

AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE CRÔNICA DE MICROFIBRAS DE POLIÉSTER EM LARVAS DE *ECHINOMETRA LUCUNTER*

EVALUATION OF CHRONIC TOXICITY OF POLYESTER MICROFIBERS IN *ECHINOMETRA LUCUNTER* LARVAE

Ana Lúcia Flora Bezerra Menezes, Rodrigo Brasil Choueri, Paloma Kachel Gusso-Choueri, Adrielli Cristini Teixeira de Andrade

Universidade Santa Cecília, Faculdade de Ciências Biológicas, Curso de Ciências Biológicas
E-mail para contato: floraanalucia@gmail.com

RESUMO – A poluição por microfibras sintéticas é um problema ambiental emergente devido à sua persistência nos ecossistemas aquáticos. Este estudo avaliou os efeitos de diferentes concentrações de microfibras de poliéster sobre o ouriço-do-mar Echinometra lucunter, analisando alterações morfológicas e determinando a EC₅₀. Mesmo em concentrações relativamente baixas, foram observadas deformidades larvais e atraso no desenvolvimento, indicando impacto significativo. A ampla ocorrência e ingestão dessas partículas reforçam sua relevância ecotoxicológica, evidenciando a necessidade de pesquisas e estratégias de mitigação frente ao crescimento do setor têxtil e do descarte de tecidos.

Palavras-chave: microfibras; poliéster; ouriço-do-mar; ecotoxicologia; têxtil.

ABSTRACT – Synthetic microfiber pollution has emerged as an environmental concern due to its persistence in aquatic ecosystems. This study assessed the effects of different concentrations of polyester microfibers on the sea urchin Echinometra lucunter, analyzing morphological changes and determining the EC₅₀. Even at relatively low concentrations, larvae showed deformities and developmental delays, indicating significant ecological impact. The widespread occurrence and ingestion of these particles highlights their ecotoxicological relevance and underscore the need for further research and mitigation strategies amid the growth of the textile industry and fabric disposal.

Keywords: microfibers; polyester; sea urchin; ecotoxicology; textile.

1 INTRODUÇÃO

A indústria têxtil acompanhou a modernização produtiva impulsionada por eventos da Revolução Industrial e da Segunda Guerra Mundial, migrando da manufatura para a maquinofatura. A automatização dos processos permitiu a padronização e a intensificação da fabricação de vestuários, ampliando, de forma proporcional, os impactos ambientais decorrentes do uso irresponsável de recursos naturais (Fraga; Santos, 2020). Nesse contexto, surge o conceito de *fast-fashion*, caracterizado pela rapidez na confecção, baixo custo e ampla disponibilidade de produtos, associado a um consumo exacerbado e insustentável. Para sustentar a produção acelerada, utilizam-se matérias-primas de menor qualidade, reduzindo a durabilidade das peças e estimulando o descarte recorrente (Gregori; Maier, 2023). As fibras têxteis utilizadas incluem naturais (como algodão), sintéticas (poliéster) e artificiais (viscose), todas capazes de liberar microfibras durante a fabricação ou lavagem (Romero *et al.*, 1995; Browne *et al.*, 2011). As microfibras sintéticas, em especial, possuem relevância ambiental adicional, pois são enquadradas na categoria de microplásticos devido à sua composição polimérica derivada do petróleo. Já as fibras naturais e artificiais, embora também liberadas durante o processo de lavagem, apresentam comportamento distinto no meio ambiente em razão de sua maior biodegradabilidade (Liu *et al.*, 2019). Grande parte dessas microfibras alcança os ecossistemas aquáticos, pois seu tamanho reduzido ultrapassa filtros domésticos e barreiras de tratamento de efluentes (Bick *et al.*, 2018). Estima-se que uma única peça de poliéster libere mais de 1.900 microfibras por ciclo de lavagem (Browne *et al.*, 2011), evidenciando sua contribuição para a contaminação aquática. Pesquisas afirmam que as microfibras são a forma mais recorrente de microplásticos no ambiente (Cole, 2016).

Os impactos ambientais decorrentes da indústria da moda, em especial a contaminação de corpos hídricos, têm intensificado o interesse científico sobre os efeitos das microfibras, classificadas como ameaça emergente pela ecotoxicologia (Avio *et al.*, 2017). Detritos antropogênicos introduzidos nos ecossistemas aquáticos podem comprometer a integridade biológica e a estabilidade ecológica das populações por meio de alterações no crescimento, desenvolvimento, reprodução e pela elevação das taxas de mortalidade (Chae; An, 2017). Nesse cenário, destaca-se o poliéster, que desde de 1990 ultrapassou o algodão e consolidou-se como a fibra têxtil mais utilizada globalmente (Bick *et al.*, 2018). Microfibras sintéticas derivadas desse

material apresentam baixa taxa de degradação em ambientes aquáticos, favorecendo sua persistência e potencial de bioacumulação (Zambrano *et al.*, 2019). Apesar do crescente reconhecimento de seus riscos, ainda persistem lacunas quanto à dinâmica de degradação, subprodutos gerados e implicações ecotoxicológicas em níveis fisiológicos e ecossistêmicos (Henry *et al.*, 2019; Mishra *et al.*, 2019).

Embora os microplásticos já sejam amplamente estudados, as microfibras sintéticas configuram um campo emergente de investigação, demandando análises mais aprofundadas sobre seus efeitos a curto e longo prazo (McCay; Mehta, 2024). A ecotoxicologia, ciência que avalia as interações entre organismos e contaminantes de diferentes naturezas (Zagatto, 2015), fornece subsídios para essa abordagem. No presente estudo, utilizou-se o ouriço-do-mar *Echinometra lucunter* (Echinometridae, Linnaeus, 1758) como organismo-teste, espécie amplamente empregada em ensaios ecotoxicológicos devido à alta sensibilidade a poluentes em fases iniciais de desenvolvimento, abundância no litoral brasileiro, facilidade de coleta e obtenção de gametas viáveis ao longo do ano. Além disso, apresenta rápido desenvolvimento embrionário e respostas morfológicas facilmente observáveis em microscopia, características que asseguram reprodutibilidade e confiabilidade nos ensaios (Barbosa, 2013).

O presente estudo tem como propósito avaliar a relação dose-resposta das larvas de *Echinometra lucunter* frente à exposição a diferentes concentrações de microfibras de poliéster. Para tanto, será estimada a concentração capaz de comprometer 50% dos organismos expostos (EC₅₀). Parte-se da hipótese que as microfibras de poliéster são tóxicas e que as alterações esperadas podem se manifestar de diversas formas, abrangendo desde anomalias no desenvolvimento embrionário e larval (como deformidades estruturais, presença de larvas assimétricas ou com braços incompletos) até a completa inibição do desenvolvimento, caracterizada pelos organismos sendo mantidos apenas na forma de ovos não desenvolvidos.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

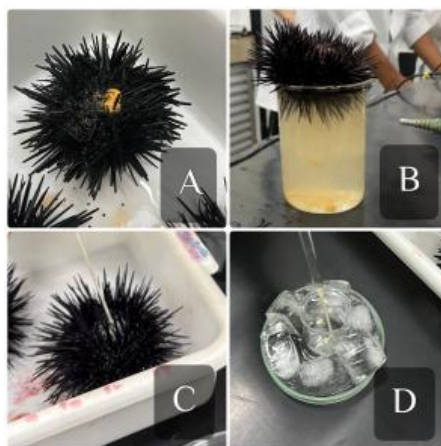
Foram adquiridos tecidos 100% poliéster em comércios da cidade de Santos (SP). A obtenção das fibras foi realizada com o auxílio de um removedor de pelos elétrico, devidamente identificado, evitando contaminação com outras fibras manuseadas no laboratório. Após esse processo, as fibras foram armazenadas em recipientes de vidro com tampa. A coleta dos ouriços *E. Lucunter* foi realizada na Ilha das Palmas, no município do Guarujá, por meio de mergulho

livre. Os organismos coletados foram transportados até o laboratório em caixas térmicas e retidos em tanques com água marinha previamente filtrada com condições controladas (oxigênio, 5.5 ± 0.5 mg/L; salinidade 34 ± 2 ; pH $8,3 \pm 0,2$; 16/8 h luz/escuro) até o início do experimento.

Para avaliação de diferentes concentrações, utilizou-se o método de diluição seriada com fator de diluição 2 a partir da concentração inicial de 0,3g/L de fibras de poliéster, abrangendo concentrações ambientais e possibilitando a análise de cenários futuros. As fibras foram pesadas na balança analítica e adicionadas a 1 litro de água marinha filtrada, permanecendo pelo período de 1 hora no agitador magnético. Em seguida, foi iniciada a diluição seriada resultando em 10 concentrações diferentes. Para cada concentração foram preparadas quatro réplicas de 10 ml, além do controle sem adição de fibras.

A obtenção de gametas foi realizada em conformidade com a ABNT NBR 15350 (2023). O procedimento foi realizado por meio da indução da liberação de gametas pelos organismos via injeção de solução KCl. Por não apresentarem dimorfismo sexual, os organismos foram identificados com base na coloração dos gametas: as fêmeas apresentam líquido de coloração alaranjada (óvulos) (Figura 1-A), obtido após estímulo colocando as fêmeas com a região aboral em contato com a água marinha filtrada presente em um becker (Figura 1-B); e os machos, pelo líquido de coloração branca (esperma) (Figura 1-C), coletado com o auxílio de uma pipeta Pasteur, e depositados em beckers com gelo (Figura 1-D).

Figura 1: Fêmea liberando óvulos (A); Fêmea liberando óvulos em contato com água marinha (B); Identificação de machos (C); Esperma sendo depositado em becker com gelo (D)



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025.

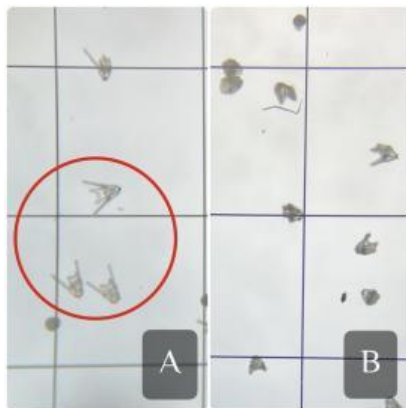
Para a fecundação, o esperma foi diluído em água marinha filtrada e adicionado ao becker contendo os óvulos previamente filtrados. O recipiente foi agitado levemente, permitindo que os gametas se encontrassem. Foram adicionados 300 ovos aos tubos contendo os diferentes tratamentos e ao tubo controle. Os tubos foram mantidos em condições controladas por 42h (fotoperíodo de 16:8 h claro:escuro; temperatura de $28 \pm 2^\circ\text{C}$; salinidade de 34). Ao final do período, foi utilizado formaldeído tamponado (10%) para fixação das larvas, contadas na câmara de Sedgewick-Rafter.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados do ensaio foram considerados satisfatórios, uma vez que mais de 80% dos organismos do grupo controle atingiram o estágio de pluteus normalmente desenvolvido, definido pela presença de braços com comprimento igual ou superior ao do corpo larval. Essa verificação foi realizada por meio da contagem e análise dos 100 primeiros organismos observados em uma das réplicas do controle.

A avaliação dos efeitos foi conduzida da menor para a maior concentração testada. Nesse processo, embriões e larvas foram analisados quanto ao padrão de desenvolvimento e, posteriormente, classificados em duas categorias: “Desenvolvidos”, englobando os organismos que não apresentaram alterações em suas características morfológicas e registraram progressão adequada das etapas de desenvolvimento, conforme a Figura 2-A; e “Não desenvolvidos”, aqueles que apresentaram anomalias estruturais, retardo no desenvolvimento ou ausência total de progressão larval (Figura 2-B). Nas concentrações mais baixas, observou-se a ocorrência predominante de larvas com malformações, enquanto apenas uma pequena proporção de embriões não apresentou desenvolvimento. Esse resultado sugere que, nesses níveis de exposição, a contaminação não inviabiliza o processo de desenvolvimento embrionário em si, mas induz alterações morfológicas significativas nas larvas. Nas concentrações mais elevadas, manteve-se o padrão, caracterizado pelo aumento significativo da frequência de larvas anômalas, acompanhado por uma proporção ainda reduzida, embora superior, de embriões que não apresentaram desenvolvimento.

Figura 2: Larvas consideradas Desenvolvidas circuladas em vermelho (A); Larvas com deformidades, consideradas Não desenvolvidas (B).



Fonte: Elaborado pelo autor, 2025.

A partir dos resultados obtidos, foi possível calcular a EC_{50} (concentração efetiva capaz de afetar 50% da população exposta). O valor determinado foi de 0,002636 g/L (2,636 mg/L). Estudos anteriores apontam que a concentração ambientalmente relevante é de aproximadamente 0,0001 g/L (Severini *et al.*, 2019; Pedrotti *et al.*, 2021). Dessa forma, a EC_{50} apresenta valor próximo ao de referência, sugerindo que o contaminante pode desencadear efeitos adversos mesmo em concentrações relativamente baixas. Esse resultado demonstra que a substância pode comprometer processos morfológicos essenciais ao desenvolvimento larval, indicando que efeitos deletérios podem ocorrer a partir dessa concentração, ainda que não provoque letalidade completa da população exposta.

No contexto das relações interespecíficas, os resultados obtidos neste estudo sugerem uma possível redução das populações de *Echinometra lucunter* em áreas submetidas aos níveis de contaminação analisados, dado que seu desenvolvimento é comprometido ainda em seu estágio inicial. Esses organismos, por apresentarem hábitos herbívoros, exercem papel fundamental na dinâmica trófica dos recifes de coral, ao regular o crescimento de algas que competem por espaço e recursos com os corais. Dessa forma, a diminuição de suas populações pode gerar desequilíbrios ecológicos significativos, comprometendo a resiliência e a integridade funcional dos recifes (Fagundes, 2019).

Sob a perspectiva ecotoxicológica, a determinação da EC_{50} constitui um parâmetro fundamental para a avaliação de risco ambiental, pois fornece uma medida quantitativa da toxicidade de um contaminante sobre o organismo-teste. Valores reduzidos de EC_{50} , como o obtido

neste estudo, evidenciam a elevada sensibilidade do modelo biológico utilizado e reforçam o potencial risco ecológico associado à presença de determinado contaminante em ambientes aquáticos. Gonzalez (2021) conduziu estudos com a espécie de ouriço-do-mar *Diadema africanum*, na Ilha de Tenerife (Espanha), relatando a presença de partículas plásticas em todos os 26 exemplares analisados. As microfibras foram a forma dominante, das quais 38% correspondiam a microfibras de politereftalato de etileno (PET), possivelmente associadas à elevada contribuição de fibras sintéticas provenientes do setor têxtil, pois o PET é o principal componente do poliéster. A predominância desse morfotipo corrobora com o padrão descrito em diversos estudos ecotoxicológicos, nos quais as microfibras sintéticas são consistentemente apontadas como a principal forma de contaminação microplástica em ambientes marinhos (Browne *et al.*, 2011; Barboza; Gimenez, 2015; Li *et al.*, 2015).

Além da ingestão direta de microfibras presentes na coluna d'água ou nos sedimentos, organismos aquáticos podem ser expostos a essas partículas por meio da ingestão de plantas aquáticas e algas, que constituem a base da cadeia trófica aquática e atuam como vetores de contaminação por microplásticos e microfibras. Esses contaminantes podem se fixar às paredes celulares vegetais, resultando em concentrações até três vezes superiores em áreas com vegetação quando comparadas a ambientes desprovidos de cobertura vegetal. Em concentrações elevadas, as microfibras podem comprometer processos fisiológicos, como o crescimento e a fotossíntese, aumentando a demanda energética para a manutenção da atividade metabólica fotossintética. Dessa forma, além dos impactos diretos sobre essas plantas aquáticas, observa-se um efeito indireto sobre níveis tróficos superiores, uma vez que algas e macrófitas contaminadas integram a dieta de herbívoros aquáticos, favorecendo a transferência trófica e o potencial de bioacumulação de microfibras ao longo da cadeia alimentar (Cui *et al.*, 2022; Huang *et al.*, 2023).

Outros estudos verificaram a presença de microfibras sintéticas em bivalves cultivados para consumo humano, como o mexilhão *Mytilus edulis* e a ostra *Crassostrea gigas*, evidenciando que se medidas rigorosas não forem definidas no momento de manuseio dos organismos, partículas estão sujeitas a serem introduzidas até mesmo na cadeia alimentar humana. As microfibras foram identificadas em todos os exemplares estudados das duas espécies estudadas (Cauwenberghe; Janssen, 2014). A ocorrência dessas partículas em todos os organismos avaliados evidencia tanto a facilidade de ingestão desse contaminante por organismos bentônicos, quanto o elevado grau de

exposição ambiental. Esse achado reforça, portanto, a relevância não apenas ecotoxicológica, mas para a saúde pública que as microfibras possuem.

4 CONCLUSÃO

Este estudo evidencia que as microfibras sintéticas de poliéster representam um contaminante de alta relevância para ecossistemas aquáticos. A exposição das larvas de *Echinometra lucunter* a diferentes concentrações mostrou que mesmo em concentrações próximas ao valor ambientalmente relevante podem gerar alterações morfológicas significativas, incluindo deformidades e desenvolvimento incompleto, com a EC₅₀ estimada em 0,002636 g/L. Os resultados são alarmantes e confirmam os efeitos adversos desse contaminante sobre o desenvolvimento e a integridade biológica das espécies. Ressalta-se a urgência de aprofundar estudos ecotoxicológicos e de implementar estratégias para reduzir a entrada de microfibras nos corpos hídricos, considerando que setores como o fast-fashion estão em expansão, o significativo aumento do descarte de tecidos e a limitada disponibilidade de tecnologias capazes de impedir que as microfibras atinjam corpos d'água e solos. Esses fatores contribuem para um risco crescente de desequilíbrio nos ecossistemas aquáticos.

5 REFERÊNCIAS

ABNT NBR15350 DE 03/2023; Ecotoxicologia Aquática —Toxicidade Crônica de Curta Duração — Método de Ensaio Com Ouriço-Do-Mar (Echinodermata:Echinoidea). ABNT Associação Brasileira de Normas Técnicas: Rio de Janeiro, Brasil, 2023.

BARBOSA, Maria Valéria de Souza. Utilização da lógica paraconsistente anotada no apoio à interpretação de resultados obtidos em ensaios de toxicidade com ouriço-do-mar. 2013. 56 f. Dissertação (Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos) – Universidade Santa Cecília, Santos, 2013.

Barboza, L. G. A.; Gimenez, B. C. G. Microplastics in the marine environment: current trends and future perspectives. *Marine Pollution Bulletin*, v. 97, n. 1–2, p. 5-12, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.010>.

Bick, R., Halsey, E. & Ekenga, C. A injustiça ambiental global da moda rápida. *Meio ambiente Saúde* 17, 92 (2018). <https://doi.org/10.1186/s12940-018-0433-7>

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 & Technology*, v. 45, p. 9175–9179, 2011. DOI: 10.1021/es201811s.

Cauwenberghe, L. V.; Janssen, C. R.; Microplastics in bivalves cultured for human consumption, *Environmental Pollution*, Volume 193, 2014, Pages 65-70, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>.

Cole, M. A novel method for preparing microplastic fibers. *Sci Rep* 6, 34519 (2016). <https://doi.org/10.1038/srep34519>

CUI, R.; KWAK, J.; AN, Y.J. Acute and multigenerational effects of petroleum and cellulose based microfibers on growth and photosynthetic capacity of *Lemna minor*. *Marine Pollution Bulletin*, v. 182, 2022.

Fagundes, L. M. (2019). Predação e estrutura das assembleias de ouriços-do-mar na Ilha da Trindade (Dissertação de Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

FRAGA, Josicleide de Jesus; SANTOS, Marília Gabriela Cruz dos. A quarta revolução industrial e os impactos no ramo da moda. In: FÓRUM REGIONAL DE ADMINISTRAÇÃO, 2020. Anais [...]. Paulo Afonso: FASETE, 2020.

GONZÁLEZ, Marta Sevillano. Estudio de la presencia de microplásticos en el erizo de mar *Diadema africanum* en la isla de Tenerife (Islas Canarias). 2021. 46 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Mestrado em Biologia Marina) — Universidade da Coruña; Universidad de La Laguna, Tenerife, 2021.

Henry B, Laitala K, Klepp IG. (2019) Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. *Sci. Total Environ.* 652, 483–494.

HUANG, S.; JIANG, R.; CRAIG, N.J.; DENG, H.; HE, W.; LI, J.Y.; SU, L. Accumulation and re-distribution of microplastics via aquatic plants and macroalgae – A review of filed studies. *Marine Environmental Pollution*, v. 187, 2023.

LI, Jiana; YANG, Dongqi; LI, Lan; JABEEN, Khalida; SHI, Huahong. Microplastics in commercial bivalves from China. *Environmental Pollution*, v. 207, p. 190–195, dez. 2015. DOI: 10.1016/j.envpol.2015.09.018.

Liu, J., Yang, Y., Ding, J. et al. Microfibers: a preliminary discussion on their definition and sources. *Environ Sci Pollut Res* 26, 29497–29501 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06265-w>

McCay, J., & Mehta, S. (2024). Poluição por Fragmentos de Microfibras: Fontes, Toxicidade, Estratégias e Tecnologias para Remediação. *Sustentabilidade*, 16 (7), 3077. <https://doi.org/10.3390/su16073077>

Mishra S, Rath CC, Das AP (2019) Marine microfiber pollution: a review on present status and future challenges. *Mar Pollut Bull* 140:188–197. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.039>

Pedrotti, M. L.; Petit, S.; Eyheraguibel, B.; Kerros, M. E.; Elineau, A.; Ghiglione, J. F.; Loret, J. F.; Rostan, A.; Gorsky, G. Pollution by anthropogenic microfibers in North-West Mediterranean Sea and efficiency of microfiber removal by a wastewater treatment plant. *Science of The Total Environment*, v. 758, 2021. Art. 144195. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144195.

ROMERO, L. L. et al. Fibras artificiais e sintéticas. *Relato Setorial*. Rio de Janeiro: BNDES, p. 55-66, jun. 1995.

SEVERINI, M. D. F.; VILLAGRÁN, D. M.; BUZZI, N. S.; CHATELAIN SARTOR, G. Microplastics in oysters (*Crassostrea gigas*) and water at the Bahía Blanca Estuary (Southwestern Atlantic): An emerging issue of global concern, v. 32, 2019. Art. 100829. ISSN 2352-4855. DOI: 10.1016/j.rrma.2019.100829.

ZAGATTO, Pedro A. *Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações*. São Paulo: Zagatto Consultoria Ambiental e Social Ltda, [s.d.]. Essentia, Resumo 001.

Zambrano MC, Pawlak JJ, Daystar J, Ankeny M, Cheng JJ, Venditti RA (2019) Microfibers generated from the laundering of cotton, rayon and polyester based fabrics and their aquatic biodegradation. *Mar Pollut Bull* 142:394–407. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.062>