

AMANDA SARAIVA DA CONCEIÇÃO

DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS AO LONGO DA PLATAFORMA
CONTINENTAL AMAZÔNICA EM UM PERÍODO CHUVOSO

BELÉM
2021

AMANDA SARAIVA DA CONCEIÇÃO

DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS AO LONGO DA PLATAFORMA
CONTINENTAL AMAZÔNICA EM UM PERÍODO CHUVOSO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao colegiado do curso de Licenciatura em Ciências Biológicas, Modalidade Biologia da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Licenciado em Biologia.

Orientador: Prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho. Departamento de Geociências - IG - UFPA

BELÉM
2021

AMANDA SARAIVA DA CONCEIÇÃO

DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS AO LONGO DA PLATAFORMA
CONTINENTAL AMAZÔNICA EM UM PERÍODO CHUVOSO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao colegiado do curso de Licenciatura em Ciências Biológicas, Modalidade Biologia da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Licenciado em Biologia.

Orientador: Prof. Dr. José Eduardo Martinelli Filho
Instituto de Geociências, UFPA

Avaliador 1: Prof. Dr. Marcelo Rollnic
Instituto de Geociências, UFPA

Avaliador 2: M. Sc. Leonardo Mário Siqueira Morais
Programa de pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca, UFPA

BELÉM

2021

“O homem é parte da natureza e a sua guerra contra a natureza é, inevitavelmente, uma guerra contra si mesmo”.

(RACHEL CARSON, 1962)

À minha mãe, irmãs e sobrinhos (as).

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente à Deus, por ser meu grande amor e por me permitir estar no curso que amo. Obrigada por me ajudar, por ser a luz da minha vida e por nunca deixar que meus dias maus se sobressaíam.

Agradeço à Biologia, por ser tão incrível, por encher meu coração de emoção e por me dar um propósito. Enquanto eu respirar, eu vou amá-la.

Agradeço à minha família, em especial, minha mãe e irmãs, por todo amor, orações e ajuda que recebi. Mesmo com todas as dificuldades, elas deram o seu melhor para que eu vivesse meu sonho. Não sei dizer o quanto às amo e o quanto sou grata por tudo!

Agradeço aos amigos que conheci aqui: Malena, Jamyle, Beatriz e Edvana. E em especial, duas grandes amigas: a Jéssica Aline, por ter uma das personalidades mais incríveis que conheci na vida, por ser fantasticamente inteligente e altruísta e por estar disposta a dividir meus pesos e pensamentos; e Tayná Araújo, por trazer leveza e risos aos meus dias, pelas conversas cotidianas e por me ouvir, sem julgar. Que a correria do dia a dia e distância sejam gentis com nossas amizades.

Agradeço o meu companheiro de laboratório e coorientador, Arnaldo Fabrício, que me acompanhou fisicamente e virtualmente durante todo o desenvolvimento dessa pesquisa. Agradeço também pela paciência que teve comigo e pela engenhosidade em improvisar chuveiros.

Meus agradecimentos ao projeto Costa Norte e à equipe de coleta pelas amostras da água da plataforma; ao laboratório de Ecossistemas pelágicos, pelo lugar e equipamentos cedidos; e ao laboratório de reprodução animal, por ter fornecido a água de Osmose Reversa.

Agradeço a mestranda Bianca Saraiva, por me auxiliar na produção dos mapas.

E por fim, agradeço ao meu orientador, José Eduardo Martinelli Filho, por me aceitar no laboratório e pelas orientações recebidas.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	8
2. REFERÊNCIAS	12
3. APRESENTAÇÃO DO ARTIGO	16
4. RESUMO	17
5. ABSTRACT	18
6. INTRODUÇÃO	18
7. MATERIAL E MÉTODOS	20
7.1. Área de estudo	20
7.2. Coleta	21
7.3. Análise laboratorial	22
7.4. Garantia de controle e qualidade	22
7.4. Análise de dados	22
8. RESULTADOS	23
9. DISCUSSÃO	28
10. CONCLUSÃO	29
11. REFERÊNCIAS	31

INTRODUÇÃO GERAL

Os compostos plásticos são polímeros orgânicos sintéticos resultantes da polimerização de monômeros extraídos do petróleo e gás (Cole *et al.*, 2011; Olivatto *et al.*, 2019). Esses polímeros podem estar associados a diferentes aditivos químicos (bisfenol A, ftalatos, etc.), que garantem propriedades particulares ao material, como estabilidade e resistência à degradação (APME, 2006; Murphy, 2001). O termo “plástico” é genericamente aplicado a uma ampla gama de materiais que podem ser moldados em alguma fase do seu processamento, através do aumento da temperatura. No entanto, nem todos os polímeros plásticos são maleáveis indefinidamente, sendo necessário agrupá-los em categorias distintas: termoplásticos e termofixos. Os termoplásticos referem-se aos polímeros moldáveis em altas temperaturas e que podem ser reciclados, tais como Polietileno (PE), Polipropileno (PP), Policarbonatos (PC), Policloreto de vinila (PVC), Polietileno tereftalato (PET) e outros; e os termofixos são aqueles plásticos mais resistentes à variação de temperatura e que não podem ser reprocessados, sendo representados pela resina epóxi e acrílica, Poliuretano (PU), silicone e outros (Andrady, 2017; PlasticsEurope, 2019).

A expressiva popularização e a alta demanda global por plásticos decorre de inúmeras vantagens associadas ao material, como versatilidade, durabilidade, leveza, potencial isolante e térmico e baixo custo de produção (Spinacé & De Paoli, 2005). Estima-se que de 1950 até 2015, a produção mundial de plásticos atingiu 8,9 bilhões de toneladas métricas (Mt), incluindo plásticos virgens e reciclados (Geyer *et al.*, 2017). Análises mais recentes apontam para uma produção de 368 milhões de toneladas métricas em 2019, com a maior demanda voltada para o mercado de embalagens (PlasticsEurope, 2020), uma aplicação cujo crescimento foi acelerado pela troca de produtos reutilizáveis (metal, madeira, vidro) por produtos de uso único. Como resultado, houve o aumento da participação de materiais plásticos nos resíduos sólidos urbanos (Jambeck *et al.*, 2015), que no Brasil, alcançam a marca de 11,3 milhões de toneladas por ano (WWF, 2019). Fatores como a ausência de coleta seletiva e falta de padronização do uso de polímeros pela indústria afetam a ocorrência da reciclagem, ocasionando o lançamento de plásticos em aterros sanitários, lixões ou ambiente (Spinacé *et al.*, 2015; Hammer *et al.*, 2012; Olivatto *et al.*, 2018). Os plásticos comumente lançados nestes locais são derivados de hidrocarbonetos fósseis e não são biodegradáveis, gerando um crescente acúmulo no ambiente (Barnes *et al.*, 2019).

Entre as problemáticas associadas a má disposição de resíduos plásticos, destacam-se a poluição visual ou estética, que pode causar repercussões econômicas na indústria do turismo,

especialmente no ambiente marinho, onde a presença de lixo plástico pode resultar no emaranhamento e danos em equipamentos (Barnes *et al.*, 2019). No ambiente aquático, os detritos plásticos frequentemente interagem com a biota causando consequências negativas. Essas interações se estendem desde a ingestão acidental de detritos e emaranhamento de animais até a criação de superfícies que podem ser colonizadas pela biota local e arrastadas através das correntes oceânicas para outras regiões, podendo causar a introdução de organismos exóticos nas áreas (Kiessling *et al.*, 2015). Outro agravante ambiental relacionado aos plásticos são as partículas conhecidas como microplásticos (MPs).

Os microplásticos são polímeros com tamanho que varia de 1 µm a 5 mm (Crawford & Quinn, 2017) e são classificados, de acordo com a sua origem, em microplástico primário e secundário. Em geral, os MPs primários referem-se aos plásticos que foram intencionalmente criados em escalas de tamanhos pequenas e incluem os pellets de pré-produção, utilizados como matéria prima em grande parte da indústria, e os grânulos plásticos, que são aplicados em formulações de esfoliantes, creme dental, produtos de limpeza e jateamento de areia; os MPs secundários são resultantes da fragmentação de plásticos maiores no ambiente, através da ação de ventos, ondas, raios ultravioletas e organismos ou da fragmentação durante o uso (desgaste de Pneus, lavagem de roupas sintéticas, etc.) (Barnes *et al.*, 2009; Welden *et al.*, 2017; Almroth *et al.*, 2018).

Devido a facilidade de dispersão e alta durabilidade, esses materiais tornaram-se presentes em todos os compartimentos ambientais, incluindo as regiões mais remotas do globo (Thompson *et al.*, 2009). Os sistemas fluviais atuam como uma das principais rotas para a entrada de plásticos e MPs nos oceanos, que por sua vez, são considerados o principal repositório da poluição microplástica (Lebreton *et al.*, 2017). A distribuição de MPs nos ambientes aquáticos depende de uma mutualidade fatores como a proximidade com a fonte poluidora, a ação das correntes oceânicas e dos ventos (Kaiser, 2010; Andrady, 2011; Cole *et al.*, 2011).

Uma das principais preocupações relacionadas aos MPs é a possibilidade de interação com a biota, especialmente em ecossistemas aquáticos. Essa interação abrange múltiplas espécies, de diferentes tamanhos e hábitos alimentares e pode ocorrer, principalmente, através da aderência do material ao corpo e da ingestão. A aderência de MPs em organismos, embora menos estudada, foi observada em vários grupos como crustáceos, bivalves, poliquetas, oligoquetas e algas (Watts *et al.*, 2014; Kolandhasamy *et al.*, 2018; Barnich, 2018). É válido destacar que a aderência do MP em presas também pode resultar na sua ingestão pelo predador.

O pequeno tamanho dos Mps é um fator que possibilita a sua ingestão por uma ampla gama de animais (Barnes *et al.*, 2009), sendo relatado em peixes, aves marinhas, decápodes, mexilhões, cracas e anfípodes (Thompson *et al.*, 2004; Browne *et al.*, 2008; Boerger *et al.*, 2010; Murray *et al.*, 2011; van Franeker *et al.*, 2011). Além disso, existem evidências da ingestão de MPs por transferência trófica, inclusive em predadores marinhos de topo, por meio da predação de presas inteiras e contaminadas (Nelms *et al.*, 2018). Entre os agravantes associados à ingestão de MPs, destacam-se a obstrução de apêndices e bloqueio do canal alimentar, redução da capacidade alimentar e translocação da partícula para o sistema circulatório (Thompson *et al.*, 2004; Browne *et al.*, 2008; Boerger *et al.*, 2010; Murray *et al.*, 2011; Van Franeker *et al.*, 2011). Além disso, quando ingerido, o composto plástico também pode liberar substâncias tóxicas para o organismo, como os aditivos químicos usados para a melhoria de características específicas dos polímeros (Bisfenol A, Ftalatos, Éteres difenílicos polibromados, etc.) e os contaminantes hidrofóbicos que podem ser adsorvidos na superfície do MP durante a sua permanência na água (Talsness *et al.*, 2009; Teuten *et al.*, 2009).

As Plataformas Continentais são definidas como a porção de terra submersa presente no litoral de todos os continentes. A Plataforma Continental Brasileira situa-se na borda do Atlântico meridional e se estende por aproximadamente 8.000 km, apresentando diferentes aportes de cargas sólidas e líquidas ao longo de toda sua extensão (Dieter *et al.*, 2005). A plataforma Continental Amazônica (PCA) localiza-se no extremo Norte do Brasil, abrangendo os estados do Amapá, Pará e Maranhão. A extensão da PCA é de aproximadamente 1.300 km e é considerada a mais larga da margem continental brasileira, com largura média de 133 Km e máxima de 330 km em frente à foz do rio Amazonas (Coutinho, 1996; Flood & Damuth, 1987). A área representa um ambiente marinho altamente complexo e energético, resultante da interação dos ventos alísios, oscilações de maré, correntes oceânicas e entrada de massas d'água do rio Amazonas e do rio Pará (Figueiredo *et al.*, 1972).

O rio Amazonas é o maior rio em volume de água do planeta, com vazão mínima de $100.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (novembro) e máxima de $220.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (maio). A descarga média aproxima-se de $180.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, representando cerca de 18% de toda água fluvial continental que é lançada nos oceanos (Oltman, 1968; Muller Karger *et al.*, 1988; Geyer *et al.*, 1996). O intenso fluxo de vazão contribui para a entrada da maior parte dos sedimentos que são lançados na PCA, que atinge a marca de 715 milhões de toneladas por ano (Filizola & Guyot, 2011). Além do grande suprimento sedimentar, estima-se que o rio Amazonas transporta 38.900 toneladas de detritos plásticos anualmente, que fluem em direção ao oceano Atlântico (Lebreton *et al.*, 2017). Recentemente, o transporte de plásticos pelo rio foi estimado em 182.000 toneladas por ano,

uma projeção que é cinco vezes maior que a anterior, e suficiente para classificar o Amazonas como o segundo rio mais poluído por plásticos do mundo, ficando somente atrás do rio Yangtze, na China (333.000 toneladas por ano) (Giarrizzo *et al.*, 2017). O transporte de MPs pelos rios ocorre de forma mais eficiente comparados aos outros plásticos e o tamanho dos sistemas fluviais está positivamente correlacionado com a concentração de partículas na água (Schmidt *et al.*, 2017). Outro rio que influencia amplamente a PCA é rio Pará. O rio Pará não possui uma nascente, sendo formado por contribuições hídricas de rio Amazonas através dos estreitos de Breves e pelo rio Tocantins, em maior proporção. A sua descarga possui uma magnitude menor que a do rio Amazonas e é estimada em $10.000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. A pluma formada pelo rio atinge a PCA e direciona-se para o Noroeste através da Corrente Norte do Brasil (CNB) (Prestes, 2014; Fonseca, 2004).

A poluição por microplásticos é um campo científico relativamente novo e embora apresente um crescimento acentuado, os estudos sobre a contaminação por MPs na região Amazônica ainda são escassos. Esses estudos limitam-se a quantificação de MPs em sedimentos de praias (Martinelli & Monteiro, 2019; Novaes *et al.*, 2020; Solis *et al.*, 2021), rios (Gerolin *et al.*, 2020) e igarapés (Souza, 2020); e a ingestão de MPs pela biota, incluindo anêmonas marinhas (Morais *et al.*, 2020), peixes ósseos (Schmid *et al.*, 2018; Andrade *et al.*, 2019; Ribeiro *et al.*, 2020) e peixes cartilaginosos (Pegado *et al.*, 2021). Diante disso, inúmeras questões ainda permanecem inexploradas, especialmente em relação a distribuição, monitoramento e efeito dos MPs nos diferentes ambientes amazônicos.

No presente estudo, investigamos a contaminação microplástica em águas superficiais da PCA, avaliando a forma, o tamanho, a cor e a abundância das partículas plásticas encontradas. Baseado nisso, buscamos responder as seguintes questões: (I) Quais as áreas mais poluídas da PCA? (II) Qual a abundância relativa dos diferentes tipos de MPs encontrados na PCA? (III) Existe correlação entre a quantidade de MPs de cada estação de coleta e a distância da costa ou com as variáveis ambientais (salinidade e temperatura) da PCA?

A partir de estudos anteriores referentes à magnitude e as altas descargas hídricas dos rios Amazônicos (Oltman, 1968; Muller Karger *et al.*, 1988; Souza e Filho 2005; Callède *et al.*, 2010) que são ainda mais intensificados durante o período chuvoso (Geyer *et al.*, 1996) e de estudos referentes ao alto potencial de transportação de plásticos e microplásticos por sistemas fluviais (Schmidt *et al.*, 2017; Lebreton *et al.*, 2017; Giarrizzo, 2019), preconizamos que a ocorrência de MPs no decurso da PCA seria heterogênea, apresentando maiores quantidades em estações próximas à foz das bacias, em decorrência do grande desague e do alto transporte de materiais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almroth, B. M. C., Astrom, L., Roslund, S., Petersson H., Johansson M., Persson N. K. *et al.* Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment. *Environmental Science and Pollution*, 2018; 25(2):1191e9. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0528-7>

Andrade, M. C., Winemiller, K. O., Barbosa, P. S., Fortunati, A., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Giarrizzo, T. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits, *Environmental Pollution*, 2019; Volume 244, p. 766-773, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.088>.

Andrady, A. L. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 2011; 62, 8. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>

Andrady, A. L. The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>

APME. 2006. Uma análise da produção, demanda e recuperação de plásticos na Europa. Bruxelas: Associação de Fabricantes de Plásticos.

Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., Barlaz, M. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2009, 364 (1526) 1985 – 1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>

Barnich, R. Microplastic adhering to marine invertebrates-first observations and discussion of potential effects. 2018. <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.26588v1>

Boerger, C. M., Lattin, G. L., Moore, S. L., Moore, C. J. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.007>

Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M., Thompson, R. C. Ingested microscopic plastic translocates to the circulatory system of the mussel, *Mytilus edulis* (L.) *Environmental Science and Technology*. 2008. <https://doi.org/10.1021/es800249a>

Callède, J., Cochonneau, G., Vieira Alves, F., Guyot, J.-L., Santos Guimaraes, V., De Oliveira, E., 2010. Es apports en eau de l'Amazone à l'Océan Atlantique The River Amazon water contribution to the Atlantic Ocean, *Journal Water Science*, 23(3), 247-273. <https://doi.org/10.7202/044688ar>

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62, 12. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

Crawford, C. B.; Quinn, B. *Microplastic pollution*; Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 2017; Cap. 5, p. 101-105. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809406-8.00005-0>

Figueiredo, A. G., Gamboa, L. A. P., Gorini, M. A., Alves, E. C. Natureza da sedimentação atual do Rio Amazonas testemunhos e geomorfologia submarina, canyon Amazonas testemunhos submarinos. Anais XXVI Congresso Brasileiro De Geologia, v.2, p.51-56. 1972.

Flood, R., Damuth J. E. Quantitative characteristics of sinuous distributary channels on the Amazon Deep- Sea Fan. Geological Society America Bulletin, 1987, 98 (6): 728-738. [http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606-7606\(1987\)98%3C728:QCOSDC%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606-7606(1987)98%3C728:QCOSDC%3E2.0.CO;2)

Franeker, J. A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E. W. M., Turner, D. M. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. Environmental Pollution. 2011, 159 (10) 2609– 2615. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.008>

Gasperi, J., Wright, S. L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Kelly, F.J., Tassin B. Microplastics in air: are we breathing it in? Current Opinion in Environmental Science and Health, 1, 2018, pp. 1-5 <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002>

Gerolin, C. R., Pupim, F. N., Sawakuchi, A. O., Grohmann, C. H., Labuto, G., Semensatto, D. Microplastics in sediments from Amazon rivers, Brazil. Science of the Total Environment, 749 (2020), p. 141604 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141604>

Hammer, J., Kraak, M. H. S., Parson, J. R., Plastics in the marine environment: the dark side of a modern gift. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Springer: New York, 2012. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3414-6_1

Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K. L. Plastic waste inputs from land into the ocean. Science, 2015, 347, 768–771 <https://doi.org/10.1126/science.1260352>

Kaiser, J. The dirt on ocean garbage patches. Science, 2010, 328, 1506. <https://doi.org/10.1126/science.328.5985.1506>

Kiessling, T., Gutow, L., Thiel, M., Marine litter as habitat and dispersal vector. Marine anthropogenic litter. Cham: Springer; 2015. p. 141e81. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_6

Kolandhasamy, P., Su, L., Li, J., Qu, X., Jabeen, K., Shi, H. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: a novel way to uptake microplastics beyond ingestion. Science of the Total Environment, 2018; 610:635e40. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.053>

Lebreton, L. C., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J. River plastic emissions to the world's oceans. Nature communications v. 8, p. 15611, 2017. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms15611>

Lucas-Solis, O., Moulatlet, G.M., Guamangallo, J., Yacelga, N., Villegas L., Galarza, E., Rosero, B., Zurita B., Sabando, L., Cabrera, M., Gimiliani, G. T., Capparelli, M. V. Preliminary Assessment of Plastic Litter and Microplastic Contamination in Freshwater Depositional Areas:

The Case Study of Puerto Misahualli, Ecuadorian Amazonia. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 107, 45–51 (2021). <https://doi.org/10.1007/s00128-02-03138-2>

Martinelli Filho, J. E., Monteiro, R. C. P., Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, 2019; v. 145, p. 219-223. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.049>

Morais, L. M. S., Sarti, F., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Giarrizzo, T., Martinelli Filho, J. E. The anemone *Bunodosoma cangicum* as potential biomonitor for microplastic contamination on the Brazilian Amazon coast. *Environmental Pollution*, 2020, 265, 114817. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114817>

Muehe, D., Garcez, D. S. A plataforma continental brasileira e sua relação com a zona costeira e a pesca Mercator - *Revista de Geografia da UFC*, vol. 4, núm. 8, julio diciembre, 2005, pp. 69-88 Universidade Federal do Ceará Fortaleza, Brasil.

Muller-Karger F. E., McClain C. R., Richardson P. L. 1988. The dispersal of the Amazon's water. *Nature communications*, 333: 56–69. <http://dx.doi.org/10.1038/333056a0>

Murphy, J. Additives for plastics handbooks, Elsevier Science Ltd, Kidlington, Oxford, Reino Unido, Nova York, NY, EUA, 2ª ed., 2001. <https://doi.org/10.1016/B978-185617370-4/500038>

Murray, F., Cowie, P. R. Plastic contamination in the decapod crustacean *Nephrops norvegicus* (Linnaeus, 1758). *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62 (6) 1207– 1217. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.03.032>

Olivatto, G. P., Carreira, R., Tornisielo, V. L., Montagner, C. C. Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. *Revista Virtual de Química*, 2019, 10(6), 1968-1989. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180125>

Oltman, R. E. Reconnaissance investigation of discharge and water quality of the Amazon River. *US. Geological Survey Circular*, 1968; 552, Washigton DC. 16 p. <https://doi.org/10.3133/cir552>

Pegado, T. S. S., Brabo, L., Schmid, K., Sarti, F., Gava, T. T., Nunes, J., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Giarrizzo, T. Ingestion of microplastic by *Hipanus guttatus* stingrays in the western Atlantic Ocean (Brazilian Amazon Coast). *Marine Pollution Bulletin*, 2021; 162, 111799. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111799>

Ribeiro-Brasil, D. R. G., Torres, N., T., Picanço A. B., Sousa, D. S., Ribeiro, V. S., Brasil, L. S., Montag, L. F. de A. Contamination of stream fish by plastic waste in the Brazilian Amazon, *Environmental Pollution*, Volume 266, Part 1, 2020, 115241, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115241>.

Schmid, K., Winemiller, K. O., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Dei, L., Giarrizzo T. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 133 (2018), pp. 814-821 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.035>

Souza, G. R. Avaliação da poluição por microplásticos nas águas do Igarapé do Mindu, no ambiente urbano de Manaus. Tese de mestrado. Universidade Federal do Amazonas. Manaus. P. 112. 2020.

Spinacé, M. A. da S., De Paoli, M. A. A tecnologia da reciclagem de polímeros. Química Nova 2005, 28, 65-72. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422005000100014>

Talsness, C. E., Andrade, A. J. M., Kuriyama, S. N., Taylor, J. A., vom Saal, F. S. Components of plastic: Experimental studies in animals and relevance for human health. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2009; 364 (1526) 2079– 2096. <https://dx.doi.org/10.1098%2Frstb.2008.0281>

Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2009. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>

Thompson, R. C., Swan, S. H., Moore, C. J. V., Vom Saal, F. S. Our plastic age. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2009; 364: 1973-1976. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0054>

Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A.W. G., McGonigle, D., Russell, A. E. Lost at sea: Where is all the plastic? Science, 2004; 304 (5672) 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>

Watts A. J., *et al.* Uptake and retention of microplastics by the shore crab *Carcinus maenas*. Environmental Science and Technology, 2014; 48(15): 8823e30. <https://doi.org/10.1021/es501090e>

Welden, N. A., Cowie, P. R. Degradation of common polymer ropes in a sublittoral marine environment. Marine Pollution Bulletin, 2017; 118(1e2) :248e53. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.072>

APRESENTAÇÃO DO ARTIGO

Título do artigo: Distribuição de microplásticos em águas da Plataforma Continental Amazônica durante um período chuvoso

Lista de autores: Amanda Saraiva da Conceição; Arnaldo Fabrício dos Santos Queiroz; Davi Chelazzi; Marcelo Rollnic, Tommaso Giarrizzo; José Eduardo Martinelli Filho

Status de publicação: Não submetido

Revista: Environmental Pollution

ISSN: 0269-7491

DISTRIBUIÇÃO DE MICROPLÁSTICOS EM ÁGUAS DA PLATAFORMA CONTINENTAL AMAZÔNICA DURANTE UM PERÍODO CHUVOSO

Amanda Saraiva da Conceição ^a; Arnaldo Fabrício dos Santos Queiroz ^a; Davi Chelazzi ^b;
Marcelo Rollnic ^c; Tommaso Giarrizzo ^d; José Eduardo Martinelli Filho ^{a, c}.

^a: *Laboratório de Oceanografia Biológica, Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará. Av. Augusto Correa, Guamá, Belém, PA 66075110, Brasil.*

^b: *Departamento de Química “Ugo Schiff”, Universidade de Florença, Via dela Lastruccia 3, 50019, Sesto Fiorentino, Florença, Itália.*

^c: *Laboratório de Pesquisa em Monitoramento Ambiental Marinho, Universidade Federal do Pará. Av. Augusto Correa, Guamá, Belém, PA 66075110, Brasil.*

^d: *laboratório de Biologia Pesqueira e manejo de Recursos Aquáticos, Universidade Federal do Pará. Av. Augusto Correa, Guamá, Belém, PA 66075110, Brasil.*

RESUMO

Os microplásticos (Mps) são considerados poluentes emergentes, dado o seu potencial de dispersão e acúmulo nos compartimentos ambientais e facilidade de interação com a fauna e flora. A bacia amazônica possui a maior vazão de água fluvial em escala global e estudos recentes indicam o rio Amazonas como o segundo rio mais poluído por plásticos do mundo. Embora existam dados da ocorrência de microplásticos em plataformas continentais, existem poucas estimativas dessa poluição em águas da Plataforma Continental Brasileira, especialmente no extremo norte do país. Assim, o presente trabalho objetivou caracterizar a distribuição de microplásticos em águas superficiais da Plataforma Continental Amazônica (PCA). A amostragem foi realizada em março de 2018, no qual foram coletadas amostras em 25 estações ao longo da Plataforma, através da captação da água superficial e filtração em uma rede de plâncton com malha de 64 μm . Os resultados estimados de abundância de Mps na coluna d'água variaram de 1.567 a 13.200 MP $\cdot\text{m}^{-3}$. As fibras foram o tipo predominante de partículas encontradas, correspondendo a 56%, seguidas por fragmentos, com 44%. As fibras transparentes e os fragmentos azuis foram as partículas mais abundantes na PCA. Não foi encontrado correlação entre a quantidade de microplástico nas estações de amostragem e a distância da costa ou às variáveis ambientais da plataforma. Este é primeiro estudo que avalia a poluição por microplásticos em águas da PCA, e além de registrar valores inéditos para regiões adjacentes, demonstra que as estações próximas à bacia de São Marcos e à foz do rio Pará e do rio Amazonas são, expressivamente, as áreas mais poluídas da plataforma.

Palavras chave: Poluição hídrica; plásticos; pluma estuarina; Amazônia.

ABSTRACT

Microplastics (MPs) are considered emerging pollutants, given their potential for dispersion and accumulation in environmental compartments and ease of interaction with fauna and flora. The Amazon basin has the largest riverine flow on a global scale and recent studies indicate the Amazon River as the second river most polluted by plastics in the world. Although there are data on the occurrence of microplastics on continental shelves, there are few estimates of this pollution in waters on the Brazilian Continental Shelf, for the far north of the country data is inexistent. Thus, this work aims to analyze the distribution of microplastics in the surface waters of the Amazon Continental Shelf (PCA). Sampling was carried out in March 2018. Samples were collected at 25 stations along the Platform, through the capture of surface water and filtration in a plankton net with a 64 μm mesh. The estimated particle density in the water column ranged from 1.567 to 13.200 $\text{MPs}\cdot\text{m}^{-3}$. Fibers were the predominant type of particles found, corresponding to 56% of the total, followed by fragments, with 44%. Transparent fibers and blue fragments were the most abundant particles in PCA. No correlation was found between the amount of microplastic in the sampling stations and the distance from the coast or platform environmental variables. This is the first study to assess microplastic pollution in PCA waters, and, in addition to recording unprecedented values for adjacent regions, it demonstrates that stations near the Bay of São Marcos, the mouth of the Pará river and the mouth Amazon river are, expressively, the most polluted areas on the platform.

Keywords: Water pollution; plastic; estuarine plume; Amazon.

INTRODUÇÃO

O plástico é um composto de origem antrópica, definido como um polímero orgânico sintético ou semissintético oriundo de fontes de petróleo (Cole *et al.*, 2011; Olivatto *et al.*, 2019), que pode ser incrementado com aditivos químicos durante o seu processamento, como corantes, plastificantes ou retardantes de chama (Koelmans *et al.*, 2014). Suas inúmeras vantagens incluem a versatilidade, durabilidade, resistência, leveza, potencial isolante e baixo custo de produção (Spinacé; De Paoli, 2005). Essas características tornaram esse produto amplamente utilizado nos mais variados setores da indústria e onipresente na sociedade (Dehghani *et al.*, 2017). Porém, o mesmo material que permitiu grandes avanços tecnológicos e sociais trouxe

consigo inúmeros problemas devido a sua alta produção, consumo desenfreado, má gestão de resíduos e acúmulo no ambiente (Thompson *et al.*, 2009).

Estima-se que, desde a produção dos primeiros plásticos até os dias atuais, houve um descarte de aproximadamente 75% de todo o volume produzido (WWF, 2019). No ambiente aquático, esses resíduos podem afetar a estética da paisagem, danificar equipamentos e embarcações marinhas (Deraik, 2002; Barnes *et al.*, 2009; Silvan, 2011) e, em contato com a biota, podem acarretar uma série de riscos químicos, físicos e biológicos (Da Costa *et al.*, 2015). Além dos impactos causados por plásticos maiores, existem também aqueles que são causados por suas formas diminutas – os microplásticos.

Os microplásticos (MPs) são partículas com tamanho que varia de 1µm a 5mm (Crawford & Quinn, 2017) e podem ser classificados, segundo a sua origem, em MPs primários e secundários; os primários são produzidos intencionalmente em escala milimétrica ou micrométrica e os secundários originam-se pela fragmentação de plásticos maiores no ambiente ou pela fragmentação durante o uso (Barnes *et al.*, 2009). As fontes de microplástico secundários provém do uso doméstico de plásticos maiores, fabricação industrial, detritos resultantes do desgaste de pneus, flocos de tintas, dentre outros (Nizzetto *et al.*, 2016) e as principais rotas pelas quais essas partículas se dispersam no ambiente são pela ação dos ventos e correntes hídricas (GESAMP, 2019). Atualmente, esses materiais são difundidos em todos os compartimentos ambientais, devido a sua facilidade de dispersão e persistência no ambiente, chamando a atenção para a sua segurança no ambiente, toxicidade e impacto na fauna (Wright *et al.*, 2013).

Essas pequenas partículas, quando disponíveis nos ambientes aquáticos, podem ser ingeridas pela biota e causar diferentes danos aos organismos, que se estendem desde a obstrução mecânica do trato digestório e redução da capacidade alimentar de pequenos animais a aves de médio porte, até a transferência de produtos tóxicos que foram adsorvidos em sua superfície durante a permanência na água (Wright *et al.*, 2013; Karbalaei *et al.*, 2018; Foley *et al.*, 2018; Zhang *et al.*, 2019). Ao ser ingerido, muitos poluentes químicos presentes na estrutura da partícula, principalmente substâncias lipofílicas, podem sofrer bioacumulação nos tecidos dos animais (Bowmer & Kershaw, 2010; Moore, 2018), com risco de serem transferidos aos níveis tróficos superiores através da predação (Teuten *et al.*, 2007; Xu *et al.*, 2019).

A contaminação por microplásticos ainda não havia sido investigada na plataforma continental amazônica (PCA). A região é considerada a mais larga da margem continental brasileira (Palma, 1979) e detém a maior bacia de drenagem e vazão de água doce do mundo (Souza & Filho 2005; Callède *et al.*, 2010). As grandes descargas hídricas do rio Pará e do rio

Amazonas, aliadas aos processos hidrodinâmicos amazônicos, afetam a circulação das massas de água do oceano Atlântico, tornando a PCA uma área dinâmica, complexa e energética.

O rio Amazonas é maior rio em volume de água do planeta, com vazão mínima de $100.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (novembro) e máxima de $220.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (maio). A descarga média aproxima-se de $180.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, representando cerca de 18% de toda água fluvial continental que é lançada nos oceanos (Oltman, 1968; Muller Karger et al., 1988; Geyer et al., 1996). A modulação sazonal do fluxo de vazão do rio permite a entrada de grandes porções de sedimentos, nutrientes e de materiais plásticos na PCA, que através de ventos fortes e de correntes hídricas, são dispersos para regiões adjacentes (Giarrizzo *et al.*, 2019).

Estima-se que o rio Amazonas transporta 38.900 toneladas de detritos plásticos anualmente, sendo classificado como o sexto rio mais poluído por plásticos do mundo, atrás de outros rios globalmente conhecidos, como Yangtze, na China (333.000 toneladas por ano) e o Ganges, na Índia (150.000 toneladas por ano) (Lebreton *et al.*, 2017). Outro levantamento mais recente aponta que a quantidade de plásticos que são descartados soma 182.085 toneladas métricas por ano, fornecendo uma estimativa cinco vezes maior que a que foi concebida anteriormente, tornando a região amazônica detentora do segundo rio mais poluído por plásticos em escala global (Giarrizzo *et al.*, 2019).

O rio Pará é um corpo hídrico de grande dimensão, que também apresenta grande influência para a PCA. O rio é formado por contribuições do rio Amazonas através dos estreitos de Breves e do rio Tocantins. A sua vazão é estimada em $10.000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, apresentando uma magnitude menor que a do rio Amazonas. A sua descarga produz uma extensa pluma estuarina que é transportada para o Noroeste, assim como a pluma do rio Amazonas, devido a ação da corrente Norte do Brasil (CNB) (Prestes, 2014; Fonseca, 2004).

No presente estudo investigamos a poluição microplástica em águas superficiais da PCA, avaliando a forma, o tamanho, a cor e a abundância dos polímeros plásticos encontrados. Baseado nisso, buscamos responder as seguintes questões: (I) Quais as áreas mais poluídas da PCA? (II) Qual a abundância relativa dos diferentes tipos de MPs encontrados na PCA? (III) Existe correlação entre a quantidade de MPs de cada estação de coleta e a distância da costa ou às variáveis ambientais da PCA?

A partir de estudos anteriores referentes à magnitude e as altas descargas hídricas dos rios Amazônicos (Oltman, 1968; Muller Karger et al., 1988; Souza & Filho 2005; Callède *et al.*, 2010) que são ainda mais intensificadas durante o período chuvoso (Geyer *et al.*, 1996) e de estudos referentes ao alto potencial de transporte de plásticos e microplásticos por sistemas fluviais (Schmidt *et al.*, 2017; Lebreton *et al.*, 2017; Giarrizzo, 2019), preconizamos que a

ocorrência de MPs no decurso da PCA seria heterogênea, apresentando um maior grau de poluição microplástica em estações próximas à foz das bacias, em decorrência do grande desague e do alto transporte de materiais pelos rios.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado na Plataforma Continental Amazônica (PCA), localizada no extremo Norte do Brasil, compreendendo aos estados do Amapá, Pará e Maranhão (fig. 1). A extensão da PCA é de aproximadamente 1.300 km (Coutinho, 1996), com largura máxima de 330 km situada em frente à foz do rio Amazonas (Flood & Damuth, 1987). O clima da região costeira é quente e úmido, caracterizado pela ocorrência de estações chuvosa (janeiro a maio) e seca (julho a dezembro), com precipitação anual média de 2.500 a 3.000 mm (Moraes *et al.*, 2005). A chuva é influenciada, principalmente, pela zona de convergência intertropical (ZCIT), que também atua na modulação da descarga do rio Amazonas e do rio Pará (Figueroa, 1990). A Corrente Norte do Brasil (CNB) é uma das principais forçantes que atuam na PCA e auxilia no direcionamento das plumas dos rios, que fluem predominantemente em direção ao noroeste. Além da influência da CNB, a plataforma é impactada pela ocorrência de ventos alísios, que atingem as maiores velocidades na costa Norte entre dezembro e maio (Nittrouer & De Master, 1996; Silva *et al.*, 2007; Moller, *et al.*, 2010). A interação do elevado aporte fluvial proveniente do rio Amazonas e do rio Pará, correntes oceânicas, marés e ventos alísios tornam a PCA um ambiente altamente energético, dinâmico e singular.

Coleta

As amostras foram obtidas durante os cruzeiros oceanográficos do projeto Costa Norte, no período de março de 2018, correspondendo a estação chuvosa da região Norte do país. O material foi coletado em 25 estações distribuídas ao longo da PCA, localizadas entre a baía de São Marcos no Maranhão e o Cabo de Orange no Amapá (Fig. 1).

A coleta da água superficial foi realizada com o auxílio de um balde de alumínio com capacidade de 20l, totalizando 60l de água de superfície para cada amostra. Em seguida, houve a filtração da água em uma rede de plâncton com malha de 64 μm e, posteriormente, as amostras foram acondicionadas em recipientes devidamente higienizados e etiquetados (adaptado de GESAMP, 2019).

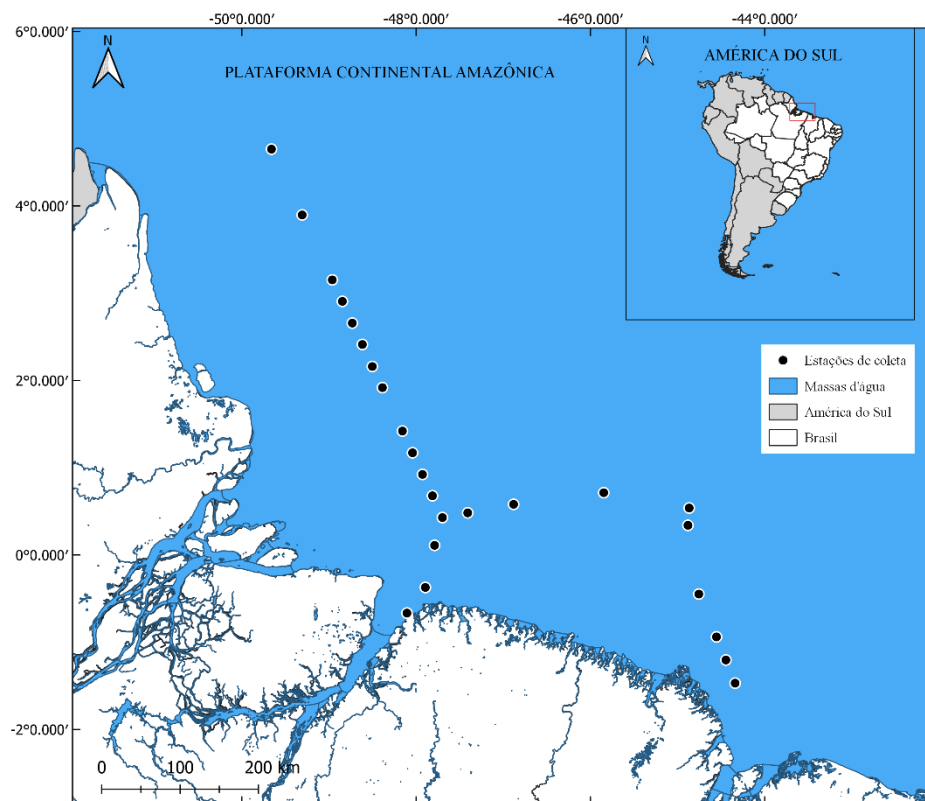


Figura 1: Distribuição das estações de amostragem de MPs na plataforma Continental Amazônica durante o mês de março de 2018. Fonte: Autora, 2021.

Análise laboratorial

No laboratório, as amostras foram filtradas com a utilização de um sistema de filtração a vácuo e filtros de fibra de vidro (abertura de $0,7 \mu\text{m}$ GF/F Whatmann), sendo armazenadas em recipientes vedados, que posteriormente foram mantidos em um dessecador à vácuo para a remoção do excesso de umidade. As amostras secas foram visualizadas no microscópio óptico (Olympus CX 41) à uma ampliação de 100 vezes, onde foram quantificadas, classificadas, medidas e fotografadas através da observação direta (GESAMP, 2019). Para classificar quanto aos tipos, as partículas com formatos alongados e com espessura homogênea ao longo do comprimento foram denominadas “fibras”; as partículas que tinham formato irregular foram classificadas como “fragmentos” e as que eram arredondadas com superfície suave foram classificadas como “pellets” (GESAMP, 2019; Lusher, *et al.*, 2020). As partículas encontradas foram medidas pela ocular micrometrada e somente os plásticos com comprimento ou diâmetro entre $64 \mu\text{m}$ a 5mm foram considerados microplásticos.

Garantia de controle e qualidade

Durante todo o manuseio das amostras foram utilizadas luvas de nitrila e jalecos padronizados, reduzindo o transporte de fibras presentes nas mãos e roupas. Os materiais plásticos do laboratório foram substituídos por materiais de vidro e alumínio, evitando o contato das amostras objetos plásticos. Todos os equipamentos e materiais utilizados nesta pesquisa foram higienizados previamente com água filtrada através do sistema de microfiltração por osmose reversa em triplicada (Corcoran *et al.*, 2019). As superfícies das bancadas e os filtros eram descontaminados antes e após o uso, para cada triagem de amostra.

Os filtros de fibra de vidro destinados para a filtragem das amostras passaram pelo tratamento de descontaminação térmica conforme o trabalho de Prata *et al.*, (2021). Os procedimentos de filtragem foram realizados em ambiente controlado (adaptado de Prata *et al.*, 2019). Para monitorar quaisquer possibilidades de contaminação das amostras entre as etapas processuais, foram feitos controles (Provencher *et al.*, 2020).

Análise de dados

Os dados de abundância de partículas por metro cúbico de água foram obtidos a partir da divisão do número de MP quantificados em cada amostra pelos 60l de água filtrada, sendo posteriormente convertido para MPs.m^{-3} . Calculamos a porcentagem de fibras e de fragmentos retidas pela malha de 64 μm , considerando diferentes intervalos de tamanhos (64- 99 μm , 100- 199 μm , 200- 299 μm , 300- 399 μm , 400- 499 μm e 500- 5000 μm). Para verificar se existe correlação entre a distância da costa de cada ponto de coleta e suas respectivas quantidades de MPs, utilizamos a análise de correlação de similaridade (coeficiente de correlação de postos de Spearman). O mesmo teste foi aplicado para verificar se há correlação significativa entre a quantidade de MPs e as variáveis ambientais (salinidade e temperatura) da plataforma. Todas as análises estatísticas foram realizadas nos *softwares Microsoft Office Excel* (2019) e *R Development Core Team* (2021), considerando o nível de significância de 5%. Partículas com comprimento ou diâmetro inferior a 64 μm não foram contabilizadas, considerando que tamanhos inferiores a abertura da malha representariam dados subamostrados.

RESULTADOS

Foram encontrados microplásticos em todas as 25 estações analisadas, totalizando 7.452 unidades observadas. A abundância de MPs estimada nas estações de coleta variou de 1.567 a 13.200 MPs.m^{-3} (fig. 2), apresentando média de $4.976 \pm 2.842 \text{MPs.m}^{-3}$. Observamos uma

ampla variação na abundância de MPs ao longo da plataforma, com elevados níveis de poluição nas estações próximas à baía de São Marcos (13.200 MPs.m⁻³), da foz do rio Pará (10.600 MPs.m⁻³) e da foz do rio Amazonas (9.367 MPs.m⁻³).

Os tipos de polímeros mais abundantes na PCA foram as fibras, correspondendo a 56% do total de MPs estimados, seguido de fragmentos, registrando 44%. Os pellets foram as formas menos abundantes, com apenas 10 unidades registradas.

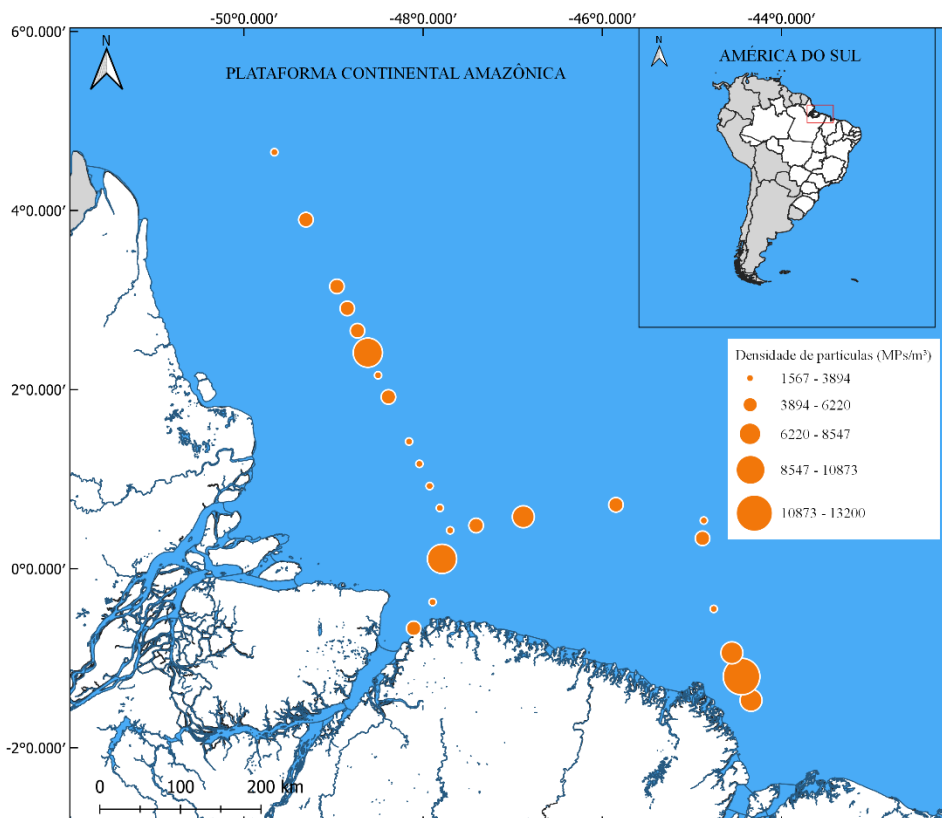


Figura 2: Mapa da abundância de MPs encontrados na PCA. Fonte: Autora, 2021.

As maiores concentrações de fibras foram registradas na baía de São Marcos, onde a abundância foi estimada em 7.633 MPs.m⁻³ e em duas estações próximas à foz do rio Amazonas e do rio Pará, quantificando abundâncias de 7.233 MPs.m⁻³ e 5.067 MPs.m⁻³, respectivamente. Os fragmentos também se acumularam nessas regiões, com maior concentração na foz do rio Pará, apresentando abundância de 7.367 MPs.m⁻³, seguido da baía de São Marcos, com densidade de 5.567 MPs.m⁻³ e da foz do rio Amazonas, registrando 3.867 MPs.m⁻³ (fig. 3). O mapa individualizado com as concentrações de fibras e fragmentos pode ser observado nas figuras 4 e 5.

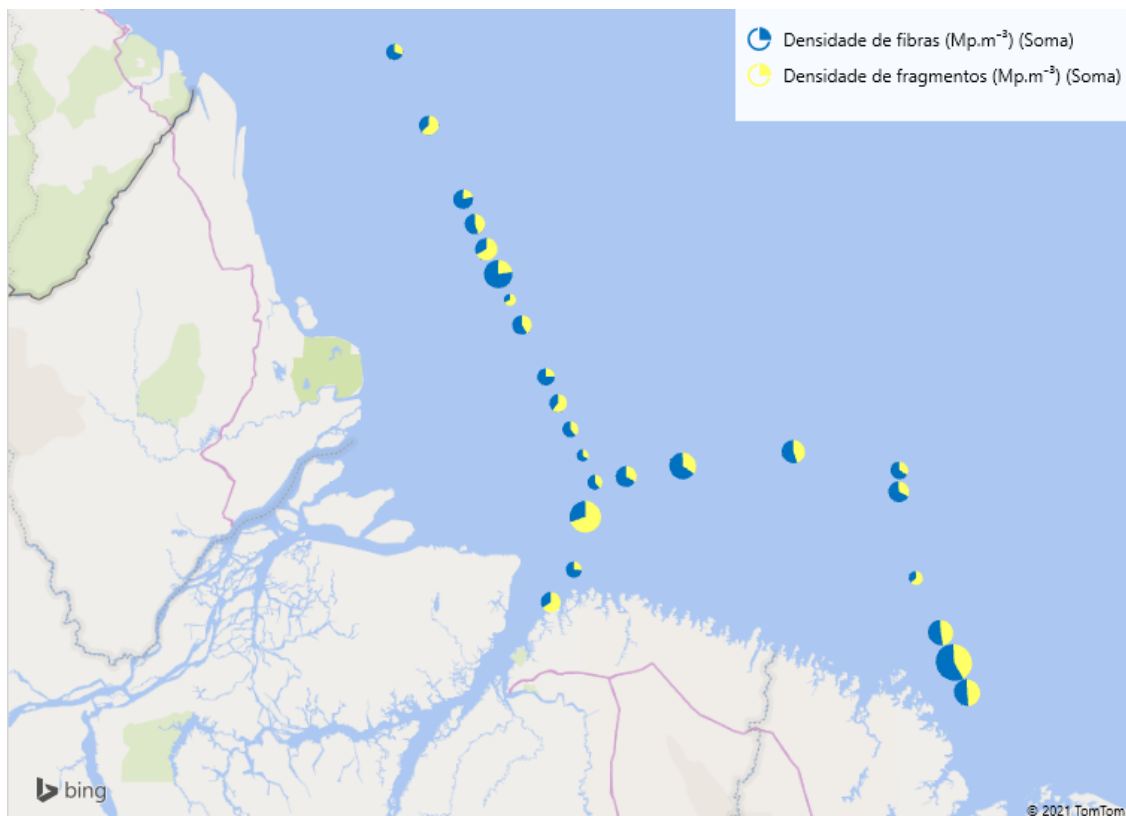


Figura 3: Proporção de fragmentos e de fibras na PCA durante março de 2018. Fonte: Autora, 2021.

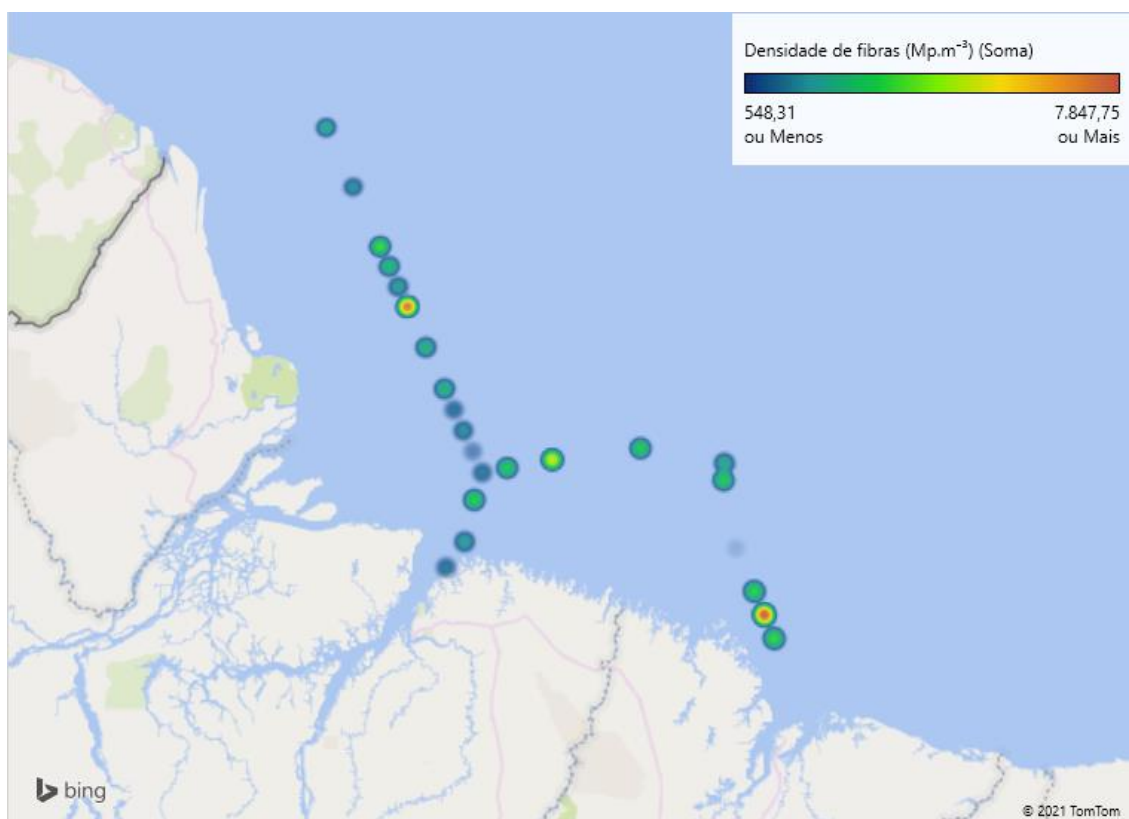


Figura 4: Concentração de fibras na PCA durante março de 2018. Fonte: Autora, 2021.

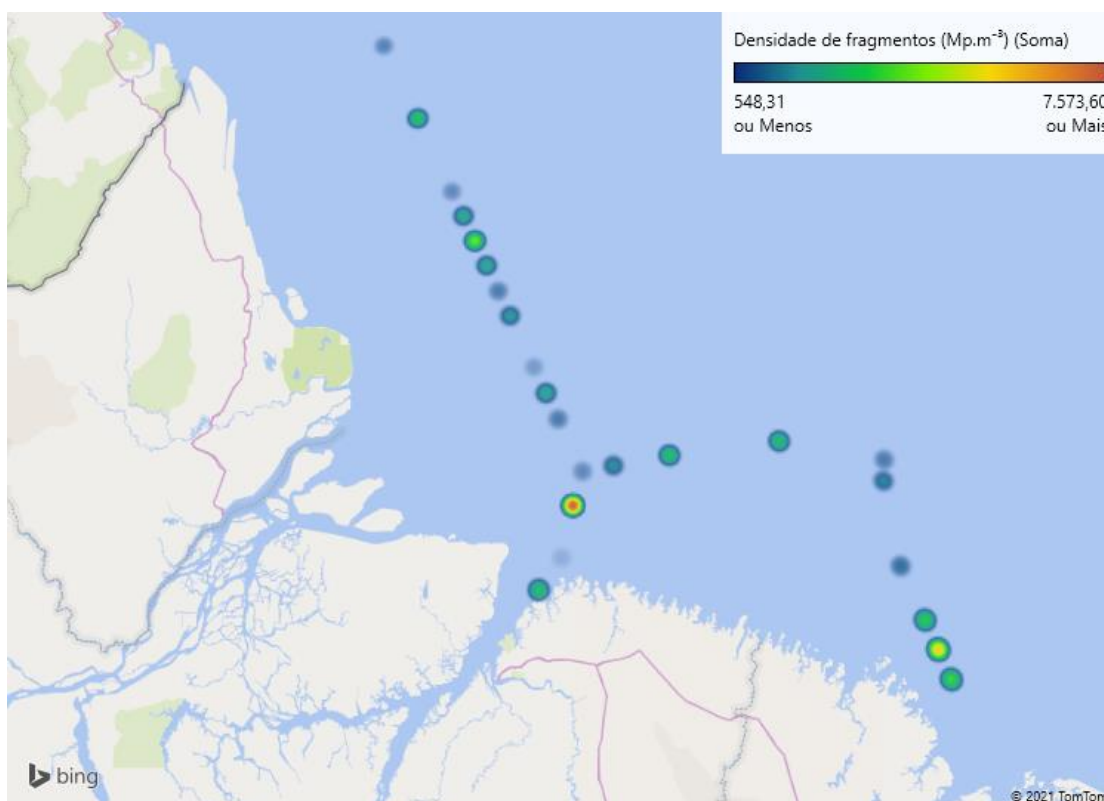


Figura 5: Concentração de fragmentos na PCA durante março de 2018. Fonte: Autora, 2021.

No que diz respeito aos tamanhos capturados pela malha de 64 μm , observamos que 75% das fibras encontradas estavam no intervalo entre 500 μm e 5000 μm ; enquanto 76% dos fragmentos mediam menos que 200 μm . A comparação das medidas de ambas as partículas pode ser observada na figura 6.

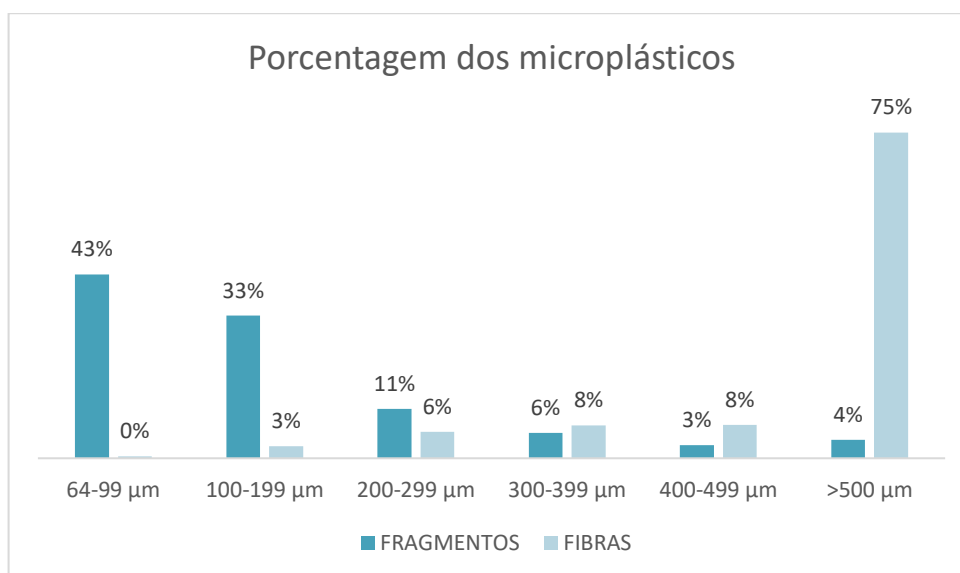


Figura 6: Porcentagem de fragmentos e fibras em diferentes intervalos de tamanho.

Em relação à coloração, registramos onze cores para os fragmentos e dez cores para as fibras. As esferas estavam presentes apenas na cor preta. Os fragmentos azuis e as fibras transparentes compuseram os MPs mais abundantes, contabilizando 55% e 59%, respectivamente (fig.7 e fig.8).

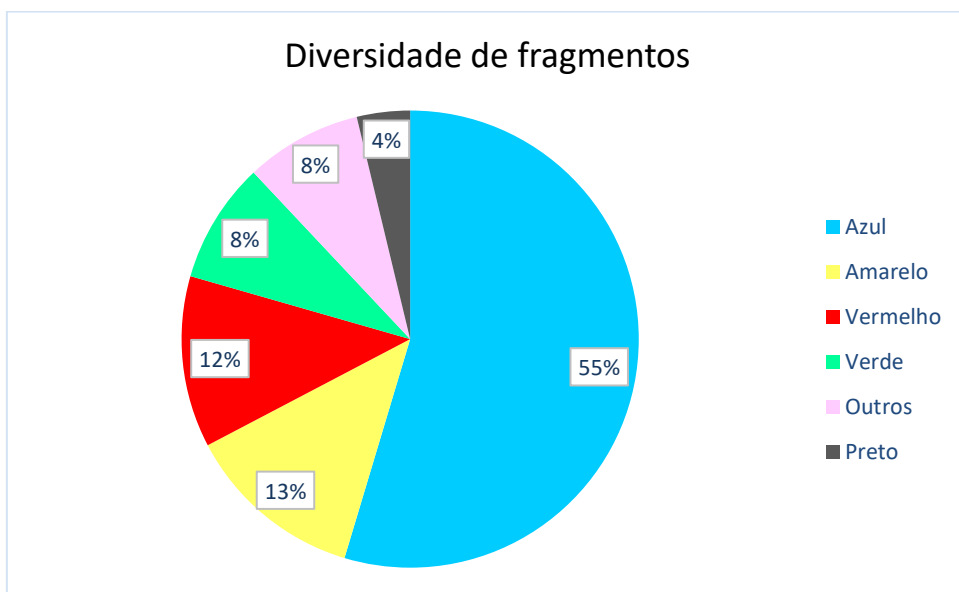


Figura 7: Principais cores dos fragmentos encontrados na PCA durante março de 2018. A legenda está disposta em ordem decrescente.

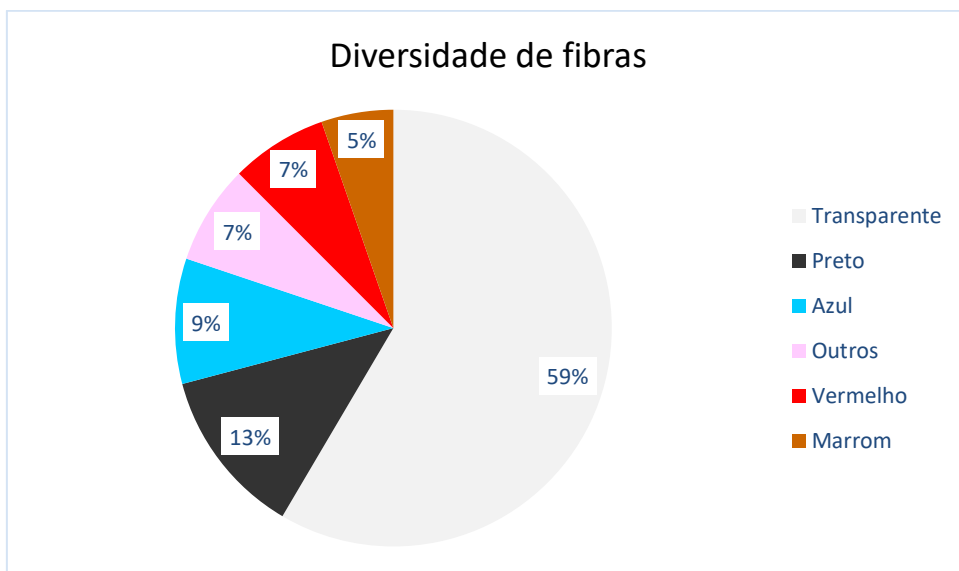


Figura 8: Principais cores das fibras encontradas na PCA durante março de 2018. A legenda está disposta em ordem decrescente.

A análise de correlação de Spearman indicou que não existe correlação significativa entre a distância da costa e a quantidade de MPs que foram quantificados em cada estação de coleta ($\rho = 0,06502501$, $S = 2769,1$, $p = 0,7575$). No que se refere a correlação da quantidade

de MPs com as variáveis ambientais da plataforma, foram identificadas correlações não significativas para a salinidade ($\rho = 0,277512$, $S = 1661,7$, $p = 0,1892$) e para a temperatura ($\rho = 0,08614314$, $S = 2101,9$, $p = 0,689$).

DISCUSSÃO

A partir deste estudo, foi possível verificar altos níveis de contaminação por microplásticos ao longo de toda a extensão da PCA, inferindo-se valores acima dos que foram relatados em regiões adjacentes, como demonstrado na plataforma continental de Pernambuco, onde a abundância de MPs na água superficial variou de 0,95 a 206,3 MPs.m⁻³ utilizando-se a malha de 300 μm (Lins-Silva *et al.*, 2021); ou na plataforma continental da costa Louisiana, localizada no Norte do golfo do México, que apresentou uma concentração de 4,8 a 8,2 MPs.m⁻³ para amostragens de água realizadas com bongô (335 μm) e de 5 a 18,4 para amostragens com rede de neuston (335 μm) (Mauro *et al.*, 2017). Tal diferença no tamanho de malha pode justificar os valores mais altos detectados aqui.

Inferimos que a alta concentração microplástica encontrada na plataforma, especialmente nas estações próximas à baía de São Marcos, da foz do rio Pará e da foz do rio Amazonas resulte da baixa infraestrutura presente nos municípios Amazônicos e da precariedade do sistema de saneamento básico da região (Costa & Brondizio *et al.*, 2011). A Baía de São Marcos foi a área com maior abundância de Mps, que possivelmente pode estar relacionada com a confluência dos rios Mearim e Pindaré, a ampla quantidade de indústrias na região, além da proximidade com um complexo portuário e da alta atividade pesqueira (Sousa, 2009; Carvalho *et al.*, 2012). As altas abundâncias de Mps próximas das áreas de influência do rio Pará e do rio Amazonas foi anteriormente preconizada e podem estar relacionadas com as grandes descargas hídricas e com o elevado transporte de sedimentos e de plásticos realizado pelos dois sistemas (Oltman, 1968; Meade *et al.*, 1985; Muller-Karger *et al.*, 1988; Geyer *et al.*, 1996).

As fibras foram o tipo predominante de partículas encontradas na PCA, seguindo o padrão de outros trabalhos realizados em zonas costeiras (Lindeque *et al.*, 2020; Luo *et al.*, 2019; Abayomi *et al.*, 2017; Laglbauer *et al.*, 2014; Nel *et al.*, 2015). Apesar da ausência de dados publicados para a PCA, as fibras também foram o tipo mais abundante de MPs no sedimento de praias da região (Martinelli & Monteiro, 2019) e no trato digestório da anêmona do mar *Bunodosoma cangicum* na costa do estado do Pará (Morais *et al.*, 2020). Dessa forma, entendemos que as fibras são os principais poluentes plásticos dos ecossistemas aquáticos,

indicando que as possíveis fontes sejam o esgoto doméstico, como consequência da lavagem de roupas (Browne *et al.*, 2011; Luo *et al.*, 2019).

Neste estudo, calculamos a porcentagem da abundância de microplásticos com diferentes intervalos de tamanhos e concluímos que os fragmentos podem ser facilmente subamostrados pelo uso de malhas maiores, visto que 76% das partículas são menores que 200 μm e 87% são menores que 300 μm . As fibras resultaram em poucas perdas devido ao formato ser caracteristicamente alongado.

Em uma experiência direcionada para avaliar a extensão da subestimação da amostragem de MPs em ambientes costeiros, concluiu-se que a rede com malha de 100 μm resultou numa concentração de microplástico 2.5 e 10 vezes maior comparadas com as malhas de 333 μm e 500 μm , respectivamente (Lindeque *et al.*, 2020). No Brasil, outro levantamento foi realizado na plataforma continental da margem equatorial e demonstrou que a retenção de partículas plásticas por redes com malha de 120 μm foi cerca de sete vezes maior que a realizada pela malha 300 μm (Garcia *et al.*, 2020). Diante disso, sugerimos que os valores de abundância no presente estudo podem representar uma redução da subestimação da quantificação de MPs no ambiente marinho e uma estimativa mais precisa da poluição microplástica na Amazônia, uma vez que utiliza uma malha com tamanho menor (64 μm) que as comumente usadas em outros estudos. No entanto, dados comparativos entre diferentes tamanhos de malha ainda são escassos na literatura.

Enfatizamos que a utilização de um único método analítico para a identificação dos MPs não é suficiente para garantir a confiabilidade dos resultados. Resultados falso positivos ou falso negativos podem ser gerados pela semelhança entre alguns MPs e outros materiais orgânicos ou inorgânicos presentes no ambiente. Com isso, sugerimos que a caracterização física de potenciais plásticos seja complementada com a caracterização química, ao qual permite a eliminação de falsos positivos e a redução de falsos negativos das amostras através da confirmação química das partículas (Löder & Gerdts, 2015; Shim *et al.*, 2017).

CONCLUSÃO

Essa é a primeira avaliação da contaminação microplástica realizada na Plataforma Continental Amazônica, na qual foi possível verificar um alto grau de contaminação da água superficial, especialmente nas áreas próximas à foz das bacias. Nosso estudo demonstrou que a abundância de MPs ao longo da extensão da PCA varia de 1.567 a 13.200 MPs.m^{-3} , ocorrendo uma maior concentração nas estações próximas à Baía de São Marcos, seguida da foz do rio

Pará e da foz do rio Amazonas. As fibras compuseram 56% do total das partículas contabilizadas, enquanto os fragmentos somaram 44%. Inferimos que os valores elevados obtidos nesta pesquisa podem estar relacionados com a ampla ocupação das zonas costeiras e das áreas próximas às bacias hidrográficas, que em conjunto com a má disposição de resíduos sólidos e a baixa implementação de políticas públicas, promovem um contínuo lançamento do lixo plástico nos ambientes aquáticos. Evidenciamos que a escolha da malha de 64 mm foi um fator que permitiu um melhoramento da amostragem, a medida em possibilitou a retenção de microplásticos dentro de uma ampla faixa de tamanho. Destacamos ainda a importância de se confirmar a composição química dos polímeros, pois as fibras, principalmente, podem ser confundidas com materiais naturais como a celulose. Por fim, ressaltamos a importância deste estudo para compreensão do grau de contaminação microplástica na região Amazônica, considerando a complexidade ambiental e biológica da região. A análise da composição polimérica dos MPs é necessária para o delineamento das possíveis fontes geradoras.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abayomi, O. A., Mohammad, P. R., Al-Ghouti A., Obbard, J. P., Almeer, S. H., Ben-Hamadou R. Microplastics in coastal environments of the Arabian Gulf, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 124, Issue 1, 2017, p. 181-188, ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.011>

Barnes, David K. A., Galgani, Francois, Thompson, Richard C., BARLAZ, Morton. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of The Royal Society B: Biological Sciences*, [S.L.], v. 364, n. 1526, p. 1985-1998, 27 Jul. 2009. The Royal Society. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>

Bowmer, T., Kershaw, P. Proceedings of the GESAMP international Workshop on Microplastic Particles as a vector in transporting Persistent, Bioaccumulating and Toxic Substances in the Oceans. June, 2010. UNESCO-IOC, Paris, 2010.

Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson R. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks *Environmental Science and Technology*, 45 (21) (2011), p. 9175-9179; <https://doi.org/10.1021/es201811s>

Callède, J., Cochonneau, G., Vieira Alves, F., Guyot, J.-L., Santos Guimaraes, V., De Oliveira, E., 2010. Es apports en eau de l'Amazone à l'Océan Atlantique The River Amazon water contribution to the Atlantic Ocean, *Journal Water Science*, 23(3), 247-273. <https://doi.org/10.7202/044688ar>

Carvalho-Neta, R. N. F.; Torres Jr, A. R.; Abreu-Silva, A. L. Biomarkers in Catfish *Sciades herzbergii* (Teleostei: Ariidae) from Polluted and Non-polluted Areas (São Marcos' Bay, Northeastern Brazil). *Applied Biochemistry and Biotechnology*, v. 166, n. 5, p. 1314-1327, 2012.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T. S. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12), 2588-2597. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>

Corcoran, P. L., Belontz, S. L., Ryan, K., Walzak, M. J. (2019). Factors controlling the distribution of microplastic particles in benthic sediment of the Thames River, Canada. *Environmental science and technology*, 54(2), 818-825. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04896>.

Coutinho P. N. 1996. Levantamento do estado da arte da pesquisa dos recursos vivos marinhos do Brasil. 75 p.

Crawford, C. B., Quinn B. *Microplastic pollution*; Elsevier, Amsterdam, Netherlands (2017). Cap. 5, p. 101-105. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809406-8.00005-0>

Da Costa, M. F., Do Sul, J. A. I.; De Araújo Lima, A. R. e Barletta, M. Contaminação do mar brasileiro por resíduos plásticos: impactos e perspectivas. In: 5º Congresso Brasileiro de Biologia Marinha. 2015. Porto das Galinhas, Ipojuca, PE. p.1-8.

Dehghani, S., Moore, F., Akhbarizadeh, R. Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017; 24 (25), 20360-20371. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9674-1>.

Figueroa, S. N.; Nobre, C. A. Precipitations Distribution Over Central and Western Tropical South America. *Climanálise- Boletim de Monitoramento e Análise Climática*, v.5, n.6, p. 36-45, 1990.

Filizola, N., Guyot J. L. Suspended sediment yields in the Amazon basin: an assessment using the Brazilian national data set. *Hydrological. Processes.*, 23 (22) (2009), pp. 3207-3215 <https://doi.org/10.25249/0375-7536.2011414566576>

Flood R., Damuth J. E. 1987. Quantitative characteristics of sinuous distributary channels on the Amazon Deep- Sea Fan. *Geological Society America Bulletin*, 98 (6): 728-738. [http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606\(1987\)98%3C728:QCOSDC%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1130/0016-7606(1987)98%3C728:QCOSDC%3E2.0.CO;2)

Fonseca, C.A., 2004. Investigation of the North Brazil Current retroflection and North Equatorial Countercurrent variability. *Geophys. Res. Lett.* 31, L21304. doi:10.1029/2004GL020054

Garcia, T. M., Campos, C. C., Mota E. M. T., Santos, N. M. O., Campelo, R. P. de S. Prado, L. C. G., Melo-Junior M., Soares, M. de O. Microplastics in subsurface waters of the western equatorial Atlantic (Brazil), *Marine Pollution Bulletin*, Volume 150, 2020, 110705, ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110705>

Gensac, E., Martinez, J. M., Vantrepotte V., Anthony, E. J. Dinâmica sazonal e interanual de sedimentos suspensos na foz do rio Amazonas: O papel da força continental e oceânica, e implicações para a geomorfologia costeira e a formação de bancos de lama Continental Shelf, 2016; *Continental Shelf Research*. 118, p. 49-62 <https://doi.org/10.1016/j.csr.2016.02.009>

Gesamp, 2017. Guidelines or the monitoring and assessment of plastic litter and microplastic in the ocean (Kershaw P. J., Turra A. and Galgani F. editors), (IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP/ISA Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection). Rep. Std. Gesamp No. 99, 130 p.

Geyer, W. R., Beardsley, R. C., Lentz, S. J., Candela, J., Limeburner, R., Johns, W. E., Castro, B.M., Soares, I. D. 1996. Physical oceanography of the Amazon shelf. *Cont. Shelf Res.*, 16: 575-616. [https://doi.org/10.1016/0278-4343\(95\)00051-8](https://doi.org/10.1016/0278-4343(95)00051-8)

Giarrizzo, T., Andrade. M. C., Schmid, K.; Winemiller, K. O., Ferreira, M., Pegado, T., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Fearnside, P. 2019. Amazonia: the new frontier for plastic pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*. <https://doi.org/10.1002/fee.2072>

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

Karbalaei, S., Hanachi, P., Walker, T.R., Cole, M., 2018. Occurrence, sources, human health impacts and mitigation of microplastic pollution. *Environmental Science Pollution. Res.*1–18. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3508-7>

Koelmans, A. A., Besseling E., Foekema, E. M. Leaching of plastic additives to marine organisms. *Environ. Pollut.*, 187 (2014), p. 49-54. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.013>

Korokhova, E. Screening for microplastic particles in plankton samples: how to integrate marine litter assessment into existing monitoring programs? *Marine Pollution Bulletin*, S. L., v. 99, n. 1-2, p. 271-275, out. 2015. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.056>

Laglbauer, B. J. L., Franco-Santos, R. M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego M., Deprez, T. Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 89, p. 356-366 <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.036>

Lebreton, L. C., Van der Zwet, J., Damsteeg, J. W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J. (2017). River plastic emissions to the world's oceans. *Nature Communications*, 8, 15611. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms15611>

Lindeque, P. K., Cole, M., Coppock, R. L., Lewis, C. N., Miller, R. Z., Watts, A. J. R., Galloway, T. S. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution*, 2020; 114721. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721>

Lins-Silva, N., Marcolin, C. R., Kessler, F., Schwamborn, R. A fresh look at microplastics and other particles in the tropical coastal ecosystems of Tamandaré, Brazil, *Marine Environmental Research*, Volume 169, 2021, 105327, ISSN 0141-1136, <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105327>

Löder, M. G. C., Gerdt G. Methodology used for detection and identification of microplastics-a critical appraisal in *Marine Anthropogenic Litter*, eds. M. Bergmann, L Gutow and M. Klages, Springer, London, 2015. Ch. 8, p. 44. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8

Luo, W., Su, L., Craig, N. J., Du, F., Wu, C., Shi, H. Comparison of microplastic pollution in different water bodies from urban creeks to coastal waters, *Environmental Pollution*, Volume 246, 2019, p. 174-182, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.081>.

Mauro, R. D., Kupchik, M. J., Benfield, M. C. Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf waters of the northern Gulf of Mexico, *Environmental Pollution*, Volume 230, 2017, p. 798-809, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.030>

Moore C. J. Synthetic polymers in the marine environmental: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108 (2) (2008), p.131-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>

Martinelli Filho, J. E., Monteiro, R. C. P., Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, 2019; v. 145, p. 219-223. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.049>

Morais, L. M. S., Sarti, F., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Giarrizzo, T., Martinelli Filho, J. E. The anemone *Bunodosoma cangicum* as potential biomonitor for microplastic contamination on the Brazilian Amazon coast. *Environmental Pollution*, 2020, 265, 114817. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114817>

Moraes B. C., Costa J. M. N., Costa A. C. L., Costa M. H. 2005. Variação espacial e temporal da precipitação no estado do Pará. *Acta Amazônia*, 35 (2): 207-214. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672005000200010>

Nel, H. A., Froneman, P. W. A quantitative analysis of microplastic pollution along the south-eastern coastline of South Africa, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 101, Issue 1, 2015, P. 274-279, ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.043>

Nittrouer, C. A., DeMaster, D. J. 1986. Sedimentary processes on the Amazon continental shelf: past, present, and future research. *Cont. Shelf Res.*, 6: 5-30.

Nizzetto L., Bussin G., Futter M. N., Butterfield D., Paul G. 2006. Whitehead a theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments. *Environmental Science Processes and Impacts* 18: 1050-1059. <http://dx.doi.org/10.1039/C6EM00206D>

Olivatto, G. P., Carreira, R., Tornisielo, V. L., Montagner, C. C. Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. *Revista Virtual de Química*, 10(6), 1968-1989. (2018). <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180125>

Olivatto, G. P., Martins, M. C. T., Montagner C. C., Henry T. B., Carreira, R. S. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil, *Marine Pollution Bulletin*, Volume 139, 2019, p. 157-162, ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>

Palma J. J. C. 1979. Geomorfologia da Plataforma Continental Norte Brasileira. *Série Projeto REMAC*, 7: 25-51.

Prata, J. C.; REIS, V., COSTA, J. P., MOUNEYRAC, C., DUARTE, A. C., Rocha-Santos, T. Contamination issues as a challenge in quality control and quality assurance in microplastics analytics. *Journal of Hazardous Materials*, [S.L.], v. 403, p. 123660, fev. 2021. Elsevier BV. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123660>

Prestes, Y.O., Rollnic, M., Silva, M.S., Rosario, R.P., 2014. Volume transport in the tidal limit of the Pará River, Brazil. *Proc. 17th Phys. Estuaries Coast. Seas Conf. Porto Galinhas, Pernambuco, Brazil*, 19–24 Oct. 2014.

Provencher, J. F., Covernton, G. A., Moore, R.C., Horn, D.A., Conkle, J. L., Lusher, A. L. (2020). Proceda com cautela: A necessidade de elevar a barra de publicação para pesquisa de microplásticos. *Ciência do Meio Ambiente Total*, 748, 141426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141426>

Shim, W. J., Hong, S. H., Eo, S. identification methods in microplastic analysis: a review. *The Royal Society of Chemistry*, 2017, *Analytical methods*; 9, 1384-1391. <https://doi.org/10.1039/C6AY02558G>

Silva, A. C.; Araújo, M.; Bourlès, B. 2007b. Seasonal variability of the Amazon River plume during REVIZEE Program. *Tropical Oceanography*, 1: 1-22.

Sousa, J. K. C., Avaliação de impactos ambientais causados por metais traço na água, sedimento e material biológico na Baía de São Marcos, São Luiz/ Maranhão. Tese de doutorado, UFPB-ICEN. P. 110, João Pessoa, 2009.

Souza-Filho, P. W. M. Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. *Revista Brasileira de Geofísica*, [S.L.], v. 23, n. 4, p. 427-435, dez. 2005. Fap UNIFESP (SciELO). <https://doi.org/10.1590/s0102-261x2005000400006>

Spinacé, M. A. D., De Paoli, M. A. A tecnologia da reciclagem de polímeros. *Quim. Nova* 2005, 28, 10. Doi: <https://doi.org/10.1590/S010040422005000100014>

Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., Thompson, R. C., 2007. Potential for plastic to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science and Technology*, 41 (22) (2007), p. 77597764. <http://dx.doi.org/10.1021/es071737s>

Thompson, R. C.; Moore, C. J.; Von Saal, F. S.; Swan, S. H. Plastics, the environment and human health: Current consensus and future trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2009, 364, 2153–2166. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2009.0053>

Wright, S. L., Thompson, R. C., Galloway, T. S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review. *Environmental Pollution* 178, 483–492. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>

WWF; Solve plastic pollution: transparency and responsibility. Dalberg Advisors, Suíça, 2019; p. 1- 50. ISSN 978-2-940529-93-3.

Zhang, S., Wang, J., Liu, X., Qu, F., Whang, X., Whang, X., Li, Y., Sun, Y. Microplastics in the environment: a review of analytical methods, distribution, and biological effects. *TrAC Trends Analytical Chemistry*, 111 (2019), pp. 62-72. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.002>

NORMAS DA REVISTA

O texto deve ser redigido em inglês. O artigo de pesquisa não deve exceder 8.000 palavras. As tabelas pequenas podem constar até 300 palavras; para tabelas grandes, o limite é de 600. Não devem haver mais que nove figuras e tabelas no texto principal. O resumo não deve exceder 300 palavras. O limite de palavras-chave são seis. As referências podem estar em qualquer estilo ou formato. Não há requisitos de formatação rígidos, mas o manuscrito deve conter os elementos básicos, como: resumo, palavras-chave, introdução, material e métodos, resultados, conclusão e figuras e tabelas com legenda.