

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E
ENGENHARIA DE PESCA

ISABEL BOAVENTURA MONTEIRO

Poluição por fragmentos plásticos flutuantes: abundância, composição e distribuição espacial do séston ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical

Toledo
2021

ISABEL BOAVENTURA MONTEIRO

Poluição por fragmentos plásticos flutuantes: abundância, composição e distribuição espacial do séston ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Nível de Mestrado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Orientador: Prof.^a Dr.^a Maristela Cavicchioli Makrakis

Co-orientador: Prof. Dr. David Valença Dantas

Toledo

2021

Ficha de identificação da obra elaborada através do Formulário de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da Unioeste.

Boaventura Monteiro, Isabel

Poluição por fragmentos plásticos flutuantes: abundância, composição e distribuição espacial do séston ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical / Isabel Boaventura Monteiro; orientadora Maristela Cavicchioli Makrakis Cavicchioli Makrakis; coorientador David Valença Dantas. -- Toledo, 2021.

94 p.

Dissertação (Mestrado Acadêmico Campus de Toledo) -- Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Centro de Engenharias e Ciências Exatas, Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, 2021.

1. Estuários. 2. Ecoclina estuarina. 3. Impactos antropogênicos. 4. Microplásticos. I. Cavicchioli Makrakis, Maristela Cavicchioli Makrakis, orient. II. Valença Dantas, David, coorient. III. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO

ISABEL BOAVENTURA MONTEIRO

Poluição por fragmentos plásticos flutuantes: abundância, composição e distribuição espacial do séston ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Nível de Mestrado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

Prof.^a Dr.^a Maristela Cavicchioli Makrakis
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Presidente)

Prof.^a Dr.^a Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaki
Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE)

Prof. Dr. Eduardo Guilherme Gentil de Farias
Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)

Aprovada em: 01 de dezembro de 2021.
Local de defesa: Plataforma Teams.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a meus pais.

“Na vida, não existe nada a se temer, apenas a ser compreendido.”

Marie Curie

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer minha orientadora, prof.^a Maristela Makrakis, pela parceria, confiança, incentivo e oportunidade de desenvolvimento deste projeto.

Agradeço também ao meu co-orientador David Valença Dantas, pelo apoio, confiança e incentivo durante todo esse período.

Aos colegas do Grupo de Pesquisa em Tecnologia em Ecohidráulica e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos (GETECH), pelo acolhimento, amizades e parcerias durante os dois anos de mestrado.

E aos colegas do Grupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha pelo apoio e parceria na realização deste trabalho.

Agradeço a minha família (mãe, pai, irmão), por todo apoio, compreensão e força. Principalmente ao meu pai, por todo o incentivo, mesmo não presente neste momento.

E a Esau Gehlen Bordin, pelo apoio, compreensão e companheirismo em todos os momentos.

Por fim, agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, representado por professores e funcionários, por todo aprendizado passado durante todo mestrado.

E ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pela concessão da bolsa de mestrado e oportunidade de desenvolvimento deste projeto.

Poluição por fragmentos plásticos flutuantes: abundância, composição e distribuição espacial do séston ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical

RESUMO

Estudos sobre os padrões espaciais do séston em ambientes estuarinos são de grande importância para entender como se dá a utilização dos recursos disponíveis e como a ação antrópica pode interferir negativamente no mesmo. No presente estudo, o séston estuarino é representado pelo zooplâncton, ictioplâncton (ovos e larvas de peixes) e fragmentos plásticos flutuantes, que sofrem constantes mudanças devido ao gradiente ambiental estuarino, influenciado por graduais alterações das variáveis abióticas locais. Estudos sobre as comunidades zooplânctônica e ictioplânctônica e os fragmentos plásticos se fazem necessários para a lagoa de Santo Antônio dos Anjos (Laguna/SC), ambiente de grande importância ecológica e socioeconômica na região, que vêm sofrendo grandes impactos ambientais. Nessa região, nenhum estudo foi realizado para levantamento de dados a respeito dessas comunidades e também sobre suas fontes poluidoras. Visto isso, o objetivo desse estudo foi realizar a caracterização da composição e distribuição espacial do séston ao longo da ecoclina estuarina da lagoa Santo Antônio dos Anjos. Nos meses de setembro e novembro de 2016, foram realizadas amostragens em 5 diferentes áreas da lagoa de Santo Antônio dos Anjos (3 réplicas por área): A1 (Águas costeiras), A2 (Canal da barra), A3 (Baixo rio Tubarão), A4 (Área central da lagoa) e A5 (Área interna da lagoa). Este estudo surge como uma iniciativa para descrever a distribuição e a interação desses três componentes do ambiente estuarino local, gerando informações importantes para futuros processos de manejo e gestão ambiental.

Palavras-chave: Estuários; Zooplâncton; Ictioplâncton; Impactos antropogênicos; Poluição plástica; Microplásticos.

Pollution by floating plastic debris: abundance, composition and spatial distribution of seston along the estuarine ecocline of subtropical coastal lagoon

ABSTRACT

Studies on the spatial patterns of seston in estuarine environments are of great importance to understand how the available resources are used, as well as how anthropic action can negatively interfere with them. In the present study, estuarine seston is represented by zooplankton, ichthyoplankton (fish eggs and larvae) and floating plastic fragments, which undergo constant changes due to the estuarine environmental gradient, influenced by gradual changes in local abiotic variables. Studies on zooplankton and ichthyoplankton communities and plastic fragments are necessary for the Santo Antônio dos Anjos lagoon (Laguna/SC), an environment of great ecological and socioeconomic importance in the region, which has suffered great environmental impacts. In this region, no study has been done to collect data about these communities and their pollutant sources. Therefore, the objective of this study was to characterize the composition and spatial distribution of seston along the estuarine ecocline of the Santo Antônio dos Anjos lagoon. In the months of September and November 2016, sampling was carried out in 5 different areas of the Santo Antônio dos Anjos lagoon (3 replicates per area): A1 (Coastal waters), A2 (Bar channel), A3 (Lower Tubarão River), A4 (Central area of the lagoon) and A5 (Internal area of the lagoon). This study emerges as an initiative to describe the distribution and interaction of these three components of the local estuarine environment, generating important information for future environmental management processes.

Keywords: Estuaries; Zooplankton; Ichthyoplankton; Anthropogenic Impacts; Plastic Pollution; Microplastics.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	11
2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	14
3 REFERÊNCIAS	14
Capítulo 1: Composição e distribuição de meso- e microplásticos flutuantes ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical do Atlântico Ocidental	
1 INTRODUÇÃO	23
2 MATERIAL E MÉTODOS	25
2.1 Área de estudo	25
2.2 Desenho amostral.....	26
2.3 Procedimentos laboratoriais.....	28
2.4 Análises estatísticas.....	29
3 RESULTADOS	29
3.1 Variáveis ambientais	29
3.2 Composição geral e características de bandas FTIR-ATR de fragmentos plásticos flutuantes	33
3.3 Distribuição espacial de fragmentos plásticos flutuantes	38
4 DISCUSSÃO	43
5 CONCLUSÃO	50
6 REFERÊNCIAS	51
Capítulo 2: Padrões de distribuição espacial e interações entre plâncton e detritos plásticos flutuantes ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical	
1 INTRODUÇÃO	65
2 MATERIAL E MÉTODOS	67
2.1 Área de estudo	67
2.2 Desenho amostral.....	67
2.3 Procedimentos laboratoriais.....	69
2.4 Análises estatísticas.....	70
3 RESULTADOS	71
3.1 Variáveis ambientais	71
3.2 Composição geral do séston	75
3.3 Distribuição espacial do zooplâncton, ovos e larvas de peixes e fragmentos plásticos flutuantes	78

4 DISCUSSÃO	84
5 CONCLUSÃO	88
6 REFERÊNCIAS	89

1. INTRODUÇÃO GERAL

Estuários são caracterizados como ambientes transicionais, devido as constantes mudanças entre entradas e saídas de água doce e salina, apresentando grande variabilidade em seu gradiente ambiental (BARLETTA *et al.*, 2017a; ELLIOT & WHITFIELD, 2011). Diversos estudos têm evidenciado a importância dos ambientes estuarinos como locais de reprodução, proteção, alimentação e crescimento para uma grande diversidade de peixes e invertebrados (BARLETTA *et al.*, 2017a; DANTAS *et al.*, 2012; LIMA *et al.*, 2013, 2016). Devido a sua elevada produtividade biológica, diversos autores relatam a importância e a função de habitats berçários desses ambientes, associados ao canal principal, manguezais e marismas, correspondente a sua conectividade com o ecossistema costeiro (DANTAS *et al.*, 2012; GOMES *et al.*, 2014; SALVADOR & MUELBERT, 2019). Além disso, ambientes estuarinos são amplamente utilizados para diversas atividades socioeconômicas, como: agropecuária, agricultura, pesca, atividade portuária, turismo recreativo, entre outros (BARLETTA *et al.*, 2017b).

Em estuários, os gradientes ambientais são classificados em ecótonos e ecoclinas (BARLETTA & DANTAS, 2016). Ecótonos são áreas de transição entre dois habitats, ecossistemas ou biomas diferentes; e ecoclinas representam a gradação de um ambiente para outro, quando não há um limite acentuado entre eles (BARLETTA & DANTAS, 2016; ODUM, 1971). Portanto, no caso dos estuários, os ecótonos representam barreiras ecológicas que separam comunidades de água doce das marinhas, enquanto as ecoclinas influenciam na distribuição espacial de uma série de assembleias ao longo do gradiente de salinidade estuarino (ATTRILL & RUNDLE, 2002; BARLETTA & DANTAS, 2016). Além da salinidade, influenciada pela pluviosidade, marés diárias, padrões de ventos, descarga de água doce dos rios, há outros fatores que estruturam as assembleias na ecoclina estuarina, como a turbidez, que exerce influência na absorção de luz solar e, conseqüentemente, na produção primária e disponibilidade de alimento, importante para o séston estuarino (BARLETTA *et al.*, 2017a).

De acordo com KOLKWITZ (1892), o séston se refere a todo material particulado suspenso na água, dividido em bioseston e abioseston. O bioseston, inclui o plâncton, o nécton (organismos com movimentos próprios) e o plêuston (organismos que vivem na superfície da água) (KOLKWITZ, 1892; ESTEVES, 1998). Já o abioseston, compreende os detritos orgânicos e/ou inorgânicos particulados suspensos na coluna d'água (KOLKWITZ, 1892; ESTEVES, 1998). Dentre as partículas que constituem o plâncton estuarino, destacam-se o zooplâncton e ovos e larvas de peixes (ictioplâncton), seres errantes que ocupam

exclusivamente a coluna d'água e estão expostos a interações ecológicas e antrópicas (ESTEVES, 1998; FUIMAN, 2002). Em ambientes estuarinos, o zooplâncton é constituído por invertebrados de diferentes categorias sistemáticas, como rotíferos, cladóceras e copépodos, com importante papel na cadeia trófica e que são importantes fontes de alimentos para as fases iniciais de vida dos peixes (ESTEVES, 1998; WERNER, 2002). O ictioplâncton é composto por espécies residentes, ou seja, que completam todo o seu ciclo de vida neste local, e de espécies migratórias, que se reproduzem no oceano e imigram para o estuário ainda na fase larval ou juvenil (CASTRO, 2001).

Em relação aos detritos orgânicos e inorgânicos, destacam-se os plásticos, polímeros inorgânicos que vêm sendo ressaltados como um dos principais agentes poluidores em ambientes aquáticos de todo globo terrestre, especialmente em ambientes estuarinos, devido a sua elevada heterogeneidade hidrodinâmica e complexidade ecológica (ERIKSEN *et al.*, 2014). Os plásticos já se fazem onipresentes em ambientes aquáticos marinhos de várias partes do mundo, se caracterizando como um problema desde os anos de 1970 (XANTHOS & WALKER, 2017). Em 2019, a produção global de plásticos quase chegou a 370 milhões de toneladas, e atualmente, 80% da poluição marinha por plásticos é gerada no ambiente terrestre (FACTS ABOUT PLASTICS, 2020; WWW, 2019), afetando negativamente os organismos, ecossistemas, o bem-estar humano e os setores socioeconômicos (WWF, 2019; XANTHOS & WALKER, 2017). No entanto, apenas recentemente a questão da poluição plástica de águas interiores e ambientes estuarinos foi identificada como um problema global (ANDRADY, 2011; ERIKSEN *et al.*, 2013, 2014; VEGTER *et al.*, 2014).

Os resíduos plásticos se originam principalmente em continente, onde o uso excessivo cria problemas de descarte, disposição e acumulação que, associados ao transporte por ventos e escoamento superficial, permitem que plásticos inteiros entrem em ambientes de águas interiores (LEBRETON *et al.*, 2017). Durante o tempo em que passam em ambientes límnicos e estuarinos, os plásticos podem se fragmentar em macrolásticos (> 200 mm), mesoplásticos (5 – 200 mm) e microplásticos (< 5mm), por meio da biodegradação, fotodegradação e reações térmicas (IVAR DO SUL & COSTA, 2014; LIMA *et al.*, 2014; XANTHOS & WALKER, 2017). Devido às características como pequeno tamanho, alta durabilidade, resistência e flutuabilidade, esses resíduos são facilmente transportados para a região costeira e oceano, e podem ficar retidos em regiões estuarinas de desembocaduras de rios (mangues) e de lagoas costeiras (BARLETTA *et al.*, 2017b; FARIAS *et al.*, 2018; MAZARRASA *et al.*, 2019; SCHMIDT *et al.*, 2017).

Estudos recentes sugerem que a presença dos microplásticos no ambiente aquático podem representar uma ameaça maior do que os macroplásticos (> 5 mm) (ANDRADY, 2011; ERIKSEN *et al.*, 2013; ERIKSEN *et al.*, 2014; THOMPSON, 2015; XANTHOS e WALKER, 2017). Plásticos menos densos tendem a submergir no encontro com águas de diferentes densidades (COLE *et al.*, 2011), e partículas menores são transportadas e depositadas onde o fluxo de água é menos intenso (COSTA *et al.*, 2011). Isso sugere que os fragmentos plásticos estão disponíveis para os organismos planctônicos, estágios larvais de muitas espécies de peixes de importância econômica, suas presas naturais e para predadores maiores, promovendo a transferência dessas partículas entre os diferentes níveis tróficos (POSSATTO *et al.*, 2011; DANTAS *et al.*, 2012; RAMOS *et al.*, 2012; LUSHER *et al.*, 2013; LIMA *et al.*, 2014; LIMA *et al.*, 2015; SÁ *et al.*, 2015; LIMA *et al.*, 2016; CARDOZO *et al.*, 2018; FERREIRA *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2018). Além disso, os fragmentos plásticos podem servir para o transporte de microorganismos, invertebrados e algas (KIESSLING *et al.*, 2015) e são capazes de adsorver diferentes tipos de poluentes (CARUSO, 2019; ROCHMAN, 2015), como Poluentes Orgânicos Persistentes (POP's), biocidas e metais residuais, que representam uma ameaça ao ambiente e aos organismos, com capacidade de reduzir a função de berçário dos habitats estuarinos, afetando não só a importância ecológica desses ambientes, como também a econômica e social (ANDRADY *et al.*, 2017; ASHTON *et al.*, 2010; BRENNECKE *et al.*, 2016; GAO *et al.*, 2019; HOLMES *et al.*, 2012; KOELMANS *et al.*, 2013).

Apesar disso, não existem estudos sobre a comunidade zooplânctônica e ictioplânctônica e sua relação com a contaminação por plásticos para o Complexo Lagunar Sul de Santa Catarina (SC). Portanto, estudos sobre os padrões de distribuição do zooplâncton, ictioplâncton e fragmentos plásticos na ecoclina estuarina são fundamentais para avaliar o impacto causado por esse poluente no sistema e sobre essas comunidades. Desta forma, esta proposta pretende investigar a relação entre bioeston (zooplâncton e ictioplâncton) e o abioeston (fragmentos plásticos flutuantes) ao longo da ecoclina estuarina da Lagoa de Santo Antônio dos Anjos. Este estudo surge como uma ferramenta para descrever a distribuição e a interação desses três componentes do ambiente estuarino local, gerando informações importantes para futuros processos de manejo e gestão ambiental.

2. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

De acordo com os objetivos e os resultados obtidos ao longo da realização do presente estudo, esta dissertação foi dividida em dois capítulos. Cada capítulo se refere a artigos científicos e seguem as normas de publicação das revistas científicas escolhidas.

Capítulo 1: “Composição e distribuição espacial de meso- e microplásticos flutuantes ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical do Atlântico Ocidental”

Este capítulo foi submetido à revista científica *Marine Pollution Bulletin* (ISSN 0025-326X). Este estudo avaliou a abundância, composição e distribuição de fragmentos plásticos flutuantes ao longo do gradiente ambiental estuarino da porção sul do Sistema Estuarino Lagunar.

Capítulo 2: “Padrões de distribuição espacial e interações entre plâncton e fragmentos plásticos flutuantes ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical do Atlântico Ocidental”

Este capítulo será submetido à revista científica *Regional Studies in Marine Science* (ISSN 2352-4855). Este estudo avaliou a distribuição do plâncton (ictioplâncton e zooplâncton) e dos fragmentos plásticos flutuantes ao longo do gradiente ambiental estuarino da porção sul do Sistema Estuarino Lagunar.

5. REFERÊNCIAS

ANDRADY, A. L. 2011. Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1596-1605.

ANDRADY, A.L. 2017. The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin* 119, 12-22.

ASHTON, R.; HOLMES, L.; TURNER, A. 2010. Association of metals with plastics production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 60, 2050-2055.

ATTRILL, M. J.; RUNDLE, S. D. 2002. Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55, 929-936.

BARLETTA, M.; DANTAS, D. V. 2016. Environmental gradients. In: Kennish, M. J. (Ed.) *Encyclopedia of estuaries*. Springer, Dordrecht, Netherlands, p 237-242.

BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F.; DANTAS, D. V. 2017a. Estuarine ecoclines and the associated fauna: ecological information as the basis for ecosystem conservation. In: Finkl, CW & Makowski, C. (Editors), Coastal Wetlands: Alteration and Remediation, Springer Netherlands, p 479-512.

BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A.; DANTAS, D. V.; OLIVEIRA, I. M.; NETO, J.R.; FERNANDES, C. A. F.; FARIAS, E. G. G.; FILHO, J. L. R.; COSTA, M. F. 2017b. How can accurate landing stats help in designing better fisheries and environmental management for Western Atlantic estuaries? In: Finkl, CW & Makowski, C. (Editors), Coastal Wetlands: Alteration and Remediation, Springer Netherlands, p 631-703.

BRENNECKE, D.; DUARTE, B.; PAIVA, F.; CAÇADOR, I. 2016. Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environmental. Estuarine, Coastal and Shelf Science 178, 189-195.

CARUSO, G. 2019. Microplastics as vectors of contaminants. Marine Pollution Bulletin 146, 921-924.

CARDOZO, A. L. P.; FARIAS, E. G. G.; FILHO, J. L. R.; MOTEIRO, I. B.; SCANDOLO, T. M.; DANTAS, D. V. 2018. Feeding ecology and ingestion of plastic fragments by *Priacanthus arenatus*: What's the fisheries contribution to the problem? Marine Pollution Bulletin 130, 19-27.

CASTRO, L. L. M. 2001. O ictioplâncton do estuário do rio Piraquê-Açu, ES. Vitória, 44 pp. (Monografia).

COLE, M.; LINDEQUE, P.; HALSBAND, C.; GABWAY, T. S. 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. Marine Pollution Bulletin 62, 2588-2597.

COSTA, M. F.; SILVA-CAVALCANTI, J. S.; BARBOSA, C. C; BARLETTA, M. 2011. Plastic buried in the inter-tidal plain of a tropical estuarine ecosystem. Journal Coastal Research 64, 339-343.

DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. 2012. The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (Sciaenidae). Environmental Science and Pollution Research 19, 600-606.

ELLIOT, M.; WHITFIELD, A. K. 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. Estuarine, Coastal and Shelf Science 9, 306-314.

ERIKSEN, M.; MASON, S.; WILSON S.; BOX, C.; ZELLERS, A.; EDWARDS, W.; FARLEY, H.; AMATO, S. 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. Marine Pollution Bulletin 77, 177-182.

ERIKSEN, M.; LEBRETON, L. C. M.; CARSON, H. S.; THIEL, M.; MOORE, C. J.; BORERRO, J. C.; GALGANI, F.; RYAN, P. G.; REISSER, J. 2014. Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250 000 tons afloat at sea. *Plos One*, p 1-15.

ESTEVEES, F. A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. Interciência: Rio de Janeiro, 2ª Ed.

FACTS ABOUT PLASTICS, 2020. In: *Plastics Europe: Association of Plastics Manufactures*. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/4312-plastics-facts-2020>>. Acessado em: 27/01/2021.

FARIAS, E. G. G.; PREITCHARDT, P. R.; DANTAS, D. V. 2018. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 16246-16253.

FERREIRA, G. V. B.; BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A.; MORLEY, S. A.; JUSTINO, A. K. S.; COSTA, M. F. 2018. High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. *Environmental Pollution* 236, 706-717.

FUIMAN, L. A. Special considerations of fish eggs and larvae. In: FUIMAN, L. A., WERNER, R. G. (Ed.). *Fishery Science: Unique Contribution of Early Life Stages*. Ed. 1. Wiley-Blackwell, 2002, 340p.

GAO, F.; Li, J.; SUN, C.; ZHANG, L.; JIANG, L.; CAO, W.; ZHENG, L. 2019. Study on the capability and characteristics of heavy metals enriched on microplastics in marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 144, 61-67.

GOMES, E. A. P.; CAMPOS, P. N.; BONECKER, C. T. 2014. Occurrence of Gobiidae larvae in a tropical Brazilian estuary, with particular emphasis on the use of size classes to categorize species guilds. *Journal of Fish Biology* 84, 996-1013.

HOLMES, L. A.; TURNER, A.; THOMPSON, R. C. 2012. Absorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environmental Pollution* 160, 42-48.

IVAR DO SUL, J. A.; COSTA, M. F. 2014. The present and future of micro plastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution* 185, 352-364.

JAMBECK, J. R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T. R.; PERRYMAN, M.; ANDRADY, A.; NARAYAN, R.; LAW, K. L. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768-771.

KIESSLING, T.; GUTOW, L.; THIEL, M. 2015. Marine litter as habitat and dispersal vector, in: *Marine Anthropogenic Litter*, pp. 141-181.

KOELMANS, A.A.; BESSELING, E.; WEGNER, A.; FOEKEMA, E.M. 2013. Plastic as a

carrier of POP's to aquatic organisms: a model analysis. *Environmental Science & Technology* 47, 7812-7820.

KOLKWITZ, R. 1892. Quantitative studien über das plankton des rheinstroms von seinen quellen bis zur mündung mitteilig. Kön Prüfungsansbalt fur Wasserversorgung und Abwässerbeseitigung. H. 16.

LIMA, A. R. A.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V.; POSSATTO, F. E.; RAMOS, J. A. A.; COSTA, M. F. 2013. Early development of marine catfishes (Ariidae): from mouth brooding to the release of juveniles in nursery habitats. *Journal of Fish Biology* 82, 1990-2014.

LIMA, A. R. A.; COSTA, M. F.; BARLETTA, M. 2014. Distribution patterns of microplastic within the plankton of a tropical estuary. *Environmental Research* 132, 146-155.

LIMA, A. R. A.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. 2015. Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 165, 213-225.

LIMA, A. R. A.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F.; RAMOS, J. A. A.; DANTAS, D. V.; MELO, P. A. M. C.; JUSTINO, A. L. S.; FERREIRA, G. V. B. 2016. Changes in the composition of ichthyoplankton assemblage and plastic debris in mangrove creeks relative to moon phases. *Journal of Fish Biology* 89, 619-640.

LEBRETON, L.C.M.; VAN DER ZWET, J.; DAMSTEEG, J.W.; SLAT, B.; ANDRADY, A.; REISSER, J., 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Natura Communication*. 8, 1-10.

LUSHER, A. L.; MCHUGH, M.; THOMPSON, R. C. 2013. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin* 67, 94-99.

MAZARRASA, I.; PUENTE, A.; NÚÑEZ, P.; GARCÍA, A.; ABASCAL, A.J.; JUANES, J.A. 2019. Assessing the risk of marine litter accumulation in estuarine habitats. *Marine Pollution Bulletin* 144, 117-128.

ODUM, E. P. 1971. *Fundamentals of Ecology*. Third Edition, W. B. Saunders Co., Philadelphia, 1-574 pp.

POSSATTO, F. E.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F.; IVAR DO SUL, J. A.; DANTAS, D. V. 2011. Plastic debris ingestion by marine catfishes: an unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1098-1102.

RAMOS, J. A. A; BARLETTA, M.; COSTA, M. F. 2012. Ingestion of nylon threads by Gerreidae while a tropical estuary as foraging grounds. *Aquatic Biology* 17, 29-34.

ROCHMAN, C.R., 2015. The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment, in: *Marine Anthropogenic Litter*, pp. 117-140.

SÁ, L. C.; LUÍS, L. G.; GUILHERMINO, L. 2015. Effects of microplastics on juvenile of the common goby (*Pomatoschistus microps*): confusion with prey, reduction of the predatory performance and efficiency and possible influence of developmental conditions. *Environmental Pollution* 196, 359-362.

SALVADOR, N.L.A.; MUELBERT, J.H. 2019. Environmental Variability and Body Condition of Argentine Menhaden Larvae, *Brevoortia pectinata* (Jenyns, 1842), in *Estuarine and Coastal Waters*. *Estuaries and Coasts* 42, 1654-1661.

SILVA, J. D. B.; BARLETTA, M.; LIMA, A. R. A.; FERREIRA, G. V. B. 2018. Use of resources and microplastic contamination throughout the life cycle of grunts (Haemulidae) in a tropical estuary. *Environmental Pollution* 242, 1010-1021.

SCHMIDT, C.; KRAUTH, T.; WAGNER, S. 2017. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environmental Science & Technology* 51, 12246-12253.

THOMPSON, R. C. 2015. Microplastics in the marine environment: sources, consequences and solutions. In: BERGMAN, M.; GUTTOW, L.; KLAGS, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Heidelberg, 185-200.

VEGTER, A. C.; BARLETTA, M.; BECK, C.; BORRERO, J. BURTON, H.; CAMPBELL, M. L.; COSTA, M. F.; ERIKSEN, M.; ERIKSSON, C.; ESTRADES, A.; GILARDI, K. V. 2014. Global research priorities mitigate plastic pollution impacts on marine wildlife. *Endangered Species Research* 25, 225-247.

WERNER, R. G. Habitats requirements. In: FUIMAN, L. A., WERNER, R. G. (Ed.). *Fishery Science: The Unique Contributions of Early Stages*. Ed. 1. Wiley-Blackwell, 2002. 340p.

WORLD WIDE FUND FOR NATURE (WWF), 2019. Solucionar a poluição plástica: transparência e responsabilização. Disponível em: <<https://promo.wwf.org.br/solucionar-a-poluicao-plastica-transparencia-e-responsabilizacao>>. Acessado em: 27/01/2021.

XANTHOS, D.; WALKER, T. R. 2017. International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads): a review. *Marine Pollution Bulletin* 118, 17-26.

Capítulo 1 elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica *Marine Pollution Bulletin*. Disponível em: <https://www.journals.elsevier.com/marine-pollution-bulletin>.

Capítulo 1: Composição e distribuição espacial de meso- e microplásticos flutuantes ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical do Atlântico Ocidental

RESUMO

Estuários são importantes habitats berçários caracterizados por sua expressiva variabilidade ambiental, com capacidade de influenciar não só a composição e distribuição de comunidades aquáticas como também de materiais inanimados, como os fragmentos plásticos. Visto a emergente preocupação sobre contaminação por plásticos em ambientes estuarinos e com o objetivo de caracterizar a composição e distribuição espacial de fragmentos plásticos de um sistema lagunar subtropical, cinco diferentes áreas amostrais afetadas por distintos impactos antropogênicos foram escolhidas na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar. A densidade total de meso- e microplásticos flutuantes encontrada foi de $7,32/m^3$, com as maiores densidades no principal eixo estuarino. Os filamentos de plástico foram os que apresentaram maiores abundâncias e são constituídos principalmente por poliéster (PET), polipropileno (PP) e polietileno (PE), com tamanhos variando de 0,05 a 0,71 mm². Desta forma, a atividade pesqueira e a urbanização foram apontadas como as principais fontes de meso- e microplásticos para esse ambiente. Nosso estudo é o primeiro a avaliar a contaminação por meso- e microplásticos para a porção sul do Sistema Estuarino Lagunar e a gerar informações sobre a natureza e a extensão da contaminação por fragmentos plásticos para esse ecossistema estuarino.

Palavras-chave: Impactos antropogênicos. Estuário. Contaminação plástica. Fragmentos plásticos. Espectroscopia de Infravermelho com Transformação de Fourier.

Chapter 1: Composition and spatial distribution of meso- and microplastics floating along the estuarine ecocline of a subtropical coastal lagoon in the Western Atlantic

ABSTRACT

Estuaries are important nursery habitats characterized by their significant environmental variability, with the ability to influence not only the composition and distribution of aquatic communities but also inanimate materials, such as plastic fragments. Given the emerging concern about plastic pollution in estuarine environments and with the aim of characterizing the composition and spatial distribution of plastic fragments in a subtropical lagoon system, five different sampling areas affected by different anthropogenic impacts were chosen in the southern portion of the Estuarine Lagoon System. The total density of floating meso- and microplastics found was $7.32/\text{m}^3$, with the highest densities in the main estuarine axis. Plastic filaments were the most abundant and are composed mainly of polyester (PET), polypropylene (PP) and polyethylene (PE), with sizes ranging from 0.05 to 0.71 mm^2 . Thus, fishing activity and urbanization are pointed out as the main sources of meso- and microplastics to this environment. Our study is the first to assess meso- and microplastic pollution for the southern portion of the Estuarine Lagoon System and to generate information on the nature and extent of plastic fragment pollution for this estuarine ecosystem.

Keywords: Anthropogenic impacts. Estuary. Plastic pollution. Plastic fragments. Fourier-transform infrared spectroscopy.

Composição e distribuição espacial de meso- e microplásticos flutuantes ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical do Atlântico Ocidental

Isabel B. Monteiro^a, David V. Dantas^{b,c} *, Maristela C. Makrakis^{a,d}

^aPrograma de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca (PREP), Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE/Campus Toledo), R. da Faculdade, 645, Toledo, Paraná, Brasil.

^bGrupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha (GTMar), Departamento de Engenharia de Pesca e Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), R. Cel. Fernandes Martins, 270, Laguna, Santa Catarina, Brasil.

^cPrograma de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental (PPGPLAN)/FAED/UDESC.

^dGrupo de Pesquisa em Tecnologia em Ecohidráulica e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos (GETECH), Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE/Campus Toledo), Toledo, Paraná, Brasil.

*Corresponding author.

E-mail address: david.dantas@udesc.br (D.V. Dantas)

Resumo

Com o objetivo de caracterizar a composição e distribuição espacial de fragmentos plásticos de um sistema lagunar subtropical, cinco áreas amostrais afetadas por vários impactos antropogênicos foram escolhidas na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar. A densidade total de meso- e microplásticos flutuantes encontrada foi de 7,32/m³, com as maiores densidades no eixo estuarino principal. Os filamentos de plástico foram os que apresentaram maiores abundâncias e são constituídos por poliéster (PET), polipropileno (PP) e polietileno (PE), com tamanhos variando de 0,05 a 0,71 mm². A atividade pesqueira e a urbanização foram apontadas como as principais fontes de meso- e microplásticos para esse ambiente. Nossa pesquisa é a primeira a avaliar a contaminação por meso- e microplásticos para a porção sul do Sistema Estuarino Lagunar e a gerar informações sobre a natureza e a extensão da contaminação por fragmentos plásticos para esse ecossistema estuarino.

Palavras-chave: Contaminação microplástica, Gradiente ambiental, Lagoas costeiras, Impactos antropogênicos, Espectroscopia de Infravermelho com Transformação de Fourier.

1. Introdução

Ambientes estuarinos são caracterizados por proporcionar conectividade entre habitats de água doce e marinhos (Attrill e Rundle, 2002), constituindo um ambiente transicional com grande importância ecológica (Barletta et al., 2017a) e constante gradação de variáveis abióticas em seu perfil longitudinal, representada pela ecoclina estuarina (Whittaker, 1960; Elliott e Whitfield, 2011). Essa alta variabilidade de variáveis abióticas (ex.: salinidade, turbidez, entre outros) dos ambientes estuarinos, influencia diretamente na abundância e distribuição das diferentes fases de vida de diversas espécies de peixes e invertebrados ao longo do gradiente ambiental estuarino (Barletta e Dantas, 2016; Barletta et al., 2017a). Além disso, diversos trabalhos evidenciam a importância dos ambientes estuarinos por proporcionar habitats berçários (Dantas et al., 2012, 2015; Lima et al., 2019), sendo caracterizados como locais propícios para reprodução, proteção, alimentação, crescimento e recrutamento, correspondente a sua conectividade com o ecossistema costeiro (Franzen et al., 2019; Gomes et al., 2014; Lima et al., 2016; Salvador e Muelbert, 2019).

Apesar de sua importância ecológica e heterogeneidade hidrodinâmica, os estuários estão expostos a inúmeros impactos antropogênicos, como a descarga de efluentes domésticos e industriais, dragagens, erosão de suas margens devido ao inadequado uso do solo para urbanização, pastagem e agricultura, atividades recreativas de turismo, atividade pesqueira, entre outros; que contribuem direta ou indiretamente com o aporte de resíduos sólidos, principalmente os plásticos (Barletta et al., 2017b; Barletta e Lima, 2019). Os plásticos se tornaram populares no pós-guerra, com seu desenvolvimento e utilização em massa na década de 50, principalmente devido ao seu baixo custo, resistência e versatilidade (BPF, 2014; Geyer et al., 2017). Em 2019, a produção global de plásticos quase chegou a 370 milhões de toneladas, e atualmente, 80% da poluição marinha por plásticos é gerada no ambiente terrestre (Jambeck et al., 2015; Facts about Plastics, 2020; WWF, 2019).

Desta forma, a heterogeneidade hidrodinâmica dos estuários não influencia apenas a composição e distribuição da biota aquática, mas também materiais inanimados, como os fragmentos plásticos (Lima et al., 2014; Lima et al., 2015). Estes se originam no ambiente terrestre, principalmente devido ao gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos, criando problemas de disposição e acumulação que, associados ao transporte por ventos e escoamento superficial, permitem que plásticos inteiros entrem em águas continentais (Lebreton et al., 2017; Thompson et al., 2009). Durante o tempo em que passam nesses ambientes, os plásticos se fragmentam em meso- (5mm – 200mm) e microplásticos (< 5mm) (adaptado de Eriksen et al.,

2014) por meio da biodegradação, fotodegradação, reações térmicas e processos de hidrólise (ter Halle et al., 2016). Devido características como pequeno tamanho, alta durabilidade, resistência e flutuabilidade (Cole et al., 2011), esses fragmentos são facilmente transportados para os ecossistemas costeiros e oceano, e podem ficar retidos em ambientes estuarinos de desembocaduras de rios (mangues) ou em lagoas costeiras (Farias et al., 2018; Mazarrasa et al., 2019; Schmidt et al., 2017).

O aumento de fragmentos plásticos em ambientes aquáticos, está presente desde os grandes giros oceânicos subtropicais até as regiões polares, por isso, gera grande preocupação quanto a sua atuação e incorporação nas redes alimentares, pois estão altamente disponíveis para a biota aquática (Álvarez-Hérendez et al., 2019; Au et al., 2017; Bauer-Civiello et al., 2019; Dantas et al., 2015; Eriksen et al., 2013; Filho e Monteiro, 2019; Gall e Thompson, 2015; Lima et al., 2015; Lorenzi et al., 2020; Lusher, 2015; Monteiro et al., 2018; Waller et al., 2017). Muitos autores relatam a incorporação e impactos dos fragmentos plásticos na biota e rede trófica, tanto em meio natural (Cardozo et al., 2018; Dantas et al., 2015, 2019; Kühn et al., 2015; Naidoo et al., 2019; Pegado et al., 2018; Rodrigues et al., 2019; Steer et al., 2017), quanto experimental (Athey et al., 2020; Naidoo et al., 2020; Pannetier et al., 2020; Rainieri et al., 2018; Vroom et al., 2017). As classes de plásticos mais comumente encontradas (polietileno, polipropileno, poliéster poliestireno, polivinil (PVC), poliamida (nylon)) nos ecossistemas aquáticos são aquelas utilizadas em embalagens, utensílios domésticos, produtos de higiene pessoal (esfoliantes) e equipamentos de pesca. Esses polímeros são extremamente flutuantes devido sua baixa gravidade específica (Andrady et al., 2015; Cole et al., 2011), podendo servir para o transporte de microrganismos, invertebrados e algas (Kiessling et al., 2015), e de diferentes tipos de poluentes (Rochman, 2015). Estudos recentes relatam que esses fragmentos plásticos são capazes de adsorver poluentes orgânicos persistentes (POP's), biocidas e metais residuais, que representam ameaça ao ambiente e aos organismos (Barboza et al., 2018), afetando não só a importância ecológica desses ambientes, como também a importância econômica e social (Andrady, 2017; Ashton et al., 2010; Gao et al., 2019; Holmes et al., 2012; Koelmans et al., 2013).

Contudo, ainda falta muito conhecimento sobre o impacto e a influência dos fragmentos plásticos flutuantes em ecossistemas de águas interiores e estuários. É importante conhecer a sua composição, suas possíveis origens e seu comportamento de distribuição, especialmente nos ambientes estuarinos. Além do mais, não existem estudos sobre fragmentos plásticos flutuantes para o Complexo Estuarino Lagunar Sul de Santa Catarina, um sistema de grande importância ecológica e socioeconômica, localizado no Sul do Brasil. Portanto, o presente

estudo visa caracterizar a composição e distribuição espacial de fragmentos plásticos ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical, a fim de gerar informações sobre a extensão e possível influência desse agente poluidor no ecossistema aquático, fomentando assim futuros processos de manejo e gestão ambiental.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

As campanhas amostrais ocorreram na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar (SEL), sistema composto por três lagoas costeiras (lagoas do Mirim, Imaruí e Santo Antônio dos Anjos), que compreendem o maior setor do Complexo Lagunar Sul de Santa Catarina, Brasil (coordenadas centrais: 28° S e 48° W) (Sunye et al., 2014; Barletta et al., 2017b). A porção sul (Fig. 1), constituída pela Lagoa Santo Antônio dos Anjos, recebe o aporte de água doce da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar, que integra aproximadamente 18 municípios (Barletta et al., 2017b; Daura-Jorge et al., 2011; Plano Integrado de Recursos Hídricos, 2002). Esta região está sujeita a influência direta das águas costeiras, pois possui ligação com o oceano através de um estreito canal, apresentando condições entre mesohalinas e polihalinas (salinidade 5 – 30), dependendo dos padrões de marés, ventos e precipitação (Barletta et al., 2017b; Farias et al., 2018). Toda essa hidrodinâmica possibilita o aporte, direta e indiretamente, de todas as fontes de contaminantes químicos e biológicos, provenientes de todas as atividades econômicas de municípios que compõe a Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar, e não menos importante, de toda a região de maior urbanização ao entorno da cidade de Laguna. (Barletta et al., 2017b; Daura-Jorge et al., 2013).

Por possuir clima subtropical com as quatro estações bem definidas (primavera, verão, outono e inverno), a taxa de precipitação anual na região varia entre 1460 e 1820 mm, com 129-144 dias de chuva e média mensal de 100-300 mm, concentrados entre os meses de janeiro e março e a temperatura média do ar varia de 13°C (inverno) a 27°C (verão) (Embrapa, 2012; Epagri, 2014). A região de estudo apresenta grande importância socioeconômica local, seja para as pescarias artesanais, como para a pesca do camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis* e *Farfantepenaeus brasiliensis*), a pesca cooperativa com o auxílio dos botos (golfinho-nariz-de-garrafa *Tursiops truncatus*) e para as pescarias recreativas (pesca esportiva) (Daura-Jorge et al., 2011; Farias et al., 2018). Também apresenta intensa navegação de embarcações pesqueiras industriais, atividade portuária, atividades recreativas de turismo, atividades industriais e

utilização do solo para pastagem e agricultura (Barletta et al., 2017b). Contudo, apesar de toda sua importância socioeconômica e ambiental, e por estar localizado adjacente à Área de Preservação Ambiental da Baleia Franca (APA da Baleia Franca), a mesma não está inserida em seu plano de manejo, sofrendo com a falta de ações para o manejo de seus recursos e conservação (Barletta et al., 2017b).

2.2. Desenho amostral

As amostragens foram realizadas nos meses de setembro e novembro de 2016 em cinco áreas na porção sul do SEL (3 réplicas por área): A1 (Águas costeiras), A2 (Canal da barra), A3 (Baixo rio Tubarão), A4 (Área central da lagoa) e A5 (Área interna da lagoa), totalizando 30 amostras (Fig. 1).

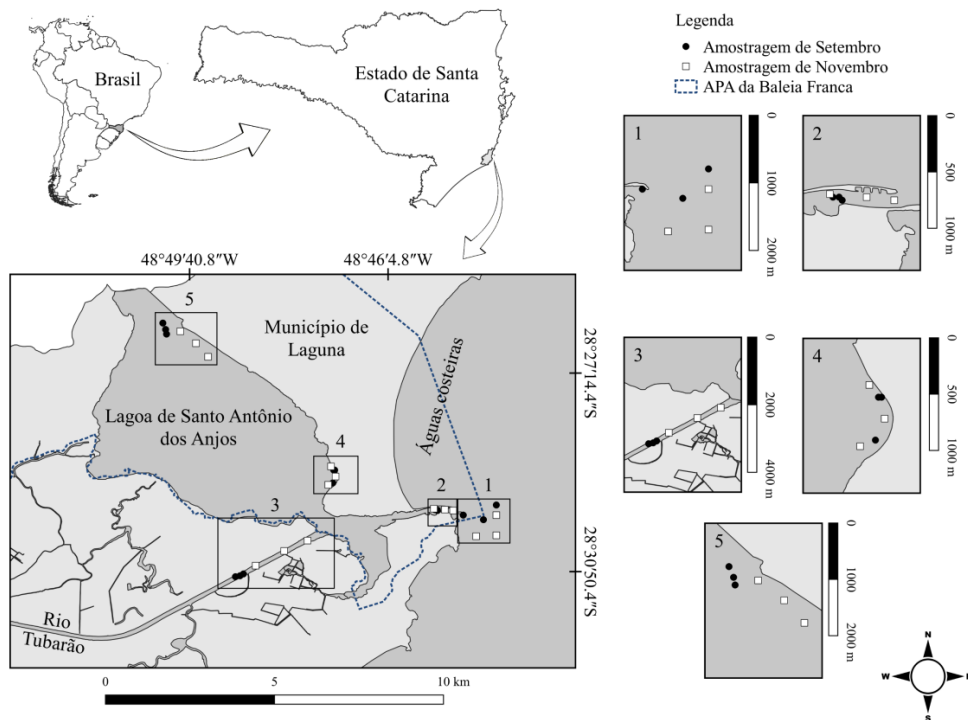


Fig. 1. Mapa da Lagoa Santo Antônio dos Anjos, porção sul do Sistema Estuarino Lagunar e locais de amostragem. Os quadrados representam as áreas de amostragem: 1 (A1: águas costeiras), 2 (A2: canal da barra), 3 (baixo rio Tubarão), 4 (A4: área central da lagoa) e 5 (A5: área interna da lagoa).

Em relação as características de cada área amostrada, a área 1 (A1) corresponde a porção com maior influência da região costeira, pois se encontra externamente a lagoa. Portanto, além de possuir padrão de salinidade polihalino (25 – 30), poderá apresentar flutuações em suas características oceanográficas em função das massas d'água costeiras, ventos e aporte de matéria orgânica em decorrência da descarga de água doce do rio Tubarão. A área 2 (A2) representa o canal principal do estuário influenciado pela dinâmica estuarina, ou seja, a constante mudança entre entradas e saídas de água doce e salina, principalmente devido aos ventos, marés e precipitação. Tanto a A1 quanto a A2 recebem o aporte das águas que passam por cerca de 18 municípios, que conduzem toda fonte de contaminação química e biológica para essas áreas e, conseqüentemente, para outras áreas da lagoa (Barletta et al., 2017b). A área 3 (A3) se encontra na porção inferior do Rio Tubarão, caracterizada principalmente pela descarga de matéria orgânica e predominância de águas oligohalinas (salinidade 0 – 5). Em suas margens destaca-se a urbanização e o uso do solo para pastagem e agricultura, acelerando processos de erosão. A área 4 (A4) é a mais influenciada pela urbanização, correspondente a área em frente ao centro histórico da cidade de Laguna. Nessa área podemos apontar como principais agentes poluidores o despejo de esgoto doméstico e uma maior susceptibilidade ao aporte direto de resíduos sólidos (ex.: plásticos). A área 5 (A5) se encontra próximo a ponte Anita Garibaldi, porção mais interna da lagoa, e sofre influência direta de um bolsão salino que se forma no local, devido ao baixo deslocamento de massas d'água por conta do estrangulamento na conexão com as demais células lagunares, causado pela antiga ponte na BR 101 (Barletta et al., 2017b).

Para coleta dos fragmentos plásticos flutuantes, foram realizados arrastos horizontais de superfície (0 – 1 m de profundidade), com duração de 10 minutos, utilizando-se uma rede de plâncton cilindro-cônica com malha de 300 μm , diâmetro de 0,6 m e 2 m comprimento, seguindo a metodologia proposta por Barletta et al. (2020). Um fluxômetro mecânico (Lunus-General Oceanics 2030BR) foi posicionado na boca da rede para medir o volume de água filtrada em cada arrasto. Além disso, antes de cada arrasto foram coletados dados referentes às variáveis ambientais: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) (Lutron DO-5519), pH (phmetro de bancada digital Cienlab MPA210), salinidade (refratômetro analógico Brix RHB0-90) e turbidez (NTU, turbidímetro portátil Quimis Q279P). Os dados referentes a marés, precipitação e ventos foram compilados da estação meteorológica mais próxima (CPTEC/INPE, CIRAM/EPAGRI e INMET).

2.3. Procedimentos laboratoriais

Para triagem dos fragmentos plásticos flutuantes, as amostras (750 mL) foram submetidas a filtrações em peneiras, confeccionadas com malhas de 45 e 300 μm , para concentrar melhor o material a ser analisado. As amostras foram lavadas e filtradas, armazenadas em placas de Petri, e secadas em estufa com uma temperatura de 70° C durante 48 horas (Lima et al., 2014; Ferreira et al., 2019). Todas as partículas que mantiveram suas características após a secagem na estufa foram levadas para separação e identificação das categorias (Lusher et al., 2013; Ferreira et al., 2019). Antes da triagem das amostras, medidas de precaução para evitar contaminação das amostras foram tomadas, seguindo as metodologias propostas por Lima et al. (2014) e Ferreira et al. (2019). Posteriormente, os itens plásticos foram identificados e separados da amostra inteira seguindo o protocolo de Norén (2007): 1) que nenhuma partícula celular ou orgânica seja visível; 2) se a partícula for fibra, deve ser igualmente grossa, não afilar as extremidades e possuir uma dobra tridimensional; 3) ser homogeneamente colorida. Durante todo o processo foi utilizado um estereomicroscópio Zeiss Stemi 305. Para a caracterização da composição e distribuição espacial, os fragmentos plásticos foram separados em três categorias: 1) forma/textura: filamentos de plástico, plásticos moles e plásticos duros; 2) tamanho: macroplásticos (> 200mm), mesoplásticos (5 – 200 mm) e microplásticos (< 5mm); e 3) cores: azul, transparente, vermelho, preto, branco, verde, entre outros, seguindo as metodologias adaptadas de Lima et al. (2014), Lorenzi et al. (2020), e Eriksen et al. (2014). Os procedimentos de identificação e separação dos fragmentos plásticos seguiram todos os cuidados para que as quantidades de partículas não fossem superestimadas.

O volume utilizado para o cálculo de densidade (n/m^3) seguiu o método proposto pelo fabricante do fluxômetro, e a abundância de fragmentos plásticos foi determinada de acordo com a equação: $D = N / V$, onde D (n/m^3) é a densidade de fragmentos de plástico, N é o número de fragmentos de plástico, e V (m^3) é o volume filtrado pela rede durante o arrasto (Barletta et al., 2020; Lorenzi et al., 2020, 2021). Uma Análise Espectroscópica de Infravermelho com Transformação de Fourier (FTIR-ATR) foi realizada para caracterizar e identificar a presença de bandas características nas amostras de fragmentos plásticos. Para essa finalidade, utilizou-se o equipamento Perkin-Elmer Spectrum, com 16 varreduras por amostra variando de 4000 a 5000 cm^{-1} , resolução de 4 cm^{-1} , aplicando o módulo de refletância total atenuada (ATR). Para realização da análise de FTIR-ATR, os fragmentos plásticos foram agrupados por categoria (filamentos plásticos, plásticos moles e plásticos duros) e por área (A1, A2, A3, A4 e A5), considerando os dois meses de coleta agrupados. Posteriormente, esses plásticos foram

fotografados e medidos em relação as suas áreas superficiais (mm^2), utilizando-se um estereomicroscópio Zeiss Stemi 305 e o software ZEN 3.2.

2.4. Análises estatísticas

A Análise de Permutação de Variância (PERMAVOVA) foi conduzida para investigar diferenças entre as variáveis ambientais para as áreas amostradas ($p < 0,05$). Para isso os dados foram previamente transformados em $\log(x+1)$, normalizados e uma matriz de similaridade foi obtida através da distância euclidiana (Anderson et al., 2008; Clarke e Gorley, 2015). A PERMANOVA também foi usada para testar as diferenças na abundância das seguintes variáveis entre as áreas amostradas: i) densidade total de fragmentos de plástico; ii) densidade de filamentos de plástico, iii) densidade de plásticos moles, iv) densidade de plásticos duros. Essas análises foram realizadas utilizando a matriz de similaridade de *Bray Curtis* dos dados previamente transformados em raiz quadrada (Anderson et al., 2008; Clarke e Gorley, 2015). Também foi testada a abundância dos tipos de fragmentos de plástico que apresentaram representatividade $>1\%$ nas amostras, sendo eles: filamento de plástico azul, filamento de plástico transparente, filamento de plástico vermelho, fragmento mole transparente, filamento duro transparente e filamento duro branco (Anderson et al., 2008; Clarke e Gorley, 2015).

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada a fim de avaliar como as variáveis ambientais influenciam nos padrões de distribuição das áreas amostradas (Clarke et al., 2014; Clarke e Gorley, 2015). Para isso os dados foram transformados em $\log(x+1)$, normalizados e uma matriz de similaridade foi gerada a partir da Distância Euclidiana.

Para identificar os padrões de distribuição dos fragmentos de plásticos entre as áreas amostradas, Análises de Coordenadas Principais (PCO) foram conduzidas a partir da matriz de similaridade obtida através da distância de *Bray Curtis*, com a dados previamente transformados em raiz quadrada.

A PERMANOVA, PCA e PCO foram realizadas com o software estatístico PRIMER 7.

3. Resultados

3.1. Variáveis ambientais

A região de estudo possui padrão diário de duas enchentes e duas vazantes, caracterizando-a como padrão de maré mista/semidiurna, com baixas variações das amplitudes

de marés (Tabela 1). O mês de setembro apresentou maiores volumes de precipitação (19,4 mm) comparado com o mês de novembro (12,4 mm). Em relação aos ventos, os quadrantes predominantes foram de nordeste e sul/sudeste.

Tabela 1. Variação das marés da área de estudo durante os procedimentos de amostragem.

Dias	Preamar (m)	Baixamar (m)	Preamar (m)	Baixamar (m)
03/09	01:38 (0.7)	09:02 (0.0)	14:00 (0.6)	20:38 (0.2)
12/11	00:28 (0.6)	06:54 (0.0)	13:15 (0.6)	19:24 (0.1)

Os resultados referentes as variáveis ambientais demonstraram diferenças significativas ($p < 0.05$) para a temperatura da água e para a salinidade (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados da PERMANOVA e comparações utilizando o Teste Pair-Wise, por área da Lagoa de Santo Antônio dos Anjos (A1: águas costeiras; A2: canal da barra; A3: baixo rio Tubarão; A4: área central da lagoa; A5: área interna da lagoa), para as variáveis ambientais. SQ: soma dos quadrados da amostra; QM: quadrados médios; Pseudo-F: relação pseudo-F; P(perm): valor P de permutação; gl: graus de liberdade; N: número de amostras. A tabela mostra apenas os resultados do Teste Pair-Wise que foram significativamente diferentes ($p < 0,05$). n.s.: Não significativo.

Variáveis	SQ	QM	Pseudo-F	P(perm)	P(MC)	Comparações (gl=4 N=30)
Salinidade (PSU)	22.608	5.6521	22.107	0.001	0.001	A1≠A3; A2≠A3; A3≠A4, A5
Temperatura (°C)	10.531	2.6327	3.5637	0.027	0.019	A1≠A5; A2≠A5
Turbidez (NTU)	6.0193	1.5048	1.637	0.204	0.165	n.s.
pH	5.7279	1.432	1.5383	0.222	0.241	n.s.

As maiores médias de temperatura da água (°C) ocorreram em A5, A4 e A3 (19,8, 19,4 e 19,3, respectivamente), enquanto as menores médias ocorreram em A1 e A2 (19,1 e 18,7, respectivamente) (Fig. 2a). Para a salinidade, as maiores médias foram observadas em A1 e A4 (30,3 PSU e 29,1 PSU, respectivamente), seguidas de A2 e A5 (25,6 PSU e 24,6 PSU, respectivamente), enquanto os menores valores médios ocorreram em A3 (4,3 PSU) (Fig. 2b). A turbidez apresentou os maiores valores médios em A4, A3 e A5 (1,1 NTU, 0,9 NTU e 0,8 NTU, respectivamente), enquanto os menores valores foram observados em A2 e A1 (0,6 NTU e 0,4 NTU, respectivamente) (Fig. 2c). Os maiores valores de pH ocorreram em A1 e A2 (7,85), enquanto os menores valores ocorreram em A3, A4 e A5 (7,56, 7,66 e 7,65, respectivamente) (Fig. 2d).

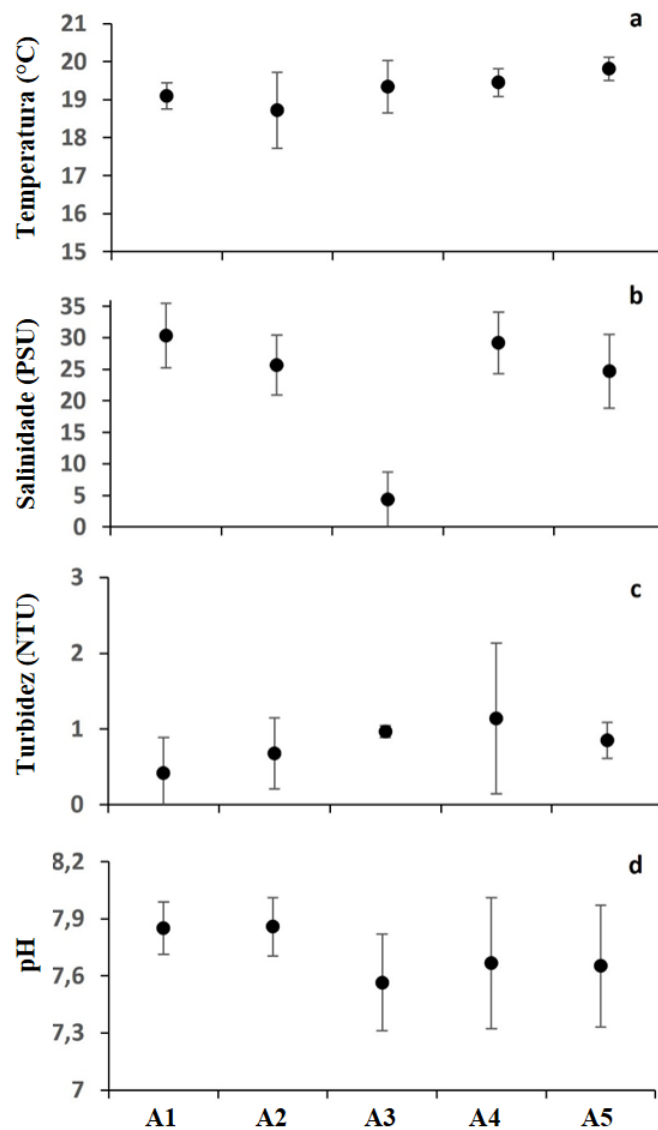


Fig. 2. Média e desvio padrão para as variáveis ambientais (a) temperatura da água (°C), (b) salinidade (PSU), (c) turbidez (NTU) e (d) pH, para cada área da lagoa (A1, A2, A3, A4 e A5).

A Análise de Componentes Principais (PCA) (Tabela 3, Fig. 3), demonstra que o eixo 1 foi responsável por 37,9% da variação, enquanto o eixo 2 representou 31,6% da variação de distribuição. Quanto a esse padrão, a área 3 e 5 apresentaram relação positiva com turbidez e temperatura, pois são regiões que tendem a possuir as maiores temperaturas de água, e relação negativa com salinidade. Já as áreas 1, 2 e 4 se relacionaram positivamente com a salinidade, formando assim uma segregação em dois grupos. Esse padrão pode ser afirmado com os resultados encontrados na PERMANOVA (Tabela 2), onde observa-se que a salinidade e temperatura são as principais variáveis que influenciam os padrões de distribuição das áreas amostradas.

Tabela 3. Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) para variáveis ambientais. PC: componentes principais. Autovetores: coeficiente das combinações lineares das variáveis que constituem os PC's.

	PC			
	1	2	3	4
Autovetores	1.52	1.27	0.80	0.42
% Variação	37.9	31.6	20.0	10.5
% Variação Cumulativa	37.9	69.5	89.5	100.0

Variáveis	Autovetores			
	PC1	PC2	PC3	PC4
Temperatura (°C)	0.351	0.511	0.769	0.156
Salinidade (PSU)	0.563	-0.507	0.206	-0.620
Turbidez (NTU)	0.296	0.680	-0.495	-0.452
pH	0.688	-0.138	-0.348	0.622

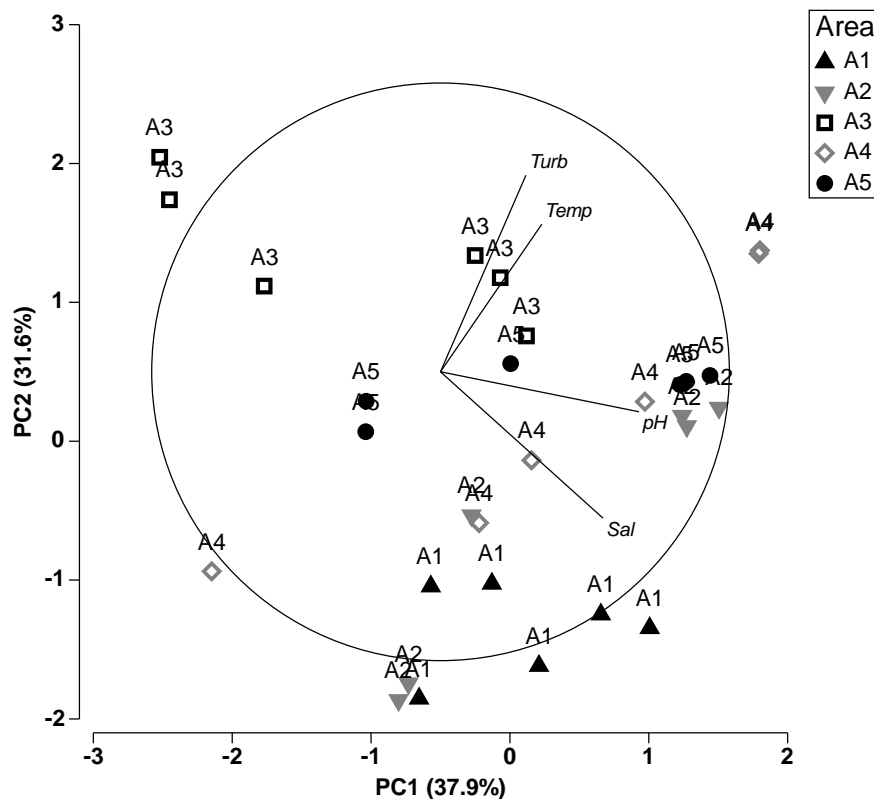


Fig. 3. Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) para correlações entre os locais de amostragem (A1, A2, A3, A4 e A5) e as variáveis ambientais (temperatura, salinidade, turbidez e pH). Porcentagens cumulativas de variação no componente principal 1 (PC1) e no componente principal 2 (PC2). Os valores médios e os vetores próprios dos resultados da PCA.

3.2. Composição geral e características de bandas FTIR-ATR de fragmentos plásticos flutuantes

No presente estudo, os fragmentos plásticos foram divididos em três categorias gerais: filamento de plástico, plástico mole, e plástico duro. Com o agrupamento das campanhas amostrais que representa a primavera de 2016, um total de 8668 fragmentos plásticos foram coletados, apresentando densidade total de 7,32/m³ (Tabela 4).

Tabela 4. Número total (n), densidade total (n/m³), média e desvio padrão (DP) da densidade total (n/m³), frequência de ocorrência (F.O. - %), e densidade por área (n/m³) dos diferentes tipos de fragmentos plásticos coletados na Lagoa de Santo Antônio dos Anjos.

Fragmentos plásticos	Total (n)	Densidade total (n/m ³)	F.O. (%)	Densidade por área (n/m ³)				
				A1	A2	A3	A4	A5
Filamentos de plástico (FP)	7786	6,615						
FP azul	5142	4,239	59,32*	0,2853	0,2383	0,0706	0,0189	0,0931
FP vermelho	691	0,631	7,97*	0,0642	0,0273	0,0064	0,0008	0,0063
FP transparente	1863	1,669	21,49*	0,1146	0,1104	0,0385	0,0052	0,0098
FP laranja	3	0,002	0,03	0,0002	0,0008	0	0	0
FP preto	69	0,060	0,79	0,0077	0,0013	0,0003	0,0002	0,0002
FP verde	18	0,014	0,20	0,0013	0,0003	0,0001	0,0001	0,0004
Plástico mole (PM)	576	0,450						
PM transparente	425	0,335	4,90*	0,0063	0,0385	0,0086	0,0004	0,0019
PM branco	68	0,053	0,78	0,0004	0,0048	0,0031	0	0,0005
PM azul	51	0,039	0,58	0,0012	0,0030	0,0015	0,0004	0,0003
PM vermelho	15	0,011	0,17	0,0003	0,0006	0,0007	0	0,0002
PM verde	17	0,012	0,19	0,0006	0,0013	0	0	0,0001
Plástico duro (PD)	306	0,248						
PD transparente	151	0,132	1,74*	0,0060	0,0125	0,0017	0	0,0017
PD branco	88	0,068	1,01*	0,0011	0,0068	0,0010	0,0003	0,0019
PD azul	28	0,021	0,32	0,0003	0,0013	0,0015	0	0,0002
PD verde	11	0,007	0,12	0,0002	0,0004	0,0001	0	0,0002
PD preto	17	0,012	0,19	0,0001	0,0013	0,0002	0,0001	0,0001
PD vermelho	5	0,003	0,05	0	0,0003	0	0	0,0001
PD amarelo	6	0,005	0,06	0,0009	0	0	0	0
Total de fragmentos	8668	7,32						
Média (± DP)		0,40 (±1,03)						

O (*) destacou os tipos de plástico que representam >1% nas amostras.

Levando em consideração as três principais categorias de plásticos, os filamentos de plástico (Fig. 4a,b) foram os mais representativos em número, com total de 7786 filamentos, correspondendo a densidade de 6,61/m³ (Tabela 4). A segunda categoria com maior número e densidade foi a de plásticos moles (Fig. 4c), com 576 fragmentos e 0,45/m³ e, por fim, a

categoria com o menor número e densidade foi a de plásticos duros (Fig. 4d), com 306 fragmentos e densidade de $0,24/m^3$ (Tabela 4).

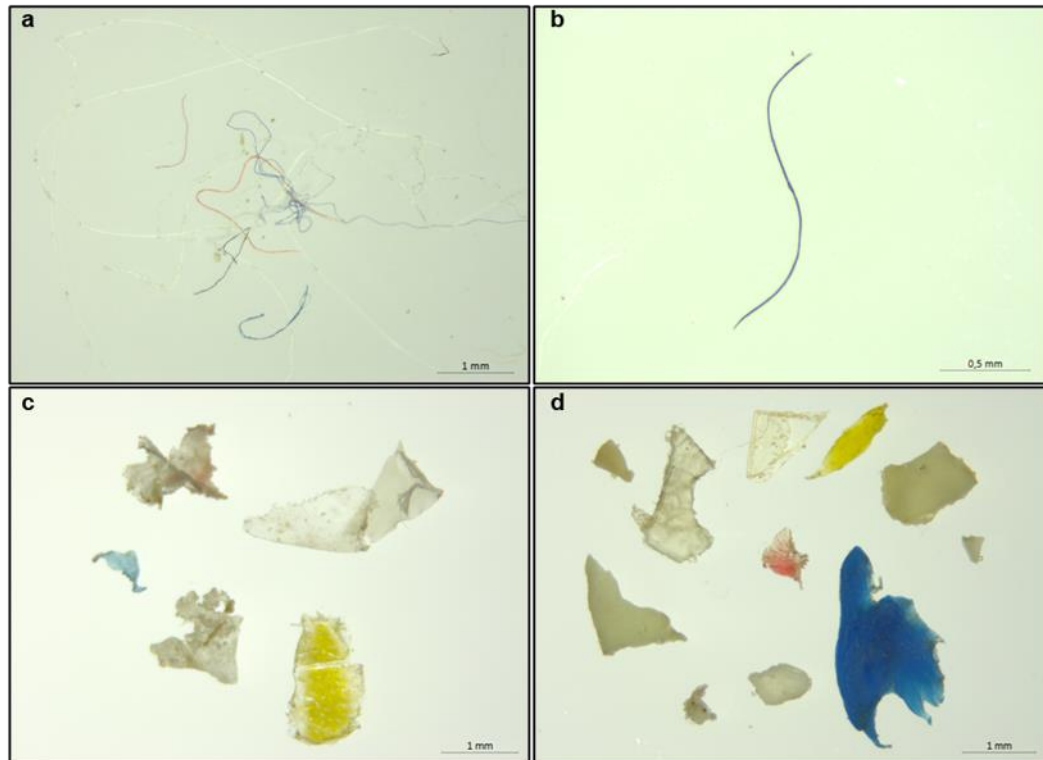


Fig. 4. Exemplos (fotos) dos fragmentos de plástico encontrados nas diferentes áreas amostradas (a. Filamento de plástico; b. Filamento de plástico; c. Plástico mole; d. Plástico duro).

Observando-se os filamentos de plástico coletados, as três subcategorias que se destacaram em frequência de ocorrência (FO) e densidade foram os filamentos azuis (59,32%, $4,23/m^3$), os filamentos transparentes (21,49%, $1,66/m^3$) e os filamentos vermelhos (7,97%, $0,63/m^3$) (Tabela 4). Para plásticos moles, a única subcategoria que se destacou em FO e densidade foi o plástico mole transparente (4,90%, $0,33/m^3$). As duas subcategorias que se destacaram para fragmentos duros foram o plástico duro transparente (1,74%, $0,13/m^3$), e o plástico duro branco (1,01%, $0,06/m^3$) (Tabela 4).

Em relação ao tamanho, foram medidos um total de 313 fragmentos plásticos, variando de um mínimo de $0,005 \text{ mm}^2$ (filamento de plástico) até $138,61 \text{ mm}^2$ (plástico mole) (Tabela 5). Os microplásticos ($< 0,05 \text{ mm}$) representaram 92,65% dos fragmentos medidos, enquanto os mesoplásticos representaram 7,34%. Todos os filamentos de plástico são

predominantemente microplásticos (100%), com tamanho mínimo de 0,005 mm² e máximo de 0,71 mm² (Tabela 5).

Tabela 5. Médias, máximo (Máx) e mínimo (Mín) de tamanho (mm²) de fragmentos de plástico e frequência de ocorrência (%) de meso- e microplásticos por áreas (A1, A2, A3, A4 e A5) e por categorias (FP: filamentos de plástico, PM: plásticos moles e PD: plásticos duros). “n” é o número de fragmentos de plástico medidos área e categoria.

Área	Categoria	N	Média (mm ²)	Máx (mm ²)	Mín (mm ²)	Mesoplástico %	Microplástico %
A1	FP	30	0,036	0,193	0,005	0	100
A1	PM	10	1,038	7,440	0,052	10	90
A1	PD	10	1,278	4,570	0,120	0	100
A2	FP	30	0,070	0,440	0,008	0	100
A2	PM	20	3,760	24,209	0,268	15	85
A2	PD	30	0,775	20,821	0,173	13,333	86,667
A3	FP	30	0,044	0,123	0,006	0	100
A3	PM	20	3,318	13,244	0,235	15	85
A3	PD	20	0,931	3,599	0,161	0	100
A4	FP	20	0,168	0,715	0,020	0	100
A4	PM	09	37,254	138,610	0,297	44,444	55,556
A4	PD	10	1,287	2,014	0,145	0	100
A5	FP	30	0,110	0,672	0,006	0	100
A5	PM	16	6,399	29,035	0,213	43,750	56,250
A5	PD	30	1,424	7,234	0,095	10	90
Total		313				7,348	92,651

Para os fragmentos de plástico moles, os tamanhos variaram entre 0,05 e 138,61 mm², com as maiores porcentagens de ocorrência de microplásticos em A1, A2 e A3 (90, 85 e 85%, respectivamente), enquanto as de mesoplásticos em A4 e A5 (44,44% e 43,75%, respectivamente) (Tabela 5). Os fragmentos de plásticos duros variaram entre 0,09 e 20,82 mm², com as maiores porcentagens de ocorrência de microplásticos em A1, A3, A4 e A5 (100, 100, 100, 90%, respectivamente), enquanto as maiores porcentagens de ocorrências dos mesoplásticos foram observadas em A2 e A5 (13,33% e 10%, respectivamente).

A análise FTIR-ATR demonstra que os polímeros das amostras de filamentos de plástico (Fig. 5a; Tabela 6) das áreas 1 e 2 podem ser classificados como poliéster (PET – polietileno tereftalado). Os filamentos de plástico da A3 apresentaram bandas características que os identificam como polipropileno (PP). Já as áreas 4 e 5 apresentaram bandas características que classificam os filamentos de plástico como polietileno (PE).

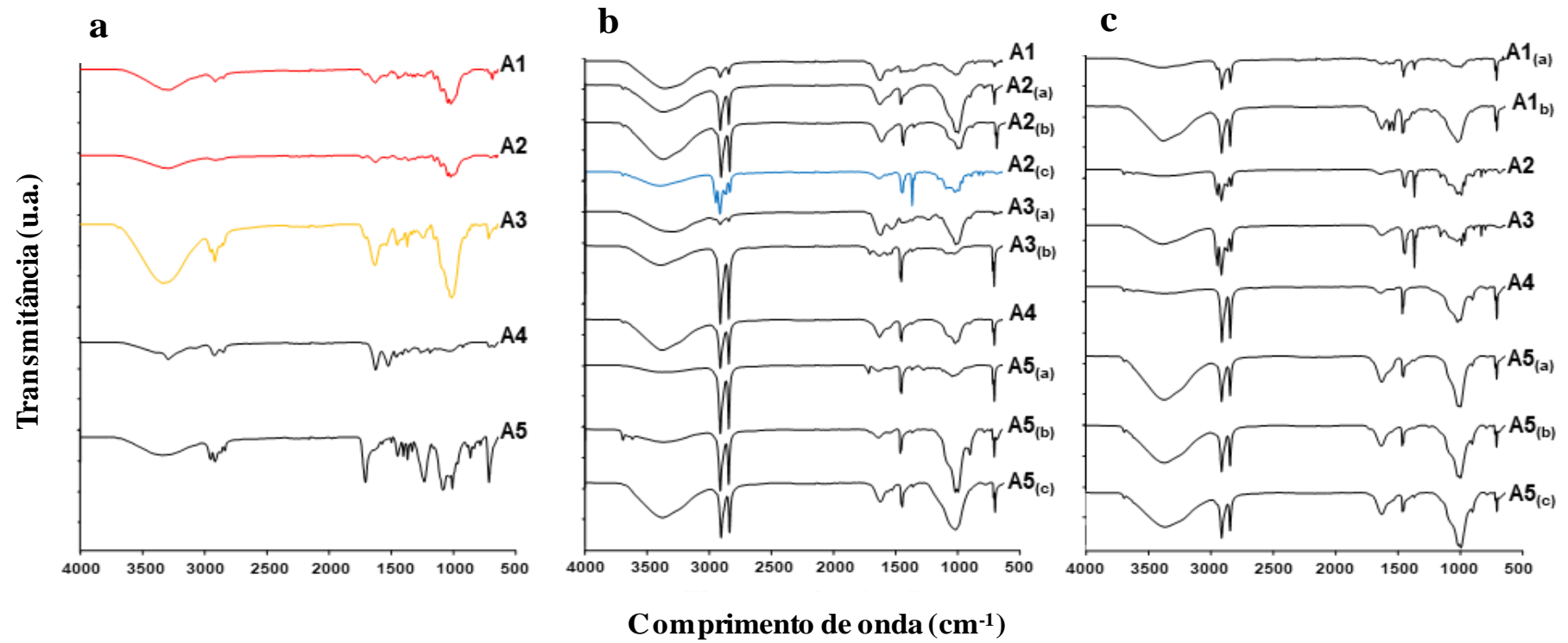


Fig. 5. Espectros FTIR-ATR para fragmentos de plástico para cada área da lagoa (A1, A2, A3, A4 e A5). a. filamentos de plástico; b. plásticos moles; c. plásticos duros.

Tabela 6. Atribuições das bandas de absorção FTIR-ATR (tipo de polímero; tipo de ligação e características do número de ondas) obtidas para fragmentos de plástico. A1 (águas costeiras); A2 (canal da barra); A3 (baixo rio Tubarão); A4 (área central da lagoa); A5 (área interna da lagoa). FP (amostras de filamentos de plástico); PM (amostras de plásticos moles); PD (amostras de plásticos duros). Amostras: as letras entre parênteses (*subscritas/negrito*) representam amostras extras para algumas categorias de fragmentos por área.

Amostras	Tipo de polímero	Tipo de ligação	Características do número de ondas	Referências
A1_PM; A1_PM _(a, b) A2_PM _(a, b) ; A2_PM A3_PM _(a, b) A4_FP; A4_PM; A4_PM A5_FP; A5_PM _(a, b, c) ; A5_PM _(a, b, c)	Polietileno (PE)	U _a (CH ₂)	2914	Amelia et al. (2016) Jung et al. (2018)
		U _s (CH ₂)	2847	
		CH ₂	1470	
		CH ₂	1462	
		CH ₂ , vibração	730	
		CH ₂ , vibração	717	
A1_FP A2_FP	Poliéster (PET)	U(CH)	2927	Tracey & Flinn (2012) Rasta et al. (2020)
		C=O	1730	
		CH ₂ , trans glicol	1340	
		Configuração trans da unidade de etilenoglicol	975	
		OCH ₂ CH ₂	896	
		Anel benzênico	795	
A3_FP	Polipropileno (PP)	C=O	1800-1600	Silva et al. (2016) Castro (2017) Gorski et al. (2018)
		Deformação C=C do anel aromático	1601-1500	
		Trecho CH	2700-3000	
		Alongamento simétrico CH ₃ e CH ₂	2867-2830	
		Deformação assimétrica angular CH ₃ , CH ₂ , CH	1167	
		Deformação CH ₃ , CH ₂ , CH	972-899	
A2_PM _(c) A3_PM	Polibutadieno (BR)	Deformação CH ₂	1450-1340	Oliveira et al. (2017)
		Trecho CH ₂	1300-1200	
		Vibração CH ₂	1500-1400	
		Harmonização do anel aromático	1800-2000	
		Anel aromático	800-610	
		Ligação C-O	1711	

Para a categoria de plásticos moles (Fig. 5b; Tabela 6) todas as áreas amostra das apresentaram o polietileno (PE) como polímero predominante, com exceção de A2_(c), que apresentou bandas características as quais permitem classificar os plásticos macios desta área e amostra como polibutadieno (BR). Já os plásticos duros (Fig. 5c; Tabela 6) apresentaram bandas características do polímero polietileno (PE) para todas as áreas e amostras analisadas.

3.3. Distribuição espacial de fragmentos plásticos flutuantes

A PERMANOVA e o teste de comparação de Pair-Wise demonstraram diferenças significativas ($p < 0.05$) entre as áreas amostradas (A1, A2, A3, A4 e A5) para a densidade total de fragmentos de plástico, e para todas as demais variáveis analisadas (subcategorias que apresentam frequência de ocorrência $> 1\%$), com exceção do plástico duro branco (PD branco), que não apresentou diferenças significativas entre as áreas (Tabela 7).

Tabela 7. Resultados da PERMANOVA e comparações utilizando o teste Pair-Wise por área da Lagoa de Santo Antônio dos Anjos (A1: Águas costeiras; A2: Canal da barra; A3:Baixo rio Tubarão; A4: Área central da lagoa; A5: Área interna da lagoa), para a densidade total de plásticos, densidade de todos os tipos (FP: filamento de plástico; PM: plástico mole; PD: plástico duro) e principais subtipos (FP Azul): filamento de plástico azul; (FP Verm): filamento de plástico vermelho; (FP Transp): filamento de plástico transparente; (PM Transp): plástico mole transparente; (PD Transp): plástico duro transparente; (PD Branco): plástico duro branco) de fragmentos de plástico. SQ: soma das distâncias dos quadrados das amostras; QM: quadrados médios; Pseudo-F: relação Pseudo-F; P (perm): permutação p-valor; gl: graus de liberdade; N: número de amostras. A tabela mostra apenas os resultados do Teste Pair-Wise que foram significativamente diferentes ($p < 0.05$). n.s.: não significativo.

Variáveis	SQ	QM	Pseudo-F	P(perm)	P(MC)	Comparações – Teste Pair Wise
						(gl=4 N=30)
Total	16048	4011.9	16.925	0.001	0.001	A1≠A3, A4, A5; A2≠A3, A4, A5; A3≠A4; A4≠A5
FP	15463	3865.7	13.563	0.001	0.001	A1≠A3, A4, A5; A2≠A3, A4, A5; A3≠A4; A4≠A5
FP Azul	13628	3407	11.699	0.01	0.01	A1≠A3, A4, A5; A2≠A3, A4, A5; A3≠A4; A4≠A5
FP Transp	16318	4079.5	3.7215	0.001	0.002	A1≠A4, A5; A2≠A3, A4, A5
FP Verm	22120	5530	4.3753	0.001	0.001	A1≠A3, A4, A5; A2≠A4, A5
PM	15990	3997.5	2.8255	0.004	0.003	A2≠A4, A5
PM Transp	20360	5090	2.0422	0.013	0.009	A1≠A2, A4; A2≠A4, A5
PD	15345	3836.2	2.5684	0.001	0.003	A2≠A3, A4, A5
PD Transp	26152	6538	2.0888	0.002	0.006	A2≠A3, A4, A5
PD Branco	19810	4952.4	1.3981	0.095	0.116	n.s.

Em relação a distribuição espacial dos fragmentos plásticos, as maiores densidades médias totais foram observadas em A1 e A2 (0,49/m³ e 0,44/m³, respectivamente), seguidas de A3 (0,13/m³) e A5 (0,11/m³). A A4 foi a que apresentou a menor densidade média total de

fragmentos plásticos ($0,02/m^3$) (Figura 6a). Para filamentos de plástico, as maiores médias de densidade foram observadas em A1 ($0,47/m^3$) e A3 ($0,37/m^3$). A3 e A5 apresentaram a mesma média ($0,11/m^3$), enquanto a A4 apresentou o menor valor médio de densidade de filamento de plástico ($0,02/m^3$) (Figura 6b). Em relação aos plásticos moles, a maior média de densidade ocorreu em A2 ($0,04/m^3$), enquanto a menor ocorreu em A4 ($0,0004/m^3$) (Figura 6c). Para os plásticos duros, a maior média também ocorreu em A2 ($0,02/m^3$), enquanto a menor ocorreu em A4 ($0,0005/m^3$) (Figura 6d).

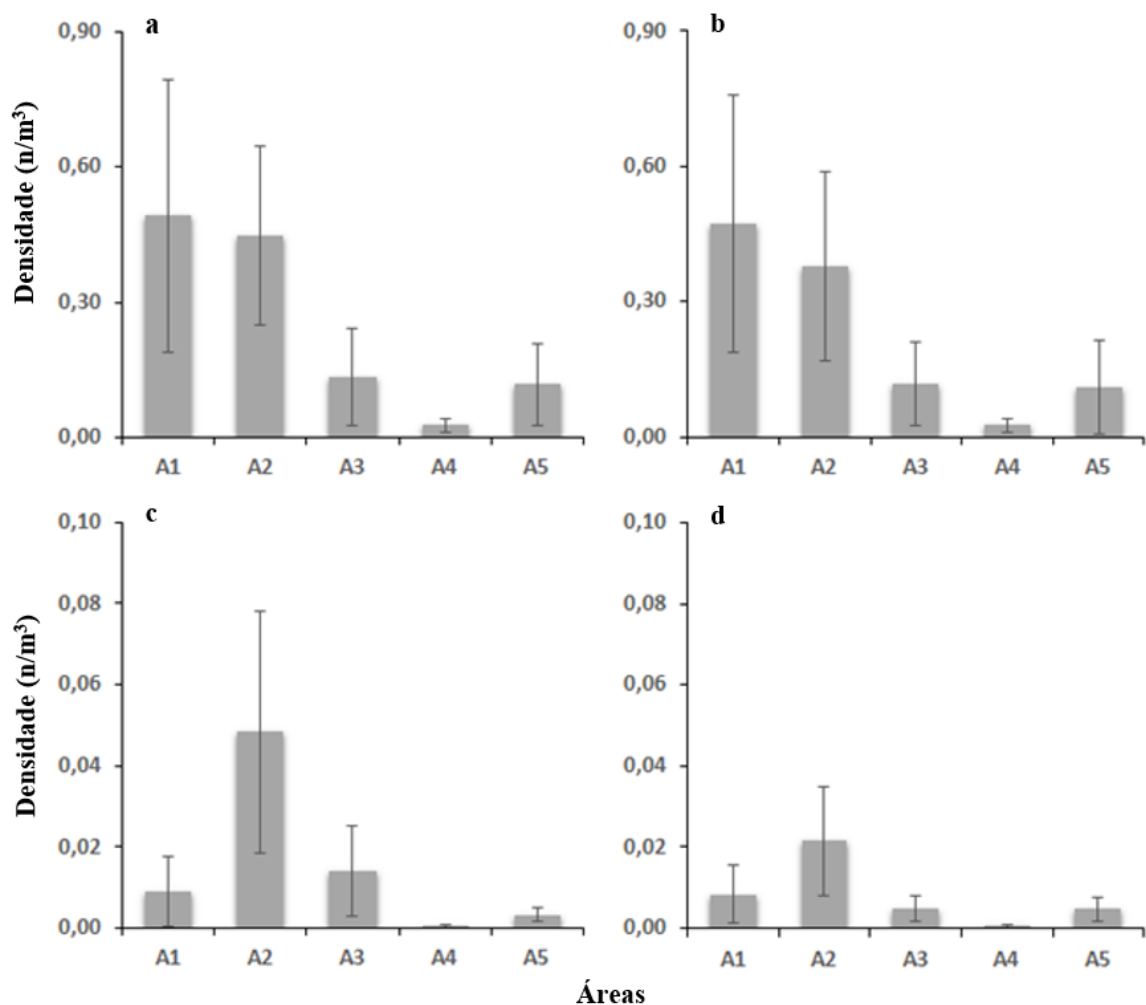


Fig. 6. Resultados de média e desvio padrão (DP) para densidade de fragmentos plásticos ($n \cdot m^{-3}$) para cada área amostrada. a: fragmentos de plástico totais; b: filamentos de plástico; c: plásticos moles; d: plásticos duro.

Em relação as subcategorias de plásticos, as maiores médias de densidades de filamentos de plástico azul ocorreram A1 e A2 ($0,28/m^3$ e $0,23/m^3$, respectivamente), enquanto as menores médias ocorreram em A5, A3 e A4 ($0,09/m^3$, $0,07/m^3$ e $0,01/m^3$, respectivamente) (Fig. 7a). As maiores médias de densidade dos filamentos de plástico transparentes ocorreram em A1 e A2 ($0,11/m^3$ e $0,11/m^3$, respectivamente), enquanto as menores ocorreram em A3, A5 e A4 ($0,03/m^3$, $0,009/m^3$ e $0,005/m^3$, respectivamente) (Fig. 7b). Os filamentos de plásticos vermelhos apresentaram as maiores médias de densidade em A1 e A2 ($0,06/m^3$ e $0,02/m^3$, respectivamente), e as menores em A3, A5 e A4 ($0,006/m^3$, $0,006/m^3$ e $0,0008/m^3$, respectivamente) (Fig. 7c). Os plásticos moles transparentes apresentaram o maior valor médio de densidade em A2 ($0,03/m^3$) e o menor em A4 ($0,0004/m^3$) (Fig. 7d). A maior densidade média de plástico duro transparente ocorreu em A2 ($0,02/m^3$), enquanto a menor ocorreu em A4 ($0,0008/m^3$) (Fig. 7e). Para o plástico duro branco, a maior densidade média ocorreu em A2 ($0,006/m^3$), enquanto a menor ocorreu em A4 ($0,0003/m^3$) (Fig. 7f).

O resultado obtido com a Análise de Coordenadas Principais (PCO), para a densidade das 3 categorias de plástico (filamento, plástico mole e plástico duro), demonstra que o PCO1 representa 70% do total da variação, enquanto o PCO2 apresentou 13,5% (Fig. 8a). Analisando a distribuição das densidades das subcategorias (filamento azul, filamento vermelho, filamento transparente, plástico mole transparente, plástico duro transparente e plástico duro branco), o PCO1 representou 62,4% da variação, enquanto o PCO2 representou 15,4% (Fig. 8b). Esse padrão de distribuição apresentou a distinção no agrupamento de A1 e A2, visto que são as áreas com as maiores densidades de fragmentos de plástico, e de A4 e A5, com as menores densidades de fragmentos.

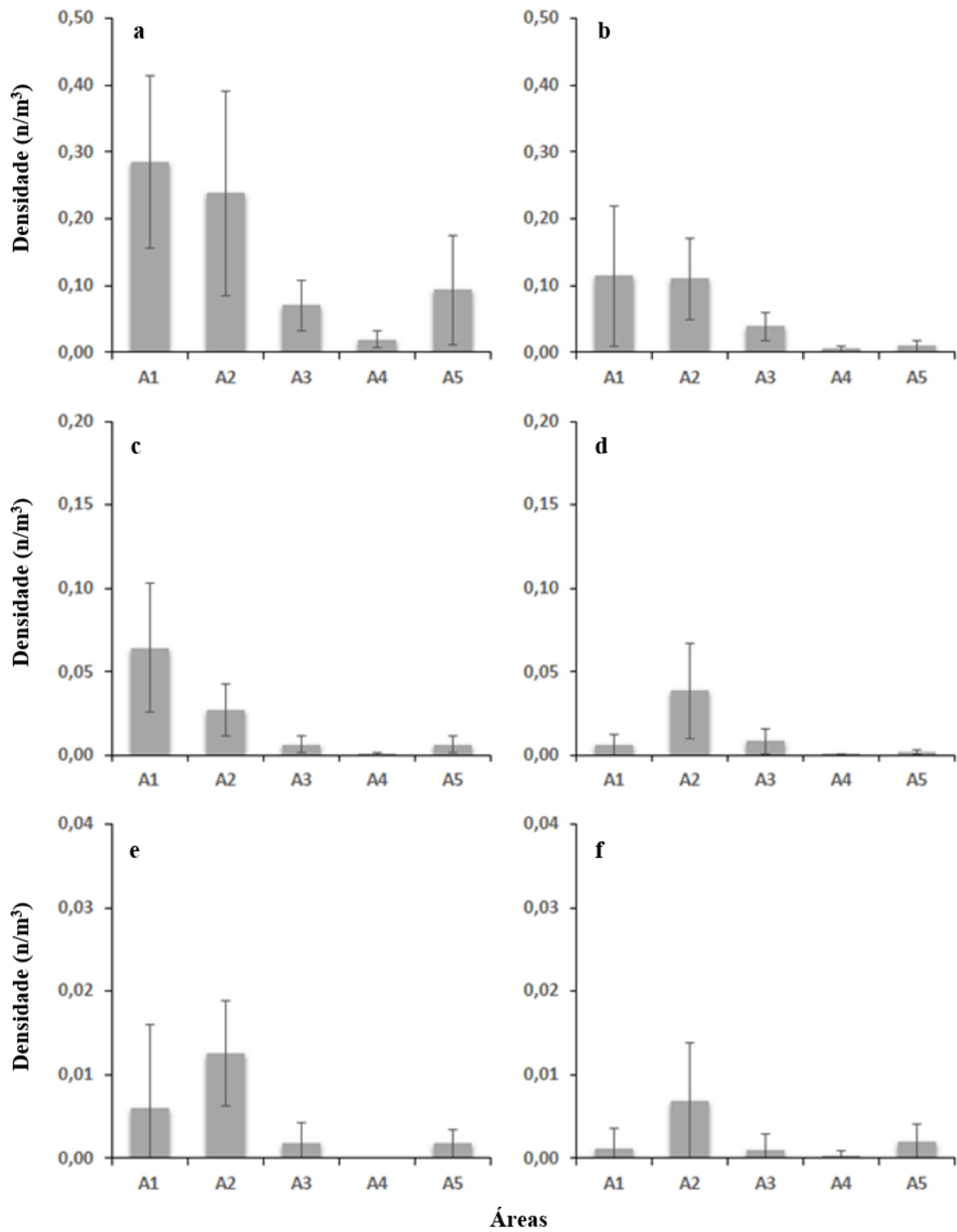


Fig. 7. Resultados de média e desvio padrão (DP) para densidade de fragmentos de plástico ($n \cdot m^{-3}$) para cada área amostrada. a: filamento de plástico azul; b: filamento de plástico transparente; c: filamento de plástico vermelho; d: plástico mole transparente; e: plástico duro transparente; f: plástico duro branco.

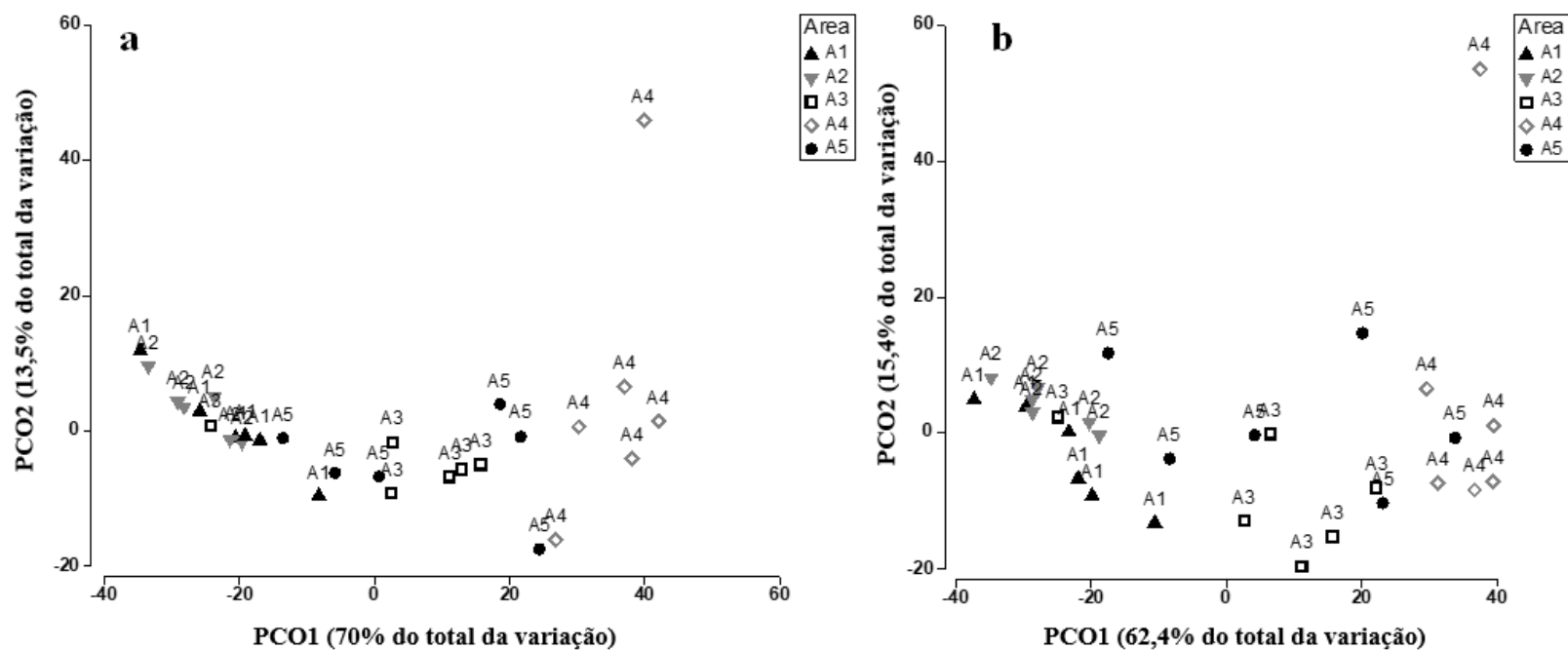


Fig. 8. Resultados da Análise de Coordenadas Principais (PCO) para correlação entre os locais das amostras (A1, A2, A3, A4 e A5) e a abundância (n/m^3) para: a. principais categorias de plásticos (filamentos de plástico, plásticos moles e plásticos duros); e b. subcategorias de plásticos frequentes (filamentos azuis, filamentos vermelhos, filamentos transparentes, plástico mole transparente, plástico duro transparente e plástico duro branco).

4. Discussão

Os padrões de salinidade e turbidez, encontrados na Lagoa Santo Antônio dos Anjos, destacam um ambiente transicional com grande influência em seu eixo estuarino do aporte fluvial e ação dos ventos. Os padrões encontrados no presente estudo, com os maiores valores de salinidade observados na área externa e nos setores mais internos da lagoa, diferem de outras lagoas costeiras e regiões estuarinas, onde a salinidade tende a diminuir gradualmente nas áreas mais internas (Barletta et al., 2017b; Lorenzi et al., 2020). Na Lagoa Santo Antônio dos Anjos, as maiores médias de salinidade na área externa, no canal da barra, na região central e na porção mais interna da lagoa, retratam a ação das correntes, e a dinâmica entre entradas e saídas de águas salinas e oligohalinas, influenciando a ecoclina estuarina da lagoa. A localização geográfica da desembocadura do rio Tubarão, próxima ao canal da barra, influencia os padrões da ecoclina estuarina da lagoa, que ficam condicionados aos movimentos das marés, ventos e volumes de precipitação. As áreas mais internas, com menor circulação hidrodinâmica, tendem a concentrar águas mais salinas que são carregadas pela ação dos ventos e correntes, e que sofrem diluição apenas em eventos de maior precipitação (Barletta et al., 2017b). Além disso, o acréscimo da salinidade na desembocadura do rio Tubarão pode ser explicado por uma maior penetração da cunha salina devido às correntes da maré de enchente na região (D'Aquino, 2011).

Entender os padrões espaciais da ecoclina estuarina é essencial para a compreensão da hidrodinâmica em ecossistemas costeiros (ex. estuários e lagoas costeiras), e também compreender a distribuição e o transporte de organismos, poluentes químicos e resíduos plásticos (Barletta et al., 2017b, 2020; Lima et al., 2014; Lorenzi et al., 2020). O campo de estudo sobre poluição por fragmentos plásticos ainda é recente e emergente, muita das informações básicas que podem descrever a dinâmica desses contaminantes em ambientes estuarinos e costeiros são extremamente importantes para geração de hipóteses, futuras pesquisas e ações de manejo para esses ecossistemas. A porção sul do Sistema Estuarino Lagunar, representada pela Lagoa Santo Antônio dos Anjos, possui 2 eixos bem definidos, compreendendo a área externa, adjacente a saída da lagoa, o canal da barra e a desembocadura do rio Tubarão, onde há influência da dinâmica estuarina e descarga do rio Tubarão, além da influência do vento e das marés (Barletta et al., 2017b). O segundo eixo é formado pelo canal da barra, pela área central da lagoa, e pela porção mais interna, onde a influência da maré de enchente fica bem nítida com as altas salinidades apresentadas em porções mais internas da lagoa. Nesse caso, a A4 (área central) serve como um “corredor” de correntes de águas

marinhas, o que pode ocasionar a baixa densidades de fragmentos de microplástico, como foi observado no presente estudo, fato confirmado pela segregação obtida pela PCO, tanto para as principais categorias encontradas (filamentos de plástico, plásticos moles e plásticos duros), quanto para os tipos mais representativos (filamentos azuis, transparentes e vermelhos, plástico mole transparente e plásticos duros transparentes e brancos). A presença de polietileno (PE) nessa área reflete a maior urbanização no entorno da cidade de Laguna, visto que esse polímero é amplamente utilizado em diversos itens não biodegradáveis para consumo humano, como filmes para embalagens, brinquedos e itens de utilidade doméstica (Coutinho et al., 2003; Freire, 2019), e devido a sua baixa densidade específica, faz com que seja facilmente deslocado para a A5 (porções mais internas da lagoa).

O bolsão salino, decorrente da estrangulação de massas d'água que causa o aprisionamento de água marinha em A5, pode influenciar o padrão dos polímeros encontrado nesta porção da lagoa. Uma vez que a alta salinidade favorece os processos de sedimentação, possivelmente pode haver também uma influência no depósito de polímeros com maiores densidades junto ao fundo e fazer com que a área seja predominantemente dominada por polímeros de baixa densidade, como o polietileno. Além da ligação com a urbanização, esse polietileno pode estar associado a cabos utilizados em petrechos de pesca, dado que atividades pesqueiras também ocorrem de maneira significativa em A4 e A5, principalmente nas modalidades passivas, com armadilhas e redes de emalhe (Dantas, 2018).

Levando em consideração que o transporte de sal no estuário se dá principalmente pelo aporte fluvial que afeta o eixo estuarino principal (A1, A2 e A3), onde a cunha salina presente pode favorecer a exportação de materiais para fora do sistema por meio das águas superficiais (D'Aquino, 2011), e que as bacias hidrográficas são responsáveis pela exportação de matéria orgânica e poluentes para os ambientes costeiros, retrata ao padrão de polímeros encontrados nessas áreas, que foram principalmente poliéster (PET), em A1 e A2, polipropileno (PP) em A3, e polietileno (PE) em A2, pois todos esses polímeros são utilizados na fabricação de uma grande variedade de itens devido a sua baixa densidade. O poliéster é amplamente utilizado na fabricação de sintéticos na indústria têxtil, bem como para fabricação de cordas de pesca (Cincinelli, et al., 2017; Corami et al., 2020). O polipropileno se destaca na fabricação de embalagens flexíveis, utensílios domésticos e também de cordas e cabos de pesca (BPF, 2014; Farias et al., 2018). Já o polietileno é amplamente utilizado em itens não biodegradáveis de consumo humano, além de também estar presente em petrechos de pesca (Coutinho, 2003; Farias et al., 2018; Freire, 2019). Os polímeros encontrados nessas áreas refletem os principais

usos do sistema, principalmente os relacionados a atividade pesqueira, itens de uso doméstico e atividade industrial (têxtil) (Barletta et al., 2017b).

Visto isso, os resultados encontrados por Halstead et al. (2018) podem ser comparáveis e servem de alerta ao encontrado para a porção sul do Sistema Estuarino Lagunar, principalmente para as áreas que compõe o principal eixo estuarino. Após análise de conteúdo alimentar de duas espécies comercialmente importantes, a dourada *Acanthopagurus australis* e a tainha *Mugil cephalus*, coletadas no porto de Sidnei (Austrália), os autores encontraram que os microplásticos contribuíram com 55% dos detritos identificados para a tainha, e 36% para a dourada, destacando os impactos causados por áreas urbanizadas. Os principais polímeros identificados pelos autores foram: tainha (17% poliéster acrílico, 9% PET, 6% Raion e 5% PP), e para a dourada (16% poliéster acrílico, 6% PET e 6% Raion). De acordo com as estimativas dos autores, uma tainha de tamanho médio pode ingerir até 11000 partículas microplásticas por ano. Voltando ao olhar para uma das pescarias sazonais mais importantes para a região do presente estudo, a pesca da tainha (*Mugil liza*) com o auxílio dos botos e para os principais polímeros encontrados nas principais áreas de ocorrência e atividade dos botos e peixes (A1, A2 e A3), pode-se inferir uma incorporação e bioacumulação dessas partículas nesses e em outros organismos (larvas de peixes, aves, entre outros), que utilizam esse ambiente em alguma fase de seu ciclo de vida. Para o Sistema Estuarino de Laguna, um recente estudo demonstrou uma alta contaminação por ingestão de filamentos de microplástico por uma espécie de bagre marinho, *Genidens genidens*, espécie explorada comercialmente e com grande importância ecológica (Dantas et al., 2019). Neste estudo, os autores demonstraram que 26,9% dos juvenis e 9,0% dos adultos de *G. genidens* estavam contaminados com filamentos de plástico no conteúdo alimentar. Dessa forma, a poluição microplástica encontrada na porção sul do Sistema Estuarino de Laguna pode representar vários riscos, desde a perda da biodiversidade, redução da função de berçário desse ambiente, perda de identidade cultural e impactos econômicos e sociais, que devem ser levados em consideração em futuras ações de manejo e conservação ambiental para este ecossistema transicional.

Em relação a abundância de partículas plásticas na superfície da água, a porção sul do Sistema Estuarino Lagunar demonstrou relevante e preocupante contaminação por fragmentos plásticos, comparada com ambientes continentais e transicionais em outras regiões do mundo (Tabela 4).

Tabela 8. Comparação da densidade (n/m^3) de fragmentos plásticos flutuantes da Lagoa de Santo Antônio dos Anjos com os encontrados em outros ambientes costeiros e oceânicos mundiais.

Local de amostragem	n/m^3 (*)	Referências
Sete pequenos estuários de Shangai (Sudeste da China)	0.013-0.04	Zhang et al. (2019)
Riachos, rios, estuário do rio Yangtzé e águas costeiras (Mar da China Oriental Oriental)	0.00008-0.000074	Luo et al. (2019)
Estuário do Rio Pérola (Sul da China, Mar da China Meridional)	0.68-8.22	Lam et al. (2020)
Rio Ganges	0.051/0.026	Napper et al. (2021)
Estuários Hunter, Bega e Clyde (Sudeste da Austrália)	1032/246/98	Hitchcock e Mitrovic (2019)
Estuário do Rio Douro (Porto, Noroeste de Portugal)	0.017	Rodrigues et al. (2019)
Estuário do Rio Tamar (Sudoeste da Inglaterra)	0.028	Sadri e Thompson (2014)
Estuário do Rio da Prata (Buenos Aires, Argentina)	164/114	Pazos et al. (2018)
Estuário do Rio Goiana (Pernambuco, Atlântico Sul Ocidental)	0.026	Lima et al. (2014)
Porção oeste da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Atlântico Sul Ocidental)	1.40-21.3	Olivatto et al. (2019)
Baía de Guanabara (Atlântico Sul Ocidental)	0.6-11	Figueiredo e Viana (2018)
Lagoa do Acaraí (São Francisco do Sul, Atlântico Sul Ocidental)	0.00149-0.034	Lorenzi et al. (2020)
Lagoa Santo Antônio dos Anjos (Laguna, Atlântico Sul Ocidental)	7.32	Este estudo

(*) As unidades “ $n/100m^3$ ” e “partículas/L” foram padronizadas para “ n/m^3 ” para facilitar na comparação de dados entre estudos.

Em uma extensa amostragem realizada em sete pequenos estuários de Xangai, Zhang et al. (2019) encontraram concentrações microplásticas que variam de $0,013/m^3$ a $0,04/m^3$. As altas concentrações de fragmentos plásticos encontradas em algumas das áreas amostradas possuem correlação positiva com a qualidade de água (Zhang et al., 2019). De acordo com os autores, essa qualidade de água é afetada principalmente por atividades econômicas (comerciais e turísticas), e por áreas urbanizadas. Altas densidades de fragmentos plásticos também foram encontradas por Luo et al. (2019) em diferentes corpos d’água na área do Delta do Yangtzé, que variaram de $0,008$ a $0,074/m^3$. A região do estuário do Rio Yangtzé (Xangai) é caracterizada por ser a segunda aglomeração urbana mais populosa do mundo, após a megalópole do estuário do Rio das Pérolas (Hong Kong/Shenhzen/Guangzhou), apesar disso Lam et al. (2020) encontraram uma abundância de fragmentos de microplástico variando de $0,68/m^3$ a $8,22/m^3$ para este ambiente.

Outro importante ecossistema continental altamente impactado é o rio Ganges, caracterizado por possuir uma bacia hidrográfica transfronteiriça distribuída entre cinco países, Butão, Índia, China, Nepal e Bangladesh, e por possuir o maior delta do mundo (Vidal, 2010). Nesse sentido, Napper et al. (2021) analisaram águas superficiais de 10 locais (3 em Bangladesh e 7 na Índia) e encontraram que a densidade média foi de $38/m^3$. As maiores densidades de fragmentos plásticos ocorreram nas áreas próximas a foz do rio, bem como em alguns pontos amostrados na Índia, principalmente em cidades a beira do rio Ganges extremamente relevantes

economicamente e para o hinduísmo, como Varanasi. Segundo os autores, combinando a concentração de microplásticos na foz do rio com a sua descarga d'água, estima-se que de 1 a 3 bilhões de microplásticos são liberados do Ganges para a Baía de Bengala a cada dia. As altas concentrações de fragmentos plásticos, principalmente de microplásticos, em ecossistemas aquáticos continentais e transicionais podem estar relacionadas às altas densidades populacionais e industriais e ao baixo grau de gerenciamento de resíduos sólidos (Lebreton et al., 2017), ressaltando a contribuição desses ambientes no aporte de fragmentos plásticos para ambientes costeiros e marinhos (Schmidt et al., 2017). Na Austrália, Hitchcock e Mitrovic (2019) encontraram concentrações microplásticas relevantes para as zonas polihalinas de três estuários na costa sudeste do país (Estuários de Hunter, Bega e Clyde). Os autores encontraram abundância média de microplásticos de 1032 m^3 para Hunter, de 246 m^3 para Bega e de 98 m^3 para Clyde, que apresentou a menor abundância média entre os ambientes estudados, que pode estar relacionada com períodos de influxo de água doce para os estuários.

Na Península Ibérica, o estuário do Rio Douro (Porto, Portugal) apresentou abundância de microplásticos maior do que a de larvas de peixes, $0,017/\text{m}^3$ vs. $0,011/\text{m}^3$, evidenciando a interação entre microplásticos e biota (Rodrigues et al., 2017). Já ao noroeste da Europa, Sadri e Thompson (2014) encontraram uma densidade de microplásticos de $0,028/\text{m}^3$ para o estuário do Rio Tamar que, devido a origem dos polímeros encontrados no ambiente, as principais fontes poluidoras apontadas pelos autores foram a urbanização e despejo de esgoto junto as linhas de costa, favorecendo a ressuspensão de partículas plásticas na coluna d'água pela ação dos ventos e correntes de marés. Ao sul da América do Sul, Pazos et al. (2018) verificando os níveis de poluição por microplásticos no estuário do rio de La Plata, importante área de transição que abastece a capital Buenos Aires e a cidade de La Plata, encontraram que na campanha amostral de setembro-novembro a densidade média de microplásticos nas áreas amostradas foi de $164/\text{m}^3$, com maiores abundâncias de partículas microplásticas em áreas próximas as cidades populosas de Buenos Aires e La Plata, e em áreas próximas a descargas de esgotos. No Brasil o cenário não é diferente, mas apesar de estudos encontrarem densidades relativamente baixas para ecossistemas estuarinos brasileiros, quando comparado a outros ambientes estuarinos globais, nada reduz o fato de que a contaminação por fragmentos plásticos se faz presente na realidade de nossos ambientes continentais e transicionais (Castro et al., 2018). Por esse motivo, Lima et al. (2014) estudando a contaminação plástica no estuário do Rio Goiana (Pernambuco, nordeste do Brasil) encontraram uma densidade de $0,026/\text{m}^3$, que representou quase metade da densidade total de larvas de peixes. Conforme relatado pelos autores, as pescarias são apontadas como a principal fonte de fragmentos plásticos, ou seja, a atividade constante de pescadores

(ex.: concerto de artes de pesca), e a perda de petrechos faz com que uma vez no meio (cordas, linhas de mão ou redes) se degradem e liberem fios e fragmentos microplásticos.

Todos os estudos citados acima reforçam a contribuição do aporte de bacias hidrográficas antropizadas na origem e abundância de fragmentos plásticos flutuantes para regiões estuarinas e costeiras, o que corrobora com o presente estudo, já que as maiores densidades ocorreram nas áreas mais externas, que recebem o aporte de água doce da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar e são influenciadas pela dinâmica estuarina, e com outros estudos sobre o tema realizados no Brasil. Na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, sudeste do Brasil), uma das áreas mais relatadas na literatura em termos de poluição por plásticos no Brasil, Olivatto et al. (2019) analisando a contaminação por resíduos sólidos em águas superficiais encontraram que as concentrações de partículas microplásticas variaram de $1,40/m^3$ a $21,3/m^3$. Este trabalho ressalta a influência da precipitação na concentração dessas partículas, visto que as maiores contagens de microplásticos foram obtidas para a amostragem que apresentou dias chuvosos imediatamente anteriores a coleta de dados. Esse valor encontrado pode ser comparado com outra média, de $4,8/m^3$ (Figueiredo e Viana, 2018), confirmando a influência negativa da região costeira densamente povoada e da falta de gestão dos resíduos sólidos. Até mesmo em regiões protegidas existe contaminação por microplásticos, como é o caso da lagoa do Acaraí (São Francisco do Sul, sul do Brasil). Embora totalmente integrada ao Parque Estadual do Acaraí, Lorenzi et al. (2020) encontraram densidades microplásticas que variam de $0,0014/m^3$ a $0,034/m^3$. De acordo com os autores, esta lagoa é influenciada pelo aporte de águas continentais e por sua conexão com o ambiente marinho costeiro. Consequentemente, a maior densidade e tipos de microplásticos flutuantes foram observados em sua foz, provavelmente favorecida pela dinâmica das correntes costeiras e pela presença de áreas urbanizadas, incluindo construções na margem do canal de acesso à lagoa.

Por conseguinte, uma das características que podem contribuir muito na investigação de possíveis fontes poluidoras é a morfologia das partículas plásticas coletadas, ou seja, fibras, filamentos com comprimentos substancialmente maiores que seu diâmetro, fragmentos, esferas, entre outros. A maior abundância de filamentos de plástico, que engloba fibras e filamentos, encontrada no presente estudo corrobora com o estudo de Farias et al. (2018), onde após mergulhos autônomos na porção interna do canal da Barra em Laguna/SC encontraram 2142 itens, contabilizando 100 kg de resíduos sólidos de origens variadas. Dos 2142, 2101 itens coletados estavam diretamente ligados a atividade pesqueira, como petrechos e cabos de pesca, correspondendo a 98% de detritos marinhos coletados. Por outro lado, o turismo/comunidade também apresentou contribuições, totalizando 17 itens plásticos e 24 itens diversos, como

vassoura, garrafas, calças, entre outros. Esse resultado também pode ser evidenciado por Dantas et al. (2019), que ao analisar o conteúdo estomacal de bagre da espécie *Genidens genidens* coletados no Sistema Estuarino Lagunar, encontraram fragmentos plásticos consumidos por juvenis e adultos. Os principais tipos foram filamentos de nylon e tinta de embarcações, o que ressalta a contribuição da pesca para este problema, bem como a incorporação dessas partículas plásticas na teia alimentar local.

Além disso, a porção sul do Sistema Estuarino Lagunar recebe todo o aporte de cerca de 18 municípios que compõe a bacia hidrográfica do rio Tubarão (Plano de Uso Integrado de Recursos Hídricos, 2002), ou seja, esse resultado também reflete ao mal gerenciamento de resíduos sólidos e saneamento básico, uma vez que além do despejo de esgoto (doméstico e industrial/têxtil) diretamente na bacia hidrográfica e lagoa (Pirc et al. 2016), as Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR's) também podem contribuir muito com o aporte de fragmentos plásticos, principalmente de fibras têxteis, para estes ambientes (Estahbanati e Fahrenfeld, 2016). Logo, as maiores abundâncias de filamentos de plásticos geralmente estão associadas a ambientes estuarinos com expressiva atividade pesqueira (Dantas et al., 2019; Farias et al., 2018; Lima et al., 2014; Monteiro et al., 2019), e que recebem o aporte de águas continentais, responsáveis pelo escoamento de plásticos inteiros e de partículas plásticas terrestres, resultantes de áreas urbanizadas e industriais sem saneamento básico adequado e com falta de gerenciamento de resíduos sólidos (Lam et al., 2020; Napper et al., 2021; Olivatto et al., 2019; Preston-Whyte et al., 2021; Rasta et al., 2020; Su et al., 2020).

Como todos os filamentos de plásticos são predominantemente microplásticos, possivelmente sua origem é secundária, ou seja, da fragmentação de petrechos de pesca (cabos, malhas) e/ou de têxteis e de partículas já fragmentadas oriundas do despejo de esgoto doméstico e industrial (Cole et al., 2011). Outro fator que indica a origem secundária desses fragmentos plásticos é que para as categorias de plásticos moles e plásticos duros ocorreu o aparecimento de mesoplásticos (5 – 200 mm), principalmente transparentes e brancos. Isso reflete ao intenso uso de plásticos descartáveis, como sacolas plásticas e embalagens que, uma vez nos ambientes aquáticos acabam sofrendo fragmentação e geram fragmentos plásticos menores que podem ser transportados para diversas áreas da lagoa, devido a sua pequena área superficial e densidade. Muitos plásticos moles e duros coloridos também foram coletados, corroborando novamente que está diretamente associado a utilização na fabricação de itens para consumo humano, como em utensílios domésticos e embalagens plásticas flexíveis para acondicionamento de alimentos. Logo, os perfis morfológicos dos fragmentos plásticos coletados na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar estão diretamente associados aos múltiplos usos da bacia hidrográfica do rio

Tubarão e da lagoa de Santo Antônio dos Anjos, principalmente pela geração de resíduos sólidos sem o devido gerenciamento e a atividade pesqueira desordenada.

5. Conclusão

Fragmentos de plástico em suas diferentes composições, formas e cores são uma preocupação crescente em relação à contaminação em estuários e áreas adjacentes. A maioria desses itens são introduzidos no estuário, por escoamento direto de microplásticos previamente fragmentados. Outra fonte é a degradação de grandes itens de plástico gerados durante o uso doméstico (embalagens, frascos e garrafas), indústrias (têxteis), pela pesca comercial ou artesanal (manutenção de equipamentos e barcos) ou atividades recreativas (embalagens de lanches) na bacia hidrográfica ou nas áreas circundadas do estuário. Estudos sobre a composição e padrões espaciais de fragmentos plásticos flutuantes são de grande importância para o entendimento de suas fontes, impactos e comportamento diante aos padrões ambientais de cada ambiente. Nesse estudo preliminar, que caracterizou a composição de fragmentos plásticos flutuantes na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar com apenas dois meses pontuais de coleta, conclui-se que características oceanográficas, principalmente os ventos e padrões de precipitação controlam a entrada, o transporte e a saída de fragmentos plásticos no sistema, levando a diferenças nas densidades entre as áreas amostradas. A densidade de meso- e microplásticos flutuantes se mostra preocupante, em comparação a outros estudos realizados no Brasil. Esses fragmentos são encontrados em todas as áreas amostradas, principalmente nas áreas 1 e 2, sendo biodisponíveis para organismos planctônicos e peixes. Uma vez que organismos tróficos inferiores se alimentam de pequenos fragmentos, representam um vetor para transferência de meso- e microplásticos através da cadeia alimentar. Além disso, a capacidade de adsorção de biocidas e metais traços apresentados por essas partículas representa uma ameaça por meio da bioacumulação e biomagnificação, estando disponíveis para mamíferos marinhos, aves e população humana que utilizam recursos alimentares provenientes desse ambiente. Logo, mais estudos são necessários para se compreender melhor a espacialidade e temporalidade de fragmentos plásticos flutuantes no Sistema Estuarino Lagunar, a fim de gerar informações e conhecimento sobre as principais fontes contaminantes e os principais impactos causados por essa ação antrópica a biota deste ambiente. Desta forma, esse trabalho surge como uma iniciativa que pode ser utilizada para futuras ações de manejo na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar.

6. Referências

- Alimi, O.S., Fadare, O.O., Okoffo, E.D., 2021. Microplastics in african ecosystems: current knowledge, abundance, associated contaminants, techniques, and research needs. *Sci. Total Environ.* 755, 142422. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142422>
- Álvarez-Hernández, C., Cairós, C., López-Darias, J., Mazzetti, E., Hernández-Sánchez, C., González-Sálano, J., Hernández-Borges, J., 2019. Microplastic debris in beaches of Tenerife (Canary Islands, Spain). *Mar. Pollut. Bull.* 146, 26-32. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.064>
- Anderson, M.S., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. Permanova+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E:Plymouth, UK, 218 pp.
- Andrady, A.L., 2015. Persistence of plastic litter in the oceans, in: *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, pp. 57-72.
- Andrady, A.L., 2017. The plastic in microplastics: A review. *Mar. Pollut. Bull.* 119, 12-22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
- Ashton, R., Holmes, L., Turner, A., 2010. Association of metals with plastics production pellets in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 60, 2050-2055. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.014>
- Athey, S.N., Albotra, S.D., Gordon, C.A., Monteleone, B., Seaton, P., Andrady, A.L., Taylor, A.R., Brander, S.M., 2020. Trophic transfer of microplastics in an estuarine food chain and the effects of a sorbed legacy pollutant. *Limnol. Oceanogr. Lett.* 5, 154-162. <https://doi.org/10.1002/lol2.10130>
- Attrill, M.J., Rundle, S.D., 2002. Ecotone or ecocline: Ecological boundaries in estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55, 929-936. <https://doi.org/10.1006/ecss.2002.1036>
- Au, S.Y., Lee, C.M., Weinstein, J.E., Hurk, P.V.D., Klaine, S.J., 2017. Trophic transfer of microplastics in aquatic ecosystems: Identifying critical research needs. *Integr. Environ. Assess Manag.* 13, 505-509. <https://doi.org/10.1002/ieam.1907>
- Barboza, L.G.A., Vieira, L.R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., Guilhermino, L., 2018. Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquat Toxicol* 195:49–57. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.12.008>
- Barletta, M., Dantas, D.V., 2016. Environmental gradients, in: *Encyclopedia of Earth Sciences*, pp. 237-242. <https://doi.org/10.1007/978>

- Barletta, M., Lima, A.R.A., Costa, M.F., Dantas, D.V., 2017a. Estuarine ecoclines and the associated fauna: ecological information as the basis for ecosystem conservation, in: *Costal Wetlands: Alteration and Remediation*, pp. 479-512.
- Barletta, M., Lima, A.R.A., Dantas, D.V., Oliveira, I.M., Neto, J.R., Fernandes, C.A.F., Farias, E.G.G., Filho, J.L.R., Costa, M.F., 2017b. How can accurate landing stats help in designing better fisheries and environmental management for Western Atlantic estuaries? in: *Costal Wetlands: Alteration and Remediation*, pp. 631-703.
- Barletta, M., Lima, A.R.A., 2019. Systematic Review of Fish Ecology and Anthropogenic Impacts in South American Estuaries: Setting Priorities for Ecosystem Conservation. *Front. Mar. Sci.* 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00237>
- Barletta, M., Costa, M.F., Dantas, D.V., 2020. Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. *MethodsX* 7, 100861. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100861>
- Bauer-Civiello, A., Critchell, R., Hoogenboom, M., Hamann, M., 2019. Input of plastic debris in an urban tropical river system. *Mar. Pollut. Bull.* 144, 235-242. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.070>
- British Plastic Federation (BPF), 2014. Disponível em: https://www.bpf.co.uk/Plastipedia/Plastics_History/Plastics_Timeline_Posters.aspx. Acessado em: 27/01/2021.
- Castro, R.O., Silva, M.L., Marques, M.R.C., Araújo, F.V., 2016. Evaluation of microplastics in Jurujuba Cove, Niterói, RJ, Brazil, an area of mussels farming. *Mar. Pollut. Bull.* 110, 555-558. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.037>
- Castro, R.O., Silva, M.L., Araújo, F.V., 2018. Review on microplastic studies in brazilian aquatic ecosystems. *Ocean Coast. Manag.* 165, 385-400. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.09.013>
- Cardozo, A.L.P., Farias, E.G.G., Rodrigues-Filho, J.L., Moteiro, I.B., Scandolo, T.M., Dantas, D. V., 2018. Feeding ecology and ingestion of plastic fragments by *Priacanthus arenatus*: What's the fisheries contribution to the problem? *Mar. Pollut. Bull.* 130, 19-27. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.010>
- Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia (EPAGRI/CIRAM). Disponível em: <https://circam.epagri.sc.gov.br/index.php/solucoes/tempo-e-clima/>. Acessado em: 02/02/2021.
- Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC). Disponível em: <http://ondas.cptec.inpe.br/>. Acessado em: 02/02/2021.

- Cincinelli, A., Scopetani, C., Chelazzi, D., Lombardini, E., Martellini, T., Katsoyiannis, A., Fossi, M.C., Corsolini, S., 2017. Microplastic in surface waters of the Ross Sea (Antarctica): occurrence, distribution and characterization by FTIR. *Chemosphere* 175, 391-400.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Gabway, T. S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Mar. Pollut. Bull* 62, 2588-2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Corami, F., Rosso, B., Bravo, B., Gambaro, A., Barbante, C., 2020. A novel method for purification, quantitative analysis and characterization of microplastic fibers using Micro-FTIR. *Chemosphere* 238, 124564. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124564>
- Coutinho, F.M.B., Mello, J.L., Santa Maria, L.C., 2003. Polietileno: principais tipos, propriedades e aplicações. *Polímeros: Ciência e Tecnologia* 13, 1-13. <https://doi.org/10.1590/S0104-14282003000100005>
- Clarke, K.R., Gorley, R. N., Somerfield, P.J., Warwick, R.M., 2014. Change in marine communities na approach to statistical analysis ans interpretation, 3nd edition. PRIMER-E: Plymouth, UK. 262 pp.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2015. Primer v.7: User manual/tutorial PRIMER-E: Plymouth, UK, 300 pp.
- D'Aquino, C.A., da Silva, F., Couceiro, M.A.A., Pereira, M.D., 2011. Transporte de sal e hidrodinâmica do estuário do rio Tubarão - SC, Brasil. *RBRH* 16 (3), 113-125. [10.21168/rbrh.v16n3.p113-125](https://doi.org/10.21168/rbrh.v16n3.p113-125)
- Dantas, D.V., Barletta, M., Lima, A.R.A., de Assis Almeida Ramos, J., da Costa, M.F., Saint-Paul, U., 2012. Nursery habitat shifts in an estuarine ecosystem: patterns of use by sympatric caatfish species. *Estuaries and Coasts* 35, 58–602. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9452-0>
- Dantas, D.V., Barletta, M., Costa, M.F., 2015. Feeding ecology and seasonal diet overlap between *Stellifer brasiliensis* and *Stellifer stellifer* in a tropical estuarine ecocline. *J. Fish Biol.* 86. <https://doi.org/10.1111/jfb.12592>
- Dantas, D.V., 2018. Mapeamento dos territórios tradicionais de pesca, o conhecimento ecológico tradicional e as regras informais de gestão existentes no Complexo Lagunar Sul de Santa Catarina: Conclusões e recomendação para a gestão pesqueira., in: Borcem, E.R., Souza, S.S. de, Ribeiro, T.D., Silva, N.L.M. e, Palheta, M.K. da S., Corandin, M.B.S., Camilo, C.H. da S. (Eds.), Subsídios Ao Ordenamento Pesqueiro Nacional - SEAP-PR, OEI. Organização dos Estados Ibero-Americanos (OEI), Brasília, pp. 83–100.

- <https://oei.int/pt/escritorios/brasil/publicacoes/subsidio-ao-ordenamento-pesqueiro>
- Dantas, D. V., Ribeiro, C.I.R., Frischknecht, C. de C.A., Machado, R., Farias, E.G.G., 2019. Ingestion of plastic fragments by the Guri sea catfish *Genidens genidens* (Cuvier, 1829) in a subtropical coastal estuarine system. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 8344-8351. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04244-9>
- Daura-Jorge, F. G., Ingram, S. N., Simões-Lopes, P. C., 2013. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in Southern Brazil. *Mar. Mammal Sci.* 29, 293-311. <http://dx.doi.org/10.1590/s1667-87592016116406404>
- Elliott, M., Whitfield, A.K., 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 94, 306-314. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.06.016>
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), 2012. Atlas climático da região sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. 2ª edição – Brasília, DF. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1045852/atlas-climatico-da-regiao-sul-do-brasil-estados-do-parana-santa-catarina-e-rio-grande-do-sul>> Acessado em: 29/01/2021.
- Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), 2014. Síntese anual da agricultura de Santa Catarina. Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola – CEPA. Florianópolis, SC. Disponível em: <<https://www.epagri.sc.gov.br/>> Acessado em: 29/01/2021.
- Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J., 2014. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS One* 9, 1-15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S., 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar. Pollut. Bull.* 77, 177-182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>
- Estahbanati, S., Fahrenfeld, N.L., 2016. Influence of wastewater treatment plant discharges on microplastic concentrations in surface water. *Chemosphere* 162, 277-284. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.083>
- Facts about Plastics, 2020. In: *Plastics Europe: Association of Plastics Manufacturers*. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/4312-plastics-facts-2020>>. Acessado em: 27/01/2021.

- Farias, E.G.G., Preichardt, P.R., Dantas, D. V., 2018. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 16246-16253. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2012-4>
- Figueiredo, G.M., Vianna, T.M.P., 2018. Suspended microplastics in a highly polluted bay: abundance, size, and availability for mesozooplankton. *Mar. Pollut. Bull.* 135, 256-265. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.020>
- Filho, J.E.M., Monteiro, R.C.P., 2019. Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. *Mar. Pollut. Bull.* 145, 219-223. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.049>
- Franzen, M.O., Muelbert, J.H., Fernandes, E.H., 2019. Influence of wind events on the transport of early stages of *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) to a subtropical estuary. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 47, 536-546. <https://doi.org/10.3856/vol47-issue3-fulltext-15>
- Freire, A. E., 2019. Identificação de microplásticos em águas residuárias do Distrito Federal: uma nova classe de contaminantes de interesse emergente (Trabalho de Conclusão de Curso - TCC). Brasília, 56p. <https://bdm.unb.br/handle/10483/23869>
- Gao, F., Li, J., Sun, C., Zhang, L., Jiang, L., Cao, W., Zheng, L., 2019. Study on the capability and characteristics of heavy metals enriched on microplastics in marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 144, 61-67
- Gall, S.C., Thompson, R.C., 2015. The impact of debris on marine life. *Mar. Pollut. Bull.* 92, 170-179. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.041>
- Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* 3, 25-29. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Gomes, E.A.P., Campos, P.N., Bonecker, A.C.T., 2014. Occurrence of Gobiidae larvae in a tropical Brazilian estuary, with particular emphasis on the use of size classes to categorize species guilds. *J. Fish Biol.* 84, 996-1013. <https://doi.org/10.1111/jfb.12340>
- Halsted, J.E., Smith, J.A., Carter, E.A., Lay, P.A., Johnston, E.L., 2018. Assessment tools for microplastics and natural fibers ingested by fish in an urbanised estuary. *Environ. Pollut.* 234, 552-561. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.085>
- Hitchcock, J.N., Mitrovic, S.M., 2019. Microplastic pollution in estuaries across a gradient of human impact. *Environ. Pollut.* 247, 457-466. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.069>
- Holmes, L. A., Turner, A., Thompson, R. C., 2012. Absorption of trace metals to plastic resin pellets in the marine environment. *Environ. Pollut.* 160, 42-48. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.052>

- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), 2020. Disponível em: <
<https://mapas.inmet.gov.br/>>. Acessado em: 02/02/2021.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R.,
Law, K. L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768-771.
<https://doi.org/10.1126/science.1260352>.
- Kiessling, T., Gutow, L., Thiel, M., 2015. Marine litter as habitat and dispersal vector, in:
Marine Anthropogenic Litter, pp. 141-181.
- Koelmans, A.A., Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E.M., 2013. Plastic as a carrier of POP's
to aquatic organisms: a model analysis. *Environ. Sci. Technol.* 47, 7812-7820.
<https://doi.org/10.1021/es401169n>
- Kühn, S., Rebolledo, E.L.B., Van Franeker, J.A., 2015. Deleterious effects of litter on marine
life, in: *Marine Anthropogenic Litter*, pp. 75-116.
- Lam, T.W.L., Fok, L., Lin, L., Xie, Q., Li, H.X., Xu, X.R., Yeung, C., 2020. Spatial variation
of floatable plastic debris and microplastics in the Pearl River Estuary, South China. *Mar.
Pollut. Bull.* 158, 111383. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111383>
- Lebreton, L.C.M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J.W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J., 2017.
River plastic emissions to the world's oceans. *Nat. Commun.* 8, 1-10.
<https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lima, A.R.A., Barletta, M., Costa, M.F., 2015. Seasonal distribution and interactions between
plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 165, 213-225.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.018>
- Lima, A.R.A., Costa, M.F., Barletta, M., 2014. Distribution patterns of microplastics within the
plankton of a tropical estuary. *Environ. Res.* 132, 146-155.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.03.031>
- Lima, A.R.A., Ferreira, G.V.B., Barletta, M., 2019. Estuarine ecocline function and essential
habitats for fish larvae in tropical South Western Atlantic estuaries. *Mar. Environ. Res.*
151, 104786. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104786>
- Lorenzi, L., Reginato, B.C., Mayer, D.G., Dantas, D.V., 2020. Plastic floating debris along a
summer-winter estuarine environmental gradient in a coastal lagoon: how does plastic
debris arrive in a conservation unit? *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 8797-8806.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-07708-5>
- Luo, W., Su, L., Craig, N.J., Du, F., Wu, C., Shi, H., 2019. Comparison of microplastic pollution
in different water bodies from urban creeks to coastal waters. *Environ. Pollut.* 246, 174-
182. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.081>

- Lusher, A., 2015. Microplastics in the marine environment: distribution, interactions and effects, in: *Marine Anthropogenic Litter*, pp 245-307.
- Filho, J.E.M, Monteiro, R.C.P., 2019. Widespread microplastics distribution at an Amazon macrotidal sandy beach. *Mar. Pollut. Bull.* 145, 219-223. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.049>
- Mazarrasa, I., Puente, A., Núñez, P., García, A., Abascal, A.J., Juanes, J.A., 2019. Assessing the risk of marine litter accumulation in estuarine habitats. *Mar. Pollut. Bull.* 144, 117-128. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.04.060>
- Monteiro, I. B., Martins, M.E., Ribeiro, S.A., Dantas, D.V., Makrakis, M.C., 2019. Abundância e distribuição de microplástico ao longo da ecoclina de um estuário subtropical, in: III Congresso Brasileiro de Ciências e Tecnologias Ambientais (Toledo, PR).
- Monteiro, R.C.P.; Ivar do Sul, J.A.; Costa, M.C., 2018. Plastic Pollution in Islands of the Atlantic Ocean. *Environ. Pollut.* 238, 103-110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.096>
- Nações Unidas, 2019. World population prospects. Disponível em: <<https://population.un.org/wpp/Publications/>>. Acessado em: 26/05/2021.
- Naidoo, T., Glassom, D., 2019. Decreased growth and survival in scale juvenile fish, after chronic exposure to environmentally relevant concentrations of microplastics. *Mar. Pollut. Bull.* 145, 254-259. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.037>
- Naidoo, T., Sershen, Thompson, R.C., Rajkaran, A., 2020. Quantification and characterisation of microplastics ingested by selected juvenile fish species associated with mangroves in KwaZulu-Natal, South Africa. *Environ. Pollut.* 257, 113635. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113635>
- Napper, I.E., Barath, A., Barrett, A.C., Bhola, S., Chowdhury, G.W., Davies, B.F.R., Duncan, E.M., Kumar, S., Nelms, S.E., Niloy, M.N.H., Nishat, B., Maddalene, T., Thompson, R.C., Koldewey, H., 2021. The abundance and characteristics of microplastics in surface water in the transboundary Ganges River. *Environ. Pollut.* 274, 116348. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116348>
- Norén, F., 2007. Small plastics particles in coastal swedish waters. KIMO Sweden.
- Olivatto, G.P., Martins, M.C., Montagner, C.C., Henry, T.B. Carreira, R.S., 2019. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 139, 157-162. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>
- Pannetier, P., Morin, B., Bihanic, F.L., Dubreil, L., Clérandeau, C., Chouvellon, F., Arkel, R.V., Danion, M, Cachot, J., 2020. Environmental samples of microplastics induce significant

- toxic effects in fish larvae. *Environ. Int.* 134, 105047. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105047>
- Pazos, R.S., Bauer, D.E., Gómez, N., 2018. Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de La Plata Estuary (South America). *Environ. Pollut.* 243, 134-142. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.064>
- Plano de Uso Integrado dos Recursos Hídricos, 2002. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar. Disponível em: <http://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Planos%20de%20Bacias/Plano%20da%20Bacia%20Hidrografica%20do%20Rio%20Tubarao%20e%20Complexo%20Lagunar/Volume%20II/volume2.pdf>. Acessado em: 18/12/2020.
- Pegado, T. de S. e. S., Schmid, K., Winemiller, K.O., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Dei, L., Giarrizzo, T., 2018. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 133, 814-821. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.035>
- Preston-Whyte, F., Silburn, B., Meakins, B., Bakir, A., Pillay, K., Worship, M., Paruk, S., Mdazuka, Y., Mooi, G., Harmer, R., Doran, D., Tooley, F., Maes, T., 2021. Meso- and microplastics monitoring in harbour environments: a case study for the Port of Durban, South Africa. *Mar. Pollut. Bull.* 163, 111948. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111948>
- Pirc, U., Vidmar, M., Mozer, A., Krzan, A., 2016. Emissions of microplastics fibers from microfiber fleece during domestic washing. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 22206-22211. [10.1007/s11356-016-7703-0](https://doi.org/10.1007/s11356-016-7703-0)
- Ranieri, S.; Conlledo, N.; Larsen, B. K.; Granby, R.; Barranco, A., 2018. Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the toxicity of zebra fish (*Danio rerio*). *Environ. Res.* 162, 135-143. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.12.019>
- Rasta, M., Sattari, M., Taleshi, M.S., Namin, J.I., 2020. Identification and distribution of microplastics in the sediments and surface water of Anzali Wetland in the Southwest Caspian Sea, North Iran. *Mar. Pollut. Bull.* 160, 111541. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111541>
- Rochman, C.R., 2015. The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment, in: *Marine Anthropogenic Litter*, pp. 117-140.
- Rodrigues, S.M., Almeida, C.M.R., Silva, D., Cunha, J., Antunes, C., Freitas, V., Ramos, S., 2019. Microplastic contamination in an urban estuary: Abundance and distribution of microplastics and fish larvae in the Douro estuary. *Sci. Total Environ.* 659, 1071-1081.

- <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.273>
- Sadri, S.S., Thompson, R.C., 2014. On the quantity and composition of floating plastic debris intering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England. *Mar. Pollut. Bull.* 81, 55-60. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.020>
- Salvador, N.L.A., Muelbert, J.H., 2019. Environmental Variability and Body Condition of Argentine Menhaden Larvae, *Brevoortia pectinata* (Jenyns, 1842), in Estuarine and Coastal Waters. *Estuaries and Coasts* 42, 1654-1661. <https://doi.org/10.1007/s12237-019-00604-3>
- Schmidt, C., Krauth, T., Wagner, S., 2017. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environ. Sci. Technol.* 51, 12246-12253. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>
- Steer, M., Cole, M., Thompson, R.C., Lindeque, P.K., 2017. Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel. *Environ. Pollut.* 226, 250-259. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.062>
- Su, L., Sharp, S.M., Pettigrove, V.J., Craig, N.J., Nam, B., Du, F., Shi, H., 2020. Superimposed microplastics pollution in a coastal metropolises. *Water Res.* 168, 115140. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115140>
- Sunye, P. S., Pereira, T. J., Russo, A., Netto, S., 2014. A pesca do camarão-rosa no sistema estuarino de Laguna, SC: história e casos das políticas de manejo, in: *A Pesca Marinha e Estuarina no Brasil: Estudos de Casos Multidisciplinares*, pp. 75-85.
- Ter Halle, A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudouneche, D., Pusineri, C., Routaboul, C., Tenailleau, C., Duployer, B., Perez, E., 2016. Understanding the Fragmentation Pattern of Marine Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.* 50, 5668-5675. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00594>
- Thompson, R.C., Swan, S.H., Moore, C.J., Vom Saal, F.S., 2009. Our plastic age. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 1973-1976. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0054>
- Vidal, 2010. World's biggest cities merging into 'mega-regions'. Disponível em: <<https://www.theguardian.com/world/2010/mar/22/un-cities-mega-regions>> Acessado em: 27/05/2021.
- Vroom, R.J.E., Koelmans, A.A., Besseling, E., Halsband, C., 2017. Aging of microplastics promotes their ingestion by marine zooplankton. *Environ. Pollut.* 231, 987-996. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.088>
- Waller, C.L., Griffiths, H.J., Waluda, C.M., Thorpe, S.E., Loaiza, I., Moreno, B., Pacherres, C.O., Hughes, K.A., 2017. Microplastics in the Antarctic marine system: An emerging area of research. *Sci. Total Environ.* 598, 220-227.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.283>

World Wide Fund for Nature (WWF), 2019. Solucionar a poluição plástica: transparência e responsabilização. Disponível em: <<https://promo.wwf.org.br/solucionar-a-poluicao-plastica-transparencia-e-responsabilizacao>>. Acessado em: 27/01/2021.

Zhang, J., Zhang, C., Deng, X. Wang, R., Ma, E., Wang, J., Bai, J., Wu, J., Zhou, X., 2019. Microplastics in the surface water os small-scale estuaries in Shangai. Mar. Pollut. Bull. 149, 110569. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110569>

Capítulo 2 elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica *Regional Studies in Marine Science*. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/journal/regional-studies-in-marine-science>.

Capítulo 2: Padrões de distribuição espacial e interações entre plâncton e fragmentos plásticos flutuantes ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical do Atlântico Sul Ocidental

RESUMO

Estuários são considerados ambientes importantes por promover áreas de reprodução, proteção, alimentação e crescimento, além de servir como possíveis habitats berçário para muitas espécies de peixes. Além disso, são caracterizados por sua variabilidade ambiental, com capacidade de influenciar a distribuição de comunidades aquáticas e de materiais inanimados, como os fragmentos plásticos. Visto o déficit de estudos em relação a um dos compartimentos mais importantes do ecossistema estuarino, o plâncton, frente a emergente poluição por fragmentos plásticos flutuantes em regiões estuarinas de lagoas costeiras, cinco diferentes áreas amostrais afetadas por distintos impactos antropogênicos foram avaliadas na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar. No séston estuarino da lagoa Santo Antônio dos Anjos destacaram-se o zooplâncton ($2000,53/m^3$), seguido por ovos e larvas de peixes ($567,10/m^3$) e por fragmentos plásticos flutuantes ($7,32/m^3$). Apesar disso, as larvas de peixes representaram apenas 0,07% do ictioplâncton ($1,15/m^3$), apresentando menor representatividade comparada aos fragmentos plásticos, que representaram 0,48% do séston. Visto isso, podemos inferir que esses fragmentos estão disponíveis para organismos planctônicos e níveis tróficos superiores, com capacidade de reduzir a função de habitat berçário desse ambiente estuarino, através da bioacumulação e biomagnificação. Como os filamentos de plásticos foram os mais abundantes, a atividade pesqueira e a urbanização foram apontadas como as principais fontes desses poluentes para esse ambiente. Nosso estudo é o primeiro a avaliar a composição, distribuição espacial e interações entre o plâncton e a contaminação por meso- e microplásticos para a porção sul do Sistema Estuarino Lagunar e a gerar informações sobre a natureza e a extensão desse impacto antropogênico para esse ambiente estuarino.

Palavras-chave: Estuário, Séston, Impactos antropogênicos, Estuário, Contaminação plástica, Fragmentos plásticos, Microplásticos.

Chapter 2: Spatial distribution patterns and interactions between plankton and floating plastic debris along the estuarine ecocline of subtropical coastal lagoon on the Western South Atlantic

ABSTRACT

Estuaries are considered important environments for promoting breeding, protection, feeding and growth areas, besides serving as possible nursery habitats for many fish species. Furthermore, they are characterized by their environmental variability, with the ability to influence the distribution of aquatic communities and inanimate materials, such as plastic fragments. Given the lack of studies on one of the most important components of the estuarine ecosystem, the plankton, in face of the emerging pollution by floating plastic fragments in estuarine regions of coastal lagoons, five different sampling areas affected by different anthropogenic impacts were evaluated in the southern portion of the Estuarine Lagoon System. In the estuarine seston of Santo Antônio dos Anjos lagoon the zooplankton stood out ($2000.53/m^3$), followed by fish eggs and larvae ($567.10/m^3$) and floating plastic fragments ($7.32/m^3$). Nevertheless, fish larvae represented only 0.07% of the ichthyoplankton ($1.15/m^3$), presenting less representativity compared to plastic fragments, which represented 0.48% of the seston. Given this, we can infer that these fragments are available for planktonic organisms and higher trophic levels, with the capacity to reduce the nursery habitat function of this estuarine environment, through bioaccumulation and biomagnification. As plastic filaments were the most abundant, fishing activity and urbanization were pointed as the main sources of these pollutants to this environment. Our study is the first to assess the composition, spatial distribution and interactions between plankton and meso- and micro-plastic contamination for the southern portion of the Estuarine Lagoon System, and to generate information on the nature and extent of this anthropogenic impact to this estuarine environment.

Keywords: Estuary, Seston, Anthropogenic impacts, Plastic pollution, Plastic fragments, Microplastics.

Padrões de distribuição espacial e interações entre plâncton e fragmentos plásticos flutuantes ao longo da ecoclina estuarina de uma lagoa costeira subtropical do Atlântico Sul Ocidental

Monteiro, Isabel Boaventura^a, Dantas, David Valença^{b,c,*}, Makrakis, Maristela Cavicchioli^{a,d}

^aPrograma de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca (PREP), Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE/Campus Toledo), R. da Faculdade, 645, Toledo, Paraná, Brasil.

^bGrupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha (GTMar), Departamento de Engenharia de Pesca e Ciências Biológicas, Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), R. Cel. Fernandes Martins, 270, Laguna, Santa Catarina, Brasil.

^cPrograma de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental (PPGPLAN)/FAED/UDESC.

^dGrupo de Pesquisa em Tecnologia em Ecohidráulica e Conservação de Recursos Pesqueiros e Hídricos (GETECH), Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE/Campus Toledo), Toledo, Paraná, Brasil.

*Corresponding author.

E-mail address: david.dantas@udesc.br (D.V. Dantas)

Resumo

Com o objetivo de caracterizar a composição e distribuição espacial do zooplâncton, ictoplâncton e fragmentos plásticos flutuantes, bem como a interação entre os mesmos no habitat planctônico para um sistema lagunar subtropical, cinco áreas amostrais afetadas por vários impactos antropogênicos foram escolhidas na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar. Os resultados demonstraram que as larvas de peixes representaram apenas 0,07% do ictioplâncton ($1,15/m^3$), apresentando menor representatividade comparada aos fragmentos plásticos ($7,32/m^3$), que representaram 0,48% do séston. A atividade pesqueira e a urbanização foram apontadas como as principais fontes de meso- e microplásticos para esse ambiente. Nossa pesquisa é a primeira a avaliar a composição, distribuição espacial e interações entre o plâncton e a contaminação fragmentos plásticos para a porção sul do Sistema Estuarino Lagunar, gerando informações importantes para futuras ações de manejo e gestão ambiental.

Palavras-chave: Séston, Contaminação microplástica, Gradiente ambiental, Lagoas costeiras, Impactos antropogênicos.

1. Introdução

Ambientes estuarinos são conhecidos por proporcionar conectividade entre habitats de água doce e marinhos, devido as constantes gradações em seu gradiente ambiental (Elliot e Whitfield, 2011; Barletta e Dantas, 2016). Por apresentar elevada produtividade e ligação com o ambiente costeiro (Barletta et al., 2017a), diversos estudos relatam a importância e a função de habitats berçários desses ambientes, associado à sua capacidade de prover ambientes favoráveis a reprodução, alimentação, proteção, crescimento e recrutamento para uma série de espécies de peixes e invertebrados que compõem o seston estuarino (Dantas et al., 2012; Lima et al., 2019). Conceitualmente, o seston se refere a todo material suspenso na água (Esteves, 1998), que conseqüentemente sofre influência da gradação de variáveis ambientais, como ventos, marés, precipitação, salinidade, turbidez, entre outros (Barletta e Dantas, 2016). Dentre as partículas que constituem o bioseston estuarino, destacam-se o zooplâncton e ovos e larvas de peixes (ictioplâncton), seres errantes que ocupam exclusivamente a coluna d'água e estão expostos a interações ecológicas e antrópicas (Esteves, 1998; Castro, 2001). Em relação ao abioseston estuarino destacam-se detritos orgânicos e inorgânicos, como os resíduos sólidos (Esteves, 1998; Lima et al., 2014, 2015).

Apesar de sua importância ecológica, os estuários sofrem uma série de impactos antropogênicos (Barletta e Lima, 2019), devido aos inúmeros usos que proporcionam, como a descarga de efluentes domésticos e industriais, dragagens, erosão de suas margens devido ao inadequado uso do solo para urbanização, pastagem e agricultura, atividades recreativas de turismo, atividade pesqueira, entre outros; que contribuem direta ou indiretamente com o aporte de resíduos sólidos, principalmente os plásticos, para esses ambientes (Barletta et al., 2017b; Farias et al., 2018). O desenvolvimento e utilização em massa de plásticos se tornou popular na década de 50, principalmente devido ao seu baixo custo, resistência e versatilidade (BPF, 2020). Em 2019, a produção global de plásticos quase chegou a 370 milhões de toneladas, e atualmente, 80% da poluição marinha por plásticos é gerada no ambiente terrestre (Facts about Plastic, 2020; WWF, 2019).

Desta forma, a complexidade hidrodinâmica dos estuários não influencia apenas a composição e distribuição plâncton, mas também de materiais inanimados, como os plásticos (Barletta et al., 2017a; Lima et al., 2016, 2019). Os plásticos se originam principalmente em

terra, onde seu uso excessivo cria problemas de descarte, disposição e acumulação que, associados ao transporte por ventos e escoamento superficial, permitem que plásticos inteiros entrem em águas interiores (Costa et al., 2011; Lebreton et al., 2017). Durante o tempo em que passam em ambientes límnicos e estuarinos, os plásticos podem se fragmentar em macroplásticos (> 200 mm), mesoplásticos (5 – 200 mm) e microplásticos (< 5mm), por meio da biodegradação, fotodegradação e reações térmicas (Eriksen et al., 2014; ter Halle et al., 2017). Devido às características como pequeno tamanho, alta durabilidade, resistência e fluabilidade, esses fragmentos são facilmente transportados para a região costeira e oceano, e podem ficar retidos em regiões estuarinas de desembocaduras de rios (mangues) e de lagoas costeiras (Cole et al., 2011; Lima et al., 2014). Além disso, sua alta capacidade de adsorção de poluentes orgânicos persistentes (POP's), biocidas e metais residuais representa uma ameaça ao ambiente e aos organismos (Rochman, 2015), com capacidade de reduzir a função de berçário dos habitats estuarinos, através de sua incorporação na cadeia trófica, bioacumulação e biomagnificação, afetando não só a importância ecológica desses ambientes, como também a econômica e social (Barbosa et al., Barletta e Lima, 2019).

A lagoa costeira de Santo Antônio dos Anjos é a mais ao sul de um complexo composto por três lagoas do tipo estranguladas, o Sistema Estuarino Lagunar, a única com ligação com o oceano através de um estreito canal e que recebe aporte da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar (Sunye et al., 2014). Essa região apresenta grande importância socioeconômica, seja para as pescarias artesanais, como para a pesca do camarão rosa (*Farfantepenaeus paulensis* e *Farfantepenaeus brasiliensis*), a pesca cooperativa como o auxílio dos botos (golfinho-nariz-de-garrafa *Tursiops truncatus*) e para as pescarias recreativas (pesca esportiva) (Daura-Jorge et al., 2011; Farias et al., 2018). Como também para a navegação de embarcações pesqueiras industriais, atividade portuária, atividades recreativas de turismo, atividades industriais e utilização do solo para pastagem e agricultura (Barletta et al., 2017b). Além disso, apesar de toda sua importância socioeconômica e ambiental, e por estar localizado adjacente à Área de Preservação Ambiental da Baleia Franca (APA da Baleia Franca), a mesma não está inserida em seu plano de manejo, sofrendo com a falta de ações para o manejo de seus recursos e conservação (Barletta et al., 2017b).

Desta forma, o presente estudo visa caracterizar a distribuição espacial e interações entre fragmentos plásticos flutuantes e plâncton ao longo da ecoclina estuarina da porção sul do Sistema Estuarino Lagunar, gerando informações importantes para futuros processos de manejo e gestão ambiental.

2. Materiais e métodos

2.1. Área de estudo

As campanhas amostrais ocorreram na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar (SEL), sistema composto por três lagoas costeiras (lagoas do Mirim, Imaruí e Santo Antônio dos Anjos), que compreendem o maior setor do Complexo Lagunar Sul de Santa Catarina, Brasil (coordenadas centrais: 28° S e 48° W) (Sunye et al., 2014; Barletta et al., 2017b). A porção sul (Fig. 1), constituída pela Lagoa Santo Antônio dos Anjos, recebe o aporte de água doce da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar, que integra aproximadamente 18 municípios (Barletta et al., 2017b; Daura-Jorge et al., 2011; Plano Integrado de Recursos Hídricos, 2002). Esta região está sujeita a influência direta das águas costeiras, pois possui ligação com o oceano através de um estreito canal, apresentando condições entre mesohalinas e polihalinas (salinidade 5 – 30), dependendo dos padrões de marés, ventos e precipitação (Barletta et al., 2017b; Farias et al., 2018). Toda essa hidrodinâmica possibilita o aporte, direta e indiretamente, de todas as fontes de contaminantes químicos e biológicos, provenientes de todas as atividades econômicas de municípios que compõe a Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar, e não menos importante, de toda a região de maior urbanização ao entorno da cidade de Laguna (Barletta et al., 2017b; Daura-Jorge et al., 2013).

Por possuir clima subtropical com as quatro estações bem definidas (primavera, verão, outono e inverno), a taxa de precipitação anual na região varia entre 1460 e 1820 mm, com 129-144 dias de chuva e média mensal de 100-300 mm, concentrados entre os meses de janeiro e março e a temperatura média do ar varia de 13°C (inverno) a 27°C (verão) (Embrapa, 2012; Epagri, 2014).

2.2. Desenho amostral

As amostragens foram realizadas nos meses de setembro e novembro de 2016 em cinco áreas na porção sul do SEL (3 réplicas por área): A1 (Águas costeiras), A2 (Canal da barra), A3 (Baixo rio Tubarão), A4 (Área central da lagoa) e A5 (Área interna da lagoa), totalizando 30 amostras (Fig. 1).

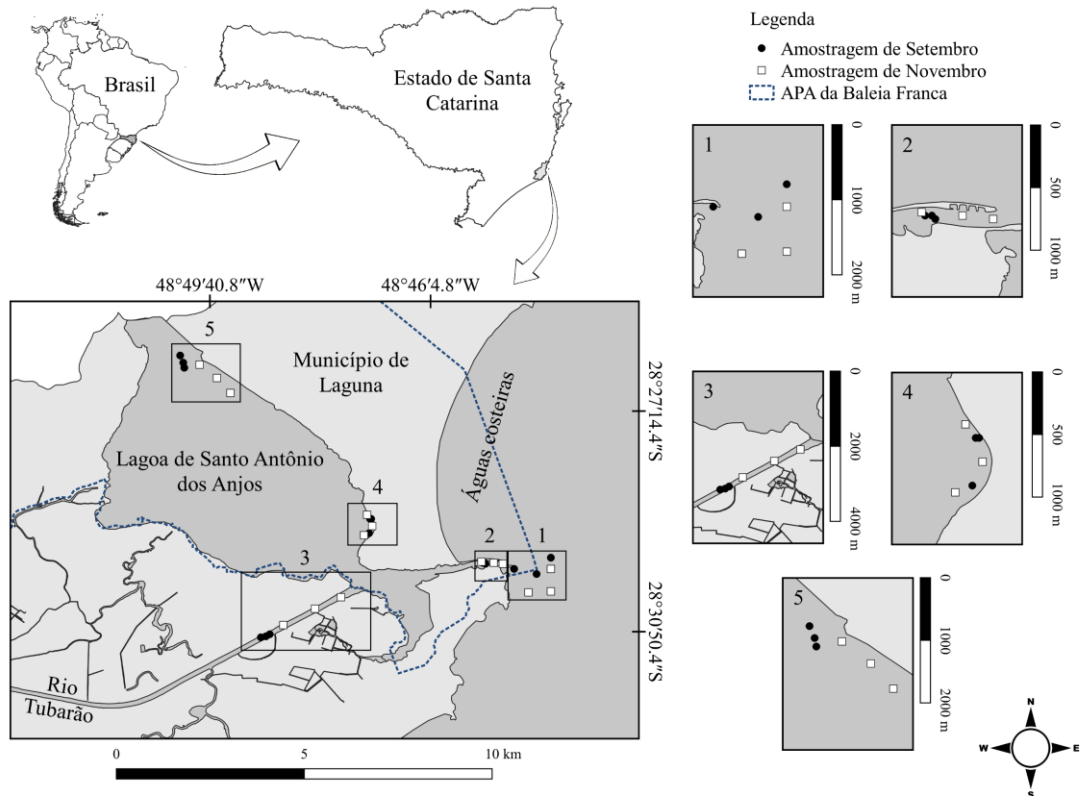


Fig. 1. Mapa da Lagoa Santo Antônio dos Anjos, porção sul do Sistema Estuarino Lagunar e locais de amostragem. Os quadrados representam as áreas de amostragem: 1 (A1: águas costeiras), 2 (A2: canal da barra), 3 (baixo rio Tubarão), 4 (A4: área central da lagoa) e 5 (A5: área interna da lagoa).

Em relação as características de cada área amostrada, a área 1 (A1) corresponde a porção com maior influência da região costeira, pois se encontra externamente a lagoa. Portanto, além de possuir padrão de salinidade polihalino (25 – 30), poderá apresentar flutuações em suas características oceanográficas em função das massas d'água costeiras, ventos e aporte de matéria orgânica em decorrência da descarga de água doce do rio Tubarão. A área 2 (A2) representa o canal principal do estuário influenciado pela dinâmica estuarina, ou seja, a constante mudança entre entradas e saídas de água doce e salina, principalmente devido aos ventos, marés e precipitação. Tanto a A1 quanto a A2 recebem o aporte das águas que passam por cerca de 18 municípios, que conduzem toda fonte de contaminação química e biológica para essas áreas e, conseqüentemente, para outras áreas da lagoa (Barletta et al., 2017b). A área 3 (A3) se encontra na porção inferior do Rio Tubarão, caracterizada principalmente pela descarga de matéria orgânica e predominância de águas oligohalinas (salinidade 0 – 5). Em suas margens destaca-se a urbanização e o uso do solo para pastagem e agricultura, acelerando

processos de erosão. A área 4 (A4) é a mais influenciada pela urbanização, correspondente a área em frente ao centro histórico da cidade de Laguna. Nessa área podemos apontar como principais agentes poluidores o despejo de esgoto doméstico e uma maior susceptibilidade ao aporte direto de resíduos sólidos (ex.: plásticos). A área 5 (A5) se encontra próximo a ponte Anita Garibaldi, porção mais interna da lagoa, e sofre influência direta de um bolsão salino que se forma no local, devido ao baixo deslocamento de massas d'água por conta do estrangulamento na conexão com as demais células lagunares, causado pela antiga ponte na BR 101 (Barletta et al., 2017b).

Para coleta do zooplâncton, ictioplâncton e fragmentos plásticos flutuantes, foram realizados arrastos horizontais de superfície (0 – 1 m de profundidade), com duração de 10 minutos, utilizando-se uma rede de plâncton cilindro-cônico-cilíndrica com malha de 300 μm , diâmetro de 0,6 m e 2 m comprimento. Um fluxômetro mecânico (Lunus General Oceanics 2030BR) foi posicionado na entrada da rede para medir o volume de água filtrada em cada arrasto. Além disso, antes de cada arrasto foram coletados dados referentes às variáveis ambientais: temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) (Lutron DO-5519), pH (phmetro de bancada digital Cienlab MPA210), salinidade (refratômetro analógico Brix RHB0-90) e turbidez (NTU, turbidímetro portátil Quimis Q279P). Os dados referentes a marés e ventos foram compilados da estação meteorológica mais próxima (CPTEC/INPE, CIRAM/EPAGRI e INMET, respectivamente).

2.3. *Procedimentos laboratoriais*

Para separar e contabilizar o zooplâncton, cada amostra (750 mL) foi homogeneizada e três alíquotas de 10 mL foram reservadas. Após a separação, cada táxon de zooplâncton foi identificado até o menor nível taxonômico possível e contado separadamente das três alíquotas para o cálculo das médias. As médias foram extrapoladas para 750 mL e depois convertidas para um volume padrão em m^3 . A identificação taxonômica do zooplâncton baseou-se na bibliografia especializada disponível (Smith, 1977).

Para separar e contabilizar os ovos e larvas de peixes e fragmentos de plásticos flutuantes, as amostras (750 mL) foram submetidas a filtragens em peneiras confeccionadas com malhas de 45 e 300 μm , para concentrar melhor o material a ser analisado. Posteriormente, os ovos, larvas e itens plásticos foram separados da amostra inteira. Para a separação e categorização do ictioplâncton em três categorias gerais: larvas de peixes, ovos diversos e ovos

de Engraulidae, seguiu-se características morfológicas, de acordo com a bibliografia especializada (Moser et al., 1984; Richards, 2006).

Para separação dos fragmentos de plásticos, as amostras foram lavadas e filtradas, armazenadas em placas de Petri, e secadas em estufa com uma temperatura de 70° C durante 48 horas (Lima et al., 2014; Ferreira et al., 2019). Todas as partículas que mantiveram suas características após a secagem na estufa foram levadas para separação e identificação das categorias (Lusher et al., 2013; Ferreira et al., 2019). Antes da triagem das amostras, medidas de precaução para evitar contaminação das amostras foram tomadas, seguindo as metodologias propostas por Lima et al. (2014) e Ferreira et al. (2019). Posteriormente, os itens plásticos foram identificados e separados da amostra inteira seguindo o protocolo de Norén (2007): 1) que nenhuma partícula celular ou orgânica seja visível; 2) se a partícula for fibra, deve ser igualmente grossa, não afilar as extremidades e possuir uma dobra tridimensional; 3) ser homogeneamente colorida. Durante todo o processo foi utilizado um estereomicroscópio Zeiss Stemi 305. Para a caracterização da composição e distribuição espacial, os fragmentos plásticos foram separados em três categorias: 1) forma/textura: filamentos de plástico, plásticos moles e plásticos duros; 2) tamanho: macrolásticos (> 200mm), mesoplásticos (5 – 200 mm) e microlásticos (< 5mm), seguindo as metodologias adaptadas de Lima et al. (2014), Lorenzi et al. (2020), e Eriksen et al. (2014). Os procedimentos de identificação e separação dos fragmentos plásticos seguiram todos os cuidados para que as quantidades de partículas não fossem superestimadas.

O volume utilizado para o cálculo de densidade (n/m^3) seguiu o método proposto pelo fabricante do fluxômetro, e a abundância de zooplâncton, ictioplâncton e fragmentos plásticos foi determinada de acordo com a equação: $D = N / V$, onde D (n/m^3) é a densidade, N é o número de itens, e V (m^3) é o volume filtrado pela rede durante o arrasto (Barletta et al., 2020; Lorenzi et al., 2020).

2.4. Análises estatísticas

A Análise de Permutação de Variância (PERMAVOVA) foi conduzida para investigar se houve alguma diferença significativa para as variáveis ambientais entre as áreas ($p < 0.05$), para isso os dados foram previamente transformados em $\log(x+1)$, normalizados e uma matriz de similaridade foi obtida através da distância euclidiana (Anderson et al., 2008; Clarke e Gorley, 2015). A PERMANOVA também testou se houve diferenças significativas na abundância das seguintes variáveis entre as áreas amostradas: i) densidade total de zooplâncton,

ii) densidade de copépoda calanoida, iii) densidade de copépoda harpacticoida, iv) densidade de zoea de brachyura, v) densidade de crustacea não identificado, vi) densidade total de ictioplâncton, vii) densidade de larvas de peixe, viii) densidade de ovos diversos, ix) densidade de ovos de Engraulidae, x) densidade total de fragmentos de plástico, xi) densidade de filamentos de plástico, xii) densidade de plásticos moles e xiii) densidade de plásticos duros, através da matriz de similaridade de *Bray Curtis* dos dados previamente transformados em raiz quadrada (Anderson et al., 2008; Clarke e Gorley, 2015).

A Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada a fim de avaliar como as variáveis ambientais influenciam nos padrões de distribuição das áreas amostradas (Clarke et al., 2014; Clarke e Gorley, 2015), para isso os dados foram transformados em $\log(x+1)$, normalizados e uma matriz de similaridade foi gerada a partir da Distância Euclidiana.

Para identificar os padrões de distribuição do séston entre as áreas, a ordenação multivariada de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) foi conduzida a partir da matriz de similaridade obtida através da distância de *Bray Curtis*, com a dados previamente transformados em raiz quadrada (Anderson et al., 2008, Clarke e Gorley, 2015).

A PERMANOVA, PCA e nMDS foram realizadas com o software estatístico PRIMER 7.

3. Resultados

3.1. Variáveis ambientais

A região de estudo possui padrão diário de duas enchentes e duas vazantes, caracterizando-a como padrão de maré mista/semidiurna, com baixas variações das amplitudes de marés (Tabela 1). O mês de setembro apresentou maiores volumes de precipitação (19,4 mm) comparado com o mês de novembro (12,4 mm). Em relação aos ventos, os quadrantes predominantes foram de nordeste e sul/sudeste.

Tabela 1. Variação das marés da área de estudo durante os procedimentos de amostragem.

Dias	Preamar (m)	Baixamar (m)	Preamar (m)	Baixamar (m)
03/09	01:38	09:02	14:00	20:38
	(0.7)	(0.0)	(0.6)	(0.2)
12/11	00:28	06:54	13:15	19:24
	(0.6)	(0.0)	(0.6)	(0.1)

Os resultados referentes as variáveis ambientais demonstraram diferenças significativas ($p < 0.05$) para a temperatura da água e para a salinidade (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados da PERMANOVA e comparações utilizando o Teste Pair-Wise, por área da Lagoa de Santo Antônio dos Anjos (A1: águas costeiras; A2: canal da barra; A3: baixo rio Tubarão; A4: área central da lagoa; A5: área interna da lagoa), para as variáveis ambientais. SQ: soma dos quadrados da amostra; QM: quadrados médios; Pseudo-F: relação pseudo-F; P(perm): valor P de permutação; gl: graus de liberdade; N: número de amostras. A tabela mostra apenas os resultados do Teste Pair-Wise que foram significativamente diferentes ($p < 0,05$). n.s.: Não significativo.

Variáveis	SQ	QM	Pseudo-F	P(perm)	P(MC)	Comparações (df=4 N=30)
Salinidade (PSU)	22.608	5.6521	22.107	0.001	0.001	A1≠A3; A2≠A3; A3≠A4, A5
Temperatura (°C)	10.531	2.6327	3.5637	0.027	0.019	A1≠A5; A2≠A5
Turbidez (NTU)	6.0193	1.5048	1.637	0.204	0.165	n.s.
pH	5.7279	1.432	1.5383	0.222	0.241	n.s.

As maiores médias de temperatura da água (°C) ocorreram em A5, A4 e A3 (19,8, 19,4 e 19,3, respectivamente), enquanto as menores médias ocorreram em A1 e A2 (19,1 e 18,7, respectivamente) (Fig. 2a). Para a salinidade, as maiores médias foram observadas em A1 e A4 (30,3 PSU e 29,1 PSU, respectivamente), seguidas de A2 e A5 (25,6 PSU e 24,6 PSU, respectivamente), enquanto os menores valores médios ocorreram em A3 (4,3 PSU) (Fig. 2b). A turbidez apresentou os maiores valores médios em A4, A3 e A5 (1,1 NTU, 0,9 NTU e 0,8 NTU, respectivamente), enquanto os menores valores foram observados em A2 e A1 (0,6 NTU e 0,4 NTU, respectivamente) (Fig. 2c). Os maiores valores de pH ocorreram em A1 e A2 (7,85), enquanto os menores valores ocorreram em A3, A4 e A5 (7,56, 7,66 e 7,65, respectivamente) (Fig. 2d).

A Análise de Componentes Principais (PCA) (Tabela 3, Fig. 3), demonstra que o eixo 1 foi responsável por 37.9% da variação, enquanto o eixo 2 representou 31.6% da variação de distribuição. Quanto a esse padrão, a área 3 e 5 apresentaram relação positiva com turbidez e temperatura, pois são regiões que tendem a possuir as maiores temperaturas de água, e relação negativa com salinidade. Já as áreas 1, 2 e 4 se relacionaram positivamente com a salinidade, formando assim uma segregação em dois grupos. Esse padrão pode ser afirmado com os resultados encontrados na PERMANOVA (Tabela 2), onde observa-se que a salinidade e temperatura são as principais variáveis que influenciam os padrões de distribuição das áreas amostradas.

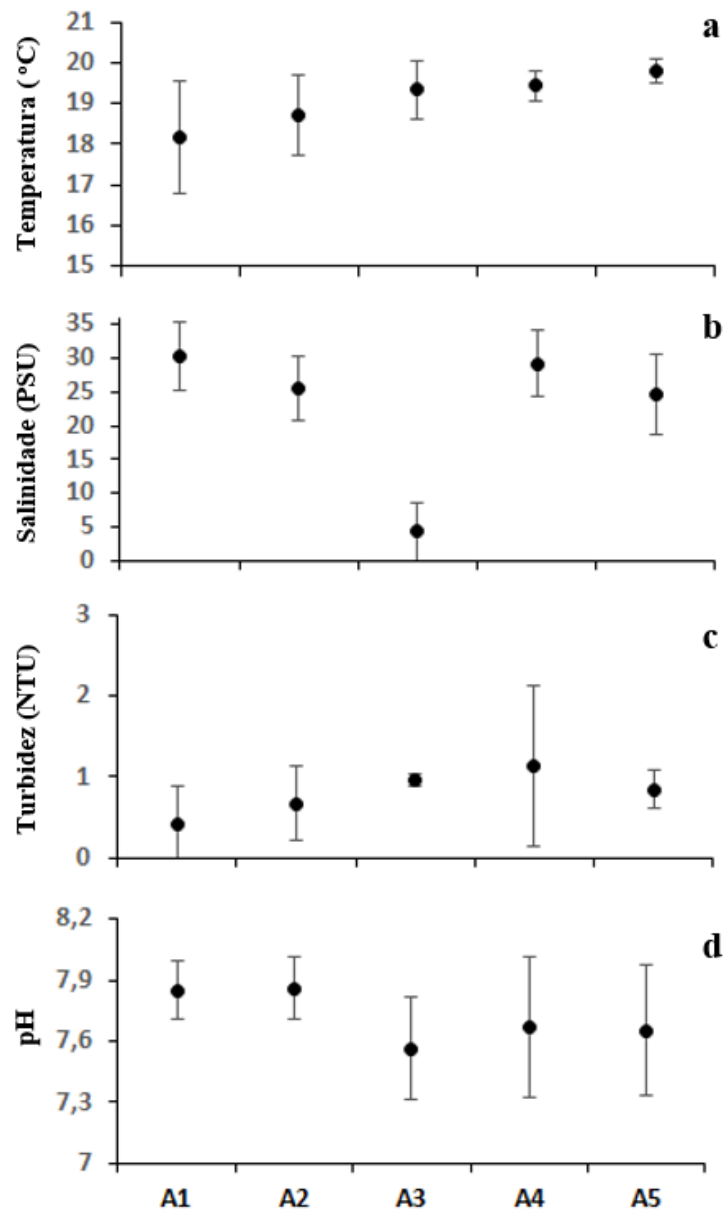


Fig. 2. Média e desvio padrão para as variáveis ambientais (a) temperatura da água (°C), (b) salinidade (PSU), (c) turbidez (NTU) e (d) pH, para cada área da lagoa (A1, A2, A3, A4 e A5).

Tabela 3. Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) para variáveis ambientais. PC: componentes principais. Autovetores: coeficiente das combinações lineares das variáveis que constituem os PC's.

	PC			
	1	2	3	4
Autovetores	1.52	1.27	0.80	0.42
% Variação	37.9	31.6	20.0	10.5
% Variação Cumulativa	37.9	69.5	89.5	100.0

Variáveis	Autovetores			
	PC1	PC2	PC3	PC4
Temperatura (°C)	0.351	0.511	0.769	0.156
Salinidade (PSU)	0.563	-0.507	0.206	-0.620
Turbidez (NTU)	0.296	0.680	-0.495	-0.452
pH	0.688	-0.138	-0.348	0.622

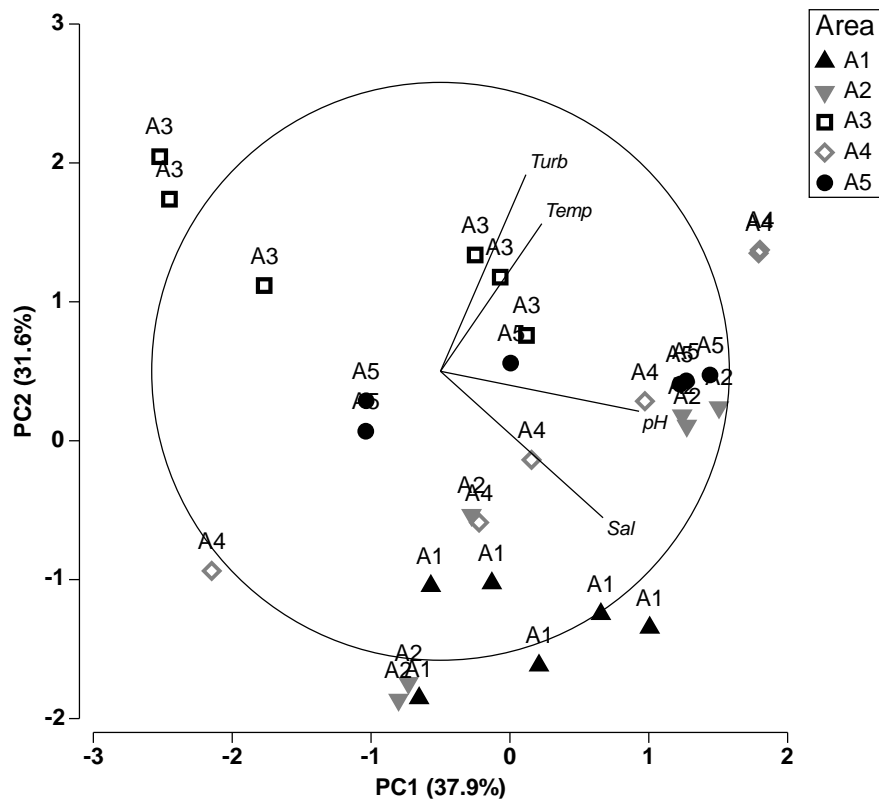


Fig. 3. Resultados da Análise de Componentes Principais (PCA) para correlações entre os locais de amostragem (A1, A2, A3, A4 e A5) e as variáveis ambientais (temperatura, salinidade, turbidez e pH). Porcentagens cumulativas de variação no componente principal 1 (PC1) e no componente principal 2 (PC2). Os valores médios e os vetores próprios dos resultados da PCA.

3.2. Composição geral do séston

Em dois meses da primavera de 2016 foram capturados um total de 1 777 817 indivíduos ($2574,95/m^3$), representados pelo zooplâncton, ictioplâncton e fragmentos de plástico flutuantes coletados. Destes, 466 741 indivíduos ($2000,53/m^3$) representaram o zooplâncton e estão distribuídos em 14 grupos taxonômicos (Tabela 4). Dos quatorze táxons registrados, quatro apresentaram maior representatividade em número ($> 95\%$), sendo: Copepoda Calanoida ($86,26\%$, $1463,13/m^3$), Copepoda Harpacticoida ($8,04\%$, $184,78/m^3$), Zoea de Brachyura ($3,11\%$, $171,26/m^3$) e Crustacea (NI) ($0,88\%$, $62,15/m^3$), respectivamente (Fig. 4a, b, c). O zooplâncton representou $26,25\%$ do séston.

Em relação ao ictioplâncton, foram capturados um total de 1 302 408 indivíduos ($567,10 n/m^3$) (Tabela 4, Fig. 4d, e, f), representando $73,25\%$ do séston. Deste total, apenas 1404 foram larvas de peixes ($0,56/m^3$), 217 493 foram ovos diversos ($92,45/m^3$) e 1 083 511 foram ovos de peixes da família Engraulidae ($474,00/m^3$). A expressiva representatividade dos ovos de peixes se dá, principalmente, pela alta quantidade de ovos diversos ($12,23\%$ do ictioplâncton total) e de ovos de Engraulidae ($60,94\%$ do ictioplâncton total), caracterizada por uma grande desova de peixes da família Engraulidae, comum em ambiente estuarino e na estação quente. No presente estudo foi encontrado uma alta densidade de ctenóforos, predadores vorazes de ovos e larvas de peixes, principalmente na área central da lagoa (A4) e no início da primavera.

Um total de 8668 fragmentos de plástico ($7,32/m^3$) foram registrados (Tabela 4). Destes, $89,82\%$ ($6,61/m^3$) são filamentos de plástico, seguido por plásticos moles ($6,64\%$, $0,45/m^3$) e plásticos duros ($3,53\%$, $0,23/m^3$) (Fig. 4g, h, i). Os filamentos de plástico mais representativos ($> 1\%$) foram o azul, transparente e vermelho. O plástico mole transparente foi o mais representativo para a categoria, enquanto os plásticos duros mais representativos foram os transparentes e brancos. De 313 fragmentos plásticos medidos, $92,65\%$ são representados por microplásticos e $7,34\%$ por mesoplásticos, com áreas superficiais médias variando de $0,03$ a $37,25\text{ mm}^2$. Além disso, não houve a ocorrência de esferas de plástico primário nas áreas amostradas.

Tabela 4. Número (n), frequência de ocorrência (FO%) e densidade (n/m³) dos componentes planctônicos (fragmentos plásticos, ictioplâncton e zooplâncton) para a porção sul do Sistema Estuarino Lagunar nas diferentes áreas (A1: águas costeiras; A2: canal da barra A3: baixo rio Tubarão; A4: área central da lagoa; A5: área interna da lagoa).

Itens	Número (n)	Densidade total (n/m ³)	Frequência de ocorrência (%)	Densidade por área (n/m ³)				
				A1	A2	A3	A4	A5
Fragmentos plásticos								
Filamentos de plástico	7 786	6,61	89,82	0,3923	0,3992	0,1158	0,0206	0,1088
Plásticos moles	576	0,45	6,64	0,0067	0,0465	0,0119	0,0006	0,0031
Plásticos duros	306	0,24	3,53	0,0062	0,0221	0,0040	0,0007	0,0046
Sub-total (A)	8668	7,32	100,00	0,4053	0,4679	0,1318	0,0219	0,1167
Ictioplâncton								
Larvas de peixe	1404	1,15	0,10	0,0532	0,0509	0,0397	0,0128	0,0356
Ovos diversos	217 493	147,23	16,69	1,0414	1,7555	0,4752	7,2572	14,6191
Ovos de Engraulidae	1 083 511	765,32	83,19	0,0101	0,0024	0,0014	49,4063	78,1332
Sub-total (B)	1 302 408	567,10	100,00	1,1048	1,8089	0,5165	56,6764	92,7879
Zooplâncton								
Copepoda Calanoida	402 633,33	1463,13	86,26	42,4415	193,6415	0,4875	2,7947	4,4896
Copepoda Harpacticoida	37 550	184,78	8,04	2,4961	28,2311	0,6234	0,3145	0,7992
Zoea de Brachyura	14 558,33	171,26	3,11	0,3993	27,3865	0,2596	0,1449	0,3531
Crustacea NI	4125	62,15	0,88	0,0542	10,0036	0,1158	0,0419	0,1436
Copepoda sp3	3616,67	17,63	0,77	0,4721	2,4630	0,0035	0	0
Chaetognata	1283,33	15,43	0,27	0,0457	2,4468	0,0023	0,0031	0,0461
Eremita	991,67	50,71	0,21	0,0013	8,4170	0,0197	0,0023	0,0115
Cladocera/Daphnia	916,67	0,84	0,19	0	0	0,1279	0	0,0136
Amphipoda	416,67	23,98	0,08	0	3,9930	0,0019	0,0010	0,0015
Luciferidae	208,33	0,18	0,04	0,0308	0	0	0	0
Gastropoda	183,33	0,151	0,03	0	0	0	0,0155	0,0097
Cladocera	150	0,13	0,03	0	0,0100	0	0	0,0120
Mysis zoea pagurid	99,99	0,10	0,02	0,01674	0,0009	0	0	0

Poliqueta	8,33	0,008	0,001	0,0014	0	0	0	0
Sub-total (C)	466 741,67	2000,53	100,00	45,9595	276,5939	1,6421	3,3465	5,8802
Total (A+B+C)	1 777 817,67	2 574,95		55,4155	277,1156	1,8153	60,8032	94,8454

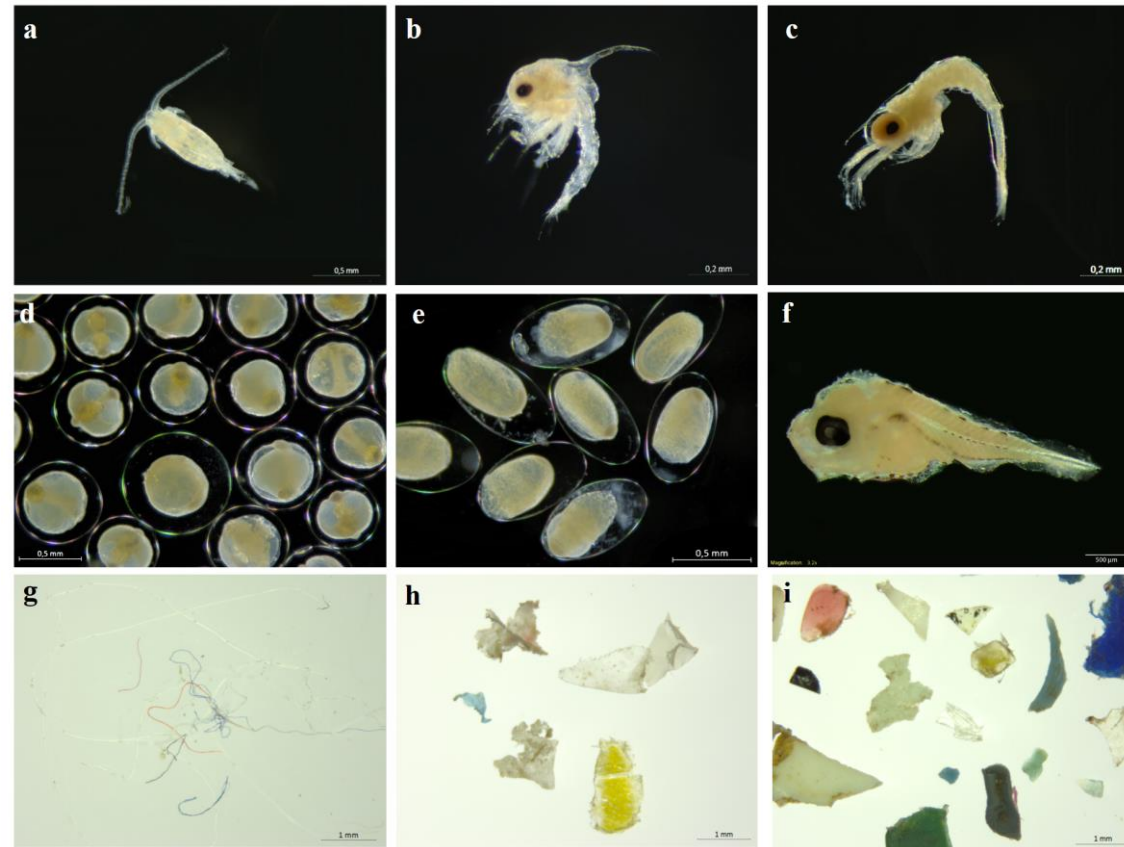


Fig. 4. Exemplos (fotos) dos principais componentes planctônicos encontrados para as diferentes áreas amostradas. a: copépoda calanoida; b: zoea de brachyura; c: crustacea NI; d: ovos de peixes diversos; e: ovos de peixes da família Engraulidae; f: larva de peixe; g: filamentos de plástico; h: plásticos moles; i: plásticos duros.

3.3. Distribuição espacial do zooplâncton, ovos e larvas de peixes e fragmentos plásticos flutuantes

Os resultados demonstraram diferenças significativas para a densidade total de zooplâncton (PERMANOVA: Pseudo-F= 4,04, $p < 0,001$), onde as maiores densidades foram observadas nas áreas 2 ($276,59 \pm 664,41$) e 1 ($45,95 \pm 63,27$), seguidas pelas áreas 5, 4 e 3 ($5,88 \pm 5,75$, $3,34 \pm 8,10$ e $1,64 \pm 1,23$, respectivamente) (Tabela 5, Fig. 6a). Em relação aos táxons mais representativos, apenas Copepoda Calanoida (PERMANOVA: Pseudo-F= 4,41, $p < 0,002$) e Zoea de Brachyura (PERMANOVA: Pseudo-F= 2.51, $p < 0,004$) apresentaram diferenças entre as áreas, no qual as maiores densidades de Copepoda Calanoida foram observadas também nas áreas 2 ($193,64 \pm 464,77$) e 1 ($42,44 \pm 59,35$), seguidas pelas áreas 5, 4 e 3 ($4,48 \pm 4,57$, $2,79 \pm 6,45$ e $0,48 \pm 0,29$) (Tabela 5, Fig. 6c). Para Zoea de Brachyura, as maiores densidades foram encontradas nas áreas 2 ($27,38 \pm 65,60$) e 1 ($0,39 \pm 0,29$), seguidas pelas áreas 5, 3 e 4 ($0,35 \pm 0,41$, $0,25 \pm 0,19$ e $0,14 \pm 0,35$) (Tabela 6, Fig. 6e).

Resultados significativos para a densidade entre as áreas amostradas também foram observados para o ictioplâncton total (PERMANOVA: Pseudo-F= 20,73, $p < 0,001$), onde as maiores médias ocorreram nas áreas 4 ($56,67 \pm 106,60$) e 5 ($92,78 \pm 131,50$) (Tabela 6, Fig. 6b). Essa alta densidade de ovos e larvas de peixes pode ser explicado por um significativo evento de desova, constituído principalmente por ovos de peixes da família Engraulidae (Tabela 4). Tanto para densidade de larvas de peixes (PERMANOVA: Pseudo-F= 3,01, $p < 0,002$), quanto para ovos de peixes diversos (PERMANOVA: Pseudo-F= 5,09, $p < 0,001$) e ovos de peixes da família Engraulidae (PERMANOVA: Pseudo-F= 2,77, $p < 0,001$) foram observadas diferenças significativas entre as áreas (Tabela 6, Fig. g, h, i). Larvas de peixes apresentaram menores densidades, comparados com os ovos de peixes, onde maiores densidades foram observadas nas áreas 1 e 2 ($0,05 \pm 0,03$ e $0,05 \pm 0,03$, respectivamente) (Fig. 6g). A área com menor densidade de larvas de peixes foi a 4 ($0,01 \pm 0,01$), que pode estar relacionado com a alta densidade de ctenóforos. Em relação aos ovos de peixes, maiores abundâncias de ovos diversos foram encontradas nas áreas 4 ($7,25 \pm 13,03$) e 5 ($14,61 \pm 19,26$), e menor na área 3 ($0,47 \pm 0,52$) (Fig. 6h). Ovos de Engraulidae também foram mais abundantes nas áreas 4 e 5 ($49,40 \pm 93,55$ e $78,13 \pm 113,86$, respectivamente) e menos abundantes na área 3 ($0,001 \pm$) (Fig. 6i).

Tabela 5. Resultados da PERMANOVA e comparações utilizando o Teste Pair Wise por área da Lagoa de Santo Antônio dos Anjos (A1: águas costeiras; A2: canal da barra; A3: baixo rio Tubarão; A4: área central da lagoa; A5: área interna da lagoa), para a densidade total de zooplâncton (Zoo_Total), densidade dos subtipos mais representativos (Cop_Calan: Copépoda Calanoida; Cop_Harpac: Copépoda Harpacticoida; Zoea_Brach: Zoea de Brachyura; Crust_NI: Crustacea NI), densidade total de ictioplâncton (Ictio_Total), densidade de larvas de peixes (Larvas), ovos diversos (Ovos_Div), ovos de Engraulidae (Ovos_Engr), densidade total de fragmentos plásticos (FragP_Total), filamentos de plástico (FP), plásticos moles (PM) e plásticos duros (PD). (SQ: soma dos quadrados das amostras; QM: quadrado médio; Pseudo-F: relação pseudo-F; P (perm): valor P de permutação; gl: graus de liberdade; N: número de amostras. A tabela mostra apenas os resultados do Teste Pair Wise que foram significativamente diferentes ($p < 0,05$). n.s.: não significativo.

Variáveis	SQ	QM	Pseudo-F	P(perm)	P(MC)	Comparações – Teste Pair Wise
						(gl=4 N=30)
Zoo_Total	15959	3989.7	4.0402	0.001	0.001	A1 ≠ A2, A3, A4, A5; A2 ≠ A3, A4; A3 ≠ A4, A5; A4 ≠ A5
Cop_Calan	18168	4542.1	4.4158	0.001	0.002	A1 ≠ A2, A3, A5; A2 ≠ A3; A3 ≠ A4, A5; A4 ≠ A5
Cop_Harpac	11899	2974.7	1.4222	0.128	0.129	n.s.
Zoea_Brach	20377	5094.2	2.9837	0.001	0.001	A1 ≠ A4; A2 ≠ A4; A3 ≠ A4
Crust_NI	16435	4108.7	1.6288	0.02	0.05	n.s.
Ictio_Total	18143	4535.9	20.734	0.001	0.001	A1 ≠ A3, A4, A5; A2 ≠ A3, A4, A5; A3 ≠ A4, A5; A4 ≠ A5
Larvas	86323	2158.1	3.0109	0.002	0.002	A1 ≠ A4; A2 ≠ A4; A3 ≠ A4; A4 ≠ A5
Ovos_Div	13144	3286	5.0917	0.001	0.001	A1 ≠ A2, A3, A4, A5; A2 ≠ A3, A4, A5; A3 ≠ A4, A5; A4 ≠ A5
Ovos_Engr	28074	7018,5	2.7756	0.001	0.002	A1 ≠ A4, A5; A2 ≠ A4, A5; A3 ≠ A4, A5
FragP_Total	16048	4011.9	16.925	0.001	0.001	A1 ≠ A3, A4, A5; A2 ≠ A3, A4, A5; A3 ≠ A4; A4 ≠ A5
FP	15463	3865.7	13.563	0.001	0.001	A1 ≠ A3, A4, A5; A2 ≠ A3, A4, A5; A3 ≠ A4; A4 ≠ A5
PM	15990	3997.5	2.8255	0.004	0.003	A2 ≠ A4, A5
PD	15345	3836.2	2.5684	0.001	0.003	A2 ≠ A3, A4, A5

Para fragmentos plásticos flutuantes, os resultados demonstraram que houve diferenças significativas para densidade total (PERMANOVA: Pseudo-F= 16,92, $p < 0,001$), onde as maiores médias foram observadas nas áreas 1 e 2 ($0,49 \pm 0,30$ e $0,44 \pm 0,19$, respectivamente), seguidas pela área 3 ($0,13 \pm 0,10$) e área 5 ($0,11 \pm 0,09$). A área 4 foi a que apresentou a menor densidade total ($0,02 \pm 0,01$) (Fig. 7a). Bem como para filamentos de plástico (PERMANOVA: Pseudo-F= 13,56, $p < 0,001$), onde as maiores densidades também foram encontradas nas áreas 1 e 2 ($0,47 \pm 0,28$ e $0,37 \pm 0,20$, respectivamente). As áreas 3 e 5 apresentaram médias bem próximas ($0,11 \pm 0,09$ e $0,11 \pm 0,13$, respectivamente). Assim como para densidade total, a área 4 também apresentou a menor densidade para filamentos de plástico ($0,02 \pm 0,01$) (Fig. 7b). Para plásticos moles também houve diferença entre as áreas amostradas (PERMANOVA:

Pseudo-F= 2,82, $p < 0,003$), onde a maior média de densidade ocorreu na área 2 ($0,04 \pm 0,02$) e a menor na área 4 ($0,0004 \pm 0,0008$) (Fig. 7c). Para plásticos duros observou-se o mesmo padrão (PERMANOVA: Pseudo-F= 2,56, $p < 0,003$), onde a maior média ocorreu na área 2 ($0,02 \pm 0,01$) e a menor na área 4 ($0,0005 \pm 0,0006$) (Fig. 7d).

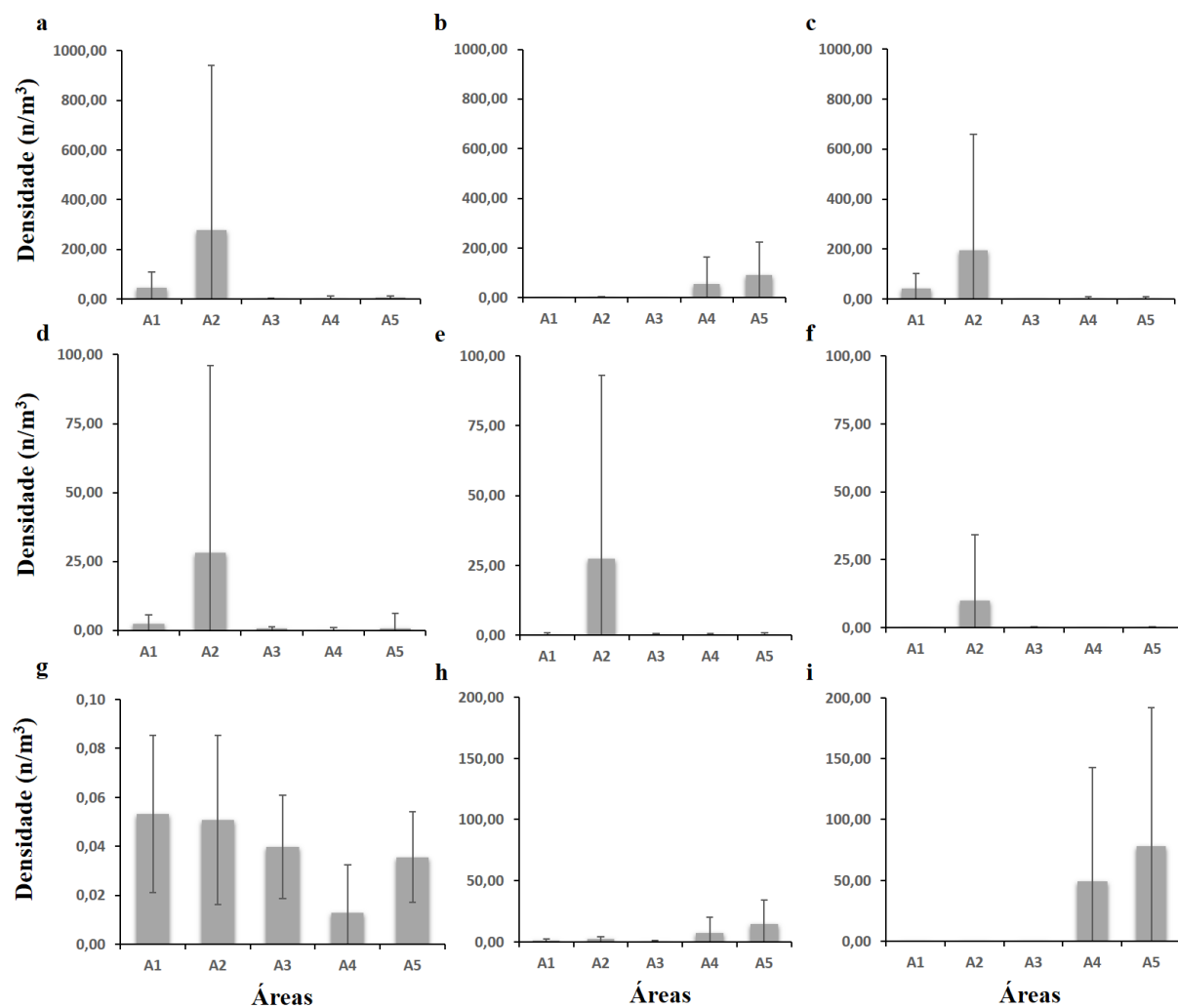


Fig. 6. Média e desvio padrão (DP) para a densidade (n/m³) entre as áreas amostradas, a. zooplâncton total; b. ictioplâncton total; c. copépoda calanoida; d. copépoda harpacticoida; e. zoea de brachyura; f. crustacea NI; g. larvas de peixe; h. ovos diversos; i. ovos de Engraulidae.

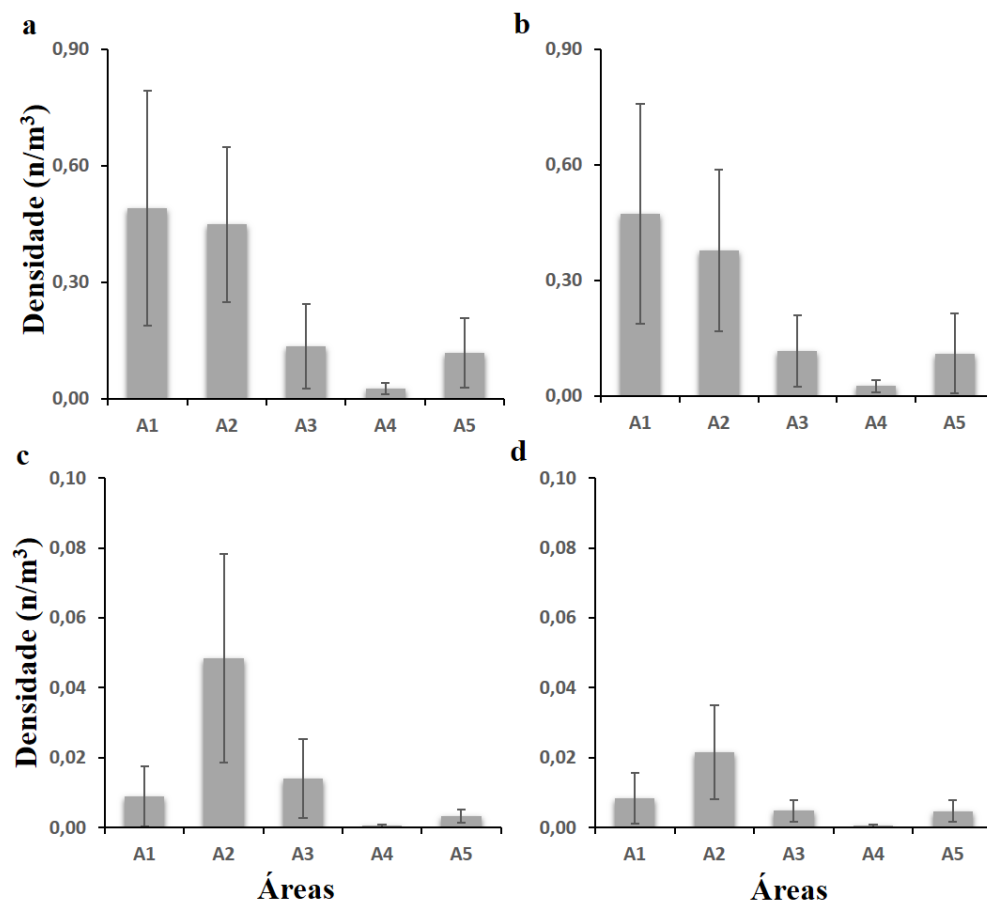


Fig. 7. Média e desvio padrão (DP) para a densidade (n/m³) entre as áreas amostradas, a. fragmentos plásticos totais; b. filamentos de plástico; c. plásticos moles; d. plásticos duros.

O Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) demonstrou que houve a formação de três grupos, que distinguem bem o início e fim da primavera, de acordo com as similaridades entre as áreas amostradas (Fig. 8).

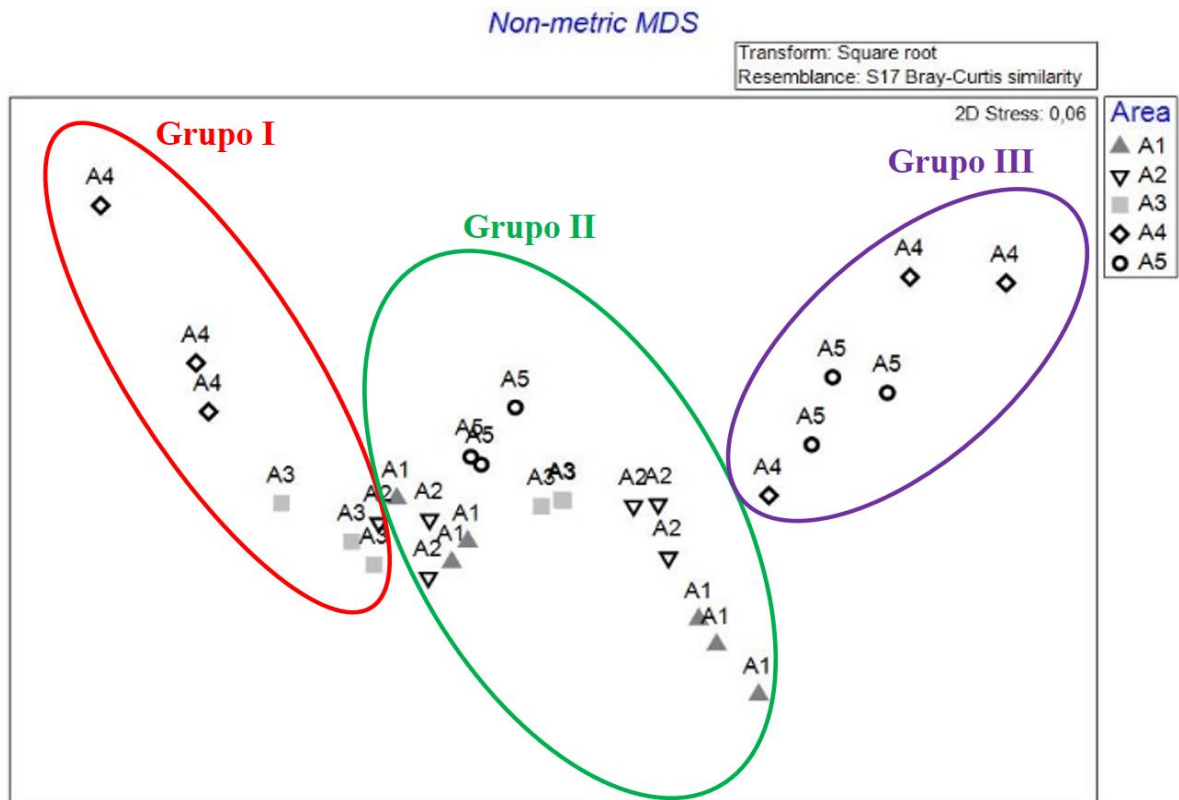


Fig. 8. Resultado do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) para todos os componentes do séston (zooplâncton, ictioplâncton e fragmentos plásticos flutuantes) entre as áreas amostradas.

No grupo I, as similaridades entre as áreas e 3 4 estão associadas as baixas densidades de zooplâncton, ictioplâncton e fragmentos plásticos flutuantes, representando o início da primavera, onde a temperatura da água ainda está no início de seu processo de elevação e por apresentarem correntes de transporte, ligadas ao aporte fluvial, a variação de maré e aos padrões de ventos e topografia locais.

O grupo II associa as altas densidades de zooplâncton e fragmentos plásticos encontrados nas áreas 1 e 2, associados ao eixo estuarino, que é influenciado pelo aporte fluvial do rio Tubarão e pelos ventos. Por fim, o grupo III reúne as áreas que apresentaram as maiores densidades de ovos de peixes, principalmente da família Engraulidae, evidenciando um importante evento de desova e a importância da lagoa de Santo Antônio dos Anjos como área

de reprodução e berçário. Os grupos II e III representam bem o fim da primavera, onde as temperaturas já estão mais elevadas, favorecendo a procura dessas áreas para reprodução, desova e alimentação.

4. Discussão

Na porção sul do Sistema Estuarino Lagunar, os padrões de salinidade e turbidez encontrados destacam um ambiente transicional com grande influência em seu eixo estuarino, devido ao aporte fluvial e ação dos ventos. Os maiores valores de salinidade observados na área externa (A1) e nos setores mais internos da lagoa (A5), diferem de outras lagoas costeiras e regiões estuarinas, onde a salinidade tende a diminuir gradualmente nas áreas mais internas (Barletta et al., 2017b; Lorenzi et al., 2020). Na Lagoa Santo Antônio dos Anjos, as maiores médias de salinidade na área externa, no canal principal, na região central e na porção mais interna da lagoa, retratam a ação das correntes e a dinâmica entre entradas e saídas de águas salinas e oligohalinas, que influenciam a ecoclina estuarina da lagoa. Além disso, a localização geográfica da desembocadura do rio Tubarão, próxima ao canal principal, influencia os padrões da ecoclina estuarina da lagoa, que ficam condicionados a variação das marés, padrões de ventos e volumes de precipitação (Barletta et al., 2017b; D'Aquino, 2011).

As áreas mais internas, com menor circulação hidrodinâmica, tendem a concentrar águas mais salinas que são carregadas pela ação dos ventos e correntes, e que sofrem diluição apenas em eventos de maior precipitação (Barletta et al., 2017b). Esse padrão pode favorecer processos de floculação e sedimentação de partículas em suspensão, facilitando a produção primária e secundária, proporcionando assim locais para reprodução, desova, alimentação e crescimento (D'Aquino, 2011). Diferentemente do que acontece nas áreas com maior influência da dinâmica estuarina, onde o acréscimo e/ou decréscimo da salinidade na desembocadura do rio Tubarão pode ser explicado por uma maior penetração da cunha salina, devido as correntes da maré de enchente na região e/ou pelo aporte de água fluviais do rio Tubarão (Barletta et al., 2017b; D'Aquino, 2011).

Assim como a salinidade, a temperatura da água é uma variável que pode explicar muitos padrões encontrados no presente estudo, dentre eles se destacam o aumento na densidade de zooplâncton e desovas, principalmente de peixes da família Engraulidae nas áreas 4 e 5, corroborando com o acréscimo das temperaturas e proximidade da estação de verão. Visto isso, a dinâmica estuarina para a porção sul do Sistema Estuarino Lagunar é influenciada principalmente pelos padrões de precipitação, que afetará principalmente as variáveis

salinidade e turbidez. Além disso, os ventos predominantes de nordeste e sul podem influenciar no descolamento das correntes de marés, ocasionando uma maior influência de marés nas áreas mais internas da lagoa, influenciando assim nos padrões de salinidade e turbidez.

Entender os padrões espaciais da ecoclina estuarina é essencial para a compreensão da hidrodinâmica em ecossistemas costeiros (ex. estuários e lagoas costeiras), e também compreender a distribuição e o transporte de organismos, poluentes químicos e resíduos plásticos (Barletta et al., 2017b, 2020; Lima et al., 2014; Lorenzi et al., 2020). A porção sul do Sistema Estuarino Lagunar, constituída pela Lagoa Santo Antônio dos Anjos, possui 2 eixos bem definidos, compreendendo a área externa, adjacente a saída da lagoa, o canal principal (canal da barra), e a desembocadura do rio Tubarão, onde há influência da dinâmica estuarina e descarga do rio Tubarão, além da influência do vento e das marés (Barletta et al., 2017b). O segundo eixo é formado pelo canal da barra, pela área central da lagoa, e pela porção mais interna, onde a influência da maré de enchente fica bem nítida com as altas salinidades apresentadas em porções mais internas da lagoa. Nesse caso, a A4 (área central) serve como um “corredor” de correntes de águas marinhas, o que pode ocasionar baixas densidades de séston.

Os padrões de densidade encontrados para o zooplâncton são esperados para ambientes estuarinos e costeiros, onde geralmente há a predominância de copépodos nas áreas mais externas (região costeira), onde os valores de salinidades são mais elevados (Barros et al., 2019; Sant’ana, 2010; Teixeira-Amaral et al., 2017). Porém, podemos observar que para zoés de *Brachyura* e *Crustacea* NI esse padrão não se aplica, visto que as maiores densidades ocorreram na área 5. Isto pode ser explicado pelo padrão de salinidade encontrado, com maiores valores de salinidade, comparado com outros trabalhos que descrevem que em porções mais internas de ambientes estuarinos a salinidade tende a diminuir (Barletta et al., 2017a). Como evidenciado por D’Aquino (2011), a salinidade possui certa influencia na turbidez, onde os processos de floculação e sedimentação tendem a aumentar em áreas com salinidade mais elevada. Nesse contexto, com uma salinidade expressiva, que pode diminuir os valores de turbidez, e a elevação da temperatura da água nessas áreas mais internas da lagoa, que irá influenciar no aumento da produção primária e secundária, a área 5 certamente irá atrair peixes e invertebrados para reprodução, desova e alimentação.

Assim como para a comunidade zooplânctônica, esse padrão encontrado nas áreas mais internas da lagoa, influenciado também pelo corredor de correntes da área 4, que é resultante da topografia e marés meteorológicas, irá influenciar também na densidade de ovos e larvas de peixes. Neste estudo, maiores densidades de larvas de peixes nas áreas 1 e 2 refletem a área de

maior influência da dinâmica estuarina, o canal principal. Corroborando com diversos estudos que apontam o canal principal como essencial área de ocorrência de larvas de peixes (Lima et al., 2019; Muelbert e Weiss, 1991), especialmente para espécies de valor comercial e que podem ser estuarinas dependentes e/ou estuarinas visitantes, ou seja, que utilizam o estuário como principal área de desova, alimentação e crescimento (Potter et al., 2015). A menor densidade de larvas de peixes na área 4 pode ser explicada também pela ocorrência de ctenóforos, os quais predam larvas de peixes (Oliveira e Marques, 2007). Um fato importante e descrito por este estudo foi um significativo evento de desova, que ocorreu com maior intensidade nas áreas 4 e 5, principalmente por ovos de peixes da família Engraulidae, conhecida por sua ocorrência em estuários, devido principalmente a temperatura e salinidade ideais para reprodução e desova (Fisher et al., 2011; Soriano-Sierra et al., 2014).

Visto a complexidade hidrodinâmica da porção sul do Sistema Estuarino Lagunar, sua importância como zona de berçário para a região costeira adjacente e que a maioria dos estudos levam em consideração que maiores itens plásticos se acumulam nas margens dos estuários ou nas interfaces das praias fluviais, a contaminação de habitats planctônicos estuarinos (canal principal) por fragmentos plásticos flutuantes ainda é pouco estudado (Browne et al., 2010; Thornton e Jackson, 1998). Em relação a abundância de partículas plásticas na superfície da água, a porção sul do Sistema Estuarino Lagunar apresentou relevante contaminação por fragmentos plásticos ($7,32/m^3$), comparada com outros ambientes estuarinos estudados no Brasil. Lima et al. (2014) estudando a contaminação plástica no estuário do Rio Goiana (Pernambuco, nordeste do Brasil) encontraram uma densidade de $0,026/m^3$. Conforme relatado pelos autores, as pescarias são apontadas como a principal fonte de fragmentos plásticos, ou seja, a atividade constante de pescadores (ex.: concerto de artes de pesca), e a perda de petrechos faz com que uma vez no meio (cordas, linhas de mão ou redes) se degradem e liberem fios e fragmentos microplásticos. Em contrapartida, na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, sudeste do Brasil), Olivatto et al. (2019) analisaram a contaminação por resíduos sólidos em águas superficiais e encontraram que as concentrações de partículas microplásticas variaram de $1,40/m^3$ a $21,3/m^3$. Este trabalho ressalta a negativa contribuição da urbanização desordenada para este problema. Até mesmo em regiões protegidas existe contaminação por fragmentos plásticos, como é o caso da lagoa do Acaraí (São Francisco do Sul, sul do Brasil), onde Lorenzi et al. (2020) encontraram densidades de fragmentos microplásticos que variam de $0,0014/m^3$ a $0,034/m^3$. De acordo com os autores, a maior densidade e tipos de microplásticos flutuantes foram observados em sua foz, provavelmente favorecida pela dinâmica das correntes costeiras e pela presença de áreas urbanizadas.

A contaminação meso- e microplástica se espalha por toda a Lagoa Santo Antônio dos Anjos, onde em apenas dois meses pontuais analisados (primavera), está presente em todas as áreas amostradas. Nesse caso, a A4 (área central) serve como um “corredor” de correntes de águas marinhas, o que pode ocasionar a baixa densidades de fragmentos de microplásticos, como foi observado no presente estudo, fato confirmado pela segregação obtida pelo nMDS, que agrupou as áreas (A1 e A2) com maiores densidades de fragmentos plásticos. Por outro lado, levando em consideração que o transporte de sal no estuário se dá principalmente pelo aporte fluvial que afeta o eixo estuarino principal (A1, A2 e A3), onde a cunha salina presente pode favorecer a exportação de materiais para fora do sistema por meio das águas superficiais (D’Aquino, 2011), e que as bacias hidrográficas são responsáveis pela exportação de matéria orgânica e poluentes para os ambientes costeiros, retrata as altas densidades de fragmentos plásticos encontradas nessas áreas.

A principal preocupação deste estudo é que os meso- e microplásticos são encontrados em todo o canal principal, partilhando o habitat estuarino com organismos planctônicos. A nível mundial, os estuários funcionam como habitats berçários para uma vasta gama de peixes e invertebrados (Lima et al., 2019). Desta forma, espera-se que o zooplâncton e o ictioplâncton sejam encontrados em grandes quantidades nestes sistemas. No entanto, isso não é via de regra para o presente estudo, pois as larvas de peixes representaram apenas 0,07% do ictioplâncton total ($1,15/m^3$), apresentando menor número e representatividade comparado aos fragmentos plásticos flutuantes totais, que representaram 0,48% do séston ($7,32/m^3$). Esse padrão observado pode estar relacionado ao curto período amostrado, ressaltando a importância de estudos espaços-temporais para o melhor entendimento de seus padrões abundância e distribuição. Apesar de uma pequena expressividade no séston total, comparado ao zooplâncton e ictioplâncton, podemos inferir que os fragmentos plásticos estão altamente biodisponíveis para consumidores secundários, principalmente o zooplâncton, larvas de peixes e seus predadores.

Estes resultados corroboram e são evidenciados por outros estudos, onde Rodrigues et al. (2017) encontraram que os microplásticos apresentaram abundância maiores comparadas a de larvas de peixes ($0,017/m^3$ vs. $0,011/m^3$) para o estuário do Rio Douro (Portugal). No Brasil, Lima et al. (2014) estudando a contaminação microplástica para o estuário do Rio Goiana (Pernambuco), encontraram que a densidade de microplásticos representou quase metade da densidade total de larvas de peixes. Além do mais, estudos anteriores realizados no Sistema Estuarino Lagunar por Farias et al. (2018) e Dantas et al. (2019) demonstram que o ambiente

sofre com expressiva contaminação por fragmentos plásticos, principalmente de origem pesqueira, e que os mesmos já estão inseridos na teia alimentar local.

No caso da porção sul do Sistema Estuarino Laguna, a pesca desordenada, a urbanização e os múltiplos usos associados a bacia hidrográfica do Rio Tuabrão e Complexo Lagunar foram apontadas com as principais fontes de fragmentos plásticos flutuantes. Para este estuário, os filamentos recebem atenção especial, visto sua predominância em todas as áreas amostradas. Tais itens, quando dentro de um ambiente dinâmico sofrem a fragmentação para um pequeno tamanho, que podem causar danos à biota de diferentes formas. O fato é que a densidade e o pequeno tamanho determinarão a biodisponibilidade destes artigos aos organismos tróficos inferiores e superiores (Barletta et al., 2020; Cole et al., 2011). Além disso, sua capacidade de absorver diferentes tipos de poluentes, como Poluentes Orgânicos Persistentes (POP's), biocidas e metais residuais evidencia sua provável atuação na bioacumulação e biomagnificação em organismos de níveis tróficos superiores, como mamíferos marinhos e até humanos (Koelmans et al., 2013; Rochman, 2015). Todas essas características reforçam a capacidade que fragmentos plásticos flutuantes possuem de reduzir a função de habitats berçários dos ambientes estuarinos, afetando não só sua importância ecológica, como também a econômica e social (Barletta e Lima, 2019).

5. Conclusão

Estudos sobre os padrões espaciais do séston para o ambiente estuarino da lagoa Santo Antônio dos Anjos são de grande importância para entender como as comunidades zooplânctônica e ictioplânctônica utilizam os recursos disponíveis para completar os seus ciclos de vida, bem como para entender os impactos que a contaminação por fragmentos plásticos flutuantes apresenta a esse ambiente. Avaliando o cenário de pesquisas na Lagoa de Santo Antônio dos Anjos, percebe-se que são poucas as iniciativas de se compreender esse sistema estuarino, principalmente em relação ao plâncton, e também sobre as principais fontes de poluentes que afetam este estuário. Os resultados encontrados na caracterização do séston indicam que este ambiente é extremamente importante como área de berçário as espécies residentes e para a região costeira adjacente. Apesar disso, pode-se evidenciar também uma preocupante contaminação por fragmentos plásticos flutuantes, que estão altamente biodisponíveis para organismos planctônicos, como o zooplâncton e ictioplâncton, e organismos de níveis tróficos superiores. Logo, mais estudos são necessários para se compreender melhor as variações espaço-temporais zooplâncton, ovos e larvas de peixes e

meso- e microplásticos, bem como a influência da contaminação por fragmentos plásticos no plâncton local, a fim de gerar informações que podem ser utilizadas para futuras ações de manejo na lagoa de Santo Antônio dos Anjos.

6. Referências

- Anderson, M.S., Gorley, R.N., Clarke, K.R., 2008. Permanova+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E: Plymouth, UK, 218 p.
- Barboza, L.G.A., Vieira, L.R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., Guilhermino, L., 2018. Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquat. Toxicol.* 195, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.12.008>
- Barletta, M., Costa, M.F., Dantas, D.V., 2020. Ecology of microplastics contamination within food webs of estuarine and coastal ecosystems. *MethodsX* 7, 100861. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2020.100861>
- Barletta, M., Dantas, D.V., 2016. Environmental gradients, in: *Encyclopedia of Earth Sciences*, pp. 237-242. <https://doi.org/10.1007/978>
- Barletta, M., Lima, A.R.A., Costa, M.F., Dantas, D.V., 2017a. Estuarine ecoclines and the associated fauna: ecological information as the basis for ecosystem conservation, in: *Costal Wetlands: Alteration and Remediation*, pp. 479-512.
- Barletta, M., Lima, A.R.A., Dantas, D.V., Oliveira, I.M., Neto, J.R., Fernandes, C.A.F., Farias, E.G.G., Filho, J.L.R., Costa, M.F., 2017b. How can accurate landing stats help in designing better fisheries and environmental management for Western Atlantic estuaries? in: *Costal Wetlands: Alteration and Remediation*, pp. 631-703.
- Barletta, M., Lima, A.R.A., 2019., Systematic Review of Fish Ecology and Anthropogenic Impacts in South American Estuaries: Setting Priorities for Ecosystem Conservation. *Front. Mar. Sci.* 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00237>
- Barros, A. L. B., Andrade, M. P., Silva, T. R. C., Pereira, L. C. C., Costa, R. M., 2019. Composição e mudanças espaço temporais da diversidade o mesozooplâncton em um estuário amazônico (Emboráí Velho, Pará, Brasil). *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi Cienc. Nat. Belém* 14(3), 307-330.
- British Plastic Federation (BPF), 2014 Disponível em: https://www.bpf.co.uk/Plastipedia/Plastics_History/Plastics_Timeline_Posters.aspx.

Acessado em: 27/01/2021.

- Browne, M. A., Galloway, T. S., Thompson, R. C., 2010. Spatial patterns of plastic debris along the shorelines. *Environ. Sci. Technol.* 44, 3404-3408. <https://doi.org/10.1021/es903784e>
- Castro, L. L. M., 2001. O ictioplâncton do estuário do rio Piraquê-Açu, ES. Vitória, 44 p. (Monografia).
- Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia (EPAGRI/CIRAM). Disponível em: <<https://ciram.epagri.sc.gov.br/index.php/solucoes/tempo-e-clima/>>. Acessado em: 02/02/2021.
- Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC). Disponível em: <<http://ondas.cptec.inpe.br/>>. Acessado em: 02/02/2021.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Gabway, T. S., 2011., Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Mar. Pollut. Bull* 62, 2588-2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Costa, M. F.; Silva-Cavalcanti, J. S.; Barbosa, C. C; Barletta, M., 2011. Plastic buried in the inter-tidal plain of a tropical estuarine ecosystem. *Journal Coastal Research* 64, 339-343. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- Clarke, K.R., Gorley, R. N., Somerfield, P.J., Warwick, R.M., 2014. Change in marine communities na approach to statistical analysis ans interpretation, 3rd edition. PRIMER-E: Plymouth, UK. 262 p.
- Clarke, K.R., Gorley, R.N., 2015. Primer v.7: User manual/tutorial PRIMER-E: Plymouth, UK, 300 p.
- D'Aquino, C.A., da Silva, F., Couceiro, M.A.A., Pereira, M.D., 2011. Transporte de sal e hidrodinâmica do estuário do rio Tubarão - SC, Brasil. *RBRH* 16 (3), 113-125. [10.21168/rbrh.v16n3.p113-125](https://doi.org/10.21168/rbrh.v16n3.p113-125)
- Dantas, D.V., Barletta, M., Lima, A.R.A., de Assis Almeida Ramos, J., da Costa, M.F., Saint-Paul, U., 2012. Nursery habitat shifts in an estuarine ecosystem: patterns of use by sympatric caatfish species. *Estuaries Coasts* 35, 58—602. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9452-0>
- Dantas, D. V., Ribeiro, C.I.R., Frischknecht, C. de C.A., Machado, R., Farias, E.G.G., 2019. Ingestion of plastic fragments by the Guri sea catfish *Genidens genidens* (Cuvier, 1829) in a subtropical coastal estuarine system. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26, 8344-8351. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04244-9>
- Daura-Jorge, F. G., Ingram, S. N., Simões-Lopes, P. C., 2013. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively

- forages with fishermen in Southern Brazil. *Mar. Mammal Sci.* 29, 293-311.
<https://dx.doi.org/10.1590/s1667-87592016116406404>
- Elliott, M., Whitfield, A.K., 2011. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 94, 306-314.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.06.016>
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), 2012. Atlas climático da região sul do Brasil: estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. 2ª edição – Brasília, DF. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1045852/atlas-climatico-da-regiao-sul-do-brasil-estados-do-parana-santa-catarina-e-rio-grande-do-sul>> Acessado em: 29/01/2021.
- Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), 2014. Síntese anual da agricultura de Santa Catarina. Centro de Socioeconomia e Planejamento Agrícola – CEPA. Florianópolis, SC. Disponível em: <<https://www.epagri.sc.gov.br/>> Acessado em: 29/01/2021.
- Eriksen, M., Lebreton, L.C.M., Carson, H.S., Thiel, M., Moore, C.J., Borerro, J.C., Galgani, F., Ryan, P.G., Reisser, J., 2014. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS One* 9, 1-15.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>
- Esteves, F. A., 1998. Fundamentos de Limnologia. Interciência: Rio de Janeiro, 2ª Ed.
- Facts about Plastics, 2020. In: Plastics Europe: Association of Plastics Manufactures. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/publications/4312-plastics-facts-2020>>. Acessado em: 27/01/2021.
- Farias, E.G.G., Preichardt, P.R., Dantas, D. V., 2018. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 16246-16253. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2012-4>
- Ferreira, G. V. B.; Barletta, M.; Lima, A. R. A.; Morley, S. A.; Justino, A. K. S.; Costa, M. F., 2018. High intake rates of microplastics in a Western Atlantic predatory fish, and insights of a direct fishery effect. *Environmental Pollution* 236: 706-717.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.095>
- Fisher, L. G., Pereira, L. E. D., Vieira, J. P., 2011. Peixes estuarinos e costeiros. 2ª ed. Rio Grande. 131 p.
- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), 2020. Disponível em: <<https://mapas.inmet.gov.br/>>. Acessado em: 02/02/2021.
- Koelmans, A.A.; Besseling, E.; Wegner, A.; Foekema, E.M., 2013. Plastic as a carrier of POP's

- to aquatic organisms: a model analysis. *Environ. Sci. & Technol.* 47, 7812-7820.
<https://doi.org/10.1021/es401169n>
- Lebreton, L.C.M., Van Der Zwet, J., Damsteeg, J.W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J., 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nat. Commun.* 8, 1-10.
<https://doi.org/10.1038/ncomms15611>
- Lima, A.R.A., Barletta, M., Costa, M.F., 2015. Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 165, 213-225.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.018>
- Lima, A.R.A., Costa, M.F., Barletta, M., 2014. Distribution patterns of microplastics within the plankton of a tropical estuary. *Environ. Res.* 132, 146-155.
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.03.031>
- Lima, A.R.A., Ferreira, G.V.B., Barletta, M., 2019. Estuarine ecocline function and essential habitats for fish larvae in tropical South Western Atlantic estuaries. *Mar. Environ. Res.* 151, 104786. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.104786>
- Lorenzi, L., Reginato, B.C., Mayer, D.G., Dantas, D.V., 2020. Plastic floating debris along a summer-winter estuarine environmental gradient in a coastal lagoon: how does plastic debris arrive in a conservation unit? *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27, 8797-8806.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-07708-5>
- Lusher, A., 2015., Microplastics in the marine environment: distribution, interactions and effects, in: *Marine Anthropogenic Litter*, pp 245-307.
- Moser, H. G.; Richards, W. J.; Cohen, D.; Fahay, M. P.; Kendall, A. W. JR; Richardson, S. L., 1984. *Ontogeny and Systematics of fishes*. American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publications No. 1.
- Muelbert, J. H.; Weiss, G., 1991. Abundance and distribution of fish larval in the channel area of the Patos Lagoon Estuary, Brazil. NOAA Technical Report NMFS 95: Larval Fish Recruitment and Research. Rio Grande, RS.
- Oliveira, O. M. P.; Marques, A. C., 2007. Geographic distribution and predatory impact of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*: a potential threat to the fisheries and planktonic ecosystems from Brazilian coast? Em *Plankton Symposium IV Abstracts*. *J. Biol.* 2, 252.
- Norén, F., 2007., Small plastics particles in coastal swedish waters. KIMO Sweden.
- Olivatto, G.P., Martins, M.C., Montagner, C.C., Henry, T.B. Carreira, R.S., 2019. Microplastic contamination in surface waters in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 139, 157-162. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.042>

- Potter, I. C., Tweedley, J.R., Elliott, M., Whitfield, A. K., 2015. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish Fish.* 16, 230-239. <https://doi.org/10.1111/faf.12050>
- Plano de Uso Integrado dos Recursos Hídricos, 2002. Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tubarão e Complexo Lagunar. Disponível em: <http://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Planos%20de%20Bacias/Plano%20da%20Bacia%20Hidrografica%20do%20Rio%20Tubarao%20e%20Complexo%20Lagunar/Volume%20II/volume2.pdf>. Acessado em: 18/12/2020.
- Richards, W. J. 2006. Early Stages of Atlantic Fishes. An Identification Guide for the Western Central North Atlantic. 2 vols. pp 01-2640.
- Rochman, C.R., 2015. The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment, in: *Marine Anthropogenic Litter*, pp. 117-140.
- Rodrigues, S.M., Almeida, C.M.R., Silva, D., Cunha, J., Antunes, C., Freitas, V., Ramos, S., 2019. Microplastic contamination in an urban estuary: Abundance and distribution of microplastics and fish larvae in the Douro estuary. *Sci. Total Environ.* 659, 1071-1081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.273>
- Soriano-Sierra, E. J., Ribeiro, G. C., Fonseca, A. L. O., 2014. Guia de campo: vegetação e peixes das lagoas costeiras de Santa Catarina. Florianópolis: Insular. 115 p.
- Sunye, P. S., Pereira, T. J., Russo, A., Netto, S., 2014. A pesca do camarão-rosa no sistema estuarino de Laguna, SC: história e casos das políticas de manejo, in: *A Pesca Marinha e Estuarina no Brasil: Estudos de Casos Multidisciplinares*, 75-85.
- Schmidt, C., Krauth, T., Wagner, S., 2017. Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea. *Environ. Sci. Technol.* 51, 12246-12253. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02368>
- Smith, D. L., 1977. A guide to marine coastal plankton and marine invertebrate larvae. Kendall/Hunt Pub. Co.: Estados Unidos, 161pp.
- Teixeira-Amaral, P., Amaral, W. J. A., de Ortiz, D. O., Agostini, V. O., Muxagata, E., 2017. The mesozooplankton of the Patos Lagoon Estuary, Brazil: trends in community structure and secondary production. *Mar. Biol. Res.* 13, 48-61. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1248850>
- Ter Halle, A., Ladirat, L., Gendre, X., Goudouneche, D., Pusineri, C., Routaboul, C., Tenailleau, C., Duployer, B., Perez, E., 2016. Understanding the Fragmentation Pattern of Marine Plastic Debris. *Environ. Sci. Technol.* 50, 5668-5675. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00594>
- Thompson, R.C., Swan, S.H., Moore, C.J., Vom Saal, F.S., 2009. Our plastic age. *Philos. Trans.*

- R. Soc. B Biol. Sci. 364, 1973-1976. <https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0054>
- Thornton, L., Jackson, N. L., 1998. Spatial and temporal variations in debris accumulation and composition on an estuarine shoreline, Cliffwood beach, New Jersey, EUA. *Mar. Pollut. Bull.* 36(9), 705-711. [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00041-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00041-1)
- Veado, L. D.; Sant'ana, B. S., Resgalla Jr., C., 2010. Atlas do zooplâncton dominante no baixo estuário do rio Itajaí-Açu, Santa Catarina, Brasil: Copépoda e Cladocera. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.* 10(2), 79-93.
- World Wide Fund for Nature (WWF), 2019. Solucionar a poluição plástica: transparência e responsabilização. Disponível em: <<https://promo.wwf.org.br/solucionar-a-poluicao-plastica-transparencia-e-responsabilizacao>>. Acessado em: 27/01/2021.