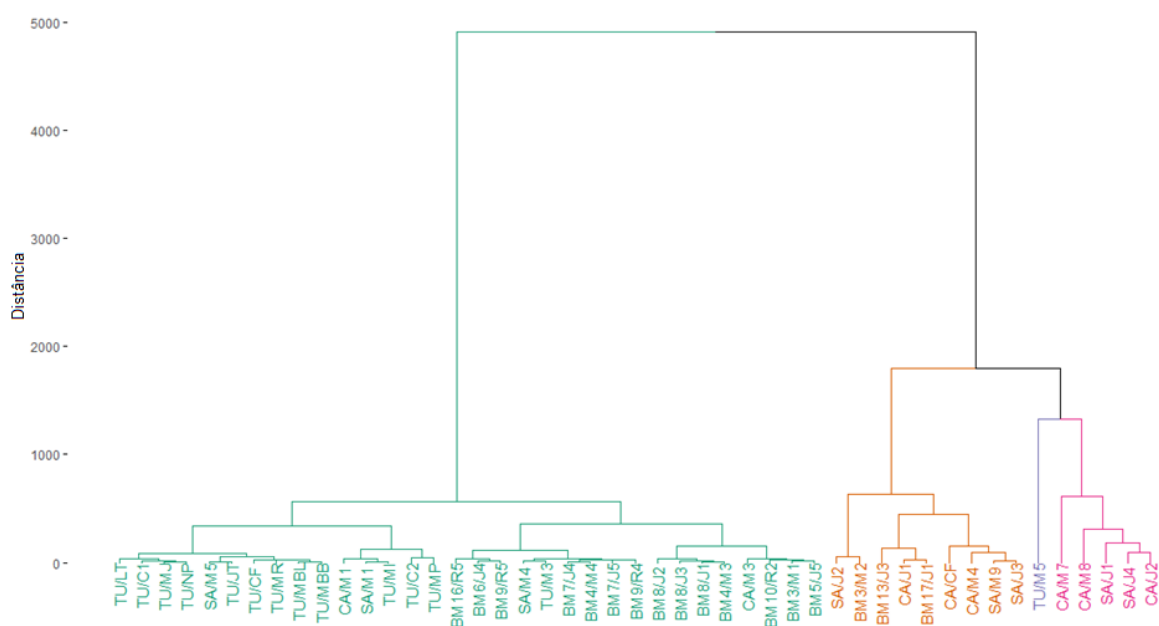


Fig. 4 - Análise hierárquica aglomerativa (*cluster*) com base na abundância de fibras e fragmentos plásticos (partícula/m^3) nos quatro reservatórios durante o período de menor pluviosidade de 2015 e 2020 para Belo Monte. TU: Tucuruí; BM: Belo Monte; SA: Samuel; CA: Curuá-Una; J e CF: jusante; M, NP: montante.

4. Discussão

4.1 Abundância e distribuição de MP's nos reservatórios Amazônicos

A abundância de microplásticos na coluna de água variou com base na localização dos pontos de amostragem e dos reservatórios. No geral a montante dos reservatórios apresentou maior abundância, com exceção da jusante em Samuel. Abundâncias medidas na coluna de água coletadas a jusante no sistema de Samuel e a montante de Belo Monte foram significativamente maiores do que as encontradas na coluna de água dentro do compartimento reservatório ($p < 0,001$ e $p = 0,02$, respectivamente). Embora as diferenças a montante de Curuá-Una e de Tucuruí não foram estatisticamente significativas ($p = 0,23$ e $p = 0,33$), as abundâncias nessa região foram geralmente maiores do que as abundâncias no compartimento reservatório e a jusante.

Alguns estudos também observaram para amostras de águas superficiais, maior variabilidade entre os locais de amostragem, sendo a abundância de microplásticos a montante mais elevada do que a abundância dentro do reservatório (Huang et al., 2020a), o que pode indicar que as partículas plásticas se assentam mais rapidamente dentro do reservatório devido ao reduzido fluxo de água e, assim, são depositadas com maior facilidade nos sedimentos (Zhang et al., 2015; Watkins et al., 2019; Hübner et al., 2020; Stanton et al., 2020; Niu et al., 2022). Alguns estudos apontaram diferenças nos resultados para abundância em amostras da coluna de água e amostras de sedimentos, onde a quantidade de MPs nos sedimentos é geralmente maior na área dentro do reservatório e menor a jusante e montante, sugerindo o sedimento como um importante depósito para MPs em reservatórios (Zhang et al., 2017; Di; Wang, 2018).

O reservatório de Samuel, a aproximadamente 50 km de distância da capital Porto Velho e 25 km da cidade de Candeias, apresentou uma abundância significativamente maior a jusante. As estações de coleta a jusante, estão localizadas no rio Jamari e seu afluente rio Candeias, os quais sofrem grande influência das cidades Porto Velho e Candeias. Porto Velho com 548.952 mil habitantes (IBGE, 2021) é a capital em último lugar no Ranking da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universalização do Saneamento no Brasil, apresentando baixos índices de coleta e tratamento de esgoto, e coleta e destinação adequada de resíduos sólidos (IBGE, 2021; ABES, 2019). Além disso, a pecuária é a principal força motora do desmatamento no estado de Rondônia, as áreas desmatadas são inicialmente utilizadas com culturas anuais de subsistência por produtores familiares e terminam sendo convertidas em pastagens para a pecuária bovina, com introdução recente da soja em todo estado (Oliveira et al., 2008; Santos et al., 2021). De acordo com Crossman et al. (2020) cerca de 99% dos MPs emitidos com aplicação de lodo de esgoto podem sair do solo por escoamento e erosão para corpos hídricos.

A abundância de MPs significativamente maior a montante de Belo Monte pode estar relacionada a maior densidade de centros urbanos e comunidades rurais nesta região do reservatório comparado a jusante, onde há maior ocupação por povos indígenas nas terras de Arara da Volta Grande do Xingu e Paquiçamba (Saraiva, 2005). A montante do reservatório está localizada a cidade com maior densidade populacional às margens do rio Xingú, a zona urbana do município Altamira, com uma população de 117.320 mil habitantes (IBGE, 2021). O crescimento irregular e acelerado de Altamira não acompanhou o fornecimento adequado de saneamento básico e infraestrutura, o que pode comprometer a qualidade da água dos corpos hídricos que drenam a cidade com descargas de resíduos sólidos e efluentes não tratados concentrados principalmente à montante (Brondizio 2016; Gauthier et al., 2019).

É sugerido que a maior abundância de MPs no reservatório Curuá-Una pode estar relacionada às intensas mudanças no uso e ocupação do solo na sua bacia hidrográfica, pois de 1985 a 2015 houve uma redução das áreas de vegetação densa e crescimento das paisagens de agropecuária, residenciais e solo exposto, devido ao desenvolvimento da cidade de Santarém (308.339 mil habitantes) (IBGE, 2021), que ocorreu paralelo às melhorias na pavimentação da rodovia PA370, que liga Santarém as regiões rurais no entorno do rio

Curuá-Una (Jati; Silva, 2017). Chen et al., (2022) encontrou quantidades elevadas de MPs em um rio tropical que possui uma área de uso misto do solo dentro de uma bacia hidrográfica em rápida urbanização, tendo o escoamento das rodovias como fonte principal de MPs. Além da possível entrada de MPs pelo escoamento das rodovias próximas, em Curuá-Una já foi detectado um maior aporte de nutrientes no período seco advindos da montante (Santos et al., 2018).

As quantidades elevadas de MPs a montante do reservatório de Tucuruí podem ser influenciadas expansão da urbanização às margens do rio Tocantins, assim como as alterações no uso e cobertura do solo na região. A cidade de Marabá, às margens do rio Tocantins, está 75 km a montante do reservatório Tucuruí, sendo classificada como o quarto maior centro urbano do estado do Pará com uma população de 287.664 mil habitantes (IBGE, 2021). Além disso, grande parte de suas áreas florestadas foram fragmentadas e convertidas, principalmente, em uso de atividades agropecuárias para criação de gado (pastagens) e cultivos agrícolas (FAPESPA, 2015; Gonçalves et al., 2019). Uma importante fonte de MPs na agricultura são as coberturas das culturas agrícolas com lonas plásticas (Steinmetz et al., 2016), análises da composição dos MPs (polímeros) correspondeu à das lonas plásticas utilizadas em solos agrícolas na China, sugerindo que as partículas microplásticas se originaram destas coberturas (Huang et al., 2020b).

Além disso, já existem evidências da variação da abundância de MPs em função dos diferentes usos do solo na América Latina, com abundâncias mais elevadas em solos de áreas cultivadas e pastagens (Álvarez-Lopezello et al., 2021; Corradini et al., 2021). Algumas pesquisas indicam que a aplicação de compostos e lodos de esgoto como fertilizantes do solo podem transferir e dispersar os MPs das fontes de resíduos urbanos a terras agrícolas (Free et al., 2014; Horton et al., 2017; Cattle et al., 2020). A diferença na abundância entre os reservatórios pode estar relacionada a vários fatores, como hidrodinâmica, velocidade de fluxo, profundidade, tempo de residência da água e ao tamanho de cada reservatório (Watkins et al., 2019; Hubner et al., 2020). Porém, as mudanças no uso e cobertura da terra, a distância entre a geração de resíduos e o rio mais próximo, e a linha costeira podem ter um papel mais importante do que a dimensão da própria bacia hidrográfica para distribuição de MPs, o que também pode apontar para uma variação das abundâncias entre nos reservatórios amazônicos (Meijer et al., 2021; Watkins et al., 2019).

A maior abundância e variabilidade de MPs entre as amostras de Curuá-Una e Samuel pode ser decorrente do menor volume, área de inundação e profundidade média destes reservatórios além do maior tempo de residência da água e menor vazão dos seus rios (Free et al., 2014). Abundâncias elevadas também foram estimadas em amostras de sedimentos em águas rasas no rio Negro entorno de Manaus e menor em zonas mais profundas (Gerolin et al., 2020). Enquanto a menor abundância e variabilidade nos reservatórios de Tucuruí e Belo Monte pode ocorrer devido ao maior volume, vazão e profundidade. Especialmente em Belo Monte, que teve a menor abundância, sendo o reservatório mais recente e com o menor tempo de residência da água.

A grande parte das populações urbanas e rurais da Amazônia brasileira não são atendidas por nenhuma coleta ou tratamento de esgoto, o que também pode influenciar a distribuição de partículas plásticas nos seus reservatórios, pois já foi constatado correlação significativa da densidade populacional com a abundância de MPs (Brondizio, 2016; Sekudewicz et al., 2021). Porém, para uma análise espacial mais clara da distribuição de MPs é necessário a realização de amostragens repetidas ao longo de períodos mais longos para melhor demonstrar uma relação entre as abundâncias nos compartimentos dos reservatórios, particularmente monte e jusante (Watkins et al., 2019).

A abundância de microplásticos encontrados na coluna de água dos reservatórios da Amazônia brasileira indica que a poluição por MPs nesses ambientes já é notável. Apesar da abundância ser menor em relação ao encontrado em reservatórios asiáticos, sendo 2-3 ordens de magnitude menor (Di; Wang et al., 2017; Lin et al., 2021; Niu et al., 2022; Rahmayanti et al., 2022), a abundância foi oito vezes maior que a diferença encontrada em amostras de água do reservatório do rio Biobío no Chile e duas vezes maior que o reservatório de barragens na África do Sul (Weideman; Perold; Ryan, 2019; Correa-Araneda et al., 2022) e uma ordem de magnitude maior que no reservatório da Alemanha (Hubner et al., 2020), porém com variação duas vezes menor comparado ao reservatório urbanizado no sudeste do Brasil (Tabela 2).

Normalmente malhas com abertura de 300 – 355 μm são as mais utilizadas para coletar MPs nas águas superficiais, no entanto, estudos apontam que quando utilizada uma abertura de malha menor, podem ocorrer grandes variações na quantidade de MPs coletados, assim como os diferentes métodos de coleta em geral (Cole et al., 2011; Eriksen et al., 2013). Tal fato pode explicar a diferença na abundância de MPs nos reservatórios amazônicos comparado a outros reservatórios onde menores abundâncias foram registradas, pois há uma tendência de a abundância aumentar significativamente com a diminuição da abertura da malha (Lindeque et al., 2020).

A região amazônica, por apresentar grande extensão de redes de drenagem, altos índices de pluviosidade, e redução da cobertura vegetal causada pelo desmatamento, pode facilitar o transporte de MPs nos rios da região e posteriormente ao oceano (Eltahir; Bras, 1994; González-Fernández et al., 2021; Meijer et al., 2021). No entanto, as barragens de reservatórios podem ter um papel importante na interceptação dos MPs a montante, agindo como um depósito de MPs e assim reduzindo o aporte deste poluente pela bacia Amazônica, que é responsável por gerar 10% do total de resíduos plásticos nos oceanos (Giarrizzo et al., 2019). Quando interceptado no reservatório, os MPs só podem ser removidos pela sedimentação, degradação completa ou pela ingestão involuntária pelos organismos aquáticos (Zhang et al., 2015).

Tabela 2. Abundância de microplásticos na coluna de água encontrada nos reservatórios em diferentes continentes e na região Amazônica, com detalhes sobre o método de coleta, tamanho da malha, limite de tamanho dos Mps e abundância.

Autor	Reservatório/Local	Método	Abundância (partícula/m³)	Tamanho (µm)
Di; Wang, 2018	Three Gorges Reservoir/China	Peneira de aço 48 µm	4703 ± 2816	< 500 - 5000
Weideman; Perold; Ryan, 2019	Gariiep e Van Der Kloof/África do Sul	Rede de plancton 300 µm	210 (média)	-
Watkins et al., 2019	Fall Creek e Six Mile Creek/ New York	Rede de plâncton 335 um	5500 (média)	-
Hubner et al., 2020	Rieselfelder Münster/Alemanha	Rede de plâncton 200 µm	19.9 ± 7.3 - 3.4 ± 2.2	200 - 1000
Gerolin, 2020	Guarapiranga/Brasil	Peneira de aço de 63 µm	150-3100	63 - 1000
Tavşanoğlu et al., 2020	Süreyyabey/Turquia	Rede de plâncton 330 e 100 µm	5.25 - 4.09 (média)	-
Turhan, 2021	Sürgü/Turquia	Peneira de aço de 1000 µm, 200 µm e 91 µm	106.63 - 200	100 -3250
Lin et al., 2021	Danjiangkou/China	Peneira de aço de 75 µm	7205 (média)	75 - 5
Correa-Araneda et al., 2022	Biobío/Chile	Rede de plâncton 50 um	42 ± 14	847.1 - 1,482.6 (média)
Liu et al., 2022	Guanyingyan/China	Peneira de aço 75 µm	1600 - 13040 (média)	75 - 5000
Rahmayanti et al., 2022	Jombor/Indonésia	Rede de plancton 200 µm	2400 - 4500	1500 - 3300
Niu et al., 2022	Jiayan/China	Peneira de aço 48 µm	27500 ± 23300	48 - 5000
Em estudo	Samuel/Amazônia	Rede de plâncton 20 µm	520 ± 340	20 - 5000
Em estudo	Curuá-Una/Amazônia	Rede de plâncton 20 µm	640 ± 385	20 - 5000
Em estudo	Tucuruí/Amazônia	Rede de plâncton 20 µm	343 ± 530	20 - 5000
Em estudo	Belo Monte/Amazônia	Rede de plâncton 20 µm	247 ± 66	20 - 5000

4.2 Características morfológicas dos MPs nos reservatórios Amazônicos

As formas de MPs dominantes na coluna de água dos reservatórios foram fragmentos (56%) e fibras (39%), resultado similar também foram observados nas águas superficiais dos reservatórios Jatiluhur, um dos maiores reservatórios da Indonésia (Ramadan; Sembiring, 2020), reservatório da barragem Sürgü limitado por terras agrícolas na Turquia (Turhan, 2021), e reservatório Jiayan, a oeste da China (Niu et al., 2022), uma proporção menor (5%) de filmes e espumas foram encontradas nas amostras dos reservatórios amazônicos.

Em geral os fragmentos foram predominantes nos reservatórios, mas Belo Monte apresentou maior porcentagem desta forma (75%), o que pode ser decorrente do descarte inadequado de resíduos domésticos das cidades as margens dos corpos hídricos, transportando as partículas pelo escoamento superficial para o reservatório, mas principalmente do despejo de esgoto doméstico (Thompson et al., 2004; Horton et al., 2017; Lebreton et al., 2017). Os fragmentos podem se originar da quebra (fotodegradação) de diversos produtos plástico maiores, como materiais de embalagem e recipientes de plástico usados no cotidiano, que ocorre de forma mais acelerada no ambiente terrestre comparado ao meio aquático (Andrady et al., 1993; Zhang et al., 2015). Já o maior número de fibras em Tucuruí (52%) pode ser devido ao maior desenvolvimento da pesca neste reservatório, que pode ter contribuído com fibras plásticas como linhas e redes de aparelhos de pesca (Cole et al., 2011), ou mesmo de aparatos da aquicultura em tanques redes, prática crescente em Tucuruí.

Das sete categorias de tamanhos classificadas, as partículas menores entre 20 - 65 μ m e 66 - 120 μ foram os mais abundantes nas estações de coleta, somando 39,91% do total de amostras, que junto com o tamanho entre 121 e 300 μ m representam 67,50% do total de MPs, o mesmo resultado encontrado para reservatórios em geral (Guo et al., 2021). A maior frequência desses tamanhos pode ser devido ao tamanho reduzido da malha utilizada neste trabalho (20 μ m), pois como constatado redes mais finas resultam na coleta de partículas significativamente menores e fibras mais curtas, e conseqüentemente maior abundância de MPs (Lindeque et al., 2020). A preocupação em relação ao risco ecológico dos MPs não está relacionado apenas à abundância, mas também ao tamanho e forma das partículas que quanto menor mais biodisponíveis podem estar aos organismos (Jung et al., 2021).

Nos sistemas de água doce foram propostos dois padrões de toxicidade dos MPs. Primeiramente, os MPs têm efeitos diretos nos ecossistemas de água doce devido ao seu pequeno tamanho e forma irregular e em segundo lugar, os MPs podem principalmente adsorver poluentes orgânicos e metais pesados que existam no ambiente aquático circundante, resultando em impactos na alimentação e reprodução da biota aquática (Wright et al., 2013; Liu et al., 2019; Ding et al., 2021).

Em relação às cores, os MPs exibiram uma variação em todos os locais de amostragem deste estudo, incluindo azul, transparente, preto, e vermelho, também foram identificadas com menor presença as cores verde, branco, cinza, marrom, rosa, roxo, amarelo e verde oliva (Fig. 3C). A predominância do azul, transparente, preto e vermelho, também foram relatadas para a região em amostras de sedimentos do rio Amazonas (Gerolin et al., 2020) e no conteúdo estomacal de diversos peixes do baixo rio Xingu (Andrade et al., 2019).

O primeiro grupo formado na análise de Cluster demonstrou que há uma semelhança maior entre as abundâncias dos reservatórios de Tucuruí e Belo Monte e entre as amostras dos reservatórios de Samuel e Curuá-Una para o terceiro grupo. A distribuição semelhante de fibras e fragmentos no primeiro grupo poder ser decorrente da maior presença de amostras do compartimento no interior do reservatório, onde há uma velocidade de fluxo menor, seguida da jusante, essas amostras apresentaram menor variabilidade e abundância de MPs dos grupos. Além disso, essas amostras foram coletadas nas maiores profundidades dos

reservatórios ($11,9 \pm 5,16$ m) entre os grupos e em reservatórios com o maior volume, isto sugere uma menor abundância de fibras e fragmentos nesta região dos reservatórios, pois há maior propensão à deposição nos sedimentos à montante das barragens devido o menor fluxo de velocidade, especialmente durante o período de menor pluviosidade (Hübner et al., 2020; Mbedzi et al., 2020).

O segundo grupo foi formado por amostras com abundâncias relativamente altas de fragmentos e menor presença de fibras, porém com abundância total de MPs e profundidade média de coleta ($5,25 \pm 3,81$) intermediárias em relação aos outros grupos, as amostras se concentraram majoritariamente a jusante de Belo Monte, Samuel e Curuá-Una, o que pode indicar maior abundância de fragmentos a jusante do que a montante destes reservatórios. O terceiro grupo, formado apenas por amostras de Curuá-Una, Samuel, e uma de Tucuruí concentradas somente a montante e jusante, também apresentou abundância de fragmentos (53%) e fibras (43%) aproximadas, porém, apesar do menor número de amostras agrupadas, obteve uma abundância total de MPs de até duas ordens de magnitude maior que o grupo um e dois. Esse agrupamento com maior abundância, possivelmente está relacionado à menor profundidade média de coleta ($3 \pm 1,67$ m) dessas amostras e a maior velocidade de fluxos nesses compartimentos.

Esta é a primeira avaliação de MPs para reservatórios da Amazônia. Os resultados obtidos estão de acordo com resultados reportados para reservatórios em diferentes regiões (Ramadan; Sembiring, 2020; Guo et al., 2021; Turhan, 2021). Embora as abundâncias de microplásticos aqui apresentadas possam estar subestimadas uma vez que não foi realizado a análise por espectroscopia (FTIR) para validar a presença dos polímeros, pois é possível que ocorra uma redução na abundância de MPs após esta análise (Martinelli Filho; Monteiro, 2019), mas os dados ainda são expressivos para os reservatórios em estudo. Vale lembrar que uma proporção elevada de fibras pode ser constituída de celulose (e.g. Morais et al., 2020), entretanto, tais fibras podem ser antropogênicas, originadas através de atividades como a lavagem de roupas (Cincinelli et al., 2020). Sendo assim, é possível assumir que a grande maioria das fibras, mesmo as de celulose, são de fontes antropogênicas após análise polimérica através de técnicas como o FTIR (Cincinelli et al., 2020; Queiroz et al., 2022 *in press*).

Além disso, a presença de MPs em todas as amostras demonstra o atual estado de contaminação de rios da Amazônia, que pode ser ocasionado pelas atividades antrópicas como o despejo de efluentes e descarte inadequado de resíduos nos rios (Huang et al., 2020a). Originados, principalmente, em grandes centros urbanos, além das diferenças no uso e ocupação do solo pela agricultura, pecuária e pesca (Lebreton et al., 2017; Corradini et al., 2021). Vale ressaltar que a distribuição dessas partículas pode variar de acordo com as características ambientais e hidrodinâmica de cada reservatório, e assim contribuir para o acúmulo de MPs nestes sistemas (Hubner et al., 2020; Liu et al., 2022). Por conseguinte, estudos adicionais e complementares são necessários para aumentar a compreensão da magnitude do problema e as suas consequências ambientais.

5. Conclusão

Este estudo investigou a abundância, características morfológicas, e distribuição de microplásticos na água superficial de reservatórios tropicais na Amazônia brasileira no período de menor pluviosidade. Em comparação com estudos existentes, a abundância de MPs nos reservatórios amazônicos foram consideráveis, porém relativamente baixas em relação aos reservatórios asiáticos. Foi observada heterogeneidade espacial significativa para a abundância de MPs nos locais de amostragem dos reservatórios de Samuel e Belo Monte. Os resultados indicaram que fragmentos (56%) e fibras (39%) eram a principal forma de microplásticos.

O tamanho mais comum das fibras estava na ordem dos 201µm – 5 mm (86%) e 20 – 200 µm (86%) para fragmentos, com predominância das cores transparente, azul, preto e vermelho. Análise das fontes baseada na distribuição de tamanhos, cores e formas dos MPs identificados, possivelmente indicam contaminação pelo uso do solo, principalmente das descargas de esgotos domésticos e escoamento superficial das áreas urbanas próximas que possuem baixos atendimentos de saneamento básico, além das crescentes áreas relacionadas a agricultura entorno dos reservatórios. As abundâncias de MPs detectadas nestes reservatórios demonstram um potencial de sumidouro para MPs neste ambiente de água doce. Apesar da crescente pesquisa em sistemas de água doce, existe uma variedade de métodos de detecção de microplásticos nestes, logo é necessária uma padronização de tais métodos para viabilizar uma comparação direta, neste caso, entre reservatórios de diferentes áreas geográficas e seu comportamento no ambiente, principalmente em seus sedimentos e a ingestão por organismos aquáticos (Watkins et al., 2019; Guo et al., Ramadan; Sembiring, 2020).

Além disso, é fundamental que as pesquisas possam abranger medições em um tempo maior e espacialmente representativas para melhor demonstrar as cargas microplásticas absolutas, uma vez que podem ser afetadas pela sazonalidade e variações no fluxo de velocidade, profundidade e tempo de residência da água em reservatórios (Hubner et al., 2020). Para assim se obter uma compreensão mais abrangente do transporte de microplásticos e da poluição em águas continentais, a fim de implementar medidas de controle eficazes.

1 Referências Bibliográficas

2
3 ABES. (2019). *O Ranking ABES da Universalização do Saneamento – edição 2019*. Rio Grande do Norte: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 105 p.

4
5
6 ABRELPE. (2020). Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil*. São Paulo: Abrelpe, 2020.

7
8
9 ABRELPE. (2021). Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil*. São Paulo: Abrelpe, 2021.

10
11
12 Álvarez-Lopezello, J., Robles, C., & del Castillo, R. F. (2021). Microplastic pollution in neotropical rainforest, savanna, pine plantations, and pasture soils in lowland areas of Oaxaca, Mexico: Preliminary results. *Ecological Indicators*, 121, 107084. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.107084.

13
14
15
16
17 Andrade, M. C., Winemiller, K. O., Barbosa, P. S., Fortunati, A., Chelazzi, D., Cincinelli, A., & Giarrizzo, T. (2019). First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the

1 Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding
2 habits. *Environmental Pollution*, 244, 766-773. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.088.
3
4 Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine pollution
5 bulletin*, 62(8), 1596-1605. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.05.030.
6
7 Andrady, A. L., Pegram, J. E., & Song, Y. (1993). Studies on enhanced degradable plastics.
8 II. Weathering of enhanced photodegradable polyethylenes under marine and freshwater
9 floating exposure. *Journal of environmental polymer degradation*, 1(2), 117-126. DOI:
10 10.1007/BF01418205.
11
12 Barnes, D. K., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and
13 fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical transactions of the
14 royal society B: biological sciences*, 364(1526), 1985-1998. DOI: 10.1098/rstb.2008.0205.
15 Bhattacharya, P., Lin, S., Turner, J. P., & Ke, P. C. (2010). Physical adsorption of charged
16 plastic nanoparticles affects algal photosynthesis. *The journal of physical chemistry
17 C*, 114(39), 16556-16561. DOI: 10.1021/jp1054759.
18
19 Brazil, Eletrobrás/CEPEL. (1983). Relatório Técnico Final No. 963/83: Estudo Comparativo
20 de Manutenção nas Usinas de Curuá-Una e Moxotó.
21
22 Brazil. Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional, & Brazil. Ministério do Meio
23 Ambiente. Secretaria Executiva. (2008). *Plano Amazônia Sustentável: diretrizes para o
24 desenvolvimento sustentável da Amazônia Brasileira*. Ministério do Meio Ambiente.
25
26 Brondizio, E. (2016). The elephant in the room: Amazonian cities deserve more attention in
27 climate change and sustainability discussions. *The Nature of Cities*.
28
29 Cardoso, R. B., & Nogueira, L. A. H. (2009). Estudo de Emissões de Gases do Efeito Estufa
30 de Reservatórios Brasileiros. *Gás*, 71, 2.
31
32 Carpenter, E. J., & Smith Jr, K. L. (1972). Plastics on the Sargasso Sea
33 surface. *Science*, 175(4027), 1240-1241. DOI: 10.1126/science.175.4027.1240.
34
35 Cattle, S. R., Robinson, C., & Whatmuff, M. (2020). The character and distribution of
36 physical contaminants found in soil previously treated with mixed waste organic outputs and
37 garden waste compost. *Waste Management*, 101, 94-105. DOI:
38 10.1016/j.wasman.2019.09.043.
39
40 Chen, H. L., Selvam, S. B., Ting, K. N., Tshai, K. Y., & Gibbins, C. N. (2022). Relative
41 contributions of different local sources to riverborne microplastic in a mixed landuse area
42 within a tropical catchment. *Environmental Research*, 210, 112972. DOI:
43 10.1016/j.envres.2022.112972.
44
45 Chen, Z. Z., Gao, J. Z., Liu, Y., ... & Xu, Z. (2018). Microplastics have a more profound
46 impact than elevated temperatures on the predatory performance, digestion and energy
47 metabolism of an Amazonian cichlid. *Aquatic toxicology*, 195, 67-76. DOI:
48 10.1016/j.aquatox.2017.12.010.
49

1 Cincinelli, A., Scopetani, C., Chelazzi, D., Martellini, T., Pogojeva, M., Slobodnik, J., 2021.
2 Microplastics in the Black Sea sediments. *Sci. Total Environ.* 760, 143898.
3 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143898>.
4
5 Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as
6 contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12), 2588-
7 2597. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2011.09.025.
8
9 Corradini, F., Casado, F., Leiva, V., Huerta-Lwanga, E., & Geissen, V. (2021). Microplastics
10 occurrence and frequency in soils under different land uses on a regional scale. *Science of the*
11 *Total Environment*, 752, 141917. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141917.
12
13 Correa-Araneda, F., Pérez, J., Tonin, A. M., Esse, C., Boyero, L., Díaz, M. E., Figuero, R.,
14 Santander-Massa, R., Cornejo, A., Link, O., Jorquera, E., Urbina, M. A. (2022). Microplastic
15 concentration, distribution and dynamics along one of the largest Mediterranean-climate
16 rivers: A whole watershed approach. *Environmental Research*, 112808. DOI:
17 10.1016/j.envres.2022.112808.
18
19 Crossman, J., Hurley, R. R., Futter, M., & Nizzetto, L. (2020). Transfer and transport of
20 microplastics from biosolids to agricultural soils and the wider environment. *Science of The*
21 *Total Environment*, 724, 138334. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138334.
22
23 De Menezes, J. B., Bandeira, O. M., & Leite, D. T. (2017). A construção do complexo
24 hidrelétrico de Belo Monte: quarta maior do mundo em capacidade instalada. *Revista*
25 *Brasileira de Engenharia de Barragens-Edição Especial Belo Monte*, 4, 5-21.
26
27 Di, M., & Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters and sediments of the Three
28 Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*, 616, 1620-1627. DOI:
29 10.1016/j.scitotenv.2017.10.150.
30
31 Ding, R., Tong, L., & Zhang, W. (2021). Microplastics in freshwater environments: sources,
32 fates and toxicity. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(5), 1-19. DOI: 10.1007/s11270-021-
33 05081-8.
34
35 Dris, R., Imhof, H., Sanchez, W., Gasperi, J., Galgani, F., Tassin, B., & Laforsch, C. (2015).
36 Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-) plastic
37 particles. *Environmental chemistry*, 12(5), 539-550. DOI: 10.1071/EN14172.
38
39 ELETRONORTE, U.H.E.-Tucuruí. Relatório síntese de ictiofauna (TUC-10-26511-
40 ELETRONORTE/CNPq/INPA), Brasília. Não Paginado. (Relatório). 1987.
41
42 Eletrobras. (1997). Manual de Inventário Hidrelétrico de Bacias Hidrográficas. Eletrobras.
43 <<https://eletrobras.com/pt/Paginas/Manuais-e-Diretrizes-para-Estudos-e-Projetos.aspx>>.
44
45 ELETRONORTE (Centrais Elétricas do Norte do Brasil S. A.). Análise qualitativa e
46 quantitativa da comunidade planctônica da U.H.E. Tucuruí, relatório final. Brasília, 2007.
47
48 Eletronorte, 1986. White paper: on the environment in Tucuruí hydroelectric plant.
49 <<http://www.eln.gov.br/opencms/opencms/pilares/meioAmbiente/acoesAmbientais/usinaHidr>
50 [eletrica.html](http://www.eln.gov.br/opencms/opencms/pilares/meioAmbiente/acoesAmbientais/usinaHidr)>.

- 1
2 Eltahir, E. A., & Bras, R. L. (1994). Precipitation recycling in the Amazon basin. *Quarterly*
3 *Journal of the Royal Meteorological Society*, 120(518), 861-880. DOI:
4 10.1002/qj.49712051806.
- 5
6 Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, A., Amato, S.
7 (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine*
8 *pollution bulletin*, 77(1-2), 177-182. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2013.10.007.
- 9
10 Fearnside, P. M. (2015). Hidrelétricas na Amazônia: impactos ambientais e sociais na tomada
11 de decisões sobre grandes obras-Volume 2.
- 12
13 Fearnside, P. M. (2019). Impactos das hidrelétricas na Amazônia e a tomada de
14 decisão. *Novos Cadernos NAEA*, 22(3).
- 15
16 Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B.
17 (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine*
18 *pollution bulletin*, 85(1), 156-163. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.06.001.
- 19
20 Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas do Pará-FAPESPA. (2015).
21 Diagnóstico Socioeconômico e Ambiental da Região de Integração do Guamá. Disponível
22 em>
23 <[https://www.feiradoempreendedorpa.com.br/site/downloads/inteligenciademercado/oportuni](https://www.feiradoempreendedorpa.com.br/site/downloads/inteligenciademercado/oportunidadedenegocios/060.pdf)
24 [dadedenegocios/060.pdf](https://www.feiradoempreendedorpa.com.br/site/downloads/inteligenciademercado/oportunidadedenegocios/060.pdf)>
- 25
26 Gauthier, C., Lin, Z., Peter, B. G., & Moran, E. F. (2019). Hydroelectric infrastructure and
27 potential groundwater contamination in the Brazilian Amazon: Altamira and the Belo Monte
28 Dam. *The Professional Geographer*, 71(2), 292-300. DOI: 10.1080/00330124.2018.1518721.
- 29
30 Gerolin, C. R. (2020). Poluição por microplásticos na água e sedimento do Reservatório
31 Guarapiranga, Região Metropolitana de São Paulo, Brasil. M.Sc. Thesis, Universidade
32 Federal de São Paulo, Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas, 63 p. (in
33 Portuguese).
- 34
35 Gerolin, C. R., Pupim, F. N., Sawakuchi, A. O., Grohmann, C. H., Labuto, G., & Semensatto,
36 D. (2020). Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. *Science of the Total*
37 *Environment*, 749, 141604. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141604.
- 38
39 GESAMP, 2019. Guidelines for the monitoring and assessment of plastic litter and
40 microplastics in the ocean, In: Kershaw P.J., Turra A., Galgani F. (Eds.),
41 IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of
42 Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection. Reports and Studies,
43 GESAMP No. 99, 130p. 267 ISSN: 1020-4873.
- 44
45 Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever
46 made. *Science advances*, 3(7), e1700782. DOI: 10.1126/sciadv.1700782.
- 47
48 Giarrizzo, T., Andrade, M. C., Schmid, K., Winemiller, K. O., Ferreira, M., Pegado, T.,
49 Chelazzi, D., Cincinelli, A., Fearnside, P. M. (2019). Amazonia: the new frontier for plastic
50 pollution. *Frontiers In Ecology And The Environment*, 17(6), 309-310. DOI: 0.1002/fee.2071.

1
2 Gonçalves, A. L., da Cruz, V. M. S., & Serra, A. B. (2019). Fragmentação florestal na Região
3 de Integração do Lago de Tucuruí, Pará, Brasil. *Revista de Ciências Agrárias Amazonian*
4 *Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 62. DOI: 0.22491/rca.2019.3048.
5
6 Gonçalves, J. M., & Bebianno, M. J. (2021). Nanoplastics impact on marine biota: A
7 review. *Environmental Pollution*, 273, 116426. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116426.
8
9 González-Fernández, D., Cózar, A., Hanke, G., Viejo, J., Morales-Caselles, C., Bakiu, R., ...
10 & Tourgeli, M. (2021). Floating macrolitter leaked from Europe into the ocean. *Nature*
11 *Sustainability*, 4(6), 474-483. DOI: 10.1038/s41893-021-00722-6.
12
13 Grassie, N., Scott, G. (1988). Polymer degradation and stabilization, CUP Archive.
14
15 Guo, Z., Boeing, W. J., Xu, Y., Borgomeo, E., Mason, S. A., & Zhu, Y. G. (2021). Global
16 meta-analysis of microplastic contamination in reservoirs with a novel framework. *Water*
17 *Research*, 207, 117828. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117828.
18
19 Hadad, D., Geresh, S., & Sivan, A. (2005). Biodegradation of polyethylene by the
20 thermophilic bacterium *Brevibacillus borstelensis*. *Journal of applied microbiology*, 98(5),
21 1093-1100. DOI: 10.1111/j.1365-2672.2005.02553.x.
22
23 Horton, A. A., Walton, A., Spurgeon, D. J., Lahive, E., & Svendsen, C. (2017). Microplastics
24 in freshwater and terrestrial environments: evaluating the current understanding to identify
25 the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the total environment*, 586, 127-
26 141. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.190.
27
28 Huang, Y., Tian, M., Jin, F., Chen, M., Liu, Z., He, S., Li, F., Yange, L., Fang, C., Mu, J.
29 (2020a). Coupled effects of urbanization level and dam on microplastics in surface waters in
30 a coastal watershed of Southeast China. *Marine Pollution Bulletin*, 154, 111089. DOI:
31 10.1016/j.marpolbul.2020.111089.
32
33 Huang, Y., Liu, Q., Jia, W., Yan, C., & Wang, J. (2020b). Agricultural plastic mulching as a
34 source of microplastics in the terrestrial environment. *Environmental Pollution*, 260, 114096.
35 DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114096.
36
37 Hübner, M. K., Michler-Kozma, D. N., Gabel, F. (2020). Microplastic concentrations at the
38 water surface are reduced by decreasing flow velocities caused by a reservoir. *Fundamental*
39 *and Applied Limnology*, 49-56. DOI: 10.1127/fal/2020/1307.
40
41 Hurlbert, S. H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field
42 experiments. *Ecological monographs*, 54(2), 187-211. DOI: 10.2307/1942661.
43
44 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2010). Censo Brasileiro 2010.
45
46 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2004. *Indicadores de desenvolvimento*
47 *sustentável: Brasil 2004*. Rio de Janeiro: IBGE.
48

- 1 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2020). *Pesquisa Nacional de*
2 *Saneamento Básico 2017*: abastecimento de água e esgotamento sanitário. Coordenação de
3 população e indicadores sociais. Rio de Janeiro. IBGE.
4
- 5 Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2021). Portal do Governo Brasileiro.
6 <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/panorama>>.
7
- 8 Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A. Narayan,
9 R., Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223),
10 768-771. DOI: 10.1126/science.1260352.
11
- 12 Jati, D. A., & Silva, J. D. (2017). Estudos geo-hidrológicos da bacia do rio Curuá-Una,
13 Santarém, Pará: Aplicação do modelo hidrológico de grandes bacias (MGB-IPH). *Revista*
14 *Brasileira de Geografia Física*, 10(4), 1296-1311. ISSN:1984-2295.
15
- 16 Jung, J. W., Park, J. W., Eo, S., Choi, J., Song, Y. K., Cho, Y., Hong, S. H., Shim, W. J.
17 (2021). Ecological risk assessment of microplastics in coastal, shelf, and deep sea waters with
18 a consideration of environmentally relevant size and shape. *Environmental Pollution*, 270,
19 116217. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.116217.
20
- 21 Klemeš, J. J., Fan, Y. V., & Jiang, P. (2021). Plastics: friends or foes? The circularity and
22 plastic waste footprint. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental*
23 *Effects*, 43(13), 1549-1565. DOI: 10.1080/15567036.2020.1801906.
24
- 25 Lebreton, L., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., & Reisser, J. (2017).
26 River plastic emissions to the world's oceans. *Nature communications*, 8(1),1-10. DOI:
27 10.6084/m9.figshare.4725541.
28
- 29 Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for
30 ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280. DOI: 10.1007/s004420100716.
31
- 32 Li, C., Busquets, R., & Campos, L. C. (2020). Assessment of microplastics in freshwater
33 systems: A review. *Science of the Total Environment*, 707, 135578. DOI:
34 10.1016/j.scitotenv.2019.135578.
35
- 36 Liao, Y. W., Cao, G. R., Xu, W. C., & HU, X. W. (2008). Discussion on the food safety issue
37 of the plasticizer in lid gasket. *Packaging Engineering*, 29, 228-231. DOI:
38
- 39 Lin, L., Pan, X., Zhang, S., Li, D., Zhai, W., Wang, Z., ... & Crittenden, J. C. (2021).
40 Distribution and source of microplastics in China's second largest reservoir-Danjiangkou
41 Reservoir. *Journal of Environmental Sciences*, 102, 74-84. DOI: 10.1016/j.jes.2020.09.018.
42
- 43 Lindeque, P. K., Cole, M., Coppock, R. L., Lewis, C. N., Miller, R. Z., Watts, A. J., Wilson-
44 McNeal, A., Wright, S. L., Galloway, T. S. (2020). Are we underestimating microplastic
45 abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of
46 different mesh-size. *Environmental Pollution*, 265, 114721. DOI:
47 10.1016/j.envpol.2020.114721.
48

1 Liu, G., Zhu, Z., Yang, Y., Sun, Y., Yu, F., & Ma, J. (2019). Sorption behavior and
2 mechanism of hydrophilic organic chemicals to virgin and aged microplastics in freshwater
3 and seawater. *Environmental Pollution*, 246, 26-33. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.11.100.
4

5 Liu, Y., Cao, W., Hu, Y., Zhang, J., & Shen, W. (2022). Horizontal and vertical distribution
6 of microplastics in dam reservoir after impoundment. *Science of The Total Environment*,
7 154962. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.154962.
8

9 Mai, L., Bao, L. J., Shi, L., Wong, C. S., & Zeng, E. Y. (2018). A review of methods for
10 measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution*
11 *Research*, 25(12), 11319-11332. DOI: 10.1007/s11356-018-1692-0.
12

13 Martinelli Filho, J. E., Monteiro, R. C. P. (2019). Widespread microplastics distribution at an
14 Amazon macrotidal sandy beach. *Marine pollution bulletin*, 145, 219-223. DOI:
15 10.1016/j.marpolbul.2019.05.049.
16

17 Mbedzi, R., Cuthbert, R. N., Wasserman, R. J., Murungweni, F. M., & Dalu, T. (2020).
18 Spatiotemporal variation in microplastic contamination along a subtropical reservoir
19 shoreline. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(19), 23880-23887. DOI:
20 10.1007/s11356-020-08640-4.
21

22 Meijer, L. J., van Emmerik, T., van der Ent, R., Schmidt, C., & Lebreton, L. (2021). More
23 than 1000 rivers account for 80% of global riverine plastic emissions into the ocean. *Science*
24 *Advances*, 7(18), eaaz5803. DOI: 10.1126/sciadv.aaz5803.
25

26 Moore, C. J., Lattin, G. L., & Zellers, A. F. (2005). Working our way upstream: a snapshot of
27 land based contributions of plastic and other trash to coastal waters and beaches of Southern
28 California. In *Proceedings of the Plastic Debris Rivers to Sea Conference, Algalita Marine*
29 *Research Foundation, Long Beach, California*.
30

31 Morais, L.M.S., Sarti, F., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Giarrizzo, T., Martinelli Filho, J.E.,
32 2020. The sea anemone *Bunodosoma cangicum* as a potential biomonitor for microplastics
33 contamination on the Brazilian Amazon coast. *Environ. Pollut.* 265, 114817.
34 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114817>.
35

36 Niu, J., Gao, B., Wu, W., Peng, W., & Xu, D. (2022). Occurrence, stability and source
37 identification of small size microplastics in the Jiayan reservoir, China. *Science of The Total*
38 *Environment*, 807, 150832. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150832.
39

40 Oliveira, S. J. D. M., Valentim, J. F., Barioni, L. G., Abreu, U. G., & Rostand, A. R.
41 (2008). *Pecuária e desmatamento: mudanças no uso do solo em Rondônia* (No. 1349-2016-
42 106885).
43

44 Prata, J. C., Reis, V., da Costa, J. P., Mouneyrac, C., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T.
45 (2021). Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in
46 microplastics analytics. *Journal of Hazardous Materials*, 403, 123660. DOI:
47 10.1016/j.jhazmat.2020.123660.
48

- 1 Queiroz, A. F., Saraiva, A., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Rollnic, M., Giarrizzo, T., Martinelli
2 Filho, J. E. (2022). Microplastics and artificial microfibers contamination in surface waters of
3 the Amazon continental shelf. *Science of the Total Environment* (*in press*).
4
- 5 R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation
6 for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
7
- 8 Rahmayanti, R., Adjil, B. K., & Nugroho, A. P. (2022). Microplastic Pollution in the Inlet and
9 Outlet Networks of Rawa Jombor Reservoir: Accumulation in Aquatic Fauna, Interactions
10 with Heavy Metals, and Health Risk. *Environment and Natural Resources Journal*, xx-xx.
11 DOI: 10.32526/enrj/20/202100200.
12
13
- 14 Ramadan, A. H., & Sembiring, E. (2020). Occurrence of Microplastic in surface water of
15 Jatiluhur Reservoir. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 148, p. 07004). EDP Sciences. DOI:
16 10.1051/e3sconf/202014807004.
17
- 18 Ribeiro-Brasil, D. R. G., Torres, N. R., Picanço, A. B., Sousa, D. S., Ribeiro, V. S., Brasil, L.
19 S., & de Assis Montag, L. F. (2020). Contamination of stream fish by plastic waste in the
20 Brazilian Amazon. *Environmental Pollution*, 266, 115241. DOI:
21 10.1016/j.envpol.2020.115241.
22
- 23 Rocha-Santos, T., & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to
24 the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in*
25 *analytical chemistry*, 65, 47-53. DOI: 10.1016/j.trac.2014.10.011.
26
- 27 Rochman, C. M. (2018). Microplastics research from sink to source. *Science* 360, 28-29.
28 DOI: 10.1126/science.aar7734
29
- 30 Royston, P. (1992). Approximating the Shapiro-Wilk W-test for non-normality. *Statistics and*
31 *computing*, 2(3), 117-119. DOI: 10.1007/BF01891203.
32
- 33 Santos, P. R. B., Zarzar, C. A., & Sousa, K. N. S. (2018). Avaliação do estado trófico atual do
34 reservatório da Usina Hidrelétrica de Curuá-Una, a mais antiga represa construída na
35 Amazônia Central. *Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian*
36 *Biota)*, 8(4), 45-48. DOI: 10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v8n4p45-47.
37
- 38 Santos, S. C. D., Guimarães, S. C. P., & Lira, H. M. D. (2021). Alteração da paisagem do
39 município de Candeias do Jamari em Rondônia: uma análise temporal dos anos de 2007 a
40 2020. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasilera de*
41 *geografia*, (51). DOI: 10.4000/confins.38733.
42
- 43 Saraiva, M. P. (2005). Sob o signo da identidade: os índios jurunas da TI Paquiçamba e a
44 ameaça da UHE Belo Monte (Paper 183). *Papers do NAEA*, 14(1). DOI:
45 10.18542/papersnaea.v14i1.11539.
46
- 47 Sekudewicz, I., Dąbrowska, A. M., & Syczewski, M. D. (2021). Microplastic pollution in
48 surface water and sediments in the urban section of the Vistula River (Poland). *Science of The*
49 *Total Environment*, 762, 143111. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143111.
50

- 1 Singh, B., & Sharma, N. (2008). Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer*
2 *degradation and stability*, 93(3), 561-584. DOI: 10.1016/j.polymdegradstab.2007.11.008.
3
- 4 Sjollema, S. B., Redondo-Hasselerharm, P., Leslie, H. A., Kraak, M. H., & Vethaak, A. D.
5 (2016). Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth?. *Aquatic*
6 *toxicology*, 170, 259-261. DOI: 10.1016/j.aquatox.2015.12.002.
7
- 8 Smith, B. C. (2011). *Fundamentals of Fourier transform infrared spectroscopy*. CRC press.
9
- 10 SNIS. (2020). **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**: diagnóstico do
11 manejo de resíduos sólidos urbanos. 2019. Brasília.
- 12
- 13 Song, J., Hou, C., Zhou, Y., Liu, Q., Wu, X., Wang, Y., & Yi, Y. (2020). The flowing of
14 microplastics was accelerated under the influence of artificial flood generated by hydropower
15 station. *Journal of Cleaner Production*, 255, 120174. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.120174.
16
- 17 Souza-Filho, E. A. D., Hortêncio-Batista, I., Albuquerque, C. C. D. (2019). Levantamiento de
18 aspectos físico-químicos de las águas de microbacia del mindu en Manaus-
19 Amazonas. *Revista Geográfica de América Central*, (63), 295-321. DOI: 10.15359/rgac.63-
20 2.13.
21
- 22 Stanton, T., Johnson, M., Nathanail, P., MacNaughtan, W., Gomes, R. L. (2020). Freshwater
23 microplastic concentrations vary through both space and time. *Environmental Pollution*, 263,
24 114481. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114481.
25
- 26 Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., ... &
27 Schaumann, G. E. (2016). Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic
28 benefits for long-term soil degradation?. *Science of the total environment*, 550, 690-705.
29 DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.153.
30
- 31 Tavşanoğlu, Ü. N., Başaran Kankılıç, G., Akca, G., Çırak, T., Erdoğan, Ş. (2020).
32 Microplastics in a dam lake in Turkey: type, mesh size effect, and bacterial biofilm
33 communities. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(36), 45688-45698. DOI:
34 10.1007/s11356-020-10424-9.
35
- 36 Thompson, R. C., Moore, C. J., Vom Saal, F. S., Swan, S. H. (2009). Plastics, the
37 environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical*
38 *transactions of the royal society B: biological sciences*, 364(1526), 2153-2166. DOI:
39 10.1098/rstb.2009.0053.
40
- 41 Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W., ... &
42 Russell, A. E. (2004). Lost at sea: where is all the plastic?. *Science*, 304(5672), 838-838.
43 DOI: 10.1126/science.1094559.
44
- 45 Turhan, D. Ö. (2022). Evaluation of Microplastics in the Surface Water, Sediment and Fish
46 of Sürgü Dam Reservoir (Malatya) in Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic*
47 *Sciences*, 22. DOI: 10.4194/TRJFAS20157.
48
- 49 United Nations Environment Programme (UNEP) (2020). **Monitoring Plastics in Rivers and**
50 **Lakes: Guidelines for the Harmonization of Methodologies**. Nairobi.

- 1
2 Urbanek, A. K., Rymowicz, W., Mirończuk, A. M. (2018). Degradation of plastics and
3 plastic-degrading bacteria in cold marine habitats. *Applied microbiology and*
4 *biotechnology*, 102(18), 7669-7678. DOI: 10.1007/s00253-018-9195-y.
- 5
6 Wang, W., Ge, J., Yu, X. (2020). Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species:
7 a review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 189, 109913. DOI:
8 10.1016/j.ecoenv.2019.109913.
- 9
10 Watkins, L., McGrattan, S., Sullivan, P. J., & Walter, M. T. (2019). The effect of dams on
11 river transport of microplastic pollution. *Science of the Total Environment*, 664, 834-840.
12 DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.028.
- 13
14 Weideman, E. A., Perold, V., & Ryan, P. G. (2019). Little evidence that dams in the Orange–
15 Vaal River system trap floating microplastics or microfibres. *Marine Pollution Bulletin*, 149,
16 110664. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110664.
- 17
18 Wright, S. L., Thompson, R. C., & Galloway, T. S. (2013). The physical impacts of
19 microplastics on marine organisms: a review. *Environmental pollution*, 178, 483-492. DOI:
20 10.1016/j.envpol.2013.02.031.
- 21
22 Zacardi, D. M., de Lima Suzuki, M. A., de Oliveira, C. C., de Oliveira, L. S., & Cajado, R. A.
23 (2021). O gradiente longitudinal (rio-barragem) do reservatório de Curuá-Una afeta a
24 composição das assembleias de larvas de peixes? *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 9(1).
25 ISSN: 2595-4431.
- 26
27 Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. Pearson Education India.
- 28
29 Zhang, K., Gong, W., Lv, J., Xiong, X., & Wu, C. (2015). Accumulation of floating
30 microplastics behind the Three Gorges Dam. *Environmental Pollution*, 204, 117-123. DOI:
31 10.1016/j.envpol.2015.04.023.
- 32
33 Zhang, K., Xiong, X., Hu, H., Wu, C., Bi, Y., Wu, Y., Yonghong, W., Bingsheng, Z., Lam, P.
34 K. S., Liu, J. (2017). Occurrence and characteristics of microplastic pollution in Xiangxi Bay
35 of Three Gorges Reservoir, China. *Environmental science & technology*, 51(7), 3794-3801.
36 DOI: 10.1021/acs.est.7b00369.
- 37