

**CRUSTÁCEOS COMO BIOINDICADORES DE IMPACTOS URBANOS EM
PRAIAS ARENOSAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO**

MARJORIE CREMONEZ SUCIU

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO
CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

ABRIL/2017

CRUSTÁCEOS COMO BIOINDICADORES DE IMPACTOS URBANOS EM PRAIAS ARENOSAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

MARJORIE CREMONEZ SUCIU

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Ilana Rosental Zalmon

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
ABRIL/2017

FICHA CATALOGRÁFICA

Preparada pela Biblioteca do Centro de Biociências e Biotecnologia
da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

686 / 2017

Suciu, Marjorie Cremonez

Crustáceos como bioindicadores de impactos urbanos em praias
arenosas do Estado do Rio de Janeiro / Marjorie Cremonez Suciu. --
Campos dos Goytacazes, 2017.

xiii, 64f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) --
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de
Biociências e Biotecnologia. Laboratório de Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ecologia de Organismos

Orientador: Zalmon, Ilana Rosental

Bibliografia: f. 3-6; 25-33; 51-58;61-63

1. Urbanização · 2. Resíduos sólidos 3. Bioindicador 4. Turismo
5. Praias arenosas I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy
Ribeiro II. Título

577.27
S942c

**CRUSTÁCEOS COMO BIOINDICADORES DE IMPACTO URBANO EM PRAIAS
ARENOSAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO**

MARJORIE CREMONEZ SUCIU

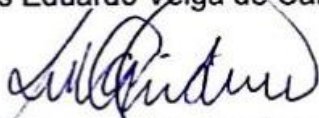
“Dissertação apresentada ao Centro de
Biotecnologia e Biotecnologia da Universidade
Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro,
como parte das exigências para obtenção do
título de mestre em Ecologia e Recursos
Naturais.”

Aprovada em 25 de abril de 2017.

Comissão examinadora:



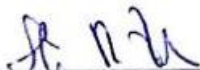
Prof. Dr. Carlos Eduardo Veiga de Carvalho – UENF



Prof.^a Dra. Christine Ruta – UFRJ



Dr. Luiz Ricardo Gaelzer – IEAPM



Prof.^a Dra. Ilana Rosental Zalmon (orientadora) – UENF

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me sustentado até aqui. A Ti toda honra e toda a glória. Louvado seja Senhor!

À minha amada família, por todo o amor, apoio e incentivo, principalmente nos momentos mais difíceis.

À minha orientadora, Ilana Rosental Zalmon, pela confiança, incentivo e apoio, pelos diversos momentos divertidos que tivemos juntas, pelo carinho e parceria.

Ao grupo de Ecologia Marinha coordenado pela Dra. Ilana Rosental Zalmon. Sou muito feliz em fazer parte dessa equipe há cinco anos! Agradeço a todos que fizeram parte desta etapa tão importante da minha vida, em especial aos alunos de iniciação científica Danilo Rangel, Julia Landman, Julyana Madureira, Marcela Costa e Marianna Cunha e ao doutorando Leonardo Costa que contribuíram com as atividades de campo e laboratório, e que tornaram esse trabalho possível.

Ao MSc. Leonardo Lopes Costa pela amizade, paciência e parceria. Obrigada por sempre se colocar a disposição para ajudar no que fosse preciso. Você foi fundamental nessa jornada.

Ao MSc. Davi Tavares, que com sua experiência e sugestões contribuiu muito para a realização desse trabalho.

Ao professor Carlos Eduardo de Rezende e ao técnico Arizole Globo pelo auxílio nas análises de coliformes.

À Bruno Machado Guedes, por todo amor e paciência.

À Íris Heringer Gama, pela amizade e companheirismo. Amiga você foi muito importante nessa jornada. Nossa amizade eu levarei da UENF para a vida.

Ao Dr. Carlos Eduardo Veiga de Carvalho, Dra. Christine Ruta e o Dr. Luiz Ricardo Gaelzer pela participação na banca examinadora de defesa dessa dissertação.

Ao Laboratório de Ciências Ambientais, pela estrutura e suporte logístico.

À Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, por proporcionar uma formação de qualidade.

Às fontes de financiamento da pesquisa: CNPq e FAPERJ.

A CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS	X
LISTA DE ANEXOS	XI
1. Introdução geral.....	1
2. Referências bibliográficas.....	3
Capítulo I. Evaluation of environmental quality of sandy beaches in Southeastern Brazil	7
1. Introduction.....	7
2. Material and Methods	9
2.1. Study area.....	9
2.3. Environmental quality indicators.....	11
2.3.1. pH and dissolved oxygen (DO) content of surface water.....	11
2.3.2. Total and fecal coliform in the sediment	11
2.3.3. Composition, abundance and source of solid waste.....	11
2.4. Literature search.....	12
2.5. Data analysis.....	12
3. Results.....	13
3.1. Conservation, recreation potential and urbanization Index.....	13
3.1. pH and DO of the water surface.....	13
3.2. Total and fecal coliform in the sediment.....	14
3.3. Composition, abundance and source of solid waste	17
3.4. Subcategories and sources of solid waste	19
3.5. Integrative analysis of environmental quality.....	20
4. Literature review	21
5. Discussion	22
6. References	25

Capítulo II. Avaliação do potencial indicador de espécies de crustáceos ao impacto humano em praias arenosas.....	34
1. Introdução.....	34
2. Material e métodos	36
2.1. Área de estudo.....	36
2.2. Estratégia de amostragem	37
2.3. Avaliação da pressão turística	39
2.3.1. Número de visitantes	39
2.3.2. Resíduos sólidos (lixo).....	39
2.3.3. Matéria orgânica total	39
2.4. Análise dos dados.....	39
3. Resultados.....	40
3.1. Parâmetros ambientais e pressão humana.....	40
3.2. Abundância das espécies de crustáceos e modelagem	41
4. Discussão	46
5. Referências bibliográficas.....	51
1. Discussão geral	58
2. Referências bibliográficas.....	61

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I: Evaluation of environmental quality of sandy beaches in Southeastern Brazil

- Figure 1.** Map of the study areas, including the urbanized, intermediate and non-urbanized sectors on Praia Grande Beach and Grussaí Beach. 9
- Figure 2.** Average density (\pm SD) of solid waste during low and high touristic pressure in the urbanized (U), intermediate (I) and non-urbanized (NU) sectors of Praia Grande Beach (A) and Grussaí Beach (B). Different letters: $p < 0.05$ 17
- Figure 3.** Non-metric multidimensional scaling representation (nMDS Bray-Curtis dissimilarity coefficient) of the subcategories of solid waste in each sector (U: urbanized, I: intermediate, NU: non-urbanized) during high (HP) and low (LP) touristic pressure. Praia Grande Beach (A) and Grussaí Beach (B). 19
- Figure 4.** Non-metric multidimensional scaling representation (nMDS Bray-Curtis dissimilarity coefficient) of the combined metrics of environmental quality (DO, pH, total and fecal coliform and solid waste) in the urbanized (U), intermediate (I) and non-urbanized (NU) sectors of Praia Grande and Grussaí beaches. 21

Capítulo II: Avaliação do potencial indicador de espécies de crustáceos ao impacto humano em praias arenosas

- Figura 1.** Mapa das áreas de estudo incluindo os setores urbanizado, intermediário e não urbanizado da Praia Grande e Praia de Grussaí. A extensão gráfica de área urbanizada no setor intermediário da Praia de Grussaí refere-se a um pequeno número de casas, de forma que a praia esteja submetida a um impacto insignificante. 37
- Figura 2.** Espécies de crustáceos estudadas. A: *Atlantorchestoidea brasiliensis*; B: *Emerita brasiliensis*; C: *Excirolana braziliensis* e D: *Ocypode quadrata*. Fontes: A: www.boldsystems.org; B: www.sdbiodiversity.ucsd.edu; C: www.crusta.com.br; D: www.txmarspecies.tamug.edu. 38

- Figura 3.** Densidade média (+EP) das quatro espécies de crustáceos nos setores urbanizado (U), intermediário (I) e não urbanizado (NU) na Praia Grande no inverno/2015 e verão/2016. Atente para as diferentes escalas. Legenda: a, b – representação da PERMANOVA (letras diferentes representam diferenças significativas, $p > 0,05$)..... 42
- Figura 4.** Densidade média (+EP) das quatro espécies de crustáceos nos setores urbanizado (U), intermediário (I) e não urbanizado (NU) na Praia de Grussaí no inverno/2015 e verão/2016. Atente para as diferentes escalas. Legenda: a, b – representação da PERMANOVA (letras diferentes representam diferenças significativas, $p > 0,05$)..... 42
- Figura 5.** Respostas de densidade de espécies de crustáceos a fontes urbanas de impacto turístico nas praias arenosas do Sudeste do Brasil. As respostas foram obtidas com modelos aditivos mistos generalizados com erros binomiais negativos. Os círculos indicam resíduos parciais agrupados de acordo com os locais de estudo (Vermelho = Grussaí, Verde = Praia Grande). 45
- Figura 6.** Modelo de Equações Estruturais (MEE) para a densidade de quatro espécies de crustáceos em função de fontes antrópicas de impacto em praias arenosas do Sudeste do Brasil. O termo composto, incluindo as quatro espécies estudadas, é mostrado no círculo, enquanto as variáveis preditoras são mostradas nas caixas à direita. Apenas caminhos significativos são mostrados ($P < 0,05$). As setas em vermelho e azul indicam efeitos positivos e negativos, cuja magnitude é indicada por estimativas de coeficientes adjacentes. As medidas de boa aptidão indicam que o modelo ajustou os dados: teste de qui-quadrado ($p > 0,05$, ajuste de modelo bom), Índice de Ajuste Comparativo - CIF ($P > 0,95$, ajuste excelente do modelo) - WRMR ($P < 0,90$, ajuste excelente do modelo). 46

LISTA DE TABELAS

Capítulo I: Evaluation of environmental quality of sandy beaches in Southeastern Brazil

- Table 1.** Conservation (CI), recreational potential (RI) and urbanization (UI) index for Praia Grande Beach and Grussaí Beach. 13
- Table 2.** pH and dissolved oxygen content (mg / l) of surface water in Praia Grande Beach and in Grussaí Beach in the low and high tourist pressure in the U (urbanized), I (intermediate) and NU (non-urbanized) sectors. 14
- Table 3.** The most probable number (MPN) of total coliform (TC) and fecal (CF) per 100 ml in the lower, middle and upper levels of the intertidal region in the urbanized, intermediate and non-urbanized sectors in Praia Grande Beach in the low and high tourist pressure. The classification follows the Brazilian legislation. 15
- Table 4.** The most probable number (MPN) of total coliform (TC) and fecal (CF) per 100 ml in the lower, middle and upper levels of the intertidal region in the urbanized, intermediate and non-urbanized sectors in Grussaí Beach in the low and high tourist pressure. The classification follows the Brazilian legislation. 16
- Table 5.** PERMANOVA results and pair-wise analysis of the metrics of environmental quality considering the beaches (Grussaí and Praia Grande), sectors (U: urbanized; I: intermediate and NU: non-urbanized) and touristic season (high touristic season and low touristic season). 18
- Table 6.** SIMPER analysis of the main subcategories of solid wastes for Praia Grande Beach (A) Grussaí Beach (B), and their respective sources (RA: Recreational activities, S: Smoking activities, OW: Ocean/waterway activities, MH: Medicine/personal hygiene activities, and D: Dumping activities). 20
- Table 7.** Average density of solid waste and percentage of plastic on sandy beaches worldwide. Density was only calculated for studies that provided the width and length of sampling area. 22

Capítulo II: Avaliação do potencial indicador de espécies de crustáceos ao impacto humano em praias arenosas

Tabela 1. Índice de urbanização (adaptado de González et al., 2014) dos setores não urbanizados (NU), intermediários (I) e urbanizados (U) da Praia Grande e da Praia de Grussaí (0 corresponde a ausência total e 5 ao elevado nível de urbanização)..... 37

Tabela 2. Valores de temperatura da água superficial e do sedimento na Praia Grande e Praia de Grussaí no inverno/2015 e no verão/2016. 41

Tabela 3. PERMANOVA e teste pair-wise da temperatura da água e do sedimento e crustáceos considerando os fatores praias (Praia Grande e Praia de Grussaí), setores (U: urbanizado, I: intermediário e NU: não urbanizado) e temporada turística (verão e inverno). * $p < 0.05$; ns: não significativo. 43

Tabela 4. Parâmetros dos modelos lineares mistos generalizados com erros binomiais negativos para prever a densidade de crustáceos em função de variáveis antropogênicas na Praia Grande e na Praia de Grussaí (* $p < 0,05$). 44

LISTA DE ANEXOS

Capítulo I: Evaluation of environmental quality of sandy beaches in Southeastern Brazil

Appendix 1. Article published in the journal Marine Pollution Bulletin 64

Resumo

As alterações em praias arenosas por populações humanas têm causado impactos globais, resultando na perda de qualidade ambiental desse ecossistema. Os objetivos do presente estudo foram avaliar a qualidade ambiental de duas praias em um gradiente de urbanização utilizando métricas ambientais distintas e determinar os melhores indicadores que refletem diferentes níveis de urbanização (capítulo 1) e comparar o potencial bioindicador de crustáceos (*Atlantorchestoidea brasiliensis*, *Emerita brasiliensis*, *Excirolana braziliensis* e *Ocypode quadrata*), identificando a espécie mais sensível a fontes de impacto humano (capítulo 2). As concentrações de coliformes na região entremarés estavam abaixo do limite estabelecido para o contato primário, mas significativamente maior nas áreas urbanizadas. Da mesma forma, a abundância de resíduos sólidos e o número de turistas foram significativamente mais elevados nas áreas urbanizadas. Outras métricas, como pH e O.D. não apresentaram diferenças em função dos níveis de urbanização, indicando a importância do uso de múltiplas métricas. Uma menor densidade de *A. brasiliensis* e *O. quadrata* foi obtida nos setores urbanizados e negativamente correlacionada com a abundância de resíduos sólidos em ambas as praias. Assim, *A. brasiliensis* e *O. quadrata* são sugeridos como principais bioindicadores dos preditores de impacto humano na Praia Grande e na Praia de Grussaí, respectivamente. Os resultados obtidos no presente estudo enfatizam a necessidade de elaboração de políticas de manejo e conservação desse ecossistema.

Abstract

Changes in sandy beaches by human populations have caused global impacts, resulting in the loss of environmental quality of this ecosystem. The aim of the present study was to evaluate the environmental quality of two beaches in a gradient of urbanization using distinct environmental metrics and to determine the better indicators that reflects different in levels of urbanization (chapter 1) and comparing the potential bioindicator of four species of crustaceans (*Atlantorchestoidea brasiliensis*, *Emerita brasiliensis*, *Excirolana braziliensis* and *Ocypode quadrata*), identifying the most sensitive specie to sources of human impact (chapter 2). The coliform concentrations in the intertidal zone was below the established limit for primary contact, but it was significantly higher in the urbanized areas. Similarly, the abundance of solid waste and number of tourists were significantly higher in the urbanized areas. Other metrics, such as pH and OD did not show differences according to the levels of urbanization, indicating the importance of using multiple metrics. A lower density of *A. brasiliensis* and *O. quadrata* was obtained in the urbanized areas and was negatively correlated with the abundance of solid waste in both beaches. Thus, *A. brasiliensis* and *O. quadrata* are suggested as the main bioindicators of predictors of human impact in Praia Grande Beach and Grussaí Beach, respectively. The results obtained in the present study emphasize to elaborate management policies and conservation of the ecosystem.

1. Introdução geral

Os ecossistemas marinhos e costeiros proporcionam uma série de benefícios à sobrevivência e bem-estar da humanidade, tais como produtos naturais essenciais para alimentação, satisfação humana proveniente da recreação, esportes, turismo e amortecimento do impacto de eventos extremos (Gamito, 2009; Moura et al., 2011; Cardinale et al., 2012). Em muitas cidades litorâneas a economia é baseada no turismo das praias e esta atividade deve ter sua importância econômica reconhecida (Stronge, 1994; Klein et al., 2004). As praias arenosas são o ambiente costeiro mais comum ao redor do mundo, tendo alto valor socioeconômico e sendo o ecossistema mais frequentado por pessoas em todo o mundo.

Em função desses benefícios, as praias arenosas têm sofrido efeitos diretos da expansão imobiliária, sendo submetidas à degradação ambiental cada vez mais intensa (Schlacher et al., 2006; Bessa et al., 2014; Reyes-Martínez et al., 2015). A grande procura de praias para lazer e recreação têm resultado em urbanização da zona costeira, como supressão de dunas para construção de infraestrutura turística e limpeza mecânica, a fim de atender a grande demanda turística (Nordstrom, 2000). Este fato ocasiona um aumento da poluição desse ecossistema principalmente por resíduos sólidos como o lixo marinho, que é definido como "qualquer material sólido fabricado, processado ou descartado no meio marinho proveniente de qualquer fonte" (Coe & Rogers, 2002). Desta forma, as modificações provenientes do desenvolvimento urbano resultam na redução da qualidade ambiental de praias arenosas (Peterson et al., 2000; Defeo et al., 2009).

Apesar de sua importância, esse ecossistema tem sido negligenciado na maioria das avaliações de impactos ecológicos, contrastando com o importante papel desempenhado pelas praias arenosas (Defeo & McLachlan, 2005; Schlacher et al., 2007). No entanto, atividades antropogênicas, como modificações costeiras, extração de recursos, pisoteio, turismo, tráfego de veículos, lixo e poluição, chegam às praias arenosas em diferentes escalas e intensidades, afetando negativamente espécies de vertebrados (Huijbers et al., 2015) e invertebrados (Schlacher et al. 2016), bem como o funcionamento trófico (Reyes-Martínez et al., 2015). O aumento das alterações humanas na paisagem

coloca em risco a manutenção da biodiversidade e equilíbrio ecológicos de vários ecossistemas.

A presença de resíduos sólidos em ambientes costeiros constitui uma das mais graves ameaças à biodiversidade e sustentabilidade dos recursos naturais do mundo. Seu impacto causa uma série de problemas como lesão ou morte da biota marinha, prejudica a estética e qualidade do ecossistema marinho, causa invasão de espécies exóticas, efeitos negativos sobre a saúde humana e economia do turismo (NOAA, 2011a; 2011b). A falta de planejamento urbano para suportar alta densidade de visitantes ao longo da costa é a principal responsável pelo descarte inadequado do lixo (Buenrostro & Bocco, 2003). A presença excessiva de pessoas, pombos e cães nas praias pode ocasionar a contaminação das areias com fungos nocivos, os quais, associados ao lixo despejado, fazem desse local um propício meio de cultura para microrganismos. Portanto, trabalhos com enfoque no entendimento dessas influências são fundamentais para que medidas gerenciais sejam tomadas, permitindo tornar as atividades humanas mais compatíveis com a manutenção dos recursos naturais (Nordstrom, 2010).

A qualidade de praias tem sido avaliada através de índices e uso de espécies de invertebrados como bioindicadores (Gonçalves et al., 2013; McLachlan et al., 2013; Cardoso et al., 2016; Stelling-Wood et al., 2016), que são organismos utilizados para determinação qualitativa de modificações do meio ambiente pelo homem (Tonneijk & Posthumus, 1987). Invertebrados de praias arenosas são representados principalmente por crustáceos, moluscos gastrópodes e bivalves e poliquetas. Esses organismos habitam o sedimento de praias arenosas e muitas vezes passam despercebidos e não têm sua importância reconhecida. Tais invertebrados são considerados bioindicadores de impactos antrópicos, já que possuem ciclo de vida relativamente longo, são organismos com pouca mobilidade e, portanto, mais fáceis de serem amostrados. Além disso, esses organismos são sensíveis a quaisquer alterações de habitat (Dauer, 1983). Dessa forma, eles podem integrar condições ao longo de um período de tempo e não apenas do momento de amostragem.

As costas norte e sudeste do Estado do Rio de Janeiro possuem praias com grande importância turística. Estudos relacionados ao impacto de resíduos sólidos são inexistentes nessas áreas, o que justifica a realização de estudos específicos para tais regiões. Devido à crescente preocupação a respeito de resíduos sólidos nos ambientes costeiros, o primeiro passo a ser tomado na formulação de

medidas de manejo e conservação desses ecossistemas e de sua fauna é conhecer os tipos, composição e origem desses resíduos (Kuo & Huang, 2014).

A maioria dos estudos que avalia impactos antrópicos em praias utiliza apenas um indicador de qualidade ambiental (Cardoso et al., 2016; Munari et al., 2016). O uso de uma métrica pode não refletir o real estado das praias frente aos impactos antrópicos exercidos nesse ecossistema. Assim, o presente estudo abordou o uso de diferentes indicadores para melhor apoiar o planejamento e monitoramento do impacto urbano. Para isso a dissertação foi dividida em dois capítulos.

O primeiro capítulo tem como objetivos: (1) avaliar a qualidade ambiental de duas praias sob diferentes níveis de urbanização utilizando métricas distintas, incluindo pH e oxigênio dissolvido da superfície da água, a quantidade de sedimentos coliformes e resíduos sólidos e (2) determinar qual o indicador de qualidade ambiental que melhor responde aos preditores urbanos. O segundo capítulo tem como objetivo comparar o potencial bioindicador de quatro espécies de crustáceos do supralitoral e do entremarés à pressão humana em praias arenosas em um gradiente de urbanização e identificar a espécie mais sensível aos preditores antropogênicos. O primeiro capítulo está publicado na revista *Marine Pollution Bulletin*. As informações obtidas nesse trabalho contribuirão para a ampliação do banco de dados que será utilizado em parceria com a Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros (REBENTOS), uma rede de âmbito nacional que busca avaliar efeitos de mudanças climáticas e impactos humanos nas comunidades bênticas de múltiplos ecossistemas costeiros.

2. Referências bibliográficas

- Bessa, F., Gonçalves, S. C., Franco, J. N., André, J. N., Cunha, P. P., & Marques, J. C. (2014). Temporal changes in macrofauna as response indicator to potential human pressures on sandy beaches. *Ecological Indicators*, 41, 49-57.
- Buenrostro, O., & Bocco, G. (2003). Solid waste management in municipalities in Mexico: goals and perspectives. *Resources, conservation and recycling*, 39(3), 251-263.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A.P., Daily, G. C., Loreu, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S. & Naeem, S.

- (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
- Cardoso, R. S., Barboza, C. A., Skinner, V. B., & Cabrini, T. M. (2016). Crustaceans as ecological indicators of metropolitan sandy beaches health. *Ecological Indicators*, 62, 154-162.
- Coe, J. M., & Rogers, D. (2012). *Marine debris: sources, impacts, and solutions*. Springer Science & Business Media, New York, p. 432.
- Dauer, D. M. (1983). Functional morphology and feeding behavior of *Scolecipis squamata* (Polychaeta: Spionidae). *Marine Biology*, 77(3), 279-285.
- Defeo, O., & McLachlan, A. (2005). Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 295, 1-20.
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D. S., Schlacher, T. A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., & Scapini, F. (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(1), 1-12.
- Gamito, T. M. (2009). Desenvolvimento da economia do mar turismo marítimo. *Nação e defesa*, 122(4), 43-60.
- Gonçalves, S. C., Anastácio, P. M., & Marques, J. C. (2013). Talitrid and Tylid crustaceans bioecology as a tool to monitor and assess sandy beaches' ecological quality condition. *Ecological Indicators*, 29, 549-557.
- Huijbers, C. M., Schlacher, T. A., Schoeman, D. S., Olds, A. D., Weston, M. A., & Connolly, R. M. (2015). Limited functional redundancy in vertebrate scavenger guilds fails to compensate for the loss of raptors from urbanized sandy beaches. *Diversity and Distributions*, 21(1), 55-63.
- Klein, Y. L., Osleeb, J. P., & Viola, M. R. (2004). Tourism-generated earnings in the coastal zone: a regional analysis. *Journal of Coastal Research*, 20(4), 1080-1088.
- Kuo, F. J., & Huang, H. W. (2014). Strategy for mitigation of marine debris: analysis of sources and composition of marine debris in northern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), 70-78.
- McLachlan, A., Defeo, O., Jaramillo, E., & Short, A. D. (2013). Sandy beach conservation and recreation: guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean & Coastal Management*, 71, 256-268.

- Moura, J. F. D., Cardozo, M., Belo, M. S. S. P., Hacon, S., & Siciliano, S. (2011). A interface da saúde pública com a saúde dos oceanos: produção de doenças, impactos socioeconômicos e relações benéficas. *Ciência Saúde Coletiva*, 16(8), 3469-3480.
- Munari, C., Corbau, C., Simeoni, U., & Mistri, M. (2016). Marine litter on Mediterranean shores: Analysis of composition, spatial distribution and sources in north-western Adriatic beaches. *Waste Management*, 49, 483-490.
- NOAA, 2011a. Facts About Marine Debris & How You Can Help. National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S.
- NOAA. 2011b. Understanding and preventing marine debris. National Oceanic and Atmospheric Administration.
- Nordstrom, K. F. 2000. Beaches and dunes of developed coasts. Cambridge University Press.
- Nordstrom, K. F. (2010). Recuperação de praias e dunas. São Paulo: Oficina de Textos.
- Peterson, C. H., Hickerson, D. H., & Johnson, G. G. (2000). Short-term consequences of nourishment and bulldozing on the dominant large invertebrates of a sandy beach. *Journal of Coastal Research*, 368-378.
- Reyes-Martínez, M. J., Ruíz-Delgado, M. C., Sánchez-Moyano, J. E., & García-García, F. J. (2015). Response of intertidal sandy-beach macrofauna to human trampling: An urban vs. natural beach system approach. *Marine Environmental Research*, 103, 36-45.
- Schlacher, T. A., Schoeman, D. S., Lastra, M., Jones, A., Dugan, J., Scapini, F., & McLachlan, A. (2006). Neglected ecosystems bear the brunt of change. *Ethology Ecology & Evolution*, 18(4), 349-351.
- Schlacher, T.A., Lucrezi, S., Connolly, R.M., Peterson, C.H., Gilby, B.L., Maslo, B., Olds, A.D., Walker, S.J., Leon, J.X., Huijbers, C.M., Weston, M.A., Turra, A., Hyndes, G.A., & Schoeman, D.S. (2016). Human threats to sandy beaches: A meta-analysis of ghost crabs illustrates global anthropogenic impacts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 169, 56-73.
- Stelling-Wood, T. P., Clark, G. F., & Poore, A. G. (2016). Responses of ghost crabs to habitat modification of urban sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 116, 32-40.

- Stronge, W. B. (1994). Beaches, tourism and economic development. *Shore and Beach*, 62(2), 6-8.
- Tonneijck, A. E. G., & Posthumus, A. C. (1987). Use of indicator plants for biological monitoring of effects of air pollution: the Dutch approach. *VDI-Berichte*, 609, 205-216.

Evaluation of environmental quality of sandy beaches in Southeastern Brazil

Abstract

The effect of urbanization on the environmental quality of two sandy beaches was evaluated using metrics such as pH, dissolved oxygen, coliforms and solid waste. Urbanization effects on physicochemical metrics (pH and dissolved oxygen) were not significant. The coliforms concentration was below the established limit for primary contact, but it was significantly higher on beaches with highest recreational potential. Similarly, the abundance of solid waste was significantly higher in urbanized areas (~4.5 items/m²), and it was higher than what was found for 106 beaches worldwide. Plastic represented 84% of the total number of items and recreational activities were the main sources of debris (80%). Therefore, a balance between recreation and conservation actions, based on short-term (e.g. fines) and long-term measures (e.g. educational policies) is recommended. We demonstrate that the use of multiple metrics provides more robust estimates of the environmental quality of sandy beaches than a single impact metric.

Keywords: urbanization; marine debris; impact metrics; plastic; contamination.

1. Introduction

Coastal environments provide several ecosystem services to humanity, including food, recreational activities and buffering the impact of extreme events (Cardinale et al., 2012; Gonçalves et al., 2013). Sandy beaches are notable among these ecosystems for being affected by human practices associated with tourism and rapid demographic growth (Weslawski et al., 2000; Gheskiere et al., 2005; Bessa et al., 2014). Rapid urban occupation and development reduce the environmental quality of sandy beaches and their touristic value (Kline & Swallow 1998; Peterson et al., 2000; Defeo et al., 2009). The economy of many coastal cities depends on beach tourism; therefore, there is a need to collect information about the quality and conservation status of these environments (Barbier et al., 2011; Rao et al., 2014).

The location of beaches near urban centers is a decisive factor for the loss of environmental quality (Aragonés et al., 2016). The accumulation of solid waste in coastal environments is a growing problem worldwide that is injuring and killing many marine organisms, including invertebrates and megafauna (Derraik, 2002; Gall & Thompson, 2015; Gil & Pfaller, 2016). Nowadays, the socioeconomic impact of marine debris on human health and biodiversity is a major challenge (Browne et al., 2005; Rochman et al., 2015; Tavares et al., 2016).

Pollutants are generally derived from human settlements, resource use and interventions, such as construction, agricultural activities and urbanization (Islam & Tanaka, 2004). Sewage from industrial, domestic waste and fecal material is also considered one of the main pollutants in coastal waters (Barile, 2004; Islam & Tanaka, 2004). As a consequence of coastal development, beaches receive large amounts of domestic and industrial sewage, with the proliferation of bacteria and reduction of dissolved oxygen near the shore, which impacts the structure and function of aquatic communities (Valiela et al., 1990; 1992). Urban beaches are also exposed to numerous tourists and domestic animals, such as dogs and pigeons (Abdelzaher et al., 2010), which can contaminate the environment with feces hosting some pathogens (i.e., *Escherichia coli* and *Enterococcus*) (Aragonés et al., 2016). Tourism associated with recreational activities is one of the main sources of disturbance in Brazilian sandy beaches, particularly in the Southeast, where development and landfills have transformed the coastal landscape (Amaral et al., 2016).

Most studies about the environmental quality of sandy beaches have used a single measure to evaluate the impact, focusing on biological information or contamination by solid waste (Cardoso et al., 2016; Munari et al., 2016). Beaches are subject to diverse human pressures; thus, the use of only one metric to evaluate the ecosystem quality may not indicate the actual effects of urbanization, and different indicators can better support planning and monitoring environmental pollution. The objectives of this study was (1) to evaluate the environmental quality of two beaches under different levels of urbanization using distinct metrics, including pH and dissolved oxygen of the water surface, the amount of sediment coliform and solid waste; (2) to determine the indicators that reflect differences in levels of urbanization. We test the hypothesis that sandy beaches with highest recreational potential and lowest conservation value have highest coliform

concentrations and solid waste abundance, indicating environmental quality reduction in urbanized areas.

2. Material and Methods

2.1. Study area

The study was conducted on Praia Grande Beach (21°41'57.82''S 41°1'25.91''W), in the municipality of Arraial do Cabo on the central coast of Rio de Janeiro State, and Grussaí Beach (21°41'57.82''S 41°1'25.91''W), in the municipality of São João da Barra in the northern Rio de Janeiro State (Fig. 1).

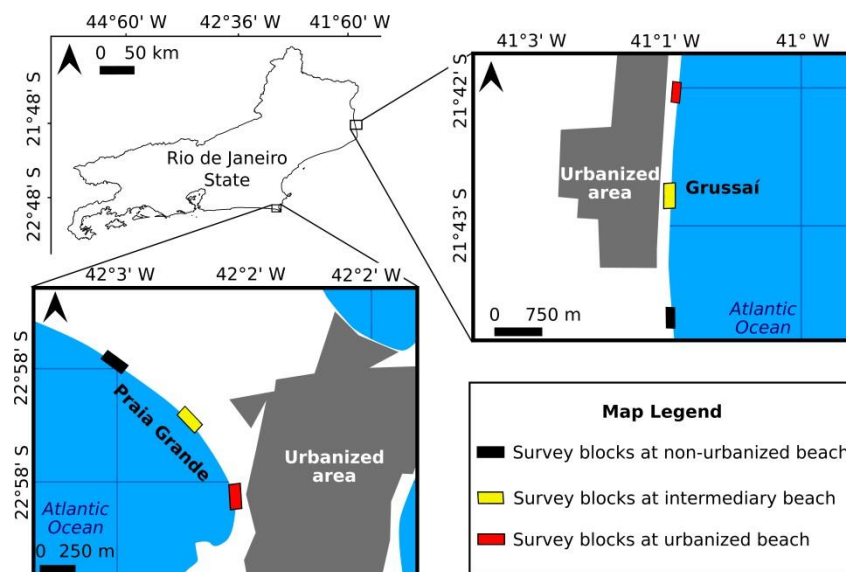


Figure 1. Map of the study areas, including the urbanized, intermediate and non-urbanized sectors on Praia Grande Beach and Grussaí Beach.

Praia Grande and Grussaí beaches display an impact gradient of tourism along the coast, including high impacted areas with two tourists/m² and areas with a lower presence of humans due to a reduced access. Praia Grande Beach is heavily visited and includes facilities such as kiosks, a paved waterfront, parking lots, streets, stores, restaurants and residences. According to municipal authorities, the city of Arraial do Cabo has a national tourism value and receives 400,000 visitors annually during the summer. The municipality of São João da Barra receives 150,000 tourists during the summer, mostly on Grussaí Beach, which has a regional touristic value and offers leisure activities, food, inns, and shows.

On both beaches three sectors, 2 km apart from each other, were selected representing an urbanization gradient based on the following criteria: number of visitors, infrastructure, and access to the beach and dune vegetation (Fig. 1). The urbanized sectors (U) have tourism infrastructure, easy access to transportation, a large number of visitors and scarce vegetation. The non-urbanized sectors (NU) are preserved, with dune vegetation and few visitors. The intermediate sectors (I) are in transition zones between the U and NU sectors and it shares characteristics of urbanized (e.g. easy access to beach) and non-urbanized beaches (e.g. dune vegetation preservation). In general, intermediate sectors receive higher number of visitors than non-urbanized sector, but it is not used by tourists as observed in the urbanized sectors (Costa et al., 2017).

Sampling was conducted twice during the low tourist period and twice during the high tourist period (winter 2015 and summer 2016, respectively), for each sector on each beach, totaling 24 sampling campaigns.

2.2. Recreational potential (RP), conservation index (CI) and urbanization index (UI)

The conservation, recreation potential and urbanization indexes for each sector were calculated by summing the scores attributed to the ecological and socioeconomic features. The original conservation index proposed by McLachlan et al. (2013) included the number of threatened and iconic species (0 to 3), macrofauna richness and abundance (0 to 2) and considered the dune system (0 to 5) as the main ecological characteristic; however, in the present study we chose the characterization of the dune vegetation as an adequate indicator of conservation. The recreation potential index considered infrastructure (0 to 5), safety for swimming and health (0 to 3), and the physical extension of the beaches (0 to 2). The urbanization index, adapted from González *et al.*, (2014), was estimated by the scores (0-5) of six variables: (1) distance from urban centers, (2) buildings on the sand, (3) cleanliness of the beach, (4) solid waste in the sand, (5) vehicle traffic on the sand, and (6) frequency of visitors. The urbanization levels were estimated by field observation (variables 1, 2, 3, 5 and 6), and sampling (variable 4). This index was calculated following the method of Gover, $X' = ((\sum X - X_{\min}) / (\sum X_{\max} - X_{\min}))$ (Legendre & Legendre, 1998), which reduce the indicator values to a range result, where $\sum X$ is the sum of the values attributed to each of the six variables and $X_{\min} - X_{\max}$ corresponds to the extreme values (0-5, in this

case). Values near “0” indicate low anthropogenic intervention and those near “1” indicate high anthropogenic intervention (González et al., 2014).

2.3. Environmental quality indicators

The indicators used to determine the environmental quality of the beaches were the following: pH and dissolved oxygen (DO) of surface water; concentration of total and fecal coliform in the sediment; composition, abundance and source of solid waste.

2.3.1. pH and dissolved oxygen (DO) content of surface water

The pH and DO of the surface water was measured with a Horiba U-50 Multiparameter Water Quality Meter. During each sampling period the water quality for primary contact was evaluated following the recommendations of the Brazilian National Council of the Environment (CONAMA) (Resolution 357/2005) (www.mma.gov.br), where salt water should have a DO not lower than 6 mg/L and pH between 6.5 and 8.5.

2.3.2. Total and fecal coliform in the sediment

To evaluate total and fecal coliform, sediment samples were collected at the upper (dry), middle (humid) and lower (saturated with water) intertidal levels to find the beach area most influenced by humans, dogs and pigeons. Sampling was conducted over five weeks in each sector of both beaches, along three transects 50 m apart. After a maximum period of 24 hours, the material was processed in the laboratory under aseptic conditions (in sealed containers that were incubated in an oven at 35° C for 24 hours) and subsequently counted. The procedure included quantifying the MPN (most probable number) for 100 ml of sample based on Resolution 274/2000 of CONAMA (www.mma.gov.br) for ocean water, and states that fresh, brackish, and salt water (for primary contact recreation) should be evaluated as safe or unsafe for recreational use.

2.3.3. Composition, abundance and source of solid waste

Solid waste larger than 1 cm was manually collected from the water line to the beginning of the dune vegetation, along five transects perpendicular to the coastline, in the urbanized (U), intermediate (I) and non-urbanized (NU) sectors of each beach. The distance between each transect was 25 m. Due to variations in

beach width, the transects had different widths (Praia Grande Beach U: 4 x 90 m, I and NU: 4 x 85 m; Grussaí Beach U: 4 x 130 m, I and NU: 4 x 70 m), and because of the variable length of the transects, the quantity of waste was evaluated based on average density (total number of items/m²). The material was separated into categories and subcategories and then quantified (adapted from Leite et al., 2014). The sources of waste were classified into five categories based on International Coastal Cleanup – ICC (Ocean Conservancy), which includes recreational, smoking, ocean/navigation, construction material, and personal medicine/hygiene activities.

2.4. Literature search

In order to provide data to be compared with our results, we searched the Science Direct and Scholar Google databases for studies that assessed the density of solid waste in sandy beaches in the last ten years. We performed the search using the following key terms: (1) marine debris + sandy beaches; and (2) solid waste + sandy beaches.

2.5. Data analysis

Solid marine waste pollution was evaluated based on the density (number of items/m²) of items belonging to each category (plastic, paper, wood, metal, glass, construction material and fabric). The differences among the sectors and tourism periods in coliform concentration, pH, DO and solid waste density were tested with a permutational analysis of variance (PERMANOVA), followed by a pairwise comparison of each experimental factor, when significantly different ($p < 0.05$).

The non-metric multidimensional scaling method (nMDS, Bray-Curtis dissimilarity coefficient) represented the spatial (U, I and NU sectors) and temporal (high and low tourism periods) associations including the solid waste density transformed into square root. The similarity percentage analysis (SIMPER) was conducted to determine the contribution percentage of the waste subcategories on each tourist period and beach sector, and identified the main sources of marine waste. The identification of waste subcategories that most contribute to differences among sectors with distinct human pressure provides valuable information for directional management actions (Munari et al., 2016).

To provide an integrative comparison of the environmental quality indicators among urbanized, intermediate and non-urbanized beaches, a nMDS ordination included all the metrics (OD, pH, fecal coliform, total coliform and solid waste), and the SIMPER analysis determined the contribution of these metrics to the dissimilarity among sectors with distinct levels of human pressure.

3. Results

3.1. Conservation, recreation potential and urbanization Index

The urbanized sectors of Praia Grande Beach and Grussaí Beach showed the highest recreation potential and urbanization index, and the lowest conservation index compared to the intermediate and non-urbanized sectors (Tab. 1).

Table 1. Conservation (CI), recreational potential (RI) and urbanization (UI) index for Praia Grande Beach and Grussaí Beach.

	Praia Grande Beach			Grussaí Beach		
	Non-urbanized	Intermediate	Urbanized	Non-urbanized	Intermediate	Urbanized
Conservation Index						
Dune vegetation (0-5)	4	3	1	4	3	1
Endangered and iconic species (0-3)	2	2	1	2	0	0
Macrobenthic abundance and diversity (0-2)	2	2	2	1	1	1
Total score	8	7	4	7	4	2
Recreation potential Index						
Infrastructure (0-5)	0	1	5	2	2	5
Safety and health (0-3)	2	2	2	2	2	2
Physical and carrying capacity (0-2)	2	2	2	2	2	2
Total score	4	5	9	6	6	9
Urbanization index						
Proximity to urban centers (0-5)	1	2	5	1	3	5
Building on the sand (0-5)	0	0	3	0	2	3
Beach cleaning (0-5)	0	0	1	0	0	1
Solid waste on the sand (0-5)	2	3	5	2	3	5
Vehicle traffic on the sand (0-5)	2	2	3	2	2	3
Frequency of visitors (0-5)	0	2	5	0	2	5
Total score	0.2	0.3	0.7	0.2	0.4	0.7

3.1. pH and DO of the water surface

On both beaches, the pH (minimum: 7.9, maximum: 8.3) did not differ significantly among the sectors (urbanized, intermediate and non-urbanized). At Praia Grande beach, DO was significantly ($p < 0.05$) higher in the urbanized sector compared to intermediate and non-urbanized ones (Tabs 2 and 5). Lower DO values were recorded during high touristic pressure in all the sectors, although they were below the limit allowed for primary contact (Tab. 2).

Table 2. pH and dissolved oxygen content (mg / l) of surface water in Praia Grande Beach and in Grussaí Beach in the low and high tourist pressure in the U (urbanized), I (intermediate) and NU (non-urbanized) sectors.

	Praia Grande Beach			Grussaí Beach		
	U	I	NU	U	I	NU
Low tourist pressure						
pH (mean \pm SD)	8.0 \pm 0.3	7.9 \pm 0.2	8.0 \pm 0.3	7.9 \pm 0.0	7.9 \pm 0.0	7.9 \pm 0.0
Dissolved oxygen (mean \pm SD)	9.0 \pm 0.5	7.9 \pm 0.0	7.8 \pm 1.0	6.6 \pm 1.3	7.3 \pm 2.8	6.5 \pm 0.8
High tourist pressure						
pH (mean \pm SD)	8.3 \pm 0.0	8.2 \pm 0.1	8.3 \pm 0.0	8.3 \pm 0.1	8.2 \pm 0.0	8.3 \pm 0.1
Dissolved oxygen (mean \pm SD)	7.3 \pm 0.7	7.2 \pm 0.7	7.7 \pm 1.1	6.6 \pm 0.4	6.7 \pm 0.3	6.6 \pm 0.5

3.2. Total and fecal coliform in the sediment

The most probable number/100 ml (MPN) for fecal coliform varied significantly ($p < 0.05$) from <1 to 88.8 MPN at Praia Grande Beach, with highest values found in the urbanized sector. Significant highest total coliform concentrations ($p < 0.05$) were recorded in the urbanized sectors of both beaches (Praia Grande Beach to 727 MPN/100 ml and Grussaí Beach to 870.4 MPN/100 ml), particularly for the upper intertidal level (dry sand) (Tabs 3, 4 and 5).

Table 3. The most probable number (MPN) of total coliform (TC) and fecal (CF) per 100 ml in the lower, middle and upper levels of the intertidal region in the urbanized, intermediate and non-urbanized sectors in Praia Grande Beach in the low and high tourist pressure. The classification follows the Brazilian legislation.

Sector	Pressure	Lower level		Middle level		Upper level		Beach Classification
		TC (MPN/100 mL)	FC (MPN/100 mL)	TC (MPN/100 mL)	FC (MPN/100 mL)	TC (MPN/100 mL)	FC (MPN/100 mL)	
Urbanized	High tourist pressure	2.0	8.5	13.2	3.1	501.2	31.4	SAFE (TC< 1000 MPN/100 mL; FC<800 MPN/100 mL)
		6.3	19.9	15.5	7.2	727.0	27.5	
		58.3	1.0	84.2	2.0	629.4	<1.0	
		39.1	17.3	19.7	7.5	601.5	27.8	
		2.0	1.0	<1.0	3.1	15.3	16.6	
	Low tourist pressure	32.8	6.2	10.7	2.0	18.1	4.1	
		691.0	60.5	691.0	65.7	61.0	88.8	
		5.2	7.5	4.1	1.0	14.6	25.9	
		28.1	0.1	6.3	<1.0	6.3	18.7	
		Intermediate	High tourist pressure	5.2	16.1	2.0	3.1	
1.0	<1.0			10.9	<1.0	2.0	<1.0	
3.1	<1.0			< 1.0	<1.0	1.0	<1.0	
10.7	1.0			6.3	2.0	12.2	9.6	
1.0	1.0			1.0	<1.0	23.8	<1.0	
Low tourist pressure	1.0		<1.0	5.1	1.0	7.3	1.0	
	312.3		<1.0	222.2	1.0	189.4	<1.0	
	<1.0		1.0	5.2	1.0	1.0	<1.0	
	4.1		1.0	3.0	<1.0	4.1	<1.0	
	Non-urbanized		High tourist pressure	2.0	<1.0	2.0	1.0	<1.0
<1.0		<1.0		2.0	<1.0	<1.0	<1.0	
1.0		<1.0		<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
3.1		<1.0		5.2	<1.0	1.0	<1.0	
1.0		<1.0		1.0	<1.0	11.0	7.2	
Low tourist pressure		3.0	<1.0	1.0	1.0	1.0	<1.0	
		1.0	<1.0	2.0	<1.0	2.0	<1.0	
		10.8	<1.0	7.5	1.0	4.1	2.0	
		5.2	<1.0	2.0	<1.0	5.2	1.0	

Table 4. The most probable number (MPN) of total coliform (TC) and fecal (CF) per 100 ml in the lower, middle and upper levels of the intertidal region in the urbanized, intermediate and non-urbanized sectors in Grussaí Beach in the low and high tourist pressure. The classification follows the Brazilian legislation.

Sector	Pressure	Lower level		Middle level		Upper level		Beach Classification
		TC (MPN/100 mL)	FC (MPN/100 mL)	TC (MPN/100 mL)	FC (MPN/100 mL)	TC (MPN/100 mL)	FC (MPN/100 mL)	
Urbanized	High tourist pressure	8.4	<1.0	33.6	2.0	128.1	4.1	SAFE (TC< 1000 MPN/100 mL; FC<800 MPN/100 mL)
		50.4	6.3	19.5	19.5	135.4	11.9	
	Low tourist pressure	10.9	<1.0	37.9	3.1	248.9	4.0	
		9.1	<1.0	112.4	9.5	870.4	129.2	
		7.2	4.1	93.6	12.8	41.4	<1.0	
		<1.0	<1.0	2.0	<1.0	5.1	<1.0	
		12.7	<1.0	25.0	<1.0	50.4	14.5	
		10.8	5.1	5.2	2.0	260.3	13.0	
		8.4	<1.0	11.9	2.0	47.9	38.8	
		Intermediate	High tourist pressure	20.1	1.0	18.7	3.0	
29.8	4.1			46.4	4.1	93.3	7.5	
Low tourist pressure	7.2		1.0	1.0	<1.0	13.1	4.1	
	10.9		<1.0	93.4	6.1	16.0	4.1	
	26.9		4.0	25.0	3.0	3.1	1.0	
	4.0		<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	<1.0	
	22.6		<1.0	13.5	<1.0	1.0	<1.0	
	7.5		5.2	10.9	7.4	77.6	15.5	
	8.5		<1.0	55.2	3.0	43.3	6.2	
	Non-urbanized		High tourist pressure	12.1	<1.0	49.5	1.0	13.2
14.4		<1.0		8.1	<1.0	14.6	<1.0	
Low tourist pressure		5.2	<1.0	4.1	1.0	7.4	2.0	
		9.7	<1.0	6.2	<1.0	119.0	<1.0	
		29.2	12.1	11.6	1.0	10.6	<1.0	
		4.1	<1.0	1.0	<1.0	1.0	<1.0	
		7.4	7.4	30.0	2.0	3.0	<1.0	
		18.7	1.0	21.1	3.0	3.0	<1.0	
		6.3	<1.0	21.3	2.0	<1.0	<1.0	

3.3. Composition, abundance and source of solid waste

A total of 20040 solid waste items were collected. Plastic was the main category of debris on both beaches and sampling periods (> 80%), followed by paper (4.8-5.5%), wood (3.5-6.5%), metal (1.5-3.5%), glass (1-2%), fabric (0.9-1.9%) and construction material (<1%).

The total density of solid waste varied from 4.3 to 8.2 items/m² in the urbanized sector and from 0.3 to 0.9 items/m² in non-urbanized at Praia Grande Beach (Fig. 2a). At Grussaí beach the density of solid waste varied from 2.6 to 2.7 items/m² in the urbanized sector and from 0.3 to 1.5 items/m² in the non-urbanized sector (Fig. 2b). The density of debris was significantly higher in the urbanized sectors of both beaches ($p < 0.05$) (Tab. 5).

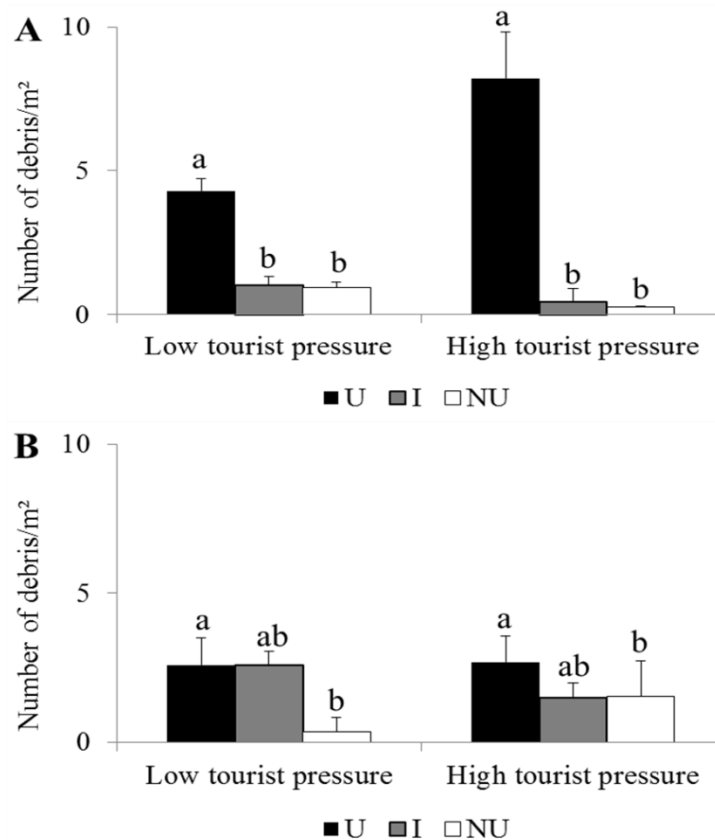


Figure 2. Average density (\pm SD) of solid waste during low and high touristic pressure in the urbanized (U), intermediate (I) and non-urbanized (NU) sectors of Praia Grande Beach (A) and Grussaí Beach (B). Different letters: $p < 0.05$.

Table 5. PERMANOVA results and pair-wise analysis of the metrics of environmental quality considering the beaches (Grussaí and Praia Grande), sectors (U: urbanized; I: intermediate and NU: non-urbanized) and touristic season (high touristic season and low touristic season).

	Dissolved oxygen		Total coliform		pH		Solid waste		Fecal coliform	
	pseudo-F	P	pseudo-F	p	pseudo-F	p	pseudo-F	p	pseudo-f	p
Beach (B)	2.520	0.117	0.765	0.426	0.280	0.597	5.942	0.011*	3.986	0.029*
Sector (S)	3.666	0.027*	26.453	0.001*	2.912	0.060	83.390	0.001*	17.497	0.001*
Touristic season (TS)	8.170	0.002*	0.294	0.965	8.299	0.001*	5.044	0.024*	1.151	0.301
B x S	4.630	0.007*	1.653	0.189	0.911	0.436	39.193	0.001*	4.173	0.008*
B x TS	4.221	0.045*	1.005	0.326	2.352	0.139	1.551	0.226	8.987	0.002*
S X TS	3.486	0.030*	2.072	0.139	0.683	0.506	8.981	0.001*	1.348	0.281
B X S X TS	3.719	0.025*	3.249	0.048*	0.589	0.538	7.637	0.001*	1.303	0.254
Residuals	60		24		60		108		24	
Total	71		35		71		119		35	
Pair-wise test										
Grussaí Beach	T	P	t	p	t	p	t	p	t	p
U x I	0.878	0.428	1.765	0.128	0.187	0.852	1,745	0.098	0.878	0.428
U x NU	1.770	0.100	3.243	0.010*	2.199	0.064	2.810	0.011*	1.770	0.100
I X NU	1.886	0.094	2.590	0.033*	2.623	0.020	1.677	0.092	1.886	0.094
Praia Grande Beach	T	P	t	p	t	p	t	p	t	p
U x I	2.887	0.010*	4.609	0.004*	1.343	0.206	11.822	0.001*	2.890	0.010*
U x NU	5.616	0.005*	6.570	0.003*	0.652	0.997	17.354	0.001*	5.616	0.005*
I X NU	7.445	0.070	2.255	0.053	1.217	0.229	0.576	0.605	7.440	0.002*

3.4. Subcategories and sources of solid waste

The nMDS representation of the solid waste subcategories shows the U sectors of both beaches in the lower half of the figures, apart from the NU and I sectors at the high and low tourist period (Figs 3a, 3b). At Praia Grande Beach, the subcategories related to recreational activities, such as straws, caps, cups/plates/cutlery and food packaging contributed with 67.73% of the dissimilarity among the sectors (Tab.6a). At Grussaí Beach, straws, popsicle sticks, styrofoam and food packaging, all from recreational activities, contributed the most (58.93%) to the dissimilarity among the sectors (Tab. 6b).

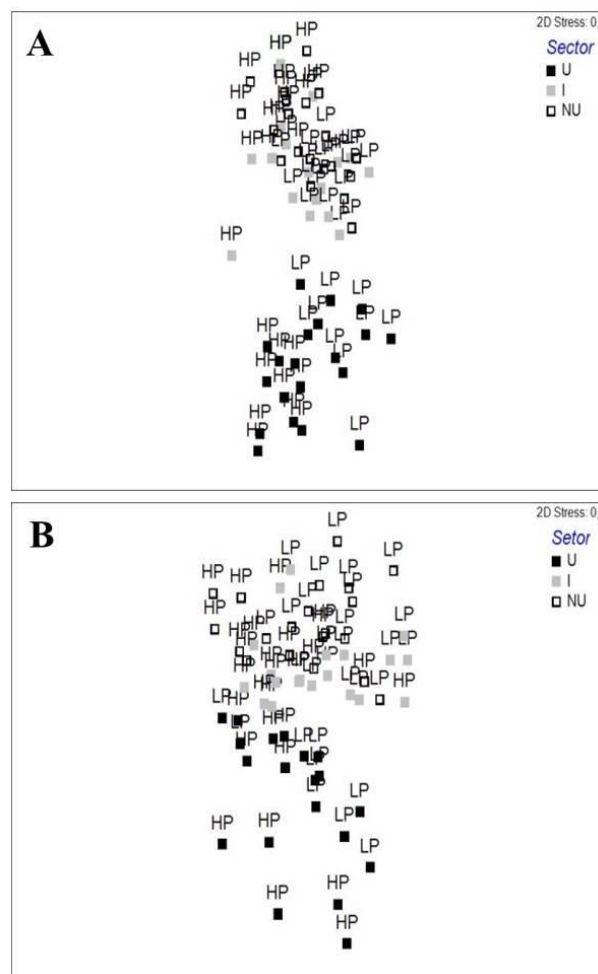


Figure 3. Non-metric multidimensional scaling representation (nMDS Bray-Curtis dissimilarity coefficient) of the subcategories of solid waste in each sector (U: urbanized, I: intermediate, NU: non-urbanized) during high (HP) and low (LP) touristic pressure. Praia Grande Beach (A) and Grussaí Beach (B).

Table 6. SIMPER analysis of the main subcategories of solid wastes for Praia Grande Beach (A) Grussaí Beach (B), and their respective sources (RA: Recreational activities, S: Smoking activities, OW: Ocean/waterway activities, MH: Medicine/personal hygiene activities, and D: Dumping activities).

A			
Categories	Subcategories	Contribution (%)	Sources
Plastic	Straws	12.63	RA
Plastic	Cigarettes	10.40	S
Plastic	Caps	8.37	RA
Plastic	Unidentifiable fragments	5.56	D
Plastic	Cups / plates / cutlery	4.55	RA
Plastic	Food packaging	3.87	RA
Paper	Napkin	3.63	RA
Wood	Popsicle sticks	3.27	RA
Plastic	Caps (other)	2.41	RA
Plastic	Metal caps	4.63	RA
Paper	Paper packaging	2.26	RA
Plastic	Bags	1.98	RA
B			
Categories	Subcategories	Contribution (%)	Sources
Plastic	Cigarettes	8.55	S
Plastic	Unidentifiable fragments	8.27	D
Plastic	Straws	6.03	RA
Wood	Popsicle sticks	4.65	RA
Plastic	Styrofoam	3.79	RA
Plastic	Food packaging	3.56	RA
Paper	Paper fragments	3.03	D
Plastic	Caps (other)	2.61	RA
Plastic	Caps	2.60	RA
Plastic	Cups / plates / cutlery	2.56	RA
Plastic	Seals	2.49	RA
Plastic	Ropes	2.42	OW
Glass	Glass fragments	2.24	D
Plastic	Stick lollipop	2.00	RA
Paper	Paper packaging	1.90	RA

3.5. Integrative analysis of environmental quality

The nMDS ordination that provides an integrative comparison of the environmental quality metrics showed that all the surveys in the urbanized sectors

were clustered in a single group (Fig. 4). The SIMPER analysis revealed that total coliform (~40%), fecal coliform (~30%) and solid waste (~25%) were the metrics that most contributed to the dissimilarity between urbanized and non-urbanized sectors (26%) and between urbanized and intermediate sectors (17%).

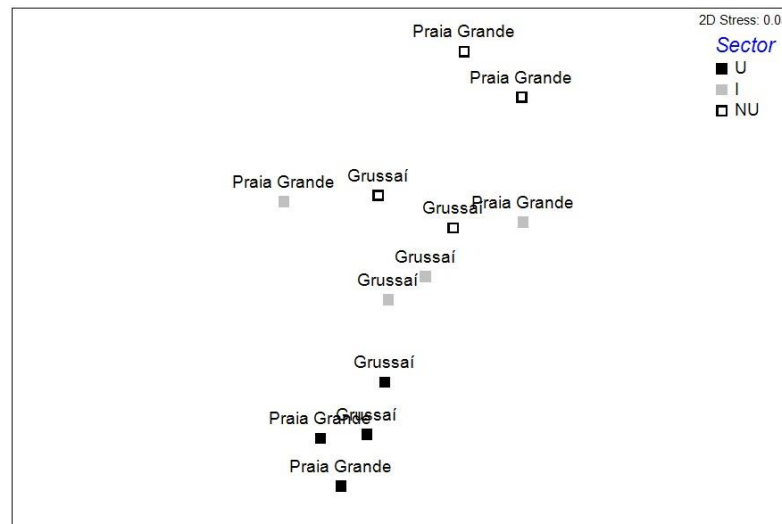


Figure 4. Non-metric multidimensional scaling representation (nMDS Bray-Curtis dissimilarity coefficient) of the combined metrics of environmental quality (DO, pH, total and fecal coliform and solid waste) in the urbanized (U), intermediate (I) and non-urbanized (NU) sectors of Praia Grande and Grussaí beaches.

4. Literature review

The literature search included forty-four studies assessing solid waste density and percentage of plastic in sandy beaches across the world. The highest density of solid waste was found in Spain (Williams et al., 2016) and lower density in Brazil (Oigman-Pszczol & Creed, 2007). The Belgium had a higher percentage of plastic (Tab.7).

Table 7. Average density of solid waste and percentage of plastic on sandy beaches worldwide. Density was only calculated for studies that provided the width and length of sampling area.

Location	Average density (items/m ²)	Plastic (%)	Beaches	Source
Brazil	4.5	84.0	2	This study
Brazil	0.1	36.8	10	Oigman-Pszczol & Creed (2007)
Israel	0.1	90.0	8	Pasternak et al. (2016)
Italy	0.2	81.1	5	Munari et al. (2015)
Taiwan	0.2	33.5	6	Kuo & Huang (2014)
Malaysia	0.4	94.3	1	Adnan et al. (2015)
Malaysia	0.4	55.0	2	Khairunnisa et al. (2012)
Malaysia	0.5	74.0	4	Agamuthu et al. (2012)
Brazil	0.8	87.1	9	Leite et al. (2014)
Taiwan	0.9	55.0	4	Liu et al. (2013)
Turkey	0.9	78.5	10	Topçu et al. (2013)
USA	1.0	36.0	12	Rosevelt et al. (2013)
Brazil	1.0	90.0	5	Widmer & Hennemann (2010)
India	1.4	44.9	1	Kumar et al. (2016)
Portugal	1.6	93.1	2	Pieper et al. (2015)
Chile	1.8	-	5	Bravo et al. (2009)
Brazil	2.3	69.5	4	Silva et al. (2016)
Spain	22.7	70.0	20	Williams et al. (2016)
Malaysia	-	18.9	4	Mobilik et al. (2014)
Colombia	-	27.0	26	Rangel-Bultrago et al. (2017)
Brazil	-	39.5	2	Tavares et al. (2016)
Englad	-	39.6	4	Turner & Solman (2016)
China	-	41.4	9	Zhou et al. (2011)
Brazil	-	42.0	10	Portz et al. (2011)
Tailand	-	45.0	3	Thushari et al. (2016)
Spain	-	45.0	9	Dios et al. (2012)
Brazil	-	47.9	1	Tourinho & Filmann (2011)
Pakistan	-	49.4	9	Qari & Shaffat (2015)
Korea	-	49.8	20	Hong et al. (2014)
Pakistan	-	50.5	1	Ali & Shams (2015)
Brazil	-	52.7	2	Silva et al. (2015)
Brazil	-	60.0	5	Souza et al. (2015)
Germany	-	60.4	1	Liebezeit (2008)
Brazil	-	63.0	1	Vieira et al. (2013)
Spain	-	67.0	32	Martinez-Ribes et al. (2007)
Australia	-	73.0	16	Smith et al. (2014)
Chile	-	75.0	2	Thiel et al. (2013)
Brazil	-	76.0	18	Santos et al. (2009)
Brazil	-	80.0	1	Oliveira et al. (2011)
Germany	-	82.7	2	Hengstmann et al. (2017)
Britain	-	83.0	736	Nelms et al. (2017)
Australia	-	91.2	1	Lavers et al. (2013)
Italy	-	94.4	1	Poeta et al. (2016)
Belgium	-	95.5	4	Van Cauwenberghe et al. (2013)

5. Discussion

The areas with a higher levels of urbanization and recreational potential are more exposed to contamination from coliforms and solid waste. Also, urbanized beaches show lower conservation index in contrast with higher recreation and urbanization scores. Almost all the metrics indicate that environmental quality

decreases when sandy beaches are subjected to higher levels of urbanization and recreational potential. However, the results of the present study pointed out that the use of some indicators of environmental quality (pH and OD) did not reflect the beach urbanization and reduction on environmental quality. Thus, the use of multiple environmental metrics, which was relatively rapid, provided a robust measurement of sandy beach quality.

The total coliform values in the upper intertidal level of the urbanized sectors were > 17 times higher than those from the non-urbanized sectors. The upper area of the beaches is more susceptible to contamination by bacteria, due to the greater survival rate of these organisms in dry sand and because this portion retains organic material that is a source of carbon, nitrogen and salts, which allows the bacteria to proliferate (Mancini et al., 2005). Despite this, the total and fecal coliform levels were below the maximum levels allowed based on Brazilian legislation (1000 MPN/100 ml and 800 MPN/100 ml, respectively); thus, for this criterion, all three sectors on Grussaí and Praia Grande beaches can still be used for recreation. However, the significant higher levels registered in the urbanized area could become unsafe over time, and justify a continuous monitoring program of the beaches.

A greater amount of solid waste was found in the urbanized sectors of both beaches, with an average value of 4.5 items/m², which is higher than what was registered for 106 other beaches investigated around the world (except Spain, Tab. 7). This result indicates the need for management actions in these beaches. In our study, plastic represented 84% of the total number of items collected. In other studies this percentage varied from 18.9 to 95.5%, but it was always the main category of debris found on sandy beaches worldwide (Thompson, 2006). Plastic is widely used for many purposes, is known for its persistence and low degradation and weight, and easily moves around and accumulates in marine environments (Derraik, 2002; Kuo & Huang, 2014; Rochman et al., 2015; Li & Fok, 2016).

The main plastic subcategories were represented by small items, such as cigarettes and straws. These types of materials are not effectively removed from beaches by cleaning services (Laglbauer et al., 2014; Silva et al., 2015; Munari et al., 2016), and reflect the selective cleaning of larger items. Management measures, such as specific training and using less selective tools (e.g., rakes with less space between the tines), might help solve this problem.

The determination of the type and source of solid waste on sandy beaches is an important tool to elaborate and implement actions that reduce these items in the environment (Munari et al., 2016). In this study, it was found that recreational activities represented 80% of the solid waste sources, which is higher than the worldwide average of 68% in 2010 (Ocean conservancy, 2010). The presence of vendors and food stalls on the beaches contributed to the elevated incidence of plastic articles related to food, such as plates and cutlery, mainly during high tourist pressure. The following preventive measures are suggested: i) addition of more garbage cans along the beaches to assist in the appropriate disposal of items; ii) educational signs to raise awareness and a better understanding of the problems caused by inadequately disposing solid waste; and iii) laws that require maintaining and cleaning around establishments by the owners, which would reduce the quantity of waste in the beach environment, promoting the concept of “leave no trace” to beachgoers. This concept aims at responsible recreation through education, research and partnerships, building awareness and respect for ecosystems (www.leavenotrace.ca).

Grooming also promotes negative effects on sandy beaches because it removes natural detritus, such as stranded wrack, that is a food source for several detritivorous (Colombini et al., 2000; Dugan et al., 2003). In addition, heavy machines directly kill macroinvertebrates and turtle eggs (Martin et al., 2002). In terms of environmental conservation, cleaning beaches is not completely desirable (Defeo et al., 2009). However, simple strategies, such as manual and non-selective cleaning, could be essential in cleaning beaches of excess natural (algae and animal parts) and anthropogenic (solid waste) debris so they can be used for recreation.

Sandy beach ecosystems are important, both as a destination for leisure and to the economy, and many coastal cities depend on tourism and the quality of these environments. An integrated plan that includes adequate progress and management should be employed, with the goals of promoting less impact on the urbanized beaches and maintaining their touristic value, as well as to preserve the basic ecological functions of the beaches in less impacted areas. The combination of legislation, enforcement, fines and enhancement of ecological awareness through education is probably the best way to resolve these ecological problems over the short- and medium-term.

The use of different environmental quality index allowed the beaches to be classified according the degree of conservation, use and human intervention, and also indicated a relation between urbanization and recreation potential of the beaches, with the highest density of solid waste from recreational sources and coliform concentrations. It is also noteworthy that the intermediate sectors of both beaches showed similar results to the non-urbanized sectors, considering the different metrics of urbanization on environmental quality, which indicates that these sectors are buffer zones for anthropogenic impacts and should not be entirely urbanized (Colombini et al., 2011). Thus, beach zoning should be increased in areas destined for tourism and recreation, since the maintenance of intermediate sectors would dissipate the pressure of the urbanized sectors and make it difficult to access non-urbanized areas.

Coliform concentrations and solid waste abundance resulted to be sensible metrics for detecting differences in environmental quality between urbanized and recreational beaches. These results confirmed our hypothesis that beaches areas with highest recreational potential and lowest conservation value display decreased environmental quality. Other metrics, such as pH and OD did not show clear differences between beaches under distinct levels of urbanization. Most research assessing the quality coastal environments is based on metrics including few environmental variables or the presence of bioindicators (McLachlan et al., 2013; Cardoso et al., 2016; Munari et al., 2016; Tavares et al., 2016). Here, we demonstrate that assessing metrics for the direct impact of human pollution, such as coliform concentrations and solid waste abundance may provide better estimations of environmental quality in sandy beaches than using solely physicochemical variables. Thus, further studies should consider direct measurements of pollutants such as solid waste for assessing the quality of coastal environments, which may be not accurately reflected by physicochemical factors.

6. References

Abdelzaher, A. M., Wright, M. E., Ortega, C., Solo-Gabriele, H. M., Miller, G., Elmir, S., Newman, X., Shih, P., Bonilla, J. A., Bonilla, T. D., Palmer, C. J., Scott, T., Lukasik, J., Harwood, V. J., McQuaig, S., Sinigalliano, C., Gidley, M., Plano, L. R. W., Zhu, X., Wang, J. D., & Fleming, L. E. (2010). Presence of pathogens and indicator microbes at a non-point source subtropical

- recreational marine beach. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(3), 724-732.
- Adnan, F. A. F., Kilip, R., Keniin, D., & Payus, C. (2015). Classification and quantification of marine debris at teluk likas, Sabah, 36(1).
- Agamuthu, P., Fauziah, S. H., & Khairunnisa, A. K. (2012, February). Marine debris on selected Malaysian beaches, impacts of human ignorance. In *Proceedings of The 10th. Expert Meeting on Solid Waste Management in Asia and Pacific Islands (SWAPI)* (pp. 20-22).
- Ali, R., & Shams, Z. I. (2015). Quantities and composition of shore debris along Clifton Beach, Karachi, Pakistan. *Journal of Coastal Conservation*, 19(4), 527-535.
- Amaral, A. C. Z., Corte, G. N., Denadai, M. R., Colling, L. A., Borzone, C., Veloso, V., Omena, R. P., Zalmon, I. R., Rocha-Barreira, C.A., Souza, J. R. B., Rosa, L. C. D. & Almeida, T. C. M. (2016). Brazilian sandy beaches: characteristics, ecosystem services, impacts, knowledge and priorities. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(SPE2), 5-16.
- Aragónés, L., López, I., Palazón, A., López-Úbeda, R., & García, C. (2016). Evaluation of the quality of coastal bathing waters in Spain through fecal bacteria *Escherichia coli* and *Enterococcus*. *Science of the Total Environment*, 566, 288-297.
- Barile, P. J. (2004). Evidence of anthropogenic nitrogen enrichment of the littoral waters of east central Florida. *Journal of Coastal Research*, 20(4), 1237-1245.
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Kennedy, C., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81(2), 169-193.
- Bessa, F., Gonçalves, S. C., Franco, J. N., André, J. N., Cunha, P. P., & Marques, J. C. (2014). Temporal changes in macrofauna as response indicator to potential human pressures on sandy beaches. *Ecological Indicators*, 41, 49-57.
- Bravo, M., de los Ángeles Gallardo, M., Luna-Jorquera, G., Núñez, P., Vásquez, N., & Thiel, M. (2009). Anthropogenic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): Results from a national survey supported by volunteers. *Marine Pollution Bulletin*, 58(11), 1718-1726.

- Browne, M. A., Underwood, A. J., Chapman, M. G., Williams, R., Thompson, R. C., & van Franeker, J. A. (2015). Linking effects of anthropogenic debris to ecological impacts. In: *Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences*, 282(1807), 20142929. The Royal Society
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A.P., Daily, G. C., Loreu, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S. & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
- Cardoso, R. S., Barboza, C. A., Skinner, V. B., & Cabrini, T. M. (2016). Crustaceans as ecological indicators of metropolitan sandy beaches health. *Ecological Indicators*, 62, 154-162.
- Costa, L. L., Landmann, J. G., Gaelzer, L. R., & Zalmon, I. R. (2017). Does human pressure affect the community structure of surf zone fish in sandy beaches?. *Continental Shelf Research*, 132, 1-10.
- Colombini, I., Aloia, A., Fallaci, M., Pezzoli, G., & Chelazzi, L. (2000). Temporal and spatial use of stranded wrack by the macrofauna of a tropical sandy beach. *Marine Biology*, 136(3), 531-541.
- Colombini, I., Fallaci, M., & Chelazzi, L. (2011). Terrestrial macroinvertebrates as key elements for sustainable beach management. *Journal of Coastal Research*, 61, 24-35.
- Ocean Conservancy. *International Coastal Cleanup: Summary Report for the United States*. <http://www.oceanconservancy.org>
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D. S., Schlacher, T. A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., & Scapini, F. (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(1), 1-12.
- Derraik, J. G. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), 842-852.
- Dios, A. P., Salvat, M. C., Garrido, E. M., & Sanchez-Cabeza, J. A. (2012). Environmental quality of Sitges (Catalonia, NE Spain) beaches during the bathing season. *Ocean & coastal management*, 55, 128-134.
- Dugan, J. E., Hubbard, D. M., McCrary, M. D., & Pierson, M. O. (2003). The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 25-40.

- Gall, S. C., & Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92(1), 170-179.
- Gheskiere, T., Vincx, M., Weslawski, J. M., Scapini, F., & Degraer, S. (2005). Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 60(2), 245-265.
- Gil, M. A., & Pfaller, J. B. (2016). Oceanic barnacles act as foundation species on plastic debris: implications for marine dispersal. *Scientific Reports*, 6.
- Gonçalves, S. C., Anastácio, P. M., & Marques, J. C. (2013). Talitrid and Tylid crustaceans bioecology as a tool to monitor and assess sandy beaches' ecological quality condition. *Ecological Indicators*, 29, 549-557.
- González, S. A., Yáñez-Navea, K., & Muñoz, M. (2014). Effect of coastal urbanization on sandy beach coleoptera *Phaleria maculata* (Kulzer, 1959) in northern Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), 265-274.
- Hengstmann, E., Gräwe, D., Tamminga, M., & Fischer, E. K. (2017). Marine litter abundance and distribution on beaches on the Isle of Rügen considering the influence of exposition, morphology and recreational activities. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1), 297-306.
- Hong, S., Lee, J., Kang, D., Choi, H. W., & Ko, S. H. (2014). Quantities, composition, and sources of beach debris in Korea from the results of nationwide monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 84(1), 27-34.
- Islam, M. S., & Tanaka, M. (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 48(7), 624-649.
- Khairunnisa, A. K., Fauziah, S. H., & Agamuthu, P. (2012). Marine debris composition and abundance: a case study of selected beaches in Port Dickson, Malaysia. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 15(3), 279-286.
- Kline, J. D., & Swallow, S. K. (1998). The demand for local access to coastal recreation in southern New England. *Coastal Management*, 26(3), 177-190.
- Kumar, A., Sivakumar, R., Reddy, Y. S. R., Raja, B., Nishanth, T., & Revanth, V. (2016). Preliminary study on marine debris pollution along Marina beach, Chennai, India. *Regional Studies in Marine Science*, 5, 35-40.

- Kuo, F. J., & Huang, H. W. (2014). Strategy for mitigation of marine debris: analysis of sources and composition of marine debris in northern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), 70-78.
- Laglbauer, B. J., Franco-Santos, R. M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M. & Deprez, T. (2014). Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Marine Pollution Bulletin*, 89(1), 356-366.
- Lavers, J. L., Hodgson, J. C., & Clarke, R. H. (2013). Prevalence and composition of marine debris in Brown Booby (*Sula leucogaster*) nests at Ashmore Reef. *Marine pollution bulletin*, 77(1), 320-324.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87(10), 2614–2625.
- Leite, A. S., Santos, L. L., Costa, Y., & Hatje, V. (2014). Influence of proximity to an urban center in the pattern of contamination by marine debris. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 242-247.
- Li, W. C., Tse, H. F., & Fok, L. (2016). Plastic waste in the marine environment: A review of sources, occurrence and effects. *Science of The Total Environment*, 566, 333-349.
- Liebezeit, G. (2008). Marine litter on the Kachelotplate, Lower Saxonian Wadden Sea. *Senckenbergiana maritima*, 38(2), 147-151.
- Liu, T. K., Wang, M. W., & Chen, P. (2013). Influence of waste management policy on the characteristics of beach litter in Kaohsiung, Taiwan. *Marine pollution bulletin*, 72(1), 99-106.
- McLachlan, A., Defeo, O., Jaramillo, E., & Short, A. D. (2013). Sandy beach conservation and recreation: guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean & Coastal Management*, 71, 256-268.
- Mancini, L., D'Angelo, A. M., Pierdominici, E., Ferrari, C., Anselmo, A., Venturi, L., Fazzo, L., Formichetti, P., Laconelli, M., & Pennelli, B. (2005). Microbiological quality of Italian beach sands. *Microchemical Journal*, 79(1), 257-261.
- Martin, K.L. (2002). Does beach grooming harm grunion eggs?. *California Sea Grant College Program*, 5.

- Martinez-Ribes, L., Basterretxea, G., Palmer, M., & Tintoré, J. (2007). Origin and abundance of beach debris in the Balearic Islands. *Scientia Marina*, 71(2), 305-314.
- Mobilik, J. M., Ling, T. Y., Husain, M. L., & Hassan, R. (2014). Type and abundance of marine debris at selected public beaches in Sarawak, East Malaysia, during the northeast monsoon. *Journal of Sustainability Science and Management*, 9(2), 43-51.
- Munari, C., Corbau, C., Simeoni, U., & Mistri, M. (2016). Marine litter on Mediterranean shores: Analysis of composition, spatial distribution and sources in north-western Adriatic beaches. *Waste Management*, 49, 483-490.
- Nelms, S. E., Coombes, C., Foster, L. C., Galloway, T. S., Godley, B. J., Lindeque, P. K., & Witt, M. J. (2017). Marine anthropogenic litter on British beaches: a 10-year nationwide assessment using citizen science data. *Science of The Total Environment*, 579, 1399-1409.
- Oigman-Pszczol, S. S., & Creed, J. C. (2007). Quantification and classification of marine litter on beaches along Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 23(2), 421-428.
- Oliveira, A. de L., Tessler, M. G., & Turra, A. (2011). Longshore distribution of litter in sandy beaches – Case study in Massaguaçu Beach, Caraguatatuba, SP. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11(1), 75-84.
- Pasternak, G., Zviely, D., Ribic, C. A., Ariel, A., & Spanier, E. (2017). Sources, composition and spatial distribution of marine debris along the Mediterranean coast of Israel. *Marine Pollution Bulletin*, 114(2), 1036-1045.
- Peterson, C. H., Hickerson, D. H., & Johnson, G. G. (2000). Short-term consequences of nourishment and bulldozing on the dominant large invertebrates of a sandy beach. *Journal of Coastal Research*, 16(2), 368-378.
- Pieper, C., Ventura, M. A., Martins, A., & Cunha, R. T. (2015). Beach debris in the Azores (NE Atlantic): Faial Island as a first case study. *Marine pollution bulletin*, 101(2), 575-582.
- Poeta, G., Battisti, C., Bazzichetto, M., & Acosta, A. T. (2016). The cotton buds beach: Marine litter assessment along the Tyrrhenian coast of central Italy following the marine strategy framework directive criteria. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1), 266-270.

- Portz, L., Manzolli, R. P., & Ivar do Sul, J. A. (2011). Marine debris on Rio Grande do Sul north coast, Brazil: spatial and temporal patterns. *Journal of Integrated Coastal Zone Management*, 11(1), 41-48.
- Qari, R., & Shaffat, M. (2015). Distribution and Abundance of Marine Debris Along the Coast of Karachi (Arabian Sea), Pakistan. In *Series B: Biological Sciences* (p. 98).
- Rangel-Buitrago, N., Williams, A., Anfuso, G., Arias, M., & Gracia, A. (2017). Magnitudes, sources, and management of beach litter along the Atlantico department coastline, Caribbean coast of Colombia. *Ocean & Coastal Management*, 138, 142-157.
- Rao, R. S. (2014). Emerging trends in hospitality and tourism. *International Journal of Research – GRANTHAALAYAH*, 1(1), 1-8.
- Rochman, C. M., Tahir, A., Williams, S. L., Baxa, D. V., Lam, R., Miller, J. T., Teh, F. C., Werorilangi, S. & Teh, S. J. (2015). Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption. *Scientific Reports*, 5, 14340.
- Rosevelt, C., Los Huertos, M., Garza, C., & Nevins, H. M. (2013). Marine debris in central California: Quantifying type and abundance of beach litter in Monterey Bay, CA. *Marine pollution bulletin*, 71(1), 299-306.
- Santos, I. R., Friedrich, A. C., & Do Sul, J. A. I. (2009). Marine debris contamination along undeveloped tropical beaches from northeast Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 148(1-4), 455-462.
- Silva, M. L., de Araújo, F. V., Castro, R. O., & Sales, A. S. (2015). Spatial-temporal analysis of marine debris on beaches of Niterói, RJ, Brazil: Itaipu and Itacoatiara. *Marine pollution bulletin*, 92(1), 233-236.
- Silva, M. L., Sales, A. S., Martins, S., de Oliveira Castro, R., & de Araújo, F. V. (2016). The influence of the intensity of use, rainfall and location in the amount of marine debris in four beaches in Niteroi, Brazil: Sossego, Cambinhas, Charitas and Flechas. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1), 36-39.
- Smith, S. D., Gillies, C. L., & Shortland-Jones, H. (2014). Patterns of marine debris distribution on the beaches of Rottnest Island, Western Australia. *Marine pollution bulletin*, 88(1), 188-193.

- Souza, J. L. D., & Silva, I. R. (2015). Environmental quality of the beaches of the island of Itaparica, Todos os Santos Bay, Bahia. *Sociedade & Natureza*, 27(3), 469-483.
- Tavares, D. C., Costa, L. L., Rangel, D. F., de Moura, J. F., Zalmon, I. R., & Siciliano, S. (2016). Nests of the brown booby (*Sula leucogaster*) as a potential indicator of tropical ocean pollution by marine debris. *Ecological Indicators*, 70, 10-14.
- Thiel, M., Hinojosa, I. A., Miranda, L., Pantoja, J. F., Rivadeneira, M. M., & Vásquez, N. (2013). Anthropogenic marine debris in the coastal environment: A multi-year comparison between coastal waters and local shores. *Marine Pollution Bulletin*, 71(1), 307-316.
- Thompson, R. C. (2006). Plastic debris in the marine environment: consequences and solutions. *Marine Nature Conservation in Europe*, 193, 107-115.
- Thushari, G. G. N., Chavanich, S., & Yakupitiyage, A. (2017). Coastal debris analysis in beaches of Chonburi Province, eastern of Thailand as implications for coastal conservation. *Marine Pollution Bulletin*.
- Topçu, E. N., Tonay, A. M., Dede, A., Öztürk, A. A., & Öztürk, B. (2013). Origin and abundance of marine litter along sandy beaches of the Turkish Western Black Sea Coast. *Marine environmental research*, 85, 21-28.
- Tourinho, P. D. S., & Fillmann, G. (2011). Temporal trend of litter contamination at Cassino beach, Southern Brazil, 11(1), 97-102.
- Turner, A., & Solman, K. R. (2016). Analysis of the elemental composition of marine litter by field-portable-XRF. *Talanta*, 159, 262-271.
- Valiela, I., Costa, J., Foreman, K., Teal, J. M., Howes, B., & Aubrey, D. (1990). Transport of groundwater-borne nutrients from watersheds and their effects on coastal waters. *Biodegradation*, 10(3), 177-197.
- Valiela, I., Foreman, K., LaMontagne, M., Hersh, D., Costa, J., Peckol, P., DeMeo-Anderson, B., D'Avanzo, C., Babione, M., Sham, C., Brawley, J., & Lajtha, K. (1992). Couplings of watersheds and coastal waters: sources and consequences of nutrient enrichment in Waquoit Bay, Massachusetts. *Estuaries*, 15(4), 443-457.
- Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M. B., Mees, J., & Janssen, C. R. (2013). Assessment of marine debris on the Belgian Continental Shelf. *Marine pollution bulletin*, 73(1), 161-169.

- Vieira, B. P., Dias, D., Nakamura, E. M., Arai, T. I., & Hanazaki, N. (2012). Is there temporal variation on solid waste stranding in mangroves? A case study in Ratonés mangrove, Florianópolis, Brazil. *Biotemas*, 26(1), 79-86.
- Weslawski, J. M., Stanek, A., Siewert, A., & Beer, N. (2000). The sandhopper (*Talitrus Saltator*, Montagu 1808) on the Polish Baltic coast. Is it a victim of increased tourism?. *Oceanological Studies*, 29(1), 77-87.
- Widmer, W. M., & Hennemann, M. C. (2010). Marine debris in the Island of Santa Catarina, South Brazil: spatial patterns, composition, and biological aspects. *Journal of Coastal Research*, 26(6), 993-1000.
- Williams, A. T., Randerson, P., Di Giacomo, C., Anfuso, G., Macias, A., & Perales, J. A. (2016). Distribution of beach litter along the coastline of Cádiz, Spain. *Marine pollution bulletin*, 107(1), 77-87.
- Zhou, P., Huang, C., Fang, H., Cai, W., Li, D., Li, X., & Yu, H. (2011). The abundance, composition and sources of marine debris in coastal seawaters or beaches around the northern South China Sea (China). *Marine Pollution Bulletin*, 62(9), 1998-2007.

Capítulo II

Avaliação do potencial indicador de espécies de crustáceos ao impacto humano em praias arenosas

Resumo

O potencial bioindicador de crustáceos a preditores urbanos (número de turistas, densidade de resíduos sólidos e teor de matéria orgânica) foi avaliado em um gradiente de urbanização em duas praias no estado do Rio de Janeiro. Nos setores urbanizados foi registrado um maior número de turistas e densidade de resíduos sólidos. Modelos lineares generalizados mistos e modelos de equações estruturais indicaram que a abundância de *Atlantorchestoidea brasiliensis*, *Excirrolana braziliensis* e *Ocypode quadrata* foi negativamente correlacionada à densidade de resíduos sólidos, além do efeito indireto do número de turistas na abundância de resíduos sólidos e de crustáceos. As espécies *A. brasiliensis* e *O. quadrata* foram caracterizadas como principais bioindicadores dos preditores de impacto humano.

Palavras-chave: Bioindicador, preditores urbanos, impacto antrópico, resíduos sólidos, urbanização, turismo, ecossistema costeiro.

1. Introdução

As alterações dos ambientes costeiros naturais por populações humanas têm causado impactos globais nos ecossistemas (Defeo et al., 2009). Apesar da importância social e econômica das praias arenosas, seu manejo e gestão são desafiantes, em razão do uso preferencial para recreação, lazer e turismo (Klein et al., 2004; Schlacher et al., 2007; Lucrezi et al., 2009). As praias são constantemente submetidas à remoção de dunas e melhoria de infraestrutura (Neves & Bemvenuti, 2006), refletindo em praias urbanas repletas de frequentadores (Burak et al., 2004). A aglomeração de pessoas resulta em intenso pisoteio sobre a macrofauna, tráfego de veículos, poluição por resíduos sólidos e limpeza mecânica para manter as características cênicas e atender a demanda turística, acarretando na remoção de componentes-chave para o funcionamento trófico do ecossistema. (Hubbard & Dugan., 2003; Reyes-Martínez et al., 2015).

Índices para a avaliação da saúde de praias têm sido propostos a fim de oferecer métricas que podem ser facilmente implementadas por gestores (McLachlan et al., 2013; González et al., 2014). Outra técnica para o monitoramento da qualidade de praias urbanizadas inclui a utilização de dados de presença e/ou abundância de espécies de macroinvertebrados (Veloso et al., 2006; 2008; Gonçalves et al., 2013; Bessa et al., 2013a, 2013b, 2014; Cardoso et al., 2016; Stelling-Wood et al., 2016). Esses organismos são reconhecidos como bons indicadores de impacto humano porque exibem tolerância fisiológica ao estresse, plasticidade comportamental e estratégias de história de vida que permitem que respondam a uma ampla gama de modificações ambientais, refletindo em variações de abundância e mudanças comportamentais (Ottaviano & Scapini, 2010; Schlacher & Thompson, 2012).

Os crustáceos *Atlantorchestoidea brasiliensis* (Dana, 1853), *Emerita brasiliensis* (Schimitt, 1935), *Excirrolana braziliensis* Richardson, 1912 e *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) são considerados bioindicadores de impactos antrópicos em praias arenosas (Veloso et al., 2010; Cardoso et al., 2016; Schlacher et al., 2016). *A. brasiliensis* (pulga da praia) é uma espécie endêmica de anfípode saltador encontrada no litoral brasileiro (Serejo, 2004), da família Talitridae que se alimenta de detritos, desempenhando um importante papel ecológico na ciclagem da matéria e energia no ecossistema de praia (Pavesi et al., 2007). A espécie *E. brasiliensis* (tatuí) pertencente à família Hippidae é um crustáceo filtrador, alimentando-se exclusivamente de diatomáceas (Farallones, 2002), e se destaca como um dos principais representantes da macrofauna de praias arenosas do Rio de Janeiro (Veloso et al., 2003). O crustáceo *E. brasiliensis* é um isópode da família Cirolanidae com hábito alimentar necrófago/detritívoro (Souza & Gianuca, 1995), caracterizando-se como uma das espécies mais abundantes em praias expostas, urbanizadas e preservadas do Rio de Janeiro (Veloso et al., 2006). O caranguejo *O. quadrata* (caranguejo-fantasma) da família Ocypodidae possui grande importância ecológica como consumidor de detritos orgânicos e transferidor de energia entre os diferentes níveis tróficos (Phillips, 1940; Fales 1976; Wolcott, 1978), reproduzindo-se continuamente em regiões tropicais e subtropicais (Negreiros-Fransozo et al., 2002). Espera-se que tais espécies, em praias com diferentes intensidades de urbanização, apresentem respostas distintas às perturbações humanas como pisoteio e resíduos sólidos através de alterações nas respectivas abundâncias.

O objetivo do presente estudo é comparar o potencial bioindicador de quatro espécies de crustáceos que habitam praias arenosas em um gradiente de urbanização, bem como identificar a espécie mais sensível a fontes antrópicas de impacto. É esperado que a densidade de crustáceos seja negativamente correlacionada à intensidade de número de turistas, densidade de resíduos sólidos e ao teor de matéria orgânica na areia das praias.

2. Material e métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Praia de Grussaí (21°41'57.82"S 41°1'25.91"O), município de São João da Barra e na Praia Grande (21°41'57.82"S 41°1'25.91"O), município de Arraial do Cabo, norte e sudeste do Rio de Janeiro, respectivamente, em um gradiente de urbanização (Fig. 1, Tab. 1). Os setores urbanizados (U) estão localizados próximos aos centros urbanos, onde há maior número de turistas, devido ao fácil acesso à praia, ruas pavimentadas, quiosques e vendedores ambulantes. Durante o verão há um aumento na quantidade de resíduos sólidos na areia resultante do elevado número de visitantes (Machado et al., 2016; Suciú et al., 2017). As prefeituras de ambas as praias realizam a limpeza com o auxílio de equipamentos leves, como ancinhos, e pesados como tratores. Os setores não urbanizados (NU) possuem baixo nível de intervenção humana quando comparado aos setores urbanizados, pois não existem construções e há pouca visitação. Além disso, são áreas preservadas com vegetação de restinga. Os setores intermediários (I) são áreas localizadas na transição entre os extremos U e NU, tendo poucas casas próximas ao local (Fig. 1).

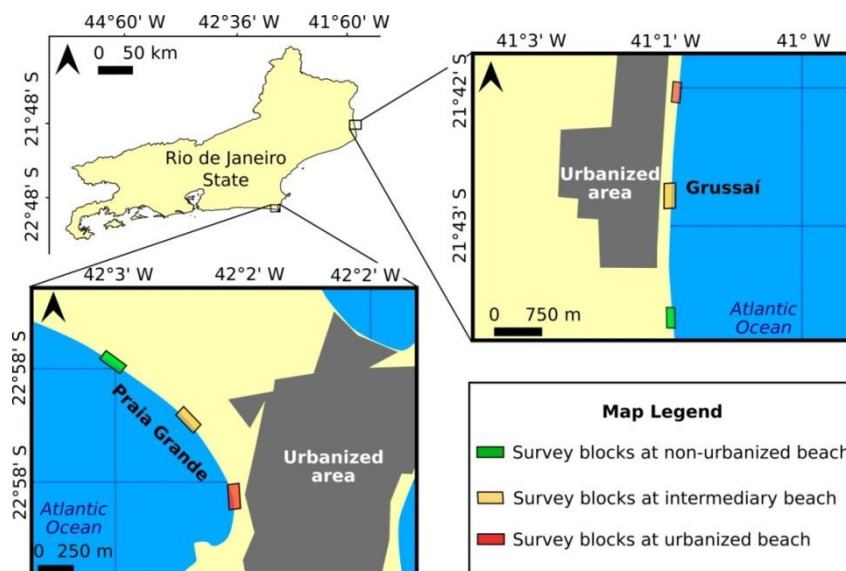


Figura 1. Mapa das áreas de estudo incluindo os setores urbanizado, intermediário e não urbanizado da Praia Grande e Praia de Grussaí. A extensão gráfica de área urbanizada no setor intermediário da Praia de Grussaí refere-se a um pequeno número de casas, de forma que a praia esteja submetida a um impacto insignificante.

Tabela 1. Índice de urbanização (adaptado de González et al., 2014) dos setores não urbanizados (NU), intermediários (I) e urbanizados (U) da Praia Grande e da Praia de Grussaí (0 corresponde a ausência total e 5 ao elevado nível de urbanização).

	Praia Grande			Grussaí		
	NU	I	U	NU	I	U
Urbanization index						
Proximidade de centros urbanos (0 - 5)	1	2	5	1	3	5
Edifícios na areia (0 - 5)	0	0	3	0	2	3
Limpeza da praia (0 - 5)	0	0	1	0	0	1
Resíduos sólidos (0 - 5)	2	3	5	2	3	5
Tráfego de veículos na areia (0 - 5)	2	2	3	2	2	3
Frequência de visitantes (0 - 5)	0	2	5	0	2	5
Pontuação total	0,2	0,3	0,7	0,2	0,4	0,7

2.2. Estratégia de amostragem

Duas campanhas de amostragem foram realizadas no inverno (agosto e outubro/2015, junho e agosto/2015) e duas no verão (janeiro e fevereiro/2016,

fevereiro e março/2016) nos diferentes setores de ambas as praias. As quatro espécies de crustáceos *A. brasiliensis*, *E. brasiliensis*, *E. braziliensis* e *O. quadrata* (Fig. 2) foram selecionadas em função de sua dominância em praias arenosas, como citado anteriormente.

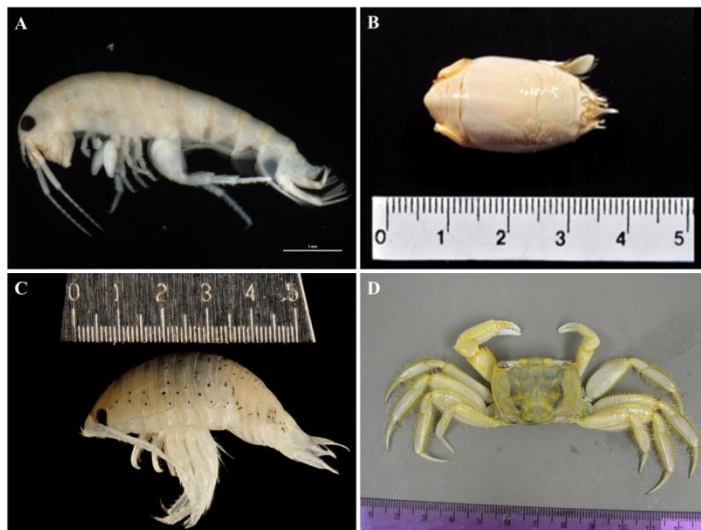


Figura 2. Espécies de crustáceos estudadas. A: *Atlantorchestoidea brasiliensis*; B: *Emerita brasiliensis*; C: *Excirolana braziliensis* e D: *Ocypode quadrata*. Fontes: A: www.boldsystems.org; B: www.sdbiodiversity.ucsd.edu; C: www.crusta.com.br; D: www.txmarspecies.tamug.edu.

A amostragem de *A. brasiliensis*, *E. brasiliensis* e *E. braziliensis* foi realizada com um testemunho cilíndrico de 20 cm de diâmetro e altura. Em cada setor, as amostras de sedimento foram coletadas durante a maré baixa de sizígia ao longo de três transectos perpendiculares à linha da costa, fixados a 50 m de distância entre si. Em cada transecto, foram determinados três pontos na região do entremarés (mesolitoral superior, médio e inferior), onde foram coletadas três unidades amostrais, totalizando 27 amostras por setor em cada campanha (Turra & Denadai, 2015; Machado et al., 2016). As amostras foram peneiradas em campo com uma peneira de malha de 1 mm e fixadas em formalina a 10%. Em laboratório, os crustáceos foram triados e identificados (Abbott, 1974; Serejo, 2004; Amaral et al., 2006).

A amostragem do caranguejo fantasma *O. quadrata* consistiu na contagem das tocas ativas durante a maré baixa de sizígia, ao longo de cinco transectos

perpendiculares a linha da costa. Em cada transecto, as tocas ativas foram contadas desde a linha d'água até a o início da vegetação de restinga.

A temperatura da água superficial na zona de surfe e do sedimento próximo às tocas em ambas as temporadas turísticas (inverno e verão) foram monitoradas através de um multiparâmetro Horiba U50 e termômetro, respectivamente.

2.3. Avaliação da pressão turística

2.3.1. Número de visitantes

A contagem do número de visitantes foi realizada entre 9:00 e 15:00 h, em intervalos de 30 em 30 minutos (Veloso et al., 2006) nos dias e locais de amostragem dos crustáceos. O procedimento foi realizado nos três setores das praias (U, I e NU) em ambas as temporadas turísticas.

2.3.2. Resíduos sólidos (lixo)

A coleta manual dos resíduos sólidos se estendeu desde a linha d'água até o início da vegetação em cinco transectos verticais à linha de costa, em cada um dos setores U, I e NU de ambas as praias. Os transectos cobriram diferentes comprimentos em função de variações na largura da faixa de praia. Devido a essa variabilidade, a quantidade de resíduos foi avaliada por meio da densidade: número total de itens dividido pela área amostrada.

2.3.3. Matéria orgânica total

O efeito do gradiente de urbanização no teor de matéria orgânica total (MOT) foi determinado através do método de perda de massa por incineração (Leong & Tanner, 1999). Para essa análise, foram obtidas nove amostras do sedimento (N=3 por transecto) por setor em cada temporada turística.

2.4. Análise dos dados

As diferenças na densidade das quatro espécies de crustáceos, resíduos sólidos, número de turistas, teor de MOT, temperatura da água e do sedimento entre os setores U, I e NU foram testadas através de análise multivariada permutacional de variância (PERMANOVA), seguida de uma comparação Pairwise de cada fator experimental, quando significativamente diferente ($p < 0,05$).

Para a predição na densidade de espécies de crustáceos em função dos preditores urbanos (número de turistas, resíduos sólidos e teor de matéria orgânica na areia), foram utilizados os Modelos Lineares Mistos Generalizados (MLMGs), que permite a distribuição de erros diferentes de Gaussiano e para sobredispersão causada por um elevado número de zeros em variáveis de resposta (Bolker et al., 2009). Além disso, a modelagem linear mista permite controlar correlações dentro das praias e setores, também conhecidas como pseudoreplicação espacial (Tavares et al., 2015, Zuur et al., 2009). Para cada espécie, os modelos foram construídos passo a passo, reduzindo de um modelo completo (Zuur et al., 2009). A seleção do modelo foi baseada no critério de informação de Akaike - AIC (Burnham e Anderson, 2003). Os parâmetros do modelo foram estimados por modelos de média com escores de AIC <2 (Burnham e Anderson, 2003; Tavares et al., 2016).

O modelo de equações estruturais (MEE) (Grace, 2006) foi utilizado para investigar os efeitos diretos e indiretos de preditores urbanos na densidade das quatro espécies de crustáceos reconhecidas como indicadoras de impacto humano, em função da densidade de resíduos sólidos, número de turistas e teor de matéria orgânica. A densidade das espécies foi incluída como um termo composto para examinar os efeitos globais e específicos da variável preditora nos indicadores de crustáceos. O bom ajuste do modelo foi avaliado por meio de um robusto teste qui-quadrado (Grace, 2006). Valores não significativos do qui-quadrado ($p > 0,05$) indicam um bom encaixe. Os modelos também foram avaliados com o Índice de Ajuste Comparativo - CFI e o resíduo quadrático médio ponderado - WRMR (Bandalos, 2014, Hu e Bentler, 1999).

3. Resultados

3.1. Parâmetros ambientais e pressão humana

A temperatura da água superficial e do sedimento foi mais elevada no verão em relação ao inverno nos três setores de ambas as praias (Tabs. 2 and 3).

Tabela 2. Valores de temperatura da água superficial e do sedimento na Praia Grande e Praia de Grussaí no inverno/2015 e no verão/2016.

Praia Grande	Urbanizado		Intermediário		Não urbanizado	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão
Temperatura da água (°C)	16.9±0.3	22.8±1.6	19.3±2.5	21.2±5.5	19.2±2.4	21.2±3.8
Temperatura do sedimento (°C)	21.5±1.2	25.4±2.3	22.1±0.6	25.1±0.6	21.9±0.4	24.4±1.4

Praia de Grussaí	Urbanizado		Intermediário		Não urbanizado	
	Inverno	Verão	Inverno	Verão	Inverno	Verão
Temperatura da água (°C)	24.0±1.4	27.6±0.9	24.0±1.3	25.3±0.2	23.8±1.0	27.2±1.1
Temperatura do sedimento (°C)	22.9±0.4	28.1±3.2	22.4±0.0	27.7±0.8	21.8±0.1	27.3±0.4

O número médio de visitantes no verão foi significativamente maior nos setores U (275 inds/100m e 226 inds/100m) em relação aos setores I (6 inds/100m e 13 inds/100m) e NU (1 inds/100m e 2 inds/100m) na Praia Grande e na Praia de Grussaí, respectivamente. No inverno, não foi registrada diferença entre setores no número de visitantes (< 5/100 m).

A densidade total de resíduos sólidos variou de 0,3 a 8,2 itens/m² na Praia Grande e de 0,3 a 2,7 itens/m² na Praia de Grussaí, com valores significativamente maiores ($p < 0.05$) nos setores urbanizados de ambas as praias e temporadas turísticas.

A porcentagem de MOT variou de 0,05% a 0,36% na Praia Grande e de 0,05% a 0,33% na Praia de Grussaí, sem diferenças significativas entre os setores.

3.2. Abundância das espécies de crustáceos e modelagem

Na Praia Grande, as espécies *A. braziliensis*, *E. brasiliensis* e *O. quadrata* foram significativamente mais abundantes nos setores I e NU no inverno e no verão (Fig.3, Tab. 3). Na Praia de Grussaí, as espécies foram menos abundantes no setor U apenas no verão, destacando-se *O. quadrata* em ambas as temporadas turísticas com valores significativamente menores no setor urbanizado (Fig. 4, Tab.3).

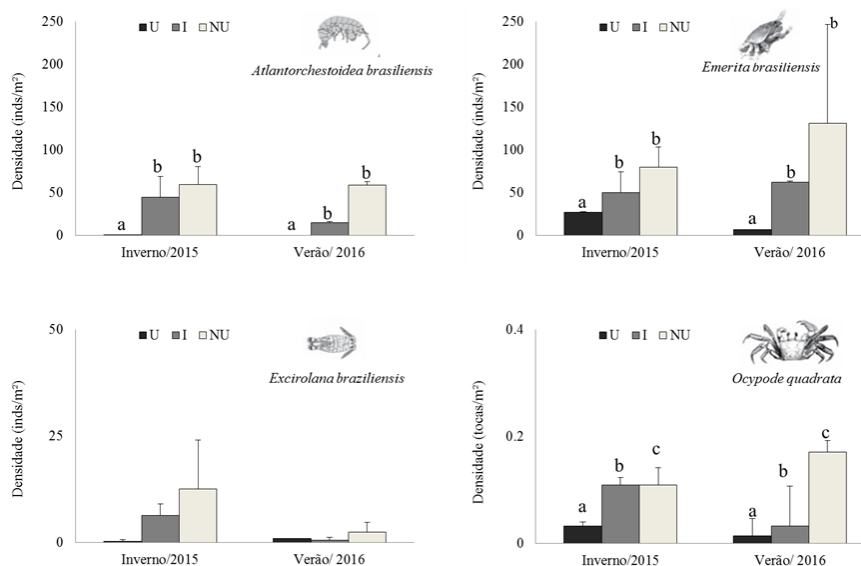


Figura 3. Densidade média (\pm EP) das quatro espécies de crustáceos nos setores urbanizado (U), intermediário (I) e não urbanizado (NU) na Praia Grande no inverno/2015 e verão/2016. Atente para as diferentes escalas. Legenda: a, b – representação da PERMANOVA (letras diferentes representam diferenças significativas, $p > 0,05$).

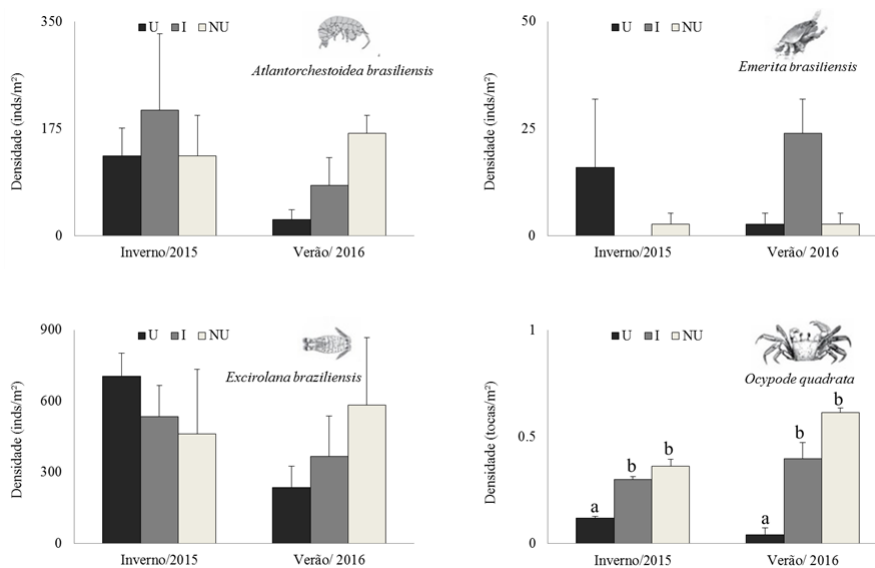


Figura 4. Densidade média (\pm EP) das quatro espécies de crustáceos nos setores urbanizado (U), intermediário (I) e não urbanizado (NU) na Praia de Grussaí no inverno/2015 e verão/2016. Atente para as diferentes escalas. Legenda: a, b – representação da PERMANOVA (letras diferentes representam diferenças significativas, $p > 0,05$).

Tabela 3. PERMANOVA e teste pair-wise da temperatura da água e do sedimento e crustáceos considerando os fatores praias (Praia Grande e Praia de Grussaí), setores (U: urbanizado, I: intermediário e NU: não urbanizado) e temporara turística (verão e inverno). * p< 0.05; ns: não significativo.

	Temperatura da água		Temperatura do sedimento		<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>		<i>Emerita brasiliensis</i>		<i>Excirolana brasiliensis</i>		<i>Ocypode quadrata</i>	
	pseudo-F	P	pseudo-F	p	pseudo-F	p	pseudo-F	p	pseudo-F	p	pseudo-F	p
Praia (P)	127.551	0.001*	58.754	0.001*	21.817	0.001*	258.730	0.001*	33.851	0.001*	132.071	0.001*
Setor (S)	0.314	0.719	69.743	0.003*	31.671	0.001*	53.204	0.001*	12.627	0.275	83.961	0.001*
Temporada turística (TT)	37.631	0.001*	421.070	0.001*	13.846	0.234	48.635	0.021	26.286	0.089	19.122	0.159
P x S	0.602	0.555	0.567	0.583	21.061	0.001*	59.274	0.001*	10.895	0.344	63.547	0.002*
P x TT	10.769	0.314	45.222	0.001*	22.457	0.124	74.989	0.003*	0.486	0.527	3.471	0.052
S x TT	48.811	0.008*	0.239	0.768	43.931	0.011	30.295	0.033	0.657	0.542	95.317	0.001*
P x S x TT	20.371	0.141	878.781	0.928	12.087	0.291	0.312	0.834	1.508	0.215	52.317	0.009*
Teste Pair-wise												
Praia Grande	t	P	t	p	t	p	t	p	t	p	t	p
U x I	ns	Ns	829.381	0.945	76.937	0.001*	2.112	0.018	ns	ns	3.544	0.001*
U x NU	ns	Ns	20.281	0.055	10.046	0.001*	3.471	0.001*	ns	ns	67.454	0.001*
I x NU	ns	Ns	22.973	0.023	23.635	0.012	1.343	0.175	ns	ns	36.896	0.003*
Grussaí	t	P	t	p	t	p	t	p	t	p	t	p
U x I	ns	Ns	13.856	0.192	0.516	0.629	0.805	0.431	ns	ns	82.911	0.001*
U x NU	ns	Ns	2.651	0.008*	13.254	0.182	12.136	0.221	ns	ns	12.183	0.001*
I x NU	ns	ns	30.314	0.003*	10.168	0.318	20.209	0.044	ns	ns	26.152	0.017

Os modelos lineares mistos generalizados (MLMGs) revelaram que a densidade de *A. brasiliensis* está negativamente correlacionada com a densidade de resíduos sólidos e o número de turistas ao longo da praia em ambas as praias. A densidade de *Excirolana brasiliensis* está negativamente correlacionada à abundância de resíduos sólidos (Tab. 4, Fig. 5). Em contraste, a densidade de *Emerita brasiliensis* e *Ocypode quadrata* não está correlacionada a nenhum preditor urbano (Tab. 4).

Tabela 4. Parâmetros dos modelos lineares mistos generalizados com erros binomiais negativos para predizer a densidade de crustáceos em função de variáveis antropogênicas na Praia Grande e na Praia de Grussaí (* $p < 0,05$).

Crustacean species	Estimate	SE	Z value	P value
<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>				
Intercept	5.14	0.80	6.45	P < 0.01*
Solid waste	-0.61	0.17	-3.49	P < 0.01*
Number of tourists	-0.01	0.00	-2.81	P < 0.01*
<i>Emerita brasiliensis</i>				
Intercept	3.62	0.74	4.57	P < 0.01*
Solid waste	-0.28	0.14	1.87	0.06
Number of tourists	0.00	0.00	0.31	0.76
Total organic matter	-0.24	1.08	0.22	0.83
<i>Excirolana brasiliensis</i>				
Intercept	4.27	1.76	2.28	P < 0.05*
Solid waste	-0.29	0.13	2.11	P < 0.05*
Total organic matter	0.08	0.61	0.13	0.89
<i>Ocypode quadrata</i>				
Intercept	-0.70	0.87	0.79	0.43
Solid waste	-0.13	0.27	0.45	0.65
Total organic matter	0.00	1.06	0.00	1.00

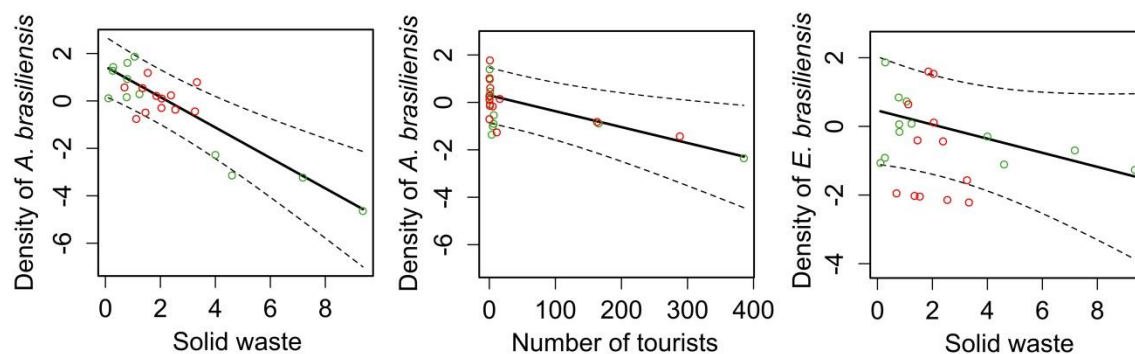


Figura 5. Respostas de densidade de espécies de crustáceos a fontes urbanas de impacto turístico nas praias arenosas do Sudeste do Brasil. As respostas foram obtidas com modelos aditivos mistos generalizados com erros binomiais negativos. Os círculos indicam resíduos parciais agrupados de acordo com os locais de estudo (Vermelho = Grussaí, Verde = Praia Grande).

O modelo de equações estruturais (MEE) confirmou o efeito negativo dos resíduos sólidos sobre *A. brasiliensis* e *E. brasiliensis*, e revelou um efeito negativo dessa variável sobre *O. quadrata* (Fig. 6). A magnitude do efeito de resíduos sólidos é maior para *A. brasiliensis* e *E. brasiliensis* do que para *O. quadrata*, de acordo com coeficientes padronizados (Fig. 6). A densidade de *E. brasiliensis* e resíduos sólidos estão positivamente associadas, mas com um coeficiente de determinação relativamente baixo ($R^2 = 0,49$, Fig. 6), o que indica um ajuste fraco. Além disso, o modelo revelou um efeito indireto do número de turistas na densidade de resíduos sólidos e teor de matéria orgânica no sedimento. O aumento no número de turistas acarretou uma maior abundância de resíduos sólidos e reduziu a densidade de *A. brasiliensis*, *E. brasiliensis* e *O. quadrata*. O teor de matéria orgânica afetou as espécies de crustáceos em menor extensão, de acordo com os coeficientes padronizados (Fig. 6).

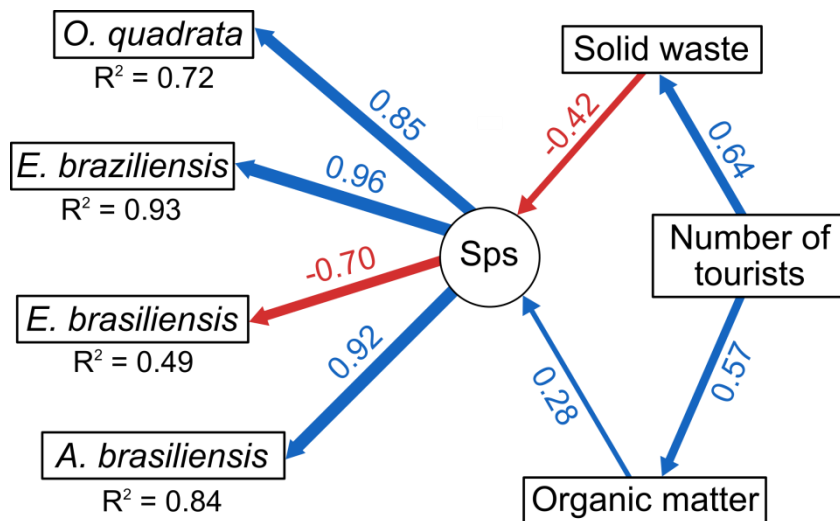


Figura 6. Modelo de Equações Estruturais (MEE) para a densidade de quatro espécies de crustáceos em função de fontes antrópicas de impacto em praias arenosas do Sudeste do Brasil. O termo composto, incluindo as quatro espécies estudadas, é mostrado no círculo, enquanto as variáveis preditoras são mostradas nas caixas à direita. Apenas caminhos significativos são mostrados ($P < 0,05$). As setas em vermelho e azul indicam efeitos positivos e negativos, cuja magnitude é indicada por estimativas de coeficientes adjacentes. As medidas de boa aptidão indicam que o modelo ajustou os dados: teste de qui-quadrado ($p > 0,05$, ajuste de modelo bom), Índice de Ajuste Comparativo - CIF ($P > 0,95$, ajuste excelente do modelo) - WRMR ($P < 0,90$, ajuste excelente do modelo).

4. Discussão

Esse estudo comparou o potencial bioindicador de quatro espécies de crustáceos em um gradiente de urbanização em praias arenosas. Com o uso dos MEE demonstramos que existe um processo onde as espécies são afetadas de forma direta pela presença de resíduos sólidos e indireta pela presença de turistas. Assim, avaliar o pisoteio somente através da contagem do número de pessoas em praias é um método tendencioso, uma vez que o número de resíduos sólidos impacta as espécies e é dependente do número de turistas.

Os setores U da Praia Grande e da Praia de Grussaí apresentaram maior densidade de resíduos sólidos e número de turistas em relação aos setores I e NU. Os resíduos sólidos tiveram impacto negativo na abundância de três espécies de crustáceos estudadas *A. brasiliensis*, *E. braziliensis* e *O. quadrata*, e o maior

número de turistas foi negativamente correlacionado com *A. brasiliensis*. Tais espécies distribuem-se entre a zona superior do entremarés e o início do supralitoral de praias arenosas, que são mais utilizadas por visitantes e, conseqüentemente, as mais impactadas por resíduos sólidos e atividades recreativas (Vieira et al., 2012).

Os efeitos negativos exercidos pelos resíduos sólidos em vertebrados são bem estudados, como a obstrução do trato gastrointestinal através da ingestão, lesões e deformações corporais, podendo levar a morte desses organismos (Laist, 1987; Gall & Thompson, 2015; Provencher et al., 2017). As conseqüências dos resíduos sólidos em invertebrados ainda não são tão bem conhecidas. De acordo com Schlacher et al. (2016), *O. quadrata* é susceptível ao contato direto com patógenos presentes na areia das praias (Sabino et al., 2014). Ugolini et al. (2013) verificaram em laboratório que o talitrídeo *Talitrus saltator* ingere microplástico, mas não constataram nenhuma conseqüência na sobrevivência desses crustáceos. Apesar da escassez de conhecimento acerca dos efeitos negativos do lixo para macroinvertebrados de praias, a grande quantidade desses resíduos expõe animais como *O. quadrata* à ingestão e emaranhamento seguido de letalidade, além de possíveis impactos subletais ainda desconhecidos (Costa et al., 2010).

O pisoteio é o preditor urbano mais estudado e tem sido apontado como responsável pela redução na abundância de *A. brasiliensis* e *O. quadrata*. Veloso et al. (2008) verificaram menor abundância de *A. brasiliensis* em praias urbanizadas do Brasil e de *T. saltator* na Espanha associado a atividades recreativas, assim como Vieira, et al. (2012) em uma praia urbanizada de Santa Catarina. Veloso et al. (2006, 2010) registraram a ausência de *A. brasiliensis* em áreas urbanizadas de diferentes praias do Rio de Janeiro, enquanto em áreas protegidas apresentou altas densidades, indicando a sensibilidade da espécie ao urbanismo. De acordo com Schlacher et al. (2016), pisoteio e tráfego de veículos, são os principais responsáveis pela queda no número de tocas de *O. quadrata* em 80% dos estudos publicados.

Vários estudos têm mostrado a sensibilidade de *A. brasiliensis*, *E. brasiliensis*, *E. braziliensis* e *O. quadrata* a impactos antropogênicos de origem recreativa, destacando-se pisoteio e tráfego de veículos (Pérez, 1999; Veloso et al., 2010; 2011; Rodrigues et al., 2016). Provavelmente, a pressão humana afeta

a abundância destes organismos por meio dos efeitos combinados de fatores relacionados à urbanização. A facilidade de acesso às praias acarreta em um maior número de visitantes e lixo e, conseqüentemente, maior frequência de limpeza mecânica nas referidas praias (González et al., 2014). Entretanto, é possível que cada espécie seja mais vulnerável a determinadas fontes de impacto, de modo que a avaliação dos mecanismos de letalidade em resposta aos impactos isoladamente de maneira experimental, por exemplo, pode fornecer resultados mais evidentes. Tal abordagem permitirá selecionar as espécies como bioindicadoras de diferentes tipos de impactos de maneira mais específica e não da urbanização como um todo.

Um bom bioindicador deve ser abundante, ter ciclo de vida longo, grande tamanho corporal e pouca mobilidade, amostragem e identificação relativamente fáceis, características morfológicas e ecológicas bem conhecidas (Goodyear & Mcneill, 1999; Callisto et al., 2004). Em síntese, *A. brasiliensis* e *O. quadrata* caracterizaram-se como os melhores bioindicadores dos preditores de impacto urbano nas praias estudadas. A eficiência e logística na amostragem é um fator importante na escolha do indicador, destacando-se *O. quadrata* pela amostragem mais fácil e rápida através da contagem de suas tocas. Além disso, *O. quadrata* possui maior tamanho corpóreo e longevidade em relação as demais espécies estudadas. Tais características associadas aos resultados obtidos corroboram o potencial bioindicador de *O. quadrata*. Já *A. brasiliensis* é um pequeno saltador com uma amostragem mais trabalhosa, visto que há necessidade de coleta e triagem de sedimento, além de identificação mais minuciosa e, conseqüentemente mais onerosa e demorada em relação a *O. quadrata*. No entanto, para que as espécies sejam boas indicadoras de impactos, elas devem ser localmente abundantes nas áreas de estudo (Beeby, 2001). Na Praia Grande, *A. brasiliensis* é abundante e sensível ao número de turistas e densidade de resíduos sólidos, enquanto *O. quadrata* foi escasso durante todo o período de amostragem. Na Praia de Grussaí, apenas *O. quadrata* foi significativamente menos abundante no setor urbanizado. Mediante os resultados, *A. brasiliensis* e *O. quadrata* foram caracterizadas como espécies bioindicadoras de impacto turístico da Praia Grande e da Praia de Grussaí, respectivamente.

Segundo Veloso et al., (2011), *E. braziliensis* é uma boa espécie para monitorar impactos humanos devido a sua maior resistência ao estresse

ambiental, predominando em áreas urbanizadas repletas de visitantes. Apesar de *E. braziliensis* ter sido negativamente correlacionado com a densidade de resíduos sólidos, a abundância dessa espécie respondeu de forma distinta nas praias estudadas, com valores superiores no setor U da Praia de Grussaí durante o inverno. *E. braziliensis* possui características como hábito de agregação com potencial de migração vertical, que pode dificultar a identificação de impactos humanos (Dahl, 1952; Machado et al., 2016). Assim, não sugerimos *E. braziliensis* como um bioindicador de impactos urbanos, apesar da sua dominância em praias arenosas do estado do Rio de Janeiro (Veloso et al., 2011).

As zonas do entremarés e supralitoral podem ser consideradas dois sub-sistemas com acentuadas diferenças na estrutura e função ecológica (Defeo & Gómez, 2005). As espécies estudadas dispõem de características como grau de mobilidade, capacidade de enterramento, ritmos de atividade e migrações mareais para habitar estas regiões (Veloso et al., 1997). Assim, dependendo de sua distribuição espacial ao longo das praias, podem apresentar respostas distintas às perturbações antrópicas. A pulga da praia *A. brasiliensis* habita as zonas do entremarés e supralitoral (Cardoso & Veloso, 1996; Veloso & Cardoso, 2001; Celentano et al., 2010) assim como o caranguejo fantasma *O. quadrata*, que constrói tocas, desde a marca mais alta da linha d'água até a área de encosta das dunas (Rodrigues et al., 2016). Já o tatuí *E. brasiliensis* é uma espécie suspensívora típica da região entremarés (zona de espraiamento) de praias arenosas (Defeo & Cardoso, 2002; Defeo & Cardoso, 2004), enquanto o isópode *E. braziliensis* se distribui próximo a linha de detritos (Defeo et al., 1992; Veloso et al., 1997; Veloso & Cardoso, 2001).

Emerita brasiliensis e *Excirolana brasiliensis* foram as espécies mais abundantes no setor U da Praia de Grussaí, sem diferenças significativas entre setores, particularmente no inverno. Neste período, o número de visitantes e a densidade de resíduos sólidos é significativamente menor do que no verão. Além disso, ambas as espécies de crustáceos têm reprodução contínua nas praias brasileiras (Veloso et al., 1997; Caetano et al., 2006), característica que pode favorecer sua recuperação nos setores U durante o inverno. Tais resultados sugerem que as duas espécies são capazes de se recuperar nestas áreas urbanizadas, constituindo um impacto agudo e passível de ações mitigatórias. Frente a tal resultado, nós ressaltamos a importância do manejo de áreas

adjacentes aos setores U, para que essas espécies consigam se estabelecer durante todo o ano. Os setores I podem atuar como áreas de amortecimento para impactos antropogênicos e não devem ser totalmente urbanizados (Colombini et al., 2011). Assim, o zoneamento das praias deve ser aumentado em áreas destinadas ao turismo e recreação, já que a manutenção de setores I dissiparia a pressão dos setores U e dificultaria o acesso a áreas NU.

Emerita brasiliensis é um típico filtrador (Farallones, 2002) que exerce um importante papel como bioindicador das condições ambientais em praias, principalmente poluição química (Pérez, 1999). Nesse estudo, a densidade de *E. brasiliensis* não foi correlacionada a nenhum preditor urbano investigado. *E. brasiliensis* é um migrador mareal (*sensu* Veloso et al., 1997), ou seja, se movimenta conforme a movimentação da maré. Esta característica permite que os indivíduos permaneçam em regiões menos exploradas pelos visitantes e assim, ser menos vulnerável aos estressores urbanos. Em adição, diferente de *A. brasiliensis* e *E. braziliensis* que possuem desenvolvimento direto e têm capacidade de dispersão limitada para áreas urbanas (Caetano et al., 2006), *E. brasiliensis* dispõe de fase larval, de modo que a exposição aos impactos humanos diretos na praia ocorrem principalmente a partir do recrutamento, e o assentamento larval parece não ser influenciado pela urbanização de praias, embora estudos com esse enfoque ainda sejam ausentes. Desta forma, *E. brasiliensis* não é sugerido como bioindicador de impactos humanos de caráter físico em praias arenosas.

Concluimos que a hipótese de que a densidade de crustáceos é negativamente correlacionada a preditores urbanos relacionados ao turismo foi aceita para *A. brasiliensis*, *E. braziliensis* e *O. quadrata*, sensíveis aos impactos do pisoteio e de resíduos sólidos. As atividades turísticas promovem mudanças cada vez mais complexas em praias arenosas e são extremamente difíceis de gerir (Davenport & Davenport, 2006). Considerando o aumento da urbanização costeira, tornam-se necessários estudos que priorizem a avaliação específica dos efeitos de cada impacto e os mecanismos que levam a redução na abundância das espécies de crustáceos e, assim, estabelecer leis para a proteção de comunidades e ecossistemas costeiros (Depledge et al., 2010).

5. Referências bibliográficas

- Abbott, R. T. (1974). *American Seashells; The Marine Molluska of the Atlantic and Pacific Coasts of North America* (No. 2nd ed., 663 pp.). New York: Van Nostrand Reinhold.
- Alberto, R. M. F., & Fontoura, N. F. (1999). Distribuição e estrutura etária de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) em praia arenosa do litoral sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(1), 95-108.
- Amaral, A. C. Z., Rizzo, A. E., & Arruda, E. P. (2006). *Manual de identificação dos invertebrados marinhos da região sudeste-sul do Brasil*. Vol. 1. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.
- Bandalos, D. L. (2014). Relative performance of categorical diagonally weighted least squares and robust maximum likelihood estimation. *Structural Equation Modeling: a multidisciplinary journal*, 21(1), 102-116.
- Beeby, A. (2001). What do sentinels stand for?. *Environmental Pollution*, 112(2), 285-298.
- Bentler, P. M., & Yuan, K. H. (1999). Structural equation modeling with small samples: Test statistics. *Multivariate Behavioral Research*, 34(2), 181-197.
- Bessa, F., Rossano, C., Nourisson, D., Gambineri, S., Marques, J. C., & Scapini, F. (2013a). Behaviour of *Talitrus saltator* (Crustacea: Amphipoda) on a rehabilitated sandy beach on the European Atlantic Coast (Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117, 168-177.
- Bessa, F., Cunha, D., Gonçalves, S. C., & Marques, J. C. (2013b). Sandy beach macrofaunal assemblages as indicators of anthropogenic impacts on coastal dunes. *Ecological indicators*, 30, 196-204.
- Bessa, F., Gonçalves, S. C., Franco, J. N., André, J. N., Cunha, P. P., & Marques, J. C. (2014). Temporal changes in macrofauna as response indicator to potential human pressures on sandy beaches. *Ecological Indicators*, 41, 49-57.
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., & White, J. S. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(3), 127-135.

- Burak, S. A., Dogan, E., & Gazioglu, C. (2004). Impact of urbanization and tourism on coastal environment. *Ocean & Coastal Management*, 47(9-10), 515-527.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2003). *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer Science & Business Media.
- Caetano, C. H., Cardoso, R. S., Veloso, V. G., & Silva, E. S. (2006). Population biology and secondary production of *Excirolana braziliensis* (Isopoda: Cirolanidae) in two sandy beaches of southeastern Brazil. *Journal of Coastal Research*, 22(4), 825-835.
- Callisto, M., Goulart, M., Medeiros, A., Moreno, P., & Rosa, C. (2004). Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 64(4), 743-755.
- Cardoso, R. S., & Veloso, V. G. (1996). Population biology and secondary production of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda: Talitridae) at Prainha Beach, Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 142(1-3), 111-119.
- Cardoso, R. (2002). Behavioural strategies and surface activity of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda: Talitridae) on a Brazilian beach. *Marine Biology*, 141(1), 167-173.
- Cardoso, R. S., Barboza, C. A., Skinner, V. B., & Cabrini, T. M. (2016). Crustaceans as ecological indicators of metropolitan sandy beaches health. *Ecological Indicators*, 62, 154-162.
- Celentano, E., Gutiérrez, N. L., & Defeo, O. (2010). Effects of morphodynamic and estuarine gradients on the demography and distribution of a sandy beach mole crab: implications for source–sink habitat dynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 398, 193-205.
- Colombini, I., Fallaci, M., & Chelazzi, L. (2011). Terrestrial macroinvertebrates as key elements for sustainable beach management. *Journal of Coastal Research*, 61, 24-35.
- Costa, M. F., Do Sul, J. A. I., Silva-Cavalcanti, J. S., Araújo, M. C. B., Spengler, Â., & Tourinho, P. S. (2010). On the importance of size of plastic fragments and pellets on the strandline: a snapshot of a Brazilian beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168(1-4), 299-304.

- Costa, L. L., Landmann, J. G., Gaelzer, L. R., & Zalmon, I. R. (2017). Does human pressure affect the community structure of surf zone fish in sandy beaches?. *Continental Shelf Research*, 132, 1-10.
- Dahl, E. (1952). Some aspects of the ecology and zonation of the fauna on sandy beaches. *Oikos*, 4(1), 1-27.
- Davenport, J., & Davenport, J. L. (2006). The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67(1-2), 280-292.
- Defeo, O., Jaramillo, E., & Lyonnet, A. (1992). Community structure and intertidal zonation of the macroinfauna on the Atlantic coast of Uruguay. *Journal of Coastal Research*, 8(4), 830-839.
- Defeo, O., & Cardoso, R. S. (2002). Macroecology of population dynamics and life history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* in Atlantic sandy beaches of South America. *Marine Ecology Progress Series*, 239, 169-179.
- Defeo, O., & Cardoso, R. S. (2004). Latitudinal patterns in abundance and life-history traits of the mole crab *Emerita brasiliensis* on South American sandy beaches. *Diversity and Distributions*, 10(2), 89-98.
- Defeo, O., & Gómez, J. (2005). Morphodynamics and habitat safety in sandy beaches: life-history adaptations in a supralittoral amphipod. *Marine Ecology Progress Series*, 293, 143-153.
- Defeo, O., McLachlan, A., Schoeman, D. S., Schlacher, T. A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M., & Scapini, F. (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(1), 1-12.
- Depledge, M. H., Godard-Codding, C. A., & Bowen, R. E. (2010). *Light pollution in the sea*. 1383-1385.
- Dugan, J. E., Hubbard, D. M., McCrary, M. D., & Pierson, M. O. (2003). The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 25-40.
- Dugan, J. E., & Hubbard, D. M. (2006). Ecological responses to coastal armoring on exposed sandy beaches. *Shore & Beach*, 74(1), 10-16.
- Fales, R. R. (1976). Apparent predation on the mole crab *Emerita talpoida* (Say) by the ghost crab *Ocypode quadrata* (fabricius). *Chesapeake Science*, 17(1), 65-65.

- Farallones Marine Sanctuary Association. (2002). Sandy beach monitoring project: Teacher handbook. *Gulf of the Farallones National Marine Sanctuary*. San Francisco, CA.
- Gall, S. C., & Thompson, R. C. (2015). The impact of debris on marine life. *Marine Pollution Bulletin*, 92(1-2), 170-179.
- Gonçalves, S. C., Anastácio, P. M., & Marques, J. C. (2013). Talitrid and Tylid crustaceans bioecology as a tool to monitor and assess sandy beaches' ecological quality condition. *Ecological indicators*, 29, 549-557.
- González, S. A., Yáñez-Navea, K., & Muñoz, M. (2014). Effect of coastal urbanization on sandy beach coleopteran *Phaleria maculata* (Kulzer, 1959) in northern Chile. *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), 265-274.
- Goodyear, K. L., & McNeill, S. (1999). Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macro-invertebrates of different feeding guilds: a review. *Science of the Total Environment*, 229(1-2), 1-19.
- Grace, J. B. (2006). *Structural equation modeling and natural systems*. Cambridge University Press.
- Hubbard, D. M., & Dugan, J. E. (2003). Shorebird use of an exposed sandy beach in southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58, 41-54.
- Klein, Y. L., Osleeb, J. P., & Viola, M. R. (2004). Tourism-generated earnings in the coastal zone: a regional analysis. *Journal of Coastal Research*, 20(4), 1080-1088.
- Laist, D. W. (1987). Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), 319-326.
- Leong, L. S., & Tanner, P. A. (1999). Comparison of methods for determination of organic carbon in marine sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 38(10), 875-879.
- Lucrezi, S., Schlacher, T. A., & Robinson, W. (2009). Human disturbance as a cause of bias in ecological indicators for sandy beaches: Experimental evidence for the effects of human trampling on ghost crabs (*Ocypode* spp.). *Ecological Indicators*, 9(5), 913-921.
- Machado, P. M., Costa, L. L., Suciú, M. C., Tavares, D. C., & Zalmon, I. R. (2016). Extreme storm wave influence on sandy beach macrofauna with distinct human pressures. *Marine Pollution Bulletin*, 107(1), 125-135.

- McLachlan, A., Defeo, O., Jaramillo, E., & Short, A. D. (2013). Sandy beach conservation and recreation: guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean & Coastal Management*, 71, 256-268.
- Negreiros-Fransozo, M. L., Fransozo, A., & Bertini, G. (2002). Reproductive cycle and recruitment period of *Ocypode quadrata* (Decapoda, Ocypodidae) at a sandy beach in southeastern Brazil. *Journal of Crustacean Biology*, 22(1), 157-161.
- Neves, F. M., & Bemvenuti, C. E. (2006). Spatial distribution of macrobenthic fauna on three sandy beaches from northern Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54(2-3), 135-145.
- Ottaviano, O., & Scapini, F. (2010). Can fluctuating asymmetry in *Talitrus saltator* (Montagu, 1808) (Crustacea, Amphipoda) populations be used as a bioindicator of stress on sandy beach ecosystems?. *Oceanologia*, 52(2), 259-280.
- Pavesi, L., Iannilli, V., Zarattini, P., & De Matthaeis, E. (2007). Temporal and spatial distribution of three supralittoral amphipod species on a sandy beach of central Italy. *Marine Biology*, 151(4), 1585.
- Pérez, D. (1999). Mercury levels in mole crabs *Hippacubensis*, *Emerita brasiliensis*, *E. portoricensis*, and *Lepidopa richmondi* (Crustacea: Decapoda: Hippidae) from a sandy beach at Venezuela. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 63(3), 320-326.
- Phillips, A. M. (1940). The ghost crab—adventures investigating the life of a curious and interesting creature that lives on our doorstep, the only large crustacean of our North Atlantic coast that passes a good part of its life on land. *Natural History*, 46, 36-41.
- Powers, L. W. (1977). *A catalogue and bibliography to the crabs (Brachyura) of the Gulf of Mexico*.
- Provencher, J. F., Bond, A. L., Avery-Gomm, S., Borrelle, S. B., Rebolledo, E. L. B., Hammer, S., Kühn, S., Lavers, J. L., Mallory, M. L., Trevail, A., & van Franeker, J. A. (2017). Quantifying ingested debris in marine megafauna: a review and recommendations for standardization. *Analytical Methods*, 9, 1454-1469.

- Reyes-Martínez, M. J., Ruíz-Delgado, M. C., Sánchez-Moyano, J. E., & García-García, F. J. (2015). Response of intertidal sandy-beach macrofauna to human trampling: An urban vs. natural beach system approach. *Marine Environmental Research*, 103, 36-45.
- Rodrigues, E., Freitas, R., Delgado, N. D. C., & Soares-Gomes, A. (2016). Distribution patterns of the ghost crab *Ocypode cursor* on sandy beaches of a tropical island in the Cabo Verde archipelago, Eastern Central Atlantic. *African Journal of Marine Science*, 38(2), 181-188.
- Sabino, R., Rodrigues, R., Costa, I., Carneiro, C., Cunha, M., Duarte, A., Faria, N., Ferreira, F. C., Gargaté, M. J., Júlio, C., Martins, M. D. L., Neves, M. B., Oleastro, M., Solo-Gabriele, M., Veríssimo, C., & Viégas, R. L. (2014). Routine screening of harmful microorganisms in beach sands: implications to public health. *Science of the Total Environment*, 472, 1062-1069.
- Schlacher, T. A., Dugan, J., Schoeman, D. S., Lastra, M., Jones, A., Scapini, F., McLachan, A. & Defeo, O. (2007). Sandy beaches at the brink. *Diversity and Distributions*, 13(5), 556-560.
- Schlacher, T. A., & Thompson, L. (2012). Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean-exposed sandy shores. *Biological Conservation*, 147(1), 123-132.
- Schlacher, T. A., Lucrezi, S., Connolly, R. M., Peterson, C. H., Gilby, B. L., Maslo, B., Olds, A. D., Walker, S. J., Leon, J. X., Huijbers, C. M., Weston, M. A., Turra, A., Hyndes, G. A., Holt, R. A., & Schoeman, D. S. (2016). Human threats to sandy beaches: A meta-analysis of ghost crabs illustrates global anthropogenic impacts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 169, 56-73.
- Serejo, C. S. (2004). Talitridae (Amphipoda, Gammaridea) from the Brazilian coastline. *Zootaxa*, 646(1), 1.
- Souza, J. R. B., & Gianuca, N. M. (1995). Zonation and seasonal variation of the intertidal macrofauna on a sandy beach of Paraná State, Brazil. *Scientia Marina*, 59(2), 103- 111.
- Stelling-Wood, T. P., Clark, G. F., & Poore, A. G. (2016). Responses of ghost crabs to habitat modification of urban sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 116, 32-40.

- Suciu, M. C., Tavares, D. C., Costa, L. L., Silva, M. C., & Zalmon, I. R. (2017). Evaluation of environmental quality of sandy beaches in southeastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 119(2), 133-142.
- Tavares, D. C., Perez, M. S., Gonçalves, M. P., Moura, J., & Siciliano, S. (2015). A year-long survey on Nearctic shorebirds in a chain of coastal lagoons in Northern Rio de Janeiro, Brazil. *Ornithologia*, 8(1), 1-10.
- Tavares, D. C., Costa, L. L., Rangel, D. F., de Moura, J. F., Zalmon, I. R., & Siciliano, S. (2016). Nests of the brown booby (*Sula leucogaster*) as a potential indicator of tropical ocean pollution by marine debris. *Ecological Indicators*, 70, 10-14.
- Turra, A., & Denadai, M.R. (2015). Protocolos para o Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros. Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros-ReBentos. Departamento de Oceanografia Biológica [.http://www.producao.usp.br/handle/BDPI/48874](http://www.producao.usp.br/handle/BDPI/48874)
- Ugolini, A., Ungherese, G., Ciofini, M., Lapucci, A., & Camaiti, M. (2013). Microplastic debris in sandhoppers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 129, 19-22.
- Veloso, V. G., Cardoso, R. S., & Fonseca, D. B. (1997). Adaptações e biologia da macrofauna de praias arenosas expostas com ênfase nas espécies da região entre-marés do litoral fluminense. *Oecologia Australis*, 3(1), 135-154.
- Veloso, V. G., & Cardoso, R. S. (2001). Effect of morphodynamics on the spatial and temporal variation of macrofauna on three sandy beaches, Rio de Janeiro State, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 81(3), 369-375.
- Veloso, V. G., Cardoso, R. S., & Petracco, M. (2003). Secondary production of the intertidal macrofauna of Prainha Beach, Brazil. *Journal of Coastal Research*, 385-391.
- Veloso, V. G., Silva, E. S., Caetano, C. H., & Cardoso, R. S. (2006). Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. *Biological Conservation*, 127(4), 510-515.
- Veloso, V. G., Neves, G., Lozano, M., Perez-Hurtado, A., Gago, C. G., Hortas, F., & Garcia Garcia, F. (2008). Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29(s1), 126-133.

- Veloso, V. G., Cardoso, R. S., & Fonseca, D. B. (2010). Spatio-temporal characterization of intertidal macrofauna at Prainha Beach (Rio de Janeiro State). *Oecologia Australis*, 3(1), 213-225.
- Veloso, V. G., Neves, G., & de Almeida Capper, L. (2011). Sensitivity of a cirrolanid isopod to human pressure. *Ecological Indicators*, 11(3), 782-788.
- Vieira, J. V., Borzone, C. A., Lorenzi, L., & Carvalho, F. G. D. (2012). Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60(2), 135-148.
- Williams, A., & Micallef, A. (2011). *Beach management: principles and practice*. Routledge.
- Wolcott, T. G. (1978). Ecological role of ghost crabs, *Ocypode quadrata* (Fabricius) on an ocean beach: scavengers or predators?. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 31(1), 67-82.
- Zuur, A. F. Ieno, E. N., Walker, N.J., Saveliev, A. A. & Smith, G. M. (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R. *Springer Science & Business Media*.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 3-14.

1. Discussão geral

O manejo de praias arenosas ainda é um desafio, visto sua importância para recreação e lazer (Klein et al., 2004; Schlacher et al., 2007; Lucrezi et al., 2009). Diante dessa problemática, as praias têm sofrido com os impactos da rápida urbanização, resultando na perda de qualidade ambiental. Nesse sentido, os capítulos inseridos nessa dissertação abordam diferentes métricas (abióticas e bióticas) de avaliação da qualidade ambiental de duas praias arenosas no estado do Rio de Janeiro. No primeiro capítulo foram utilizadas métricas abióticas (índices de conservação, potencial recreativo e de urbanização, pH, OD e resíduos sólidos) enquanto que no segundo capítulo nós comparamos o potencial bioindicador de quatro espécies de crustáceos (*Atlantorchestoidea brasiliensis*,

Emerita brasiliensis, *Excirolana brasiliensis* e *Ocypode quadrata*) aos preditores antropogênicos avaliados.

Nossos resultados indicaram que áreas urbanizadas estão mais sujeitas à contaminação por coliformes e resíduos sólidos e o uso de alguns indicadores (pH e OD) não refletiram a urbanização das praias. Dessa forma, ressaltamos a importância do uso de múltiplas métricas para a avaliação eficiente de praias arenosas.

De acordo com a legislação brasileira, nossos resultados demonstraram que a Praia Grande e a Praia de Grussaí são consideradas próprias para o contato primário. No entanto, na região superior do entremarés das áreas urbanizadas foi observado maior número de coliformes do que nas áreas não urbanizadas, indicando que essas áreas podem se tornar impróprias, caso não sejam tomadas medidas de manejo adequadas. Dessa forma, sugerimos um programa de monitoramento contínuo das praias.

Nos setores urbanizados de ambas as praias foram encontradas maior densidade de resíduos sólidos (valor médio de 4,5 itens/m²), sendo 84% desses resíduos representados pelo plástico, corroborando com resultados obtidos por outros autores (Leite et al., 2014; Kuo & Huang, 2014). Por ser altamente versátil e de baixo custo, o plástico tornou-se um item indispensável na sociedade (Leite et al., 2014). Características como peso leve e fácil transporte por vento e água e baixa taxa de decomposição (Araújo et al., 2006; Sul & Costa, 2007; Kuo & Huang, 2014), explicam a predominância e acúmulo do plástico em ambientes marinhos. As principais subcategorias de plástico foram representadas por cigarros e canudos, itens não removidos efetivamente pelos serviços de limpeza (Laglbauer et al., 2014, Lopes da Silva et al., 2015, Munari et al., 2016). Medidas de gestão, como utilização de ferramentas menos seletivas, podem ajudar a solucionar este problema.

Atividades recreativas representaram 80% das fontes de resíduos. Essa elevada porcentagem provavelmente é causada pelo elevado número de turistas recebidos em ambas as praias principalmente no verão. Na cidade de Arraial do Cabo (Praia Grande) o fluxo de turistas chega a 400 mil enquanto que no município de São João da Barra o fluxo chega a 150 mil pessoas. A presença de vendedores e barracas de comida nas praias contribuiu para a elevada incidência

de artigos plásticos relacionados com alimentos, como pratos e talheres, principalmente durante a alta pressão turística.

Em geral, os setores urbanizados da Praia Grande e da Praia de Grussaí apresentaram menores valores de abundância para as quatro espécies de crustáceos estudadas. Provavelmente, a pressão humana afeta negativamente esses organismos por meio dos efeitos combinados dos preditores antropogênicos, incluindo elevado número de visitantes e de resíduos sólidos (González et al., 2014).

Os modelos lineares generalizados e de equações estruturais (MEE) revelaram que a densidade de *Atlantorchestoidea brasiliensis* foi negativamente correlacionada com a densidade de resíduos sólidos e o número de visitantes e a densidade de *Excirolana braziliensis* e *Ocypode quadrata* também foram correlacionadas negativamente com a densidade de resíduos sólidos. A MEE ainda revelou que o maior número de visitantes gerou uma elevada densidade de resíduos sólidos e conseqüentemente reduziu a densidade de *A. brasiliensis*, *E. braziliensis* e *O. quadrata*. As três espécies de crustáceos mencionadas acima distribuem-se principalmente entre a região superior do entremarés e o supralitoral (Veloso & Cardoso, 2001; Rodrigues et al., 2016), regiões mais frequentadas por visitantes. *Emerita brasiliensis* não foi correlacionado com nenhum dos preditores antropogênicos. Provavelmente a sua estratégia de migração junto a maré para regiões menos utilizadas por visitantes, torna esse crustáceo menos vulnerável aos impactos avaliados.

O efeito negativo de resíduos sólidos em vertebrados, como aves e tartarugas, é bastante conhecido e descrito na literatura e danos como emaranhamento e obstrução do trato gastrointestinal são bem documentados (Laist, 1987; Secchi & Zarzur, 1999; Gregory, 2009; Turner & Holmes, 2011; Awabdi & Di Benedetto, 2012). O efeito causado por resíduos sólidos ainda não são conhecidos para os invertebrados. De acordo com Schlacher et al. (2016), os caranguejos fantasma são sujeitos ao contato direto com resíduos sólidos, o que aumenta a probabilidade de efeitos negativos ainda não identificados. Ugolini et al. (2013) realizaram uma experiência em laboratório com *sandhoppers* e constataram que esses crustáceos são capazes de ingerir microplástico no ambiente natural. No entanto, a experiência realizada não mostrou nenhuma consequência da ingestão

de microplástico na capacidade de sobrevivência desses organismos em laboratório.

Os menores valores de abundância das quatro espécies de crustáceos estudadas e a maior densidade de resíduos sólidos, coliformes e visitantes registrados no setor urbanizado da Praia Grande e da Praia de Grussaí, enfatizam a necessidade de elaboração de políticas de manejo e conservação desse ecossistema, tais como o investimento em um maior número de lixeiras apropriadas para coleta seletiva, fiscalização e multas para o descarte inadequado dos resíduos e tráfego de veículos na areia das praias e, primordialmente, atividades voltadas para educação ambiental, destacando as influências negativas de determinadas atividades e comportamentos humanos no ambiente praias.

Os resultados obtidos nessa dissertação podem colaborar para ações de manejo e conservação das praias estudadas. Nossos dados foram apresentados em palestras nas escolas do município de Campos dos Goytacazes, com o objetivo de conscientizar os alunos sobre os danos causados pelo descarte inadequado do lixo. Além disso, os resultados sobre a qualidade das praias também foram divulgados na TV Record, alertando que a médio e longo prazo as praias podem se tornar impróprias para o uso, caso não sejam tomadas medidas de manejo. É importante também que as prefeituras tomem conhecimento desses dados para que ocorra um gerenciamento eficaz e conseqüentemente maior preservação dessas áreas, proporcionando uma limpeza adequada, maior número de lixeiras e mantendo as áreas não urbanizadas sem intervenção humana. Além disso, todas as ações de monitoramento, avaliação e gerenciamento de praias podem ser focadas também em espécies indicadoras afetadas pelos distúrbios antrópicos apresentados.

2. Referências bibliográficas

- Araujo, M. C. B., Santos, P. J., & Costa, M. F. (2006). Ideal width of transects for monitoring source-related categories of plastics on beaches. *Marine Pollution Bulletin*, 52(8), 957-961.
- Awabdi, D. R., Siciliano, S., & Di Benedetto, A. P. M. (2012). Ingestão de resíduos sólidos por tartarugas-verdes juvenis, *Chelonia mydas* (L. 1758), na costa leste do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Biotemas*, 26(1), 197-200.

- González, S. A., Yáñez-Navea, K., & Muñoz, M. (2014). Effect of coastal urbanization on sandy beach coleoptera *Phaleria maculata* (Kulzer, 1959) in northern Chile. *Marine pollution bulletin*, 83(1), 265-274.
- Gregory, M. R. (2009). Environmental implications of plastic debris in marine settings—entanglement, ingestion, smothering, hangers-on, hitch-hiking and alien invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2013-2025.
- Klein, Y. L., Osleeb, J. P., & Viola, M. R. (2004). Tourism-generated earnings in the coastal zone: a regional analysis. *Journal of Coastal Research*, 1080-1088.
- Kuo, F. J., & Huang, H. W. (2014). Strategy for mitigation of marine debris: analysis of sources and composition of marine debris in northern Taiwan. *Marine Pollution Bulletin*, 83(1), 70-78.
- Laglbauer, B. J., Franco-Santos, R. M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M. & Deprez, T. (2014). Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Marine Pollution Bulletin*, 89(1), 356-366.
- Laist, D. W. (1987). Overview of the biological effects of lost and discarded plastic debris in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 18(6), 319-326.
- Leite, A. S., Santos, L. L., Costa, Y., & Hatje, V. (2014). Influence of proximity to an urban center in the pattern of contamination by marine debris. *Marine Pollution Bulletin*, 81(1), 242-247.
- Lopes da Silva, M. L., de Araújo, F. V., Castro, R. O., & Sales, A. S. (2015). Spatial-temporal analysis of marine debris on beaches of Niterói, RJ, Brazil: Itaipu and Itacoatiara. *Marine Pollution Bulletin*, 92(1), 233-236.
- Lucrezi, S., Schlacher, T. A., & Robinson, W. (2009). Human disturbance as a cause of bias in ecological indicators for sandy beaches: Experimental evidence for the effects of human trampling on ghost crabs (*Ocypode* spp.). *Ecological Indicators*, 9(5), 913-921.
- Munari, C., Corbau, C., Simeoni, U., & Mistri, M. (2016). Marine litter on Mediterranean shores: Analysis of composition, spatial distribution and sources in north-western Adriatic beaches. *Waste Management*, 49, 483-490.

- Rodrigues, E., Freitas, R., Delgado, N. D. C., & Soares-Gomes, A. (2016). Distribution patterns of the ghost crab *Ocypode cursor* on sandy beaches of a tropical island in the Cabo Verde archipelago, Eastern Central Atlantic. *African Journal of Marine Science*, 38(2), 181-188.
- Schlacher, T. A., Dugan, J., Schoeman, D. S., Lastra, M., Jones, A., Scapini, F., McLachlan, A. & Defeo, O. (2007). Sandy beaches at the brink. *Diversity and Distributions*, 13(5), 556-560.
- Schlacher, T. A., Lucrezi, S., Connolly, R. M., Peterson, C. H., Gilby, B. L., Maslo, B., Olds, A. D., Walker, S. J., Leon, J. X., Huijbers, C. M., Weston, M. A., Turra, A., Hyndes, G. A., Holt, R. A., & Schoeman, D. S. (2016). Human threats to sandy beaches: A meta-analysis of ghost crabs illustrates global anthropogenic impacts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 169, 56-73.
- Secchi, E. R., & Zarzur, S. (1999). Plastic debris ingested by a Blainville's beaked whale, *Mesoplodon densirostris*, washed ashore in Brazil. *Aquatic Mammals*, 25(1), 21-24.
- Sul, J. A. I., & Costa, M. F. (2007). Marine debris review for Latin America and the wider Caribbean region: from the 1970s until now, and where do we go from here?. *Marine Pollution Bulletin*, 54(8), 1087-1104.
- Turner, A., & Holmes, L. (2011). Occurrence, distribution and characteristics of beached plastic production pellets on the island of Malta (central Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 62(2), 377-381.
- Ugolini, A., Ungherese, G., Ciofini, M., Lapucci, A., & Camaiti, M. (2013). Microplastic debris in sandhoppers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 129, 19-22.
- Veloso, V. G., & Cardoso, R. S. (2001). Effect of morphodynamics on the spatial and temporal variation of macrofauna on three sandy beaches, Rio de Janeiro State, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 81(03), 369-375.

3. Anexo



Evaluation of environmental quality of sandy beaches in southeastern Brazil



Marjorie C. Suciú, Davi C. Tavares, Leonardo L. Costa, Marianna C.L. Silva, Ilana R. Zalmon*

University of North Rio de Janeiro, Avenida Alberto Lamego 2000, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro 28013-602, Brazil

ARTICLE INFO

Keywords:
Urbanization
Marine debris
Impact metrics
Plastic
Contamination

ABSTRACT

The effect of urbanization on the environmental quality of two sandy beaches was evaluated using metrics such as pH, dissolved oxygen, coliforms and solid waste. Urbanization effects on physicochemical metrics (pH and dissolved oxygen) were not significant. The coliforms concentration was below the established limit for primary contact, but it was significantly higher on beaches with highest recreational potential. Similarly, the abundance of solid waste was significantly higher in urbanized areas (~4.5 items/m²), and it was higher than what was found for 106 beaches worldwide. Plastic represented 84% of the total number of items and recreational activities were the main sources of debris (80%). Therefore, a balance between recreation and conservation actions, based on short-term (e.g. fines) and long-term measures (e.g. educational policies) is recommended. We demonstrate that the use of multiple metrics provides more robust estimates of the environmental quality of sandy beaches than a single impact metric.

1. Introduction

Coastal environments provide several ecosystem services to humanity, including food, recreational activities and buffering the impact of extreme events (Cardinale et al., 2012; Gonçalves et al., 2013). Sandy beaches are notable among these ecosystems for being affected by human practices associated with tourism and rapid demographic growth (Weslawski et al., 2000; Gheskier et al., 2005; Bessa et al., 2014). Rapid urban occupation and development reduce the environmental quality of sandy beaches and their touristic value (Kline and Swallow, 1998; Peterson et al., 2000; Defeo et al., 2009). The economy of many coastal cities depends on beach tourism; therefore, there is a need to collect information about the quality and conservation status of these environments (Barbier et al., 2011; Rao, 2014).

The location of beaches near urban centers is a decisive factor for the loss of environmental quality (Aragonés et al., 2016). The accumulation of solid waste in coastal environments is a growing problem worldwide that is injuring and killing many marine organisms, including invertebrates and megafauna (Derraik, 2002; Gall and Thompson, 2015; Gil and Pfaller, 2016). Nowadays, the socioeconomic impact of marine debris on human health and biodiversity is a major challenge (Browne et al., 2015; Rochman et al., 2015; Tavares et al., 2016).

Pollutants are generally derived from human settlements, resource use and interventions, such as construction, agricultural activities and urbanization (Islam and Tanaka, 2004). Sewage from industrial, domestic waste and fecal material is also considered one of the main pollutants in coastal waters (Barile, 2004; Islam and Tanaka, 2004). As

a consequence of coastal development, beaches receive large amounts of domestic and industrial sewage, with the proliferation of bacteria and reduction of dissolved oxygen near the shore, which impacts the structure and function of aquatic communities (Valiela et al., 1990, 1992). Urban beaches are also exposed to numerous tourists and domestic animals, such as dogs and pigeons (Abdelzaher et al., 2010), which can contaminate the environment with feces hosting some pathogens (i.e., *Escherichia coli* and *Enterococcus*) (Aragonés et al., 2016). Tourism associated with recreational activities is one of the main sources of disturbance in Brazilian sandy beaches, particularly in the Southeast, where development and landfills have transformed the coastal landscape (Amaral et al., 2016).

Most studies about the environmental quality of sandy beaches have used a single measure to evaluate the impact, focusing on biological information or contamination by solid waste (Cardoso et al., 2016; Munari et al., 2016). Beaches are subject to diverse human pressures; thus, the use of only one metric to evaluate the ecosystem quality may not indicate the actual effects of urbanization, and different indicators can better support planning and monitoring environmental pollution. The objectives of this study was (1) to evaluate the environmental quality of two beaches under different levels of urbanization using distinct metrics, including pH and dissolved oxygen of the water surface, the amount of sediment coliform and solid waste; (2) to determine the indicators that reflect differences in levels of urbanization. We test the hypothesis that sandy beaches with highest recreational potential and lowest conservation value have highest coliform concentrations and solid waste abundance, indicating environmental

* Corresponding author.

E-mail address: ilana@uenf.br (I.R. Zalmon).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.045>

Received 10 February 2017; Received in revised form 24 April 2017; Accepted 24 April 2017

Available online 03 May 2017

0025-326X/ © 2017 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Appendix 1. Article published in the journal Marine Pollution Bulletin