

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANA LUIZA GANDARA MARTINS

SANGRADOUROS EM PRAIAS ARENOSAS: ESTRUTURA DA MACROFAUNA,
MORFODINÂMICA E IMPACTOS

PONTAL DO PARANÁ
2017

ANA LUIZA GANDARA MARTINS

SANGRADOUROS EM PRAIAS ARENOSAS: ESTRUTURA DA MACROFAUNA,
MORFODINÂMICA E IMPACTOS

Tese apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor em Sistemas Costeiros e Oceânicos, no curso de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Alberto Borzone

PONTAL DO PARANÁ
2017

CATALOGAÇÃO NA FONTE:
UFPR / SiBi - Biblioteca do Centro de Estudos do Mar
Liliam Maria Orquiza - CRB-9/712

M386s Martins, Ana Luiza Gandara
Sangradouros em praias arenosas: estrutura da macrofauna, morfodinâmica e impactos. / Ana Luiza Gandara Martins. – Pontal do Paraná, 2017.
139 f.; 29 cm.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Alberto Borzone.

Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná.

1. Sangradouros. 2. Salinidade. 3. Erosão. 4. Espécies eurihalinas. 5. Dinâmica espaço-temporal. 6. Eventos extremos. 7. Microfitobentos. 8. Balneabilidade. 9. Esgoto doméstico. I. Título. II. Borzone, Carlos Alberto. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD 591.5



**CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS
COSTEIROS E OCEÂNICOS**

Centro de Estudos do Mar - Setor Ciências da Terra - UFPR
Avn. Beira-mar, s/nº - Pontal do Sul - Pontal do Paraná - Paraná - Brasil
Tel. (41) 3511-8644 - Fax (41) 3511-8648 - www.cem.ufpr.br - E-mail: pgisisco@ufpr.br

TERMO DE APROVAÇÃO

Ana Luiza Gandara Martins

**SANGRADOUROS EM PRAIAS ARENOSAS: ESTRUTURA DA
MACROFAUNA, MORFODINÂMICA E IMPACTOS**

Tese aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Doutor(a)
em Sistemas Costeiros e Oceânicos, da Universidade Federal do Paraná, pela
Comissão formada pelos professores:

Dr. Carlos Alberto Borzone (UFPR/CEM)
Orientador e Presidente

Dr. Gustavo Fonseca (UNIFESP)
Membro Examinador

Dra. Salette Amaral de Figueiredo (FURG)
Membro Examinador

Dr. Sérgio Antonio Netto (UNISUL)
Membro Examinador

Dr. Mauricio Garcia de Camargo (FURG)
Membro Examinador

Pontal do Paraná, 31/03/2015.

Dedico este trabalho a Davi, Eduardo e
Arthur Celini.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa de estudos e à Fundação O Boticário de Proteção à Natureza (projeto BL0003-20112) pelo apoio financeiro concedido, sem os quais não seria possível a realização da presente pesquisa.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Carlos A. Borzone, por sua confiança em meu potencial, contribuindo inestimavelmente com sua clareza e objetividade para o desenvolvimento desse doutorado. O apoio e os conselhos recebidos ao longo desses anos foram essenciais.

Aos componentes da Banca Examinadora, a Profa. Dra. Salette Figueiredo, Prof. Dr. Sérgio Netto, Prof. Dr. Gustavo Fonseca e Prof. Dr. Maurício Camargo por aceitarem o convite para a avaliação deste trabalho e valiosas sugestões.

Ao Laboratório de Microbiologia Marinha, através da Profa. Dra. Hedda E. Kolm, da técnica Fernanda e da aluna de graduação Karina, por nos receber em seu laboratório e nos auxiliar no planejamento e análises microbiológicas e físico-químicas.

Ao Laboratório de Biogeoquímica Marinha, através da Profa. Dra. Eunice Machado e da técnica de laboratório Liciane, por nos receber em seu laboratório e nos auxiliar no planejamento e análises químicas.

Ao Laboratório de Oceanografia Geológica, através do Prof. Dr. Marcelo Lamour e da técnica Ghisi, pela paciência e realização das análises sedimentológicas.

Ao Laboratório de Meteorologia, através do Prof. Dr. Marcelo Dourado, pelo fornecimento de dados de vento e temperatura do ar referente à estação meteorológica do Centro de Estudos do Mar e auxílio nas análises.

Ao Prof. Dr. Maurício Noernberg por suas sugestões relacionadas aos dados oceanográficos e meteorológicos.

À Profa. Dra. Gyrlene Aparecida Mendes da Silva da Universidade Federal de São Paulo, pelo enorme auxílio na aquisição e interpretação dos dados pluviométricos adquiridos por imagens de satélite. Ao Prof. Dr. Fernando R. Martins, também da Universidade Federal de São Paulo, pelo auxílio na resolução dos problemas relacionados aos dados de pluviosidade.

À Marinha do Brasil, pelo fornecimento dos dados de Aviso de Mau Tempo.

Aos Profs. Drs. Gustavo Fonseca, Omar Defeo, Sérgio Netto, Alexandre Turra, Marcelo Kitahara e Marcelo Lamour por suas sugestões, contribuições e críticas durante as bancas de avaliação nas semanas acadêmicas.

Gostaria de agradecer algumas pessoas muito especiais que me acompanharam neste processo, me ajudaram muito nas coletas, meus companheiros e amigos do Laboratório de Ecologia de Praias Arenosas: Jennyfer, Larissa, Pablo, Priscila e Angélica.

À Oc. Larissa Regina Pinto, praióloga, por me receber como sua orientadora, confiar em mim durante o desenvolvimento de seu trabalho de conclusão de curso, e pela sua inestimável amizade.

À Dr. Jennyfer V. Vieira, praióloga, por sua amizade, doação, discussões, preocupação e parceria durante estes quatro anos. Agradeço muito por ter compartilhado com você esta importante fase pela qual estamos passando.

Ao Msc. Pablo Guilherme, praiólogo, por sua amizade e companherismo, além dos muitos auxílios estatísticos, mapas, planejamento, discussões.

A todos os alunos, amigos e colegas que me ajudaram durante as coletas, foram aproximadamente 55 pessoas, algumas delas estiveram presentes em quase todas as coletas, outras me ajudaram em algumas, mas todas foram imprescindíveis para o sucesso desta tese. Espero ter me lembrado de todos: Prof. Borzone, Jennyfer, Larissa, Priscila, Pablo, Angélica, Marcelo Soeth, Nathalia, Luciana, Renato (Bot), Adrian, Helenita, Madeira, Fernanda, Bárbara, Carioca, Thiago, Amanda (USA), Gabriel (USA), Pedro Wadt, Luiza, André, Tona (Espanha), Lourenço, Ana Emília, Thaise, Fabian, Maikon, Vitão, Ícaro, Evelin, Marcelinho, Moisés, Homero, Daphne, Carol, Kalina, Eduardo, Yens, Rato, Nina, Pedro, Laiza, Gabriel, Carmen (Espanha), Daniel, Sérgio, Erika, Didio, Júlia, Catarina, Ivo, João, Gustavo e Fernando.

Ao longo desses anos, inúmeros amigos e colegas me inspiraram, me acompanharam e contribuíram com precioso encorajamento, companheirismo e valiosas sugestões. Não seria possível citá-los todos, mas gostaria de fazer um agradecimento especial aos meus queridos amigos Oceanógrafos Maikon Di Domenico, Andreoara Deschamps Schmidt e Camila Castroviejo, que estão ao meu lado desde os primórdios até hoje em dia!!!!

Às minhas lindas amigas mães Marcela, Sara e Evelin pela parceria e ajuda com a criançada (Davi, Catarina, Lara, Majú e Ana Clara).

Meu reconhecimento e agradecimento pelo excepcional apoio da minha Anja da Guarda D. Anita, que acolheu meu filho, eu e meu marido como parte de sua família, e sempre cuidou de nós com muito zelo.

Aos meus pais Fila e Cris, por me inspirarem desde o início de minha educação a amar e respeitar o mar e seus encantos. À minha irmã Laura, meu cunhado Flávio e meu sobrinho Leo, que junto com meus pais, sempre compreenderam meu distanciamento e me apoiaram incondicionalmente com palavras acolhedoras e encorajadoras.

À minha sogra Nanci, minha cunhada Maria Emília e meu cunhado Rafael, por me receberem de braços abertos, me ajudarem sempre quando foi preciso e por todo o carinho.

Ao meu querido companheiro Arthur Celini, por acreditar em meu potencial, me apoiar, me cobrar, me acompanhar e por suas fundamentais sugestões e soluções que contribuíram de muitas e decisivas formas para o sucesso desta tese.

Ao meu filho Davi, por existir e, mesmo pequenino, ter compreendido as muitas ausências, a importância do trabalho da mamãe e por me fazer tão feliz.... 😊

RESUMO

Os sangradouros são formados pela drenagem natural das planícies costeiras e escoamento de águas pluviais em direção ao mar, coletadas nas depressões e banhados localizados entre cordões litorâneos. A presente tese avaliou a influência espaço-temporal do aporte de água doce, via sangradouros, nas características físicas, químicas, sedimentológicas e biológicas na região entre-marés do ecossistema praial. Além disso, a presença de esgoto de origem doméstica foi verificada em diversos sangradouros, e sua influência sobre a fauna testada. Para isso, 3 capítulos foram desenvolvidos. O primeiro capítulo avaliou os efeitos espaciais da presença de um sangradouro (Barrancos) na praia. Observou-se a redução da inclinação do perfil praial, homogeneização da distribuição do sedimento ao longo de seu percurso e redução da salinidade do lençol freático, resultando em mudanças no padrão de zonação da macrofauna e nos descritores da comunidade. Verificou-se também que apenas espécies adaptadas a uma grande amplitude de variação de salinidade (eurialinas) e com alta mobilidade (como os isópodos *Tholozodium rhombofrontalis* e *Excirrolana armata*) podem viver em um número substancial perto e dentro deste sangradouro. No segundo capítulo, a escala temporal foi adicionada a esta combinação dinâmica no mesmo sangradouro (Barrancos), considerando as condições meteorológicas e oceanográficas. Observou-se que a variabilidade inter-anual foi o principal fator a afetar a distribuição espacial de riqueza. Em contrapartida, a abundância total não apresentou um padrão espaço-temporal claro. Quando consideramos uma abordagem desconstrutivista, crustáceos e insetos foram mais abundantes em transectos próximos ao sangradouro, enquanto que poliquetas e moluscos foram mais abundantes no transecto distante. Concluímos que o sangradouro pode beneficiar espécies de praia residentes adaptadas a este habitat desfavorável, como isópodos e coleópteras, os quais possivelmente são mantidos pela alta produção do microfítobentos no entorno do sangradouro e possuem um importante papel na base da teia trófica. Apesar disso, eventos extremos de precipitação praticamente excluíram espécies da macrofauna adaptados a viver perto ou mesmo dentro destes corpos d'água. Ainda, se o aquecimento global e a elevação do nível do mar forem levados em conta, outras alterações na dinâmica e frequência dos sangradouros poderiam ser esperadas. No terceiro capítulo, a balneabilidade em sangradouros e região de afloramento de águas subterrâneas, e possíveis efeitos da contaminação de sangradouros por esgoto doméstico sobre a estrutura e composição da comunidade macrobêntica foram avaliadas. As amostragens foram realizadas durante a alta temporada de verão de 2013. De nove sangradouros avaliados, quatro apresentaram valores de *Escherichia coli* e fósforo total muito acima do permitido pela legislação brasileira. Os efeitos da contaminação sobre a riqueza e abundância total da macrofauna foram mais evidentes em dois sangradouros historicamente contaminados por drenarem extensas áreas urbanas no litoral do Paraná (Olho D'água e Caiobá). Apesar da variabilidade natural esperada entre as praias, observou-se que a contaminação por esgoto doméstico dos sangradouros promove uma redução ainda maior de organismos, mesmo daqueles adaptados a este ambiente instável, como os isópodos. As práticas de gestão de resíduos, assim como o planejamento de uso e ocupação da orla, são considerados indispensáveis para a manutenção da qualidade da água dos sangradouros localizados em áreas urbanas, especialmente no cenário atual de mudanças climáticas.

Palavras-Chave: sangradouros, salinidade, erosão, espécies eurihalinas, dinâmica espaço-temporal, eventos extremos, microfitobentos, balneabilidade, esgoto doméstico.

ABSTRACT

Washouts are originated from high water table levels combined with rainwater collected in swamp areas behind the foredunes. The present thesis evaluated the spatial-temporal influence of the freshwater contribution, via washouts, on the physical, chemical, sedimentological and biological characteristics in the inter-tidal region of the sandy beach ecosystem. In addition, the presence of sewage of domestic origin was verified in several washouts, and its influence on the fauna tested. For this, 3 chapters were developed. The first chapter evaluated the spatial effects of the presence of a washout (Barrancos) on the beach. It was observed the reduction of beach slope profile, sediment distribution homogenization along its course and water table salinity reduction, resulting in changes of macrofauna zonation pattern and community descriptors. It was also verified that only species adapted to a high salinity variability (eurialinas) and with high mobility (like the isópodos *Tholozodium rhombofrontalis* and *Excirolana armata*) can live in a substantial number near and within this washout. In the second chapter, temporal scale was added to this dynamic combination in the same washout (Barrancos), considering meteorological and oceanographic conditions. It was observed that inter-annual variability was the main factor affecting the spatial distribution of richness. In contrast, total abundance did not present a clear spatio-temporal pattern. When a deconstructive approach was considered, crustaceans and insects were more abundant in transects near the washout, while polychaetes and molluscs were more abundant in the distant transect. We conclude that the washout may benefit resident beach species adapted to this unfavorable habitat, such as isopods and coleóptera. They are possibly maintained by the high production of microphytobenthos around the washout area, which also may play an important role in the base of trophic web. Nevertheless extreme precipitation events practically excluded macrofauna species adapted to live near or even within these water bodies. Also, if global warming and sea level rise are taken into account, other changes in the dynamics and frequency of washouts could be expected. In the third chapter, the balneability of washouts and groundwater outcropping region, and possible effects of washouts contamination by domestic sewage on the structure and composition of macrobenthic community were evaluated. Samplings were carried out during the high Summer season of 2013. Four of nine washouts evaluated presented values of *Escherichia coli* and total phosphorus far above that allowed by Brazilian legislation. The effects of contamination on richness and total abundance of macrofauna were more evident in two washouts historically contaminated by draining large urban areas along the Paraná coast (Olho D'água and Caiobá). Despite the expected natural variability between beaches, it was observed that the domestic sewage contamination of the washouts promotes an even greater reduction of organisms, even of those adapted to this unstable environment, such as isopods. The waste management practices, as well as coast use and occupation planning are considered indispensable for water quality maintenance of washouts located in urban areas, especially in the current climate change scenario.

Key-words: *washouts*, salinity, erosion, eurihaline species, spatio-temporal dynamics, extreme events, microphytobents, balneability, domestic sewage.

SUMÁRIO

RESUMO.....	8
ABSTRACT.....	10
INTRODUÇÃO GERAL	14
ÁREA DE ESTUDO	20
REFERÊNCIAS.....	25
CAPÍTULO I: SPATIAL EFFECTS OF A WASHOUT ON SANDY BEACH	
MACROFAUNA ZONATION AND ABUNDANCE.....	31
RESUMO.....	32
ABSTRACT	32
1. INTRODUCTION	34
1.1. Study Area Characterization	36
2. METHODS.....	38
2.1. Field and Lab Routines.....	38
2.2. Statistical Analyses.....	39
3. RESULTS.....	41
4. DISCUSSION	49
5. CONCLUSIONS.....	54
ACKNOWLEDGMENTS	55
LITERATURE CITED	56
CAPÍTULO II: WASHOUT DYNAMICS AND ROLE ON SANDY BEACH	
ECOSYSTEM.....	60
RESUMO.....	61
ABSTRACT	61

1. INTRODUCTION	63
2. METHODS	66
2.1. Study area and sampling design	66
2.2. Data collection and laboratory procedures	67
2.3. Data analysis	68
3. RESULTS.....	71
3.1. Environmental characterization	71
3.2. Community and higher taxonomic levels spatio-temporal variability.....	76
3.3. Correlations between environmental variables and macrofaunal community.....	80
4. DISCUSSION	83
5. CONCLUSIONS.....	88
LITERATURE CITED	90
SUPPLEMENTAL MATERIAL	96
CAPÍTULO III: EFEITOS DE SANGRADOUROS CONTAMINADOS POR ESGOTO DOMÉSTICO SOBRE A ESTRUTURA DA MACROFAUNA DE PRAIAS ARENOSAS EXPOSTAS, PARANÁ - BRASIL.....	100
RESUMO.....	101
1. INTRODUÇÃO	102
2.1. Área de estudo.....	104
2.2. Fase 1 - Avaliação da qualidade da água em sangradouros e sedimento na região de afloramento da água subterrânea.....	105
2.2.1. Coleta e análises laboratoriais	107
2.2.2. Análise de dados	108
2.3. Fase 2 - Efeitos de sangradouros contaminados por esgoto doméstico sobre a estrutura da macrofauna bentônica	109
2.3.1. Coleta e análises laboratoriais	109
2.3.2. Análise de dados	111

2. RESULTADOS	112
3.1.Fase 1 - Avaliação da qualidade da água em sangradouros e sedimento na região de afloramento da água subterrânea	112
3.2.Fase 2 - Efeitos de sangradouros contaminados por esgoto doméstico sobre a estrutura da macrofauna bentônica.....	116
3.2.1. Parâmetros ambientais.....	116
3.2.2. Avaliação da estrutura da macrofauna sem influência do sangradouro	118
3.2.3. Avaliação dos efeitos de sangradouros contaminados por esgoto doméstico sobre a estrutura da macrofauna.....	120
4. DISCUSSÃO	123
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	129
ANEXOS	135
CONSIDERAÇÕES FINAIS	138

INTRODUÇÃO GERAL

Inicialmente, é importante ressaltar que a identificação e definição de um sangradouro no ambiente praiial pode ser complicada devido as diferentes formas, dinâmica e origens dos corpos d'água costeiros. O termo sangradouro utilizado no Brasil, especialmente no Rio Grande do Sul, é reconhecido no exterior como *washout* (Figueiredo *et al.*, 2007). Outras terminologias, como *tidal creek* (Siqueira *et al.*, 2009) e *freshwater stream* (Santos, 1991) podem ser encontradas em trabalhos realizados com sangradouros no Brasil, mas na presente tese, assim como nos artigos que serão desenvolvidos como produtos desta, serão adotados os termos sangradouro em português e *washout* em inglês.

O sistema de águas subterrâneas das praias arenosas é altamente dinâmico, raso e não confinado, onde os fluxos são dirigidos através de sedimentos saturados e insaturados pelas marés, ondas e espraiamento, e em menor extensão pelas trocas atmosféricas (evaporação e precipitação) e intercâmbio com aquíferos mais profundos (Horn, 2002). O ponto de saída (ressurgência do lençol freático) é geralmente assumido como o limite entre a seção inferior da praia, que está saturada, e a parte superior que é insaturada (Horn, 2002).

Uma outra forma de drenagem natural das planícies costeiras e escoamento de águas pluviais em direção ao mar é por meio de sangradouros. Estes cursos d'água são formados através do acúmulo de águas em depressões e banhados localizados entre cordões litorâneos, e exercem importante papel na troca de material entre a planície costeira e o mar (Figueiredo & Calliari, 2005; Figueiredo *et al.*, 2007; Serpa, 2008).

Os sangradouros são classificados de acordo com sua duração na praia, podendo ser permanentes, observados na praia o ano todo; intermitentes, presentes sazonalmente; ou efêmeros, originam-se logo após um evento de alta precipitação local, com um curto período de duração (Pereira da Silva, 1998). Em áreas urbanizadas, a pavimentação e edificação da costa reduzem a infiltração da água para o lençol freático, aumentando a retenção pluvial, que extravasa em direção ao mar, resultando em uma maior concentração de sangradouros (Figueiredo e Calliari, 2005).

A abundância, frequência e intensidade dos sangradouros estão intimamente relacionadas com o nível do lençol freático, características dos sedimentos, frequência de chuvas, taxas de evaporação e ocupação urbana (Figueiredo *et al.*, 2007; Pereira da Silva, 1998). Os sangradouros possuem profundidades rasas e desenvolvem-se preferencialmente em praias de características intermediárias ou dissipativas, em zonas de micro-maré com baixa declividade da barreira arenosa, geralmente dominadas por ondas e ventos (Serpa, 2008).

Estas características, associadas a seu menor tamanho, lhes diferenciam sob o ponto de vista geomorfológico de outros corpos d'água costeiros (Serpa, 2008), como as lagoas e lagunas de abertura e fechamento intermitentes (ICOLL - *Intermittently closed and open lakes and lagoons*) ou estuários de abertura/fechamento temporário (TOCE – *Temporarily open/closed estuary*) e as *pocket lagoons* (Figueiredo *et al.*, 2007; Lawrie *et al.*, 2010). Estes sistemas formam um corpo lagunar permanente, contudo, os ICOLLs ou TOCEs possuem maior tamanho e profundidade e são formados em regiões mais interiorizadas. A abertura do canal de ligação destes corpos d'água em direção ao mar está associada a intensificação do fluxo do lençol freático e ao nível das lagoas localizadas logo atrás das bermas (Figueiredo *et al.*, 2007).

Os estuários e as zonas costeiras úmidas são considerados zonas críticas de transição, responsáveis pela conexão entre a terra, a água continental e marinha, fornecendo funções ecológicas essenciais para estes três compartimentos (Levin *et al.*, 2001). As praias arenosas localizadas próximas a regiões estuarinas desempenham um importante papel no tratamento e transferência da matéria orgânica de origem terrestre para o ecossistema marinho (Schlacher e Connolly, 2009).

Os processos físicos são frequentemente utilizados para explicar a variabilidade da riqueza e abundância da macrofauna em macro-escala em praias arenosas, (Defeo e McLachlan, 2005). Quando as praias encontram-se próximas a estuários ou canais de água doce, estes processos podem e devem ser associados a outros, como os químicos e nutricionais, para fornecer uma melhor explicação dos padrões espaço-temporais da comunidade macrobêntica (Cisneros *et al.*, 2011; Schlacher e Connolly, 2009).

O efeito da presença de sangradouros sobre a macrofauna de praias foi abordada somente por Santos (1991) em uma praia do Rio Grande do Sul. O estudo

avaliou os efeitos da passagem de um sangradouro intermitente sobre a população de *Scolecopsis (Spio) gaucha* (Polychaeta: Spionidae) e concluiu que coortes geradas antes do surgimento do sangradouro desapareceram, e aquelas geradas durante a passagem do sangradouro não conseguiram assentar. O autor associa estes resultados à erosão e não à diminuição da salinidade.

Ressalta-se que a maior parte dos trabalhos sobre a influência do deságue de um corpo d'água na comunidade macrobentônica de praias expostas foram realizados em rios ou canais de grande porte. Alguns destes, desenvolvidos no litoral do Uruguai, abordaram o efeito em meso-escala da pluma gerada por um canal de drenagem construído pelo homem (Canal Andreoni), sobre a comunidade e populações de poliquetas e crustáceos (Bergamino *et al.*, 2009; Lercari e Defeo, 1999; Lercari *et al.*, 2002; Lercari e Defeo, 2003; Sauco *et al.*, 2010). Este mesmo grupo de pesquisadores avaliou os efeitos em macro-escala do gradiente de salinidade e morfodinâmica gerado por um grande rio, Río de La Plata (Lercari e Defeo, 2006; Lozoya *et al.*, 2010; Gomez e Defeo, 2012).

Estes trabalhos demonstram que a pluma gerada por ambos os corpos d'água é o fator chave para explicar o gradiente morfodinâmico e de salinidade. Este gradiente determinaria os padrões de riqueza, distribuição e abundância da macrofauna, frequentemente associado à redução dos descritores ecológicos em direção aos corpos d'água.

Em uma praia reflectiva localizada na margem sul da Baía de Paranaguá (Paraná - Brasil) a fauna apresentou uma distribuição mais difusa, ou seja, a zonação estava menos evidente do que em uma praia adjacente com menor influência do estuário e de características intermediárias. Estes efeitos na zonação foram associados à diferença morfodinâmica entre as praias e, novamente, não foram associados à salinidade (Borzzone *et al.*, 2003).

A Zona Costeira de Baixa Elevação (LECZ – *Low Elevation Coastal Zone*) é a área contígua ao longo da costa que atinge até 10 metros acima do nível do mar. No geral, esta zona abrange 2 % da área terrestre do mundo, em contrapartida contém 10 % da população mundial e 13 % da população urbana do mundo. Esta é uma região sob intensa ocupação, onde diversas atividades de importância econômica local e mundial são desenvolvidas (Mcgranahan, *et al.*, 2007). Como consequência, a região costeira está sofrendo um estreitamento devido a pressão crescente proveniente tanto de áreas terrestres, através do uso e ocupação da costa, quanto

de áreas marinhas, através da elevação do nível do mar e outras alterações decorrentes do aquecimento global (Schlacher, et al., 2008).

O crescimento desordenado da costa, associado ao turismo em cidades praianas resultam no aumento da descarga de poluentes oriundos do esgoto doméstico (Dios, *et al.*, 2012). Este esgoto frequentemente é despejado em rios e estuários, os quais têm como destino final as praias e/ou áreas costeiras, e podem ser assimilados pela fauna, como confirmado através de marcadores isotópicos (Schlacher e Connolly, 2009).

Efeitos negativos na qualidade ambiental e saúde pública são evidentes e frequentes em praias de uso recreacional que não apresentam um sistema eficiente de coleta e tratamento de esgoto doméstico (Stewart, *et al.*, 2008), com conseqüências diretas sobre o turismo e a qualidade ambiental (Figueiredo e Calliari, 2005). No Paraná, a balneabilidade das praias costuma ser medida somente durante a temporada de verão (dezembro a fevereiro), período em que aumenta a quantidade de turistas no litoral e, conseqüentemente, de banhistas. Estas medições são realizadas pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), semanalmente, em diversos pontos ao longo do litoral. Este Instituto alerta a população para evitar os canais que deságuam na praia, pois muitos estão em condições impróprias de balneabilidade devido a ligações irregulares de esgoto (Curitiba. Instituto Ambiental do Paraná, 2015).

Condições eutróficas e balneabilidade imprópria foram observadas ao longo de um ano em um sangradouro no Balneário Olho D'água, Paraná, sul do Brasil, chegando ao máximo durante o verão (Siqueira, *et al.*, 2009). Contudo, regiões costeiras que recebem estes cursos d'água podem estar sujeitas a uma considerável variação na qualidade da água, associada à variação da maré e precipitação (Miquelante e Kolm, 2011).

Além dos impactos gerados devido ao uso e ocupação desordenados, regiões costeiras de todo o mundo vêm experimentando alterações associadas a maior variabilidade climática e oceânica. As mudanças no regime de pluviosidade, temperatura do ar e da água, acidificação e elevação do nível do mar já podem ser detectadas e suas conseqüências começam a ficar evidentes (Lima e Wetthey, 2012; Baumann e Doherty, 2013).

No Brasil, sinalizadores de mudanças climáticas mostram um aumento da temperatura para todas as estações do ano e regiões, geralmente maiores no

inverno austral. Previsões indicam uma diminuição da precipitação sobre a região tropical, e um aumento sobre as áreas subtropicais (Sánchez, et al., 2015). Na região Sul, estima-se que nos últimos quarenta anos a temperatura média regional elevou-se cerca de 1.3°C. Esta elevação é acompanhada por um aumento nos totais pluviométricos médios anuais, que se manifestam em eventos cada vez mais extremos (Mendonça, 2006). Este aquecimento mostra-se mais explícito na porção norte da região Sul, ou seja, no Estado do Paraná, particularmente na parte de domínio climático Cfa – condição climática da presente área de estudo (Mendonça, 2006).

Estudos sobre os impactos ecológicos e socioeconômicos decorrentes de mudanças climáticas em praias arenosas têm sido negligenciados, com avaliações hesitantes e qualitativas (Dugan, 2010; Schoeman, et al., 2014). Alguns trabalhos sugerem possíveis efeitos sobre a fauna de praia (Jones et al., 2007; Schlacher et al., 2008; Defeo et al., 2009), contudo, sem exemplos consistentes com os efeitos esperados (Schoeman, et al., 2014).

Recentemente, algumas evidências sobre alterações na estrutura e biologia de populações e em comunidades da macrofauna de praias arenosas, localizadas ao sul da América do Sul (Uruguai e Chile), sugerem algumas hipóteses sobre os efeitos das mudanças climáticas, muito associadas ao aumento da temperatura (Schoeman, et al., 2014). Dentre elas destacamos: a mortalidade em massa e dificuldade biológica de aclimatação por espécies de águas frias, como *Mesodesma spp.* e o aumento da produtividade de espécies de águas mais quentes. Estas alterações resultam em um processo de tropicalização, ou seja, aumento da representação de espécies de águas mais quentes em uma comunidade biológica, e consequente redução daquelas não adaptadas a estas condições (Riascos et al., 2011; Ortega et al., 2012; Schoeman, et al., 2014).

A presente tese avaliou a influência espaço-temporal do aporte de água doce, via sangradouros, nas características físicas, químicas, sedimentológicas e biológicas na região entre-marés do ecossistema praial. Além disso, a presença de esgoto de origem doméstica foi verificada em diversos sangradouros, e sua influência sobre a fauna testada. Para isso, 3 capítulos foram desenvolvidos:

O Capítulo 1, intitulado "Spatial effects of a washout on sandy beach macrofauna zonation and abundance" auxiliou a definição dos desenhos amostrais utilizados nos capítulos 2 e 3 e foi norteadado pela hipótese inicial de que a característica

permanente de um sangradouro pode modificar a morfologia, a profundidade e salinidade do lençol freático e as propriedades do sedimento transversal e paralelamente a costa. A segunda hipótese foi que se estas variáveis ambientais são afetadas pelo sangradouro, então seriam verificadas alterações no padrão de zonação e nos descritores da comunidade. Assim, o objetivo foi observar os principais efeitos da presença de um sangradouro sobre a morfologia, salinidade, sedimentologia e, conseqüentemente, sobre a macrofauna bentônica em distâncias exponenciais ao sangradouro e em diferentes zonas paralelas a linha d'água.

O Capítulo 2, intitulado "Washout dynamics and role on sandy beach ecosystem" teve por objetivo determinar como as variáveis ambientais em praias arenosas se comportam no espaço e no tempo próximo a um sangradouro permanente. Além disso, associado às condições climáticas, melhorar o conhecimento sobre como os sangradouros podem influenciar a comunidade macrofaunal de praias arenosas, e as possíveis conseqüências do aumento de condições extremas de precipitação.

O Capítulo 3, intitulado "Efeitos de sangradouros contaminados por esgoto doméstico sobre a macrofauna de praias arenosas expostas" foi norteado pela hipótese inicial de que sangradouros contaminados por esgoto doméstico alteram a estrutura e composição da comunidade macrobentônica. Para isto, este capítulo contou com dois objetivos principais. O primeiro foi avaliar as condições sanitárias e de balneabilidade em 9 importantes sangradouros permanentes, e na região de afloramento de águas subterrâneas adjacente aos mesmos. O segundo foi avaliar se a contaminação dos sangradouros afeta a estrutura e composição da comunidade macrobentônica que vive associada aos sangradouros na região entre marés de praias arenosas.

ÁREA DE ESTUDO

Apesar dos poucos estudos sobre sangradouros no estado do Paraná (Siqueira, *et al.*, 2009), o litoral é bem conhecido quanto a sua geologia e geomorfologia (Angulo e Soares, 1994, Angulo e Araujo, 1996; Bigarella, 2001; entre outros), morfodinâmica (Soares *et al.*, 1997a e b; Borzone *et al.*, 1996; Noemberg *et al.*, 2007) e ecologia (Barros *et al.*, 2001; Borzone *et al.*, 1996; Borzone e Souza, 1997; Borzone *et al.*, 2003; Gandara-Martins *et al.*, 2010; Souza e Gianuca, 1995; Souza e Borzone, 2000; Souza e Borzone, 2007; Vieira *et al.*, 2012).

A costa do Paraná (Lat. 25°20' - 26°00' S; Long. 48°05' - 48°60' O) possui orientação norte-nordeste (NNE), extensão de 100 km e área aproximada de 6.600 km². Os limites geográficos são os estados de São Paulo ao norte e Santa Catarina ao sul, delimitados pelas fozes dos rios Ararapira e Saí-Guaçu, respectivamente (Angulo, 1993; Angulo e Soares, 1994; Soares *et al.*, 1997a). A planície apresenta morfologia profundamente recortada por complexos estuarinos. Na parte centro-norte do estado ocorre o complexo Estuarino de Paranaguá e na região sul ocorre a Baía de Guaratuba, que compartimentam a costa em 3 setores: planície de Superagui ou norte, planície de Praia de Leste e planície de Brejatuba ou sul (Soares *et al.*, 1997a) (FIGURA1).

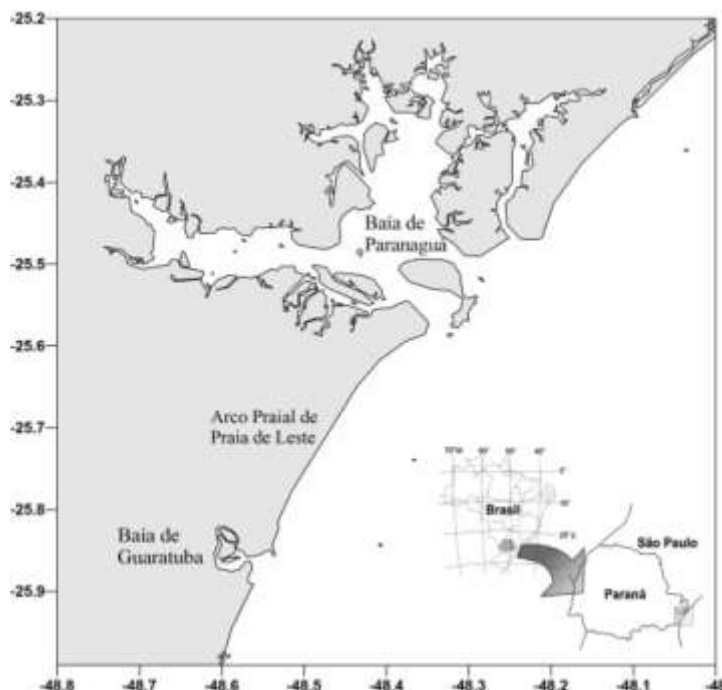


FIGURA1. Litoral do Estado do Paraná – Brasil.

O litoral é representado em grande parte de sua extensão por costas oceânicas, formadas por praias dominadas por ondas e correntes de deriva litorânea. Estas apresentam processos de erosão e sedimentação sazonais. No entanto, mostram estabilidade entre os anos quando não há interferência antrópica (Angulo e Araújo, 1996). Estas praias variam segundo sua morfodinâmica de estágios modais reflectivos a dissipativos (Souza e Gianuca, 1995; Borzone *et al.*, 1996; Borzone e Souza, 1997; Soares *et al.*, 1997a e b; Borzone *et al.*, 1998; Souza e Borzone, 2000; Barros *et al.*, 2001; Souza e Borzone, 2007), com grande variação na composição granulométrica, de areia grossa e moderadamente selecionada ($0,89 \pm 0,83 \phi$) até areia fina e bem selecionada ($2,89 \pm 0,24 \phi$), respectivamente (Borzone *et al.*, 1996).

A planície costeira do Estado do Paraná é constituída de formações arenosas, paludais terrestres e manguezais (paludais marinhos) e, em alguns locais, nota-se a presença de riachos, alagadiços e brejos nos vales de restingas (Bigarella, 2001). Apesar de ainda não haver publicações de caráter científico confirmando a presença de sangradouros no estado do Paraná, a descrição geomorfológica da planície e a presença destes riachos se aproxima muito da descrição dos sangradouros no litoral do Rio Grande do Sul proposta por Figueiredo *et al.* (2007). Siqueira *et al.* (2009)

realizou um trabalho de avaliação da qualidade da água em riachos de maré (*tidal creeks*), dentre os quais dois podem ser considerados sangradouros pelo tipo de formação geomorfológica (Figueiredo *et al.*, 2007).

No litoral do Paraná foi possível identificar, por observação pessoal, diversos sangradouros permanentes, intermitentes e efêmeros, dentre os quais, muitos apresentam sinais de contaminação por ligações clandestinas de esgoto doméstico (TABELA 1). Isto se deve a ocupação da orla ao longo do litoral paranaense ser muito heterogênea, ocorrendo áreas fortemente adensadas e outras ainda sem ocupação (Angulo, 1993).

TABELA 1. Lista de sangradouros observados via imagens de satélite (Google Earth) e visitados no litoral do Paraná.

Situação	Local	Data	Latitude	Longitude
	Atami	11/10/2011	25°36.084'	48°23.347'
	Barrancos	11/10/2011	25°36.517'	48°24.011'
	Shangri-lá N	11/10/2011	25°37.367'	48°24.924'
	Shangri-lá S	11/10/2011	25°38.038'	48°25.547'
	Olho d'água	11/10/2011	25°38.395'	48°25.871'
	Ipanema 1	17/10/2011	25°39.846'	48°26.803'
	Ipanema 2	17/10/2011	25°40.018'	48°26.916'
	Praia Leste 1	19/07/2012	25°41.758'	48°27.783'
	Praia Leste 2	19/07/2012	25°42.076'	48°28.205'
	Matinhos 1	19/07/2012	25°46.368'	48°30.746'
Visitados	Matinhos 2	19/07/2012	25°46.752'	48°30.931'
	Caiobá 1	19/07/2012	25°49.960'	48°32.186'
	Caiobá 2	19/07/2012	25°50.230'	48°32.251'
	Mansa	18/07/2012	25°50.849'	48°32.321'
	Guaratuba 1	18/07/2012	25°52.825'	48°34.073'
	Guaratuba 2	18/07/2012	25°52.987'	48°34.099'
	Guaratuba 3	18/07/2012	25°53.299'	48°34.032'
	Guaratuba 4	18/07/2012	25°53.387'	48°33.894'
	Nereidas	18/07/2012	25°54.003'	48°34.000'
	Eliane	18/07/2012	25°54.650'	48°34.332'
	Coroados 1	18/07/2012	25°55.544'	48°34.761'
	Coroados 2	18/07/2012	25°55.985'	48°34.945'
	Superagui 1		25°19.211'	48°06.521'
	Superagui 2		25°19.615'	48°06.981'
	Superagui 3		25°21.474'	48°08.904'
	Superagui 4		25°24.590'	48°11.251'
	Superagui 5		25°26.114'	48°12.072'
	Superagui 6		25°27.902'	48°13.110'
Não visitados	Ilha de Peças 1		25°29.023'	48°16.826'
	Ilha de Peças 2		25°29.268'	48°17.215'
	Ilha do Mel		25°33.055'	48°17.089'
	Barrancos 2		25°36.940'	48°24.510'
	Brejatuba 1		25°53.545'	48°33.736'
	Brejatuba 2		25°53.754'	48°33.862'
	Brejatuba 3		25°53.840'	48°33.912'

O clima de ondas incidente na plataforma interna rasa do Estado do Paraná foi recentemente descrita com maior nível de detalhamento por Nemes e Marone (2013). O regime é dominado por ondas de alta frequência (vagas) formadas por ventos próximos à costa e direção predominante de propagação SSE. Os estados de swell na costa do Paraná são frequentemente originados por ciclones subtropicais (Nemes e Marone, 2013).

Os períodos de primavera e outono apresentam maior energia de onda e são importantes para caracterizar os fenômenos de caráter destrutivo. Por outro lado, as frentes frias, acompanhadas de ventos de S, tendem a acumular água contra a costa

e gerar a intensificação dos efeitos erosivos nas praias (Nemes e Marone, 2013). Soares *et al.* (1997b) observaram que na praia de Atami, Pontal do Paraná, os perfis construtivos ocorreram na primavera e início do verão e os destrutivos no outono e inverno. Contudo, no inverno ocorreram incipientes processos construtivos.

A direção predominante das correntes de deriva de sul para norte foi inicialmente fundamentada na orientação para norte das fozes de córregos em praias oceânicas (possíveis sangradouros), dos cordões litorâneos formados no holoceno e da morfologia do delta de maré vazante da desembocadura sul da Baía de Paranaguá (Angulo, 1993). Esta direção predominante foi corroborada com dados coletados por correntômetros fixados na foz da Baía de Paranaguá e a 3,5 km da costa (Noernberg e Marone, 2003; Noernberg *et al.*, 2007). Contudo, a inversão da direção predominante da corrente pode ocorrer devido à variação da maré (Martins, *et al.*, 2004).

A região entre Cananéia e Paranaguá apresenta as maiores amplitudes de maré do sul e sudeste do Brasil, em torno de 1,7 m. Isto ocorre devido à maior extensão e menor declividade da plataforma continental (Soares *et al.*, 1997a). Esta região possui regime de micromaré com padrão semidiurno e desigualdades diurnas, e pode chegar a ter seis ciclos de maré por dia em situação de quadratura (Lana *et al.*, 2001). No entanto, este padrão pode variar devido à ação das marés meteorológicas (Marone e Camargo, 1994).

O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa. Onde “C” indica clima subtropical úmido, com a temperatura média do mês mais frio entre -3° e 18° C; “f” indica clima oceânico, sempre úmido e sem época seca (sempre maior que 40 mm); e “a” indica temperatura média do mês mais quente acima de 22° C (Alvares *et al.*, 2014). No litoral do Paraná, a precipitação média de verão é duas vezes a precipitação média de inverno. A direção predominante dos ventos no verão é de NE com ventos de S e SE não periódicos. No inverno, por outro lado, a direção predominante é de S e SE com ventos de NE ocasionais. Os ventos de maior intensidade são provenientes de SE em ambas as estações (Bigarella *et al.*, 1978).

REFERÊNCIAS

- Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; Gonçalves, J.L.M.; Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711-728.
- Angulo, R.J. 1993. Variações na configuração da linha de costa no Paraná nas últimas quatro décadas. *Boletim Paranaense de Geociências* 41: 52-72.
- Angulo, R.J.; Araújo, A.D. 1996. Classificação da costa Paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea. *Boletim Paranaense de Geociências* 44: 7-17.
- Angulo, R.J.; Soares, C.R. 1994. Beach profile variations between 1981 and 1993 in Southern coast of Paraná State. *Boletim Paranaense de Geociências* 42: 203-216.
- Barros, F.; Borzone, C. A.; Rosso, S. 2001. Macroinfauna of six beaches near Guaratuba bay, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 44: 351-364.
- Baumann, H.; Doherty, O. 2013. Decadal Changes in the World's Coastal Latitudinal Temperature Gradients. *PLoS ONE* 8(6): e67596, doi: 10.1371/journal.pone.0067596.
- Bergamino, L.; Muniz, P.; Defeo, O. 2009. Effects of a freshwater canal discharge on polychaete assemblages inhabiting an exposed sandy beach in Uruguay. *Ecological Indicators* 9: 584-587
- Bigarella, J.J. 2001. Contribuição ao estudo da planície litorânea do estado do Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. Jubilee Volume (1946-2001): 65-110.
- Bigarella, J.J.; Becker, R.D.; Matos, D.J.; Werner, A. 1978. *A Serra do Mar e a porção oriental do Paraná, um problema de segurança ambiental e nacional*. Curitiba: Secretaria de Estado do Planejamento do Paraná.
- Borzone, C.A.; Souza, J.R.B.; Soares, A.G. 1996. Morphodynamic influence on the structure of inter and subtidal macrofaunal communities of subtropical sandy beaches. *Revista Chilena de História Natural* 69: 565-577.
- Borzone, C.A.; Souza, J.R.B. 1997. Estrutura da macrofauna bentônica no supra, meso e infralitoral de uma praia arenosa do sul do Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 3: 197-212.

Borzzone, C.A.; Tavares, Y.A.G.; Barros, F.C.R. 1998. *Beach morphodynamics and distribution of Mellita quinquesperforata (Leske, 1778) on sandy beaches of southern Brazil*. In: Moodi, R.; Telford, M. (Eds). 9th international echinoderm conference, Balkema: Rotterdam. p. 581-586.

Borzzone, C.A.; Melo, S.G.; Rezende, K.V.; Vale, R.; Krul, R. 2003. Macrobenthic intertidal communities from wave to tide dominated beach environments: a case study in two Brazilian beaches. *Journal of Coastal Research* SI 35: 472-480.

Cisneros, K.O.; Smit, A.J.; Laudien, J.; Schoeman, D.S. 2011. Complex, dynamic combination of physical, chemical and nutritional variables controls spatio-temporal variation of sandy beach community structure. *Plos one* 6(8): e23724.

Curitiba. Instituto Ambiental do Paraná (IAP). 2015. Balneabilidade. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=297>>.

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.E.; Jones, A.; Lastra M.; Scapini, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81: 1-12.

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 and Coastal Management* 55: 128-134.

Dugan, J.E.; Defeo O.; Jaramillo, E.; Jones, A.; Lastra M.; Nel, R.; Peterson, C.H.; Scapini, F.; Schlacher, T.A.; Schoeman, D.S. 2010. Give beach ecosystems their day in the sun. *Science* 329: 1146.

Figueiredo, S.A.; Calliari, L.J. 2005. Sangradouros: distribuição espacial, variação sazonal, padrões morfológicos e implicações no gerenciamento costeiro. *Gravel* 3: 47-57.

Figueiredo, S.A.; Cowell, P.; Short, A. 2007. Intermittent backbeach discharge to the surfzone: modes and geomorphologic implications. *Journal of Coastal Research* SI 50: 610-614.

Gandara-Martins, A.L.; Borzzone, C.A.; Rosa, L.C.; Caron, E. 2010. Ocorrência de três espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxitelinae) nas praias arenosas expostas do Paraná, Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* 14(2): 23-30.

Gómez, J.; Defeo, O. 2012. Predictive distribution modeling of the sandy-beach supralittoral amphipod *Atlantorchestoidea brasiliensis* along a macroscale estuarine gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 98: 84-93.

Horn, D.P. 2002. Beach groundwater dynamics. *Geomorphology* 48: 121-146.

Jones A.; Gladstone, W.; Hacking, N.J. 2007. Australian sandy-beach ecosystems and climate change: ecology and management. *Australian Zoologist* 34: 190-202.

Lana, P.C; Marone, E.; Lopes, R.M.; Machado, E.C. 2001. The subtropical Estuarine Complexo of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies* 44: 131-145.

Lawrie, R.A.; Stretch, D.D.; Perissinotto, R. 2010. The effects of wastewater discharges on the functioning of a small temporarily open/closed estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87: 237-245.

Lercari, D.; Defeo, O. 1999. Effects of freshwater discharge in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 49: 457-468.

Lercari, D.; Defeo, O.; Celentano, E. 2002. Consequences of a freshwater canal discharge on the benthic community and its habitat on an exposed sandy beach. *Marine Pollution Bulletin* 44: 1397-1404.

Lercari, D.; Defeo, O. 2003. Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58S: 17-24.

Lercari, D.; Defeo, O. 2006. Large-scale diversity and abundance trends in sandy beach macrofauna along full gradients of salinity and morphodynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68: 27-35.

Levin, L.A.; Boesch, D.F.; Covich, A.; Dahm, C.; Erseus, C.; Ewel, K.C.; Kneib, R.T.; Moldenke, A.; Palmer, M.A.; Snelgrove, P.; Strayer, D.; Weslawski, J.M. 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4: 430–51.

Lozoya, J.P.; Gómez, J.; Defeo, O. 2010. Modelling large-scale effects of estuarine and morphodynamic gradients on distribution and abundance of the sandy beach isopod *Excirrolana armata*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87: 472-478.

Marone, E.; Camargo, R. 1994. Marés meteorológicas no litoral do estado do Paraná: O evento de 18 de agosto de 1993. *Nerítica* 8(1-2): 73-85.

Martins, G.J.; Marone, E.; Angulo R.J.; Noernberg, M.A.; Quadros, C.J.L. 2004.

Shallow shoaling zone dynamics and sediment transport in the Paranaguá Bay outlet. *Boletim Paranaense de Geociências* 54: 51-64.

McGranahan, G.; Balk, D.; Anderson, B. 2007. The rising tide: assessing the risks of climate change and human settlements in low elevation coastal zones. *Environment and Urbanization* 19(1): 17-37.

Mendonça, F. 2006. Aquecimento global e suas manifestações regionais e locais: alguns indicadores da região sul do Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia* 2: 71–86.

Miquelante F.A.; Kolm, H.E. 2011. Microbiological indicators of fecal pollution in the mouth of Olho d'água tidal creek, Paraná: a subsidy for monitoring balneability in Brazil. *Publicatio UEPG Biological and Health Science* 17(1): 21-35.

Nemes, D.D.; Marone, E. 2013. Caracterização das ondas de superfície na plataforma interna do Estado do Paraná, Brasil. *Boletim Paranaense de Geociências* 68-69: 12-25.

Noernberg, M.A.; Marone, E. 2003. Spatial – temporal monitoring of the Paranaguá Bay inlet margins using Multispectral Landsat – TM images. *Journal of Coastal Research* SI (35): 221-231.

Noernberg, M.A.; Marone, E.; Angulo, R. 2007. Coastal currents and sediment transport in Paranagua Estuary Complex navigation channel. *Boletim Paranaense de Geociências* 60-61: 45-54.

Ortega, L.; Castilla, J.C.; Espino, M.; Yamashiro, C.; Defeo, O. 2012. Effects of fishing, market price, and climate on two South American clam species. *Marine Ecology Progress Series* 469: 71-85.

Pereira da Silva, R. 1998. *Ocorrência, distribuição e características morfodinâmicas dos sangradouros na zona costeira do Rio grande do Sul: trecho Rio Grande - Chuí, RS*. Porto Alegre, Rio Grande do Sul: Universidade Federal do Rio grande do Sul. Dissertação de Mestrado. 146 p.

Riascos, J.M.; Heilmayer, O.; Oliva, M.E.; Laudien, J. 2011. Environmental stress and parasitism as drivers of population dynamics of *Mesodesma donacium* at its northern biogeographic range. *Journal of Marine Science* 68: 823-833.

Sanchez, E.; Solman, S.; Remedio, A.R.C.; Berbery, H.; Samuelsson, P.; Da Rocha, R.P.; Mourao, C.; Li, L.; Marengo, J.; Castro, M. de; Jacob, D. 2015. Regional climate modelling in CLARIS-LPB: a concerted approach towards twentyfirst century projections of regional temperature and precipitation over South America. *Climate*

Dynamics, doi: 10.1007/s00382-014-2466-0.

Santos, P.J.P. 1991. Morphodynamical influence of a temporary freshwater stream on the population dynamics of *Scolelepis gaucha* (Polychaeta: Spionidae) on a sandy beach in southern Brazil. *Bulletin of Marine Science* 48(3): 657-664.

Sauco, S.; Eguren, G.; Heinzen, H.; Defeo, O. 2010. Effects of herbicides and freshwater discharge on water chemistry, toxicity and benthos in a Uruguayan sandy beach. *Marine Environmental Research* 70: 300-307.

Schlacher, T.A.; Schoeman, D.S.; Dugan J.E.; Lastra M.; Jones, A.; Scapini, F.; McLachlan, A. 2008. Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology* 29: 70-90.

Schlacher, T.A. and Connolly, R.M. 2009. Land–ocean coupling of carbon and nitrogen fluxes on sandy beaches. *Ecosystems* 12: 311-321.

Schoeman, D.S.; Schlacher, T.A.; Defeo, O. 2014. Climate-change impacts on sandy-beach biota: crossing a line in the sand. *Global Change Biology*, doi: 10.1111/gcb.12505.

Serpa, C.G. 2008. *Estudo da influência dos fatores climáticos, hidrológicos e morfológicos no ciclo de vida de um sangradouro intermitente, Praia do Cassino, Brasil*. Rio Grande, Rio Grande do Sul: Universidade Federal do Rio Grande. Dissertação de mestrado. 95p.

Siqueira, A.; Godinho, M.J.L.; Kolm, H.E.; Machado, E.C. 2009. Evaluation of the Water Quality of Tidal Creeks of Pontal do Paraná, Paraná, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52(2): 483-492.

Soares, C. R.; Angulo, R. J.; Lessa, G. C. 1997a. *Roteiro da excursão ao litoral do Estado do Paraná: morfodinâmica de ambientes atuais, evolução da planície durante o quaternário e problemas de erosão costeira*. VI Congresso da Associação Brasileira de Estudos do Quaternário e Reunião sobre o Quaternário da América do Sul. [Publicação Especial] no 02.

Soares, C.R.; Borzone, C.A.; Souza, J.R.B. 1997b. Variações morfológicas e sedimentológicas ao longo de um ciclo anual numa praia arenosa do sul do Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 3: 245-258.

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.

Souza, J.R.B; Borzone, C.A. 2000. Population dynamics and secondary

production of *Scolelepis squamata* (Polychaeta: Spionidae) in an exposed sandy beach of southern Brazil. *Bulletin of Marine Science* 67(1): 221-233.

Souza, J.R.B.; Borzone, C.A. 2007. Population dynamics and secondary production of *Euzonus furciferus* Ehlers (Polychaeta, Opheliidae) in an exposed sandy beach of Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24(4): 1139-1144.

Stewart, J.R.; Gast, R.J.; Fujioka, R.S.; Solo-Gabriele, H.M.; Meschke, J.S.; Amaral-Zettler, L.A.; Castillo, E.; Polz, M.F.; Collier, T.K.; Strom, M.S.; Sinigalliano, C.D.; Moeller, P.D.R.; Holland, A.F. 2008. The coastal environment and human health: microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs. *Environmental Health* 7 (Suppl 2):S3.

Vieira, J.V.; Borzone, C.A.; Lorenzi, L; Carvalho, F.G. 2012. Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 60(2): 137-150.

CAPÍTULO I: SPATIAL EFFECTS OF A WASHOUT ON SANDY BEACH MACROFAUNA ZONATION AND ABUNDANCE

Efeitos espaciais de um sangradouro sobre a zonação e abundância da macrofauna de praias arenosas

Artigo publicado: *Journal of Coastal Research*, 2015, 31(6), 1459–1468. Coconut Creek (Florida), ISSN 0749-0208., Fator de Impacto (JCR, 2014) = 0.755, Qualis CAPES = Estrato B1 (Biodiversidade). DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-13-00154.1. Recebido em 1º de Agosto de 2013; aceito em revisão 23 de Março de 2014; correção da prova recebida em 5 de Maio de 2014; pré-impressão publicada online em 4 de Junho de 2014.

Ana Luiza Gandara-Martins, Carlos A. Borzone, Pablo D.B. Guilherme, Jenyffer V. Vieira

Laboratório de Ecologia de Praias Arenosas, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, PR . CEP: 83255-976, Brazil.

RESUMO

Sangradouros têm uma função importante na drenagem da região de pós-praia e remobilização de sedimentos para o transporte litoral. Sabe-se que eles podem modificar a morfologia da praia ao longo do seu curso, mas os seus efeitos sobre a comunidade macrofauna ainda representam uma lacuna no conhecimento da ecologia de praias arenosas. Com base em estudos anteriores desenvolvidos em sistemas maiores, como canais e estuários, nosso objetivo foi avaliar a forma como a comunidade de macrofauna responde à presença de um sangradouro permanente na praia. O estudo foi realizado em uma praia arenosa exposta no sul do Brasil, onde foram definidos seis transectos perpendiculares a linha d'água com 0, 3, 9, 27, 81, e 243 m de distância do sangradouro. As amostras biológicas e ambientais foram obtidas em nove níveis ao longo de cada transecto. Como esperado, a morfologia da praia e a salinidade do lençol freático foram afetados pelo sangradouro, resultando em mudanças no padrão de zonação da macrofauna e nos descritores da comunidade. Os isópodos *Tholozodium rhombofrontalis* e *Excirolana armata* foram dominantes em todos os níveis próximos ao sangradouro, onde poliquetas, anfípodes e moluscos foram quase ausentes. A macrofauna atingiu o padrão típico de zonação para as praias locais apenas em transectos distantes. Observou-se uma boa correlação entre variáveis biológicas e ambientais. Estes resultados indicam que os sangradouros podem modificar a comunidade da macrofauna em uma pequena escala espacial, e apenas espécies adaptadas à uma grande amplitude de variação de salinidade (eurialinas), com alta mobilidade podem viver em um número substancial perto e dentro destes riachos de água doce.

PALAVRAS-CHAVE: Sul do Brasil, riachos de água doce, lençol freático, descritores da comunidade, isopodos.

ABSTRACT

Washouts have an important function in backshore zone drainage and remobilization of sediments for littoral transport. It is known that they can change beach morphology along its course, but their effects on the macrofauna community still represent a gap in knowledge of sandy beach ecology. Based on previous studies developed in larger systems, such as channels and estuaries, we aimed to assess how the macrofauna community responds to the presence of a permanent sandy beach washout. The study was carried out at an exposed sandy beach in southern Brazil, where six cross-cut transects 0, 3, 9, 27, 81, and 243 m in distance from the washout were defined. Biological and environmental samples were taken at nine levels along each transect. As expected, beach morphology and water table salinity were affected by the washout, resulting in changes in the macrofauna zonation pattern and community descriptors. The isopods *Tholozodium rhombofrontalis* and *Excirolana armata* were dominant at all levels close to the washout, where polychaetes, amphipods, and mollusks were almost absent. Macrofauna reached the typical zonation pattern for local, nearby beaches only at distant transects. A good correlation between biological and environmental variables was observed. These results indicate that washouts can modify the macrofauna community at a small spatial scale, and only species adapted

to a high range of variation in salinity (euryhalines) with a high mobility can live in substantial numbers close to and within these freshwater streams.

ADDITIONAL INDEX WORDS: Southern Brazil, freshwater stream, water table, community descriptors, isopods.

1. INTRODUCTION

Washout is a recent terminology for freshwater streams (creeks) that cross beaches. They originate from high water table levels combined with rainwater collected in swamp areas behind the foredunes, and can also be influenced by evaporation rates (Figueiredo and Calliari, 2006; Figueiredo, Cowell, and Short, 2007; Pereira da Silva, Calliari, and Tozzi, 2003). Their presence might induce breaching and instability of the foredunes, carrying sediments from the dunes and backshore to the surf zone and making it available for littoral drift along the coast (Figueiredo, Cowell, and Short, 2007; Pereira da Silva, 1998). According to their duration on the beach, washouts can be classified as permanent (present all year at beaches; these usually have larger swamps further inland as a source), intermittent (present seasonally), and ephemeral (occurring just after a high, local precipitation event). The number and spatial distribution of washouts along the coast varies as a function of the seasonality, geology, and geomorphology of the coastal plain (Figueiredo and Calliari, 2006). Although originally described in Rio Grande do Sul (RS) state along the southern coast of Brazil (Figueiredo and Calliari 2006), washouts are present worldwide at sandy coastlines (e.g., in Australia, United States, Mexico, Spain, Uruguay, and other regions in Brazil; personal observation).

Sandy beach ecologists usually avoid developing scientific studies close to these smaller streams because of possible interference with the general macrofauna zonation pattern and community descriptors. A single study resulted from an accidental occurrence of a washout at a predetermined sample location at a sandy beach on the RS coast (Santos, 1991). The author was conducting a population dynamics study of *Scolecopsis gaucha* when a temporary washout emerged across the sample area. He suggested that the resultant erosion due to the washout was the main controlling factor of recruitment and mortality rates.

It is well known that freshwater ecosystems such as estuaries and rivers can supply coastal food webs with a complex and dynamic blend of nutritional, chemical, and physical drivers (Cisneros *et al.*, 2011; Schlacher and Connolly, 2009). In addition, given the large discharge of freshwater, such ecosystems can create a salinity gradient several kilometers from the source, altering population and community attributes at meso- and macroscales (Bergamino, Muniz, and Defeo,

2009; Gómez and Defeo, 2012; Lercari and Defeo, 1999, 2003, 2006; Lercari, Defeo, and Celentano, 2002; Lozoya, Gómez, and Defeo, 2010).

For instance, Lercari and Defeo (2003) observed a significant decrease in the abundance, biomass, species richness, diversity, and evenness of macrofauna toward the freshwater source in the man-made Andreoni Canal, Uruguay (kilometer scale). Although many studies have focused on understanding the effect of large freshwater systems on marine benthic fauna, less attention has been given to small water bodies such as washouts.

In theory washouts can affect benthic communities in a similar way to other freshwater bodies connected to the sea, such as pocket lagoons, intermittent closed/open lakes and lagoons (Figueiredo, Cowell, and Short, 2007), inlets (barrier island systems), or even rivers and estuaries. Nevertheless washouts are smaller (meter scale), have a different source of freshwater (water table and rain), and have a different spatial and temporal dynamism. As observed in estuaries, it is probable that washouts play an important role in structuring benthic communities and the population attributes of sandy beaches, in which case these changes should operate on a smaller spatial scale.

Here we provide a first step toward addressing the effects of a washout on a sandy beach macrofauna community and the spatial scales on which the washout functions. The study was developed at an exposed sandy beach (Barrancos Beach) in south Brazil. At Barrancos and nearby beaches, the zonation pattern is well known to have four intertidal zones that fit into the scheme of Salvat (1964) (Borzone, Souza, and Soares, 1996; Souza and Gianuca, 1995). This beach belongs to a coastal plain of about 100 km of coastal extension and is located on the central coast of the state of Paraná, north of southern Brazil. Along this coastal plain a number of washouts can be observed, and among these a permanent washout was chosen for our study.

Our initial hypothesis was that the permanent character of this washout might modify the beach morphology, water table depth and salinity and sediment properties both across- and alongshore. Our second hypothesis was that if these environmental variables are affected by the washout, then we would see the macrofauna response in changes in the zonation pattern and community descriptors.

1.1. Study Area Characterization

The study was carried out in the washout of Barrancos Beach (25°36' S; 48°24' W) (FIGURE 1). Human settlement is still low at this beach, and native dune vegetation prevails along its margins (personal observation; see FIGURE 1). The coastal plain of Paraná State has a NNE orientation with oceanic sandy beaches along almost its entire extension. Most of these beaches range from intermediate to dissipative morphodynamic states (Borzzone, Tavares, and Barros, 1998). Barrancos Beach in particular has a modal dissipative state ($\Omega=8.2$), with 94% of sediment composed of well-sorted and symmetrical fine sand (Souza and Gianuca, 1995).

The washout of Barrancos is approximately 2.6 km long and does not receive water directly from a river or from artificial discharges. The washout is a meso- to oligotrophic environment with a low level of total and thermotolerant coliforms (Siqueira *et al.*, 2009). We have observed that this freshwater stream has a constant water flow throughout most of the year, is approximately 3 m wide, and might become closed for a few days only during drought periods.

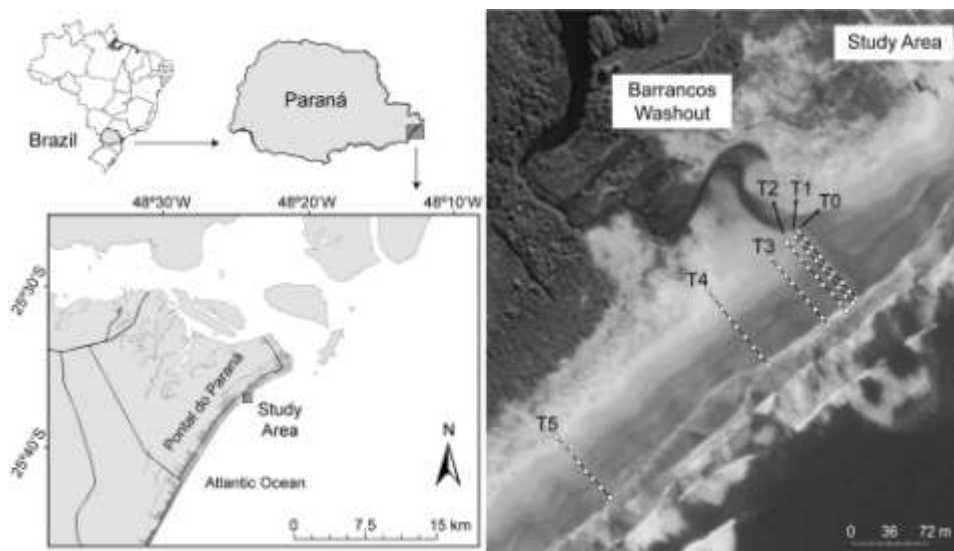


FIGURE 1. Study area and schematic positions of transects relative to the Barrancos washout, Paraná State, south Brazil. The transects are numbered according to their distance from the washout (T0=0 m; T1=3 m; T2=9 m; T3=27 m; T4=81 m, and T5=243 m). Cross-shore levels are represented by white dots (every 9.5 m). Satellite image from 2003 extracted from Google Earth.

High-frequency waves created by winds near the coast prevail at the shallow inner shelf, usually with propagation from an SSE direction. Subtropical cyclones are the main cause of swell states (Nemes and Marone, 2013). A semidiurnal tidal regime with spring range values up to 1.6 m characterizes this region (Lana *et al.*, 2001). The climate is classified as subtropical, with a mean temperature in the winter (July, August, and September) between 12°C and 14°C and above 22°C in the summer (January, February, and March); it is always damp with rain all year, but there is less rain in the winter months (Vanhoni and Mendonça, 2008)

2. METHODS

The beach of Barrancos was sampled once during the spring low tide of 14 September 2011, in late winter. Samples were collected only to the southerly direction due to bycatch from a fisherman's shack to the north. The sample units were composed of environmental (beach profile, water table salinity and depth, sediment properties) and biological (macrofauna) variables.

2.1. Field and Lab Routines

Six strip transects, which comprised normal shore lines, were arranged at exponential distances from the washout: 0 m (T0), 3 m (T1), 9 m (T2), 27 m (T3), 81 m (T4), and 243 m (T5) (FIGURE 1). Transects T0 and T1 were located within the washout. The beach profiles at each transect were then set up with a precision level and a graduated slide strip. At every transect, sample stations were arranged at nine uniform across-shore levels that were 9.5 m distant from each other (the last level of transect T5 was not sampled due to the rising tide); sampling occurred between the drift line and the upper swash limit of the spring low-water mark, with no replication.

Water table depth and salinity were measured with a ruler and a portable refractometer, respectively, at each across-shore level after excavation of sediment until groundwater was reached. At transects located on the washout, salinity is referent to the washout, and the depth is 0. The water table profile was calculated to be the difference between the beach profile and water table depth.

To assess sediment properties, three additional sediment samples from the upper, middle, and lower zones of each transect were collected. Using a particle size analyzer (Microtrac S3500) we determined the sand fractions.

In the laboratory, the carbonate content was calculated to be the difference between the initial and final weights of each sample after chemical exposure to a 105 v/v solution of hydrochloric acid for 24 hours. Organic matter concentration was also calculated to be the difference between the initial and final weights of each sample after oxidation with hydrogen peroxide (35%) for at least 24 hours (adapted from

Gross, 1971).

Biologic samples were collected at each across-shore level (FIGURE 1). For this, the sediment was first excavated using an iron corer 25 cm in diameter and 20 cm in depth (0.05 m² surface area) and then sieved through a 0.5 mm mesh to remove the macrofauna. All organisms remaining in the sieve bag were stored in labeled bags with 10% saline formaline. In the laboratory, the organisms were sorted and identified under a stereomicroscope. Organisms were identified to the lowest taxonomic level following the relevant literature.

The genus *Donax* was probably represented by *D. hanleyanus* and *D. gemmula*, but the recent possibility of the existence of two further *Donax* species at the coast caused us to use the nomenclature *Donax* spp. The genus *Bledius* was represented by *B. bonariensis* and *B. hermani*; however, the low abundance of both species and their co-occurrence at many sandy beaches from the Paraná coast in Brazil prompted us to maintain the nomenclature *Bledius* spp. (Gandara-Martins *et al.*, 2010).

2.2. Statistical Analyses

To test the environmental differences among transects, an analysis of covariance (ANCOVA) was performed for each dependent variable (beach profile, water table profile, water table depth, and water table salinity) using across-shore levels (m) as a covariate and transects T0–T5 as treatments. Sedimentologic properties (mean grain size, grain sorting, skewness, kurtosis) were estimated with Sysgran version 3.0 software (Camargo, 2006), following the method of Folk and Ward (1957). The along-shore variation in sedimentologic properties at each of the three across-shore levels (upper, middle, and lower) was modeled by linear or nonlinear fitting, using the distance (m) from the washout as a continuous variable. In all cases the model that best explained the relationship between sediment and alongshore distance was selected based on r^2 . ANCOVA was then performed using the across-shore levels as factors; alongshore distances as a covariate; and sedimentologic properties, organic matter, and carbonate as dependent variables.

All ANCOVA analyses were performed with R 3.0.2 software (R Development Core Team, 2013). Whenever necessary, logarithmic transformations ($\log[x+1]$) were used to fulfill the analysis assumptions of normality and homoscedasticity. Multiple comparisons were conducted using Scheffe's test ($\alpha=0.05$) when significant differences were detected.

The community descriptors (total richness [S], density [individuals per square meter (ind. m⁻²)], Pielou's evenness [J], and Shannon diversity index [H']) at alongshore (transects) and across-shore (levels) gradients were calculated with R 3.0.2. Community descriptors were then modeled by linear or nonlinear fitting as a function of the alongshore distance from the washout. The distance from the washout (m) was identified to be a continuous variable and the corresponding community descriptors at each distance to be dependent variables.

A correspondence analysis (CA) was used to examine differences in macrofauna community composition along- and across-shore (Ter Braak, 1986). The possibility of a strong species-environmental relationship, and the gradients of both factors under study (alongshore [transects] and across-shore [levels]), prompted us to use a multivariate analysis technique to relate community composition to variation in the environment, i.e. canonical correspondence analysis (CCA) (Ter Braak, 1986). This analysis was performed on standardized environmental data. Logarithmic transformations ($\log[x+1]$) of species abundances were used for both analyses, which were performed with MVSP 3.21 software. Species and samples with fewer than 2 individuals were not included in the analysis.

3. RESULTS

With distance from the washout, the intertidal beach profiles of Barrancos Beach varied substantially (ANCOVA: $F_{5,41} = 43.6$, $p < 0.001$). The beach profile became steeper with increasing distance from the washout, with transects at 81 m (T4) and 243 m (T5) being steeper than the remaining transects (T0, T1, T2, and T3), as noted by a posteriori comparisons (FIGURE 2). Water table depth followed the same configuration as the beach profile, with clear differences alongshore between close (T0, T1, and T2) and distant (T3, T4, and T5) transects (ANCOVA: $F_{5,41} = 25.8$, $p < 0.001$). In this case the transect at 27 m (T3) had a similar water table depth to that of distant transects (T4 and T5), as noted by a posteriori comparisons (FIGURE 2). Water table salinity also differed alongshore (ANCOVA: $F_{5,4} = 4.2$, $p = 0.0035$), and besides the variation across-shore, the distant transects (T3, T4, and T5) showed higher values compared to closer transects (T0, T1, and T2) (FIGURE 2). The water table profiles varied among transects but did not show a clear alongshore pattern (ANCOVA: $F_{5,41} = 7.5$, $p < 0.001$) (FIGURE 2).

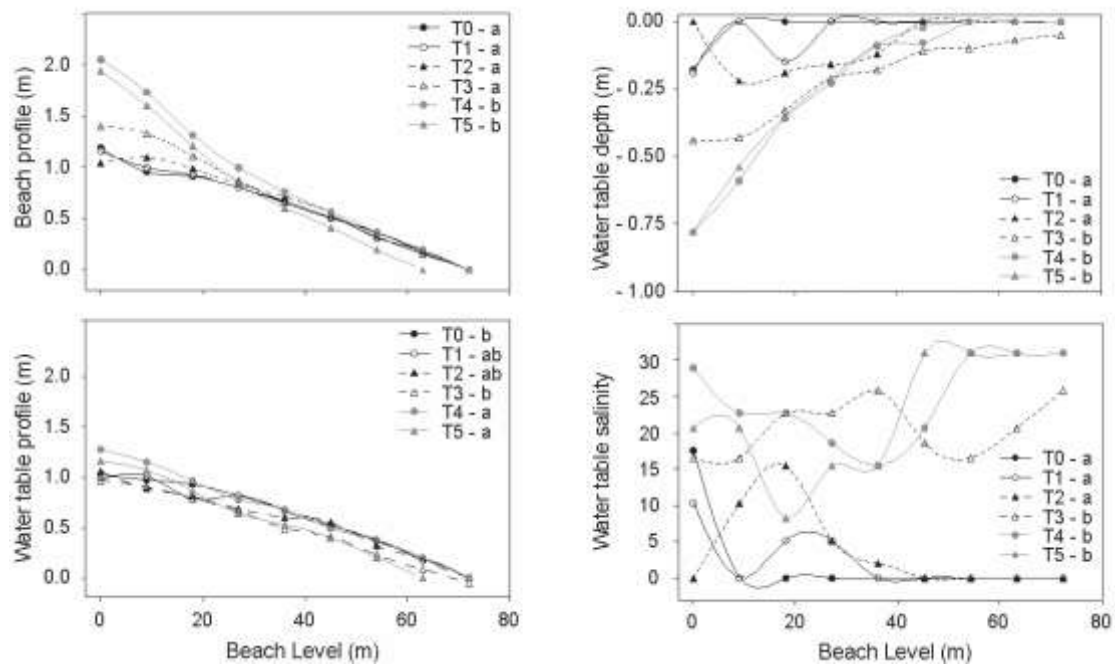


FIGURE 2. Across-shore (levels) variation in environmental variables (cubic spline curve) at each transect. Lowercase letters denote significant differences among transects discriminated by Scheffe's test. Beach profiles, water table depth, and water table salinity provide evidence of washout influence on the beach environment.

Sand grain sizes varied between 2.363 to 2.571 phi (ϕ) and were usually well sorted and symmetrical, with normal peakedness. The concentrations of organic matter (0.06% to 1.27%) and carbonates (0.25% to 1.36%) varied without a clear relationship between factors (ANCOVA: $p > 0.05$). There were no differences in mean sediment grain size and skewness among levels (ANCOVA: $p > 0.05$). A posteriori comparisons, however, highlighted a difference ($p = 0.005$) between lower and upper levels. The sediment sorting (ANCOVA: $F_{2,12} = 35.11$, $p < 0.001$) and kurtosis (ANCOVA: $F_{2,12} = 80.76$, $p \ll 0.001$) differed in the interaction between levels and transects, with lower levels differing from upper and middle levels at distant transects (T3, T4, and T5), as prescribed by a posteriori comparisons.

Polynomial models best explained the relationships between sedimentologic properties and across-shore levels. The best fit for sediment grain size was for the lower level, followed by middle and upper levels (FIGURE 3). The same pattern was observed for the remaining properties. Therefore transects closer to the washout (T0, T1, and T2) had more homogeneous sedimentologic properties across-shore and were similar to those from the upper zones of the more distant transects. The upper, middle, and lower sediment compositions became more heterogeneous with increasing distance from the washout, especially mean grain size and grain sorting (FIGURE 3).

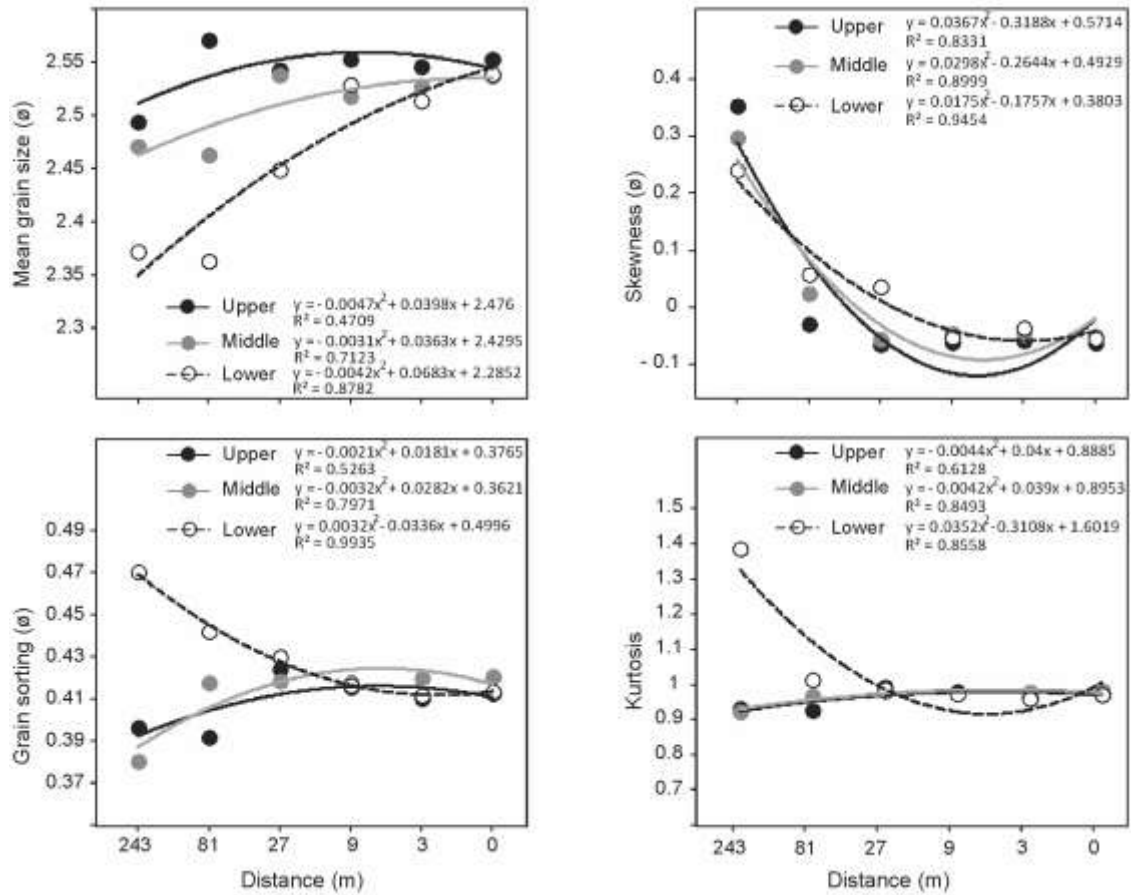


FIGURE 3. Best models (second-degree polynomial) fitted to the relationships between alongshore distance from the washout (transects) and sedimentologic variables for each upper, middle, and lower cross-shore zone. Across-shore differences are observed only in the distant transects (T3, T4, and T5).

A total of 4595 organisms were collected and classified into 14 taxa belonging to the following groups: Mollusca, Crustacea, Polychaeta, Insecta, and Nemertea. The isopod *Tholozodium rhombofrontalis* by itself accounted for 3412 individuals (74.25%) (FIGURE 4).

The samples from transects inside the washout (T0 and T1) were dominated by *Thol. rhombofrontalis*, followed by *Excirrolana armata*, another very common sandy beach isopod. Transect T2 (9 m from the washout) had a similar pattern to those of T0 and T1, but the abundance of isopods was higher. Polychaetes, amphipods, and mollusks were almost absent at these three transects closer to the washout (FIGURE 4).

The abundance of *Thol. rhombofrontalis* was highest at T3 (27 m), but this transect also included the presence of other common sandy beach species. The species at this transect, however, did not show a clear across-shore zonation pattern,

due to their extended distribution to higher or lower levels. Transects T4 and T5 were populated by most of the regional common sandy beach species, with a clear across-shore zonation pattern. *Emerita brasiliensis*, *Sigalion cirrifer*, *Olivancillaria vesica*, and Nemertea, exclusive to lower zones of the beach, appeared only in these two transects (FIGURE 4).

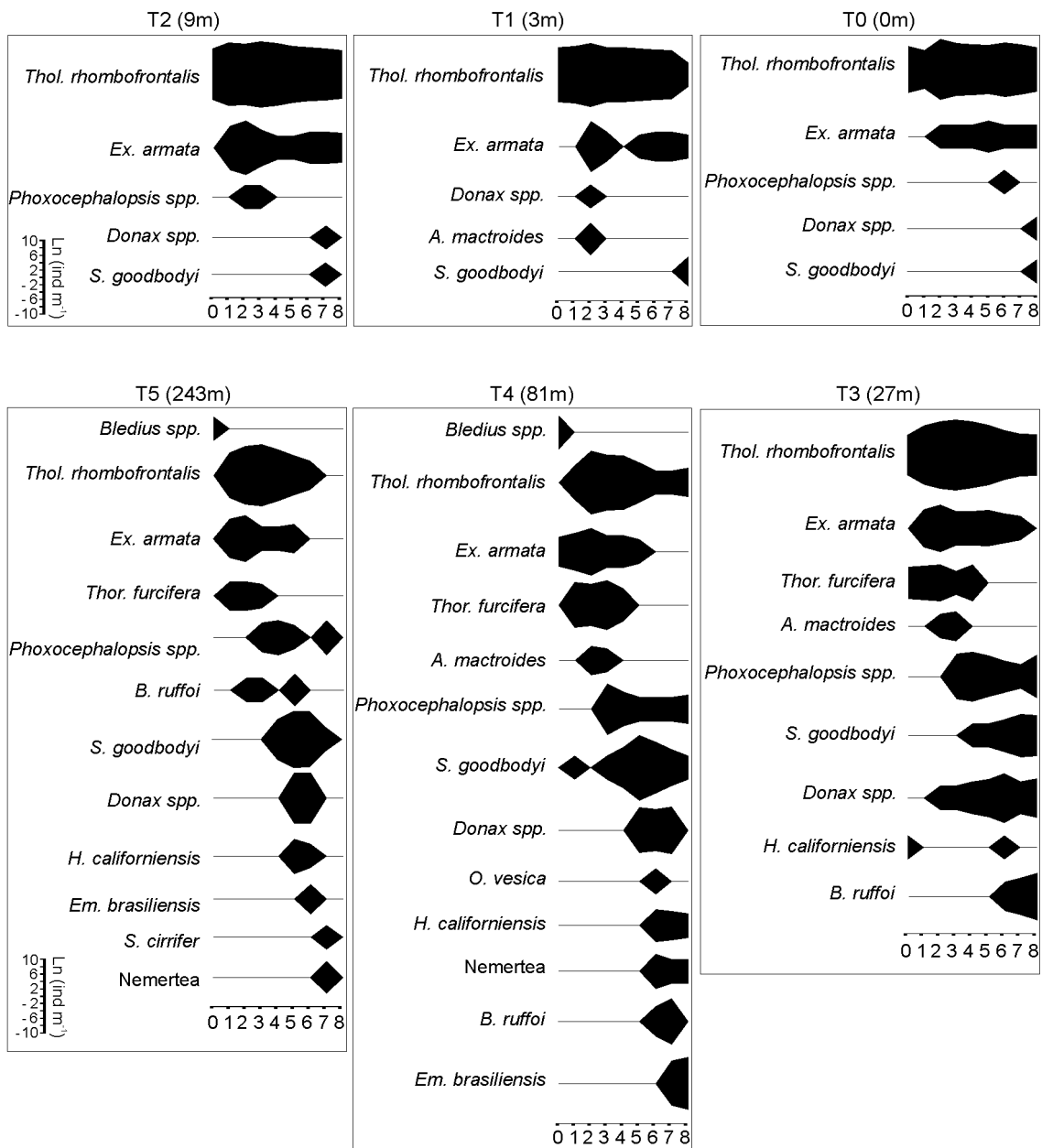


FIGURE 4. Across-shore variation (levels) of intertidal abundance of the most abundant taxa ($\ln[\text{individuals m}^{-1}]$) at each transect. Horizontal axes represent the nine levels (9.5 m apart). Transects under the influence of the washout (T0, T1, and T2) demonstrate low diversity and the dominance of isopods. Distant transects are more diverse and zonation is evident.

The total richness for each transect decreased close to the washout and ranged from 5 species at closer transects (T0, T1, and T2) to 13 species at the most distant (T5), with a good fit to the exponential model (FIGURE 5). Pielou evenness and the Shannon diversity index also decreased close to the washout, demonstrating the difference between closer (T0, T1, and T2) and more distant (T3, T4, and T5) transects, where the exponential model showed the best fit. However, the macrofauna density was best fitted by a polynomial model, showing an increase from T0 to T3 and a decrease towards T5.

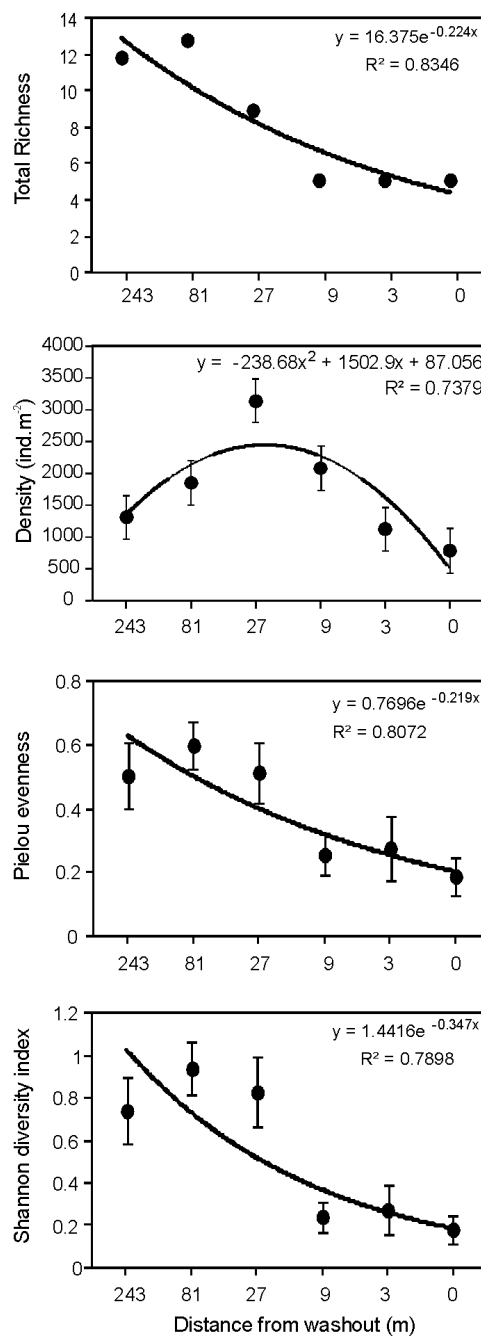


FIGURE 5. Best models (exponential and second-degree polynomial curves) fitted to the relationships between community descriptors and the alongshore distance from the washout (transects). Total richness, evenness, and diversity decrease close to the washout, except density.

Differences in the macrofauna community descriptors were strongly influenced by the presence and dominance of the isopods *Thol. rhombofrontalis* and *Ex. armata* at transects close to the washout. This can be clearly observed from the CA, in which the two first axes explained 54.05% of variation (TABLE 1).

The horizontal axis (axis 1) was responsible for 36.99% of the variation. The negative section of the first axis was related to samples from transects close to the washout (T0, T1, and T2) and the upper levels of distant transects, with *Thol. rhombofrontalis*, *Ex. armata*, *Thoracophelia furcifera*, and *Amarilladesma mactroides* as associated species (FIGURE 6). The remaining samples, mostly from the lower levels of distant transects, were placed at the positive region of the axis and were linked to the commonest species from that portion of the beach, such as *Hemipodia californiensis*, *Bathyporeiapus ruffoi*, *Phoxocephalopsis* spp., *Scolelepis goodbodyi*, and *Donax* spp. The second axis accounted for 17.05% of the variation (TABLE 1), and *Em. brasiliensis* and Nemertea were positively related with few samples from the lower level of beach (FIGURE 6).

The CCA confirmed the close relationship between macrofauna and the presence of the washout, allowing a good distinction of samples in relation to species and environmental variables. The two principal axes indicated by the CCA explained 41.56% of the total variance (TABLE 1).

TABLE 1. Correspondence analysis (CA) and canonical correspondence analysis (CCA) eigenvalues and percentage variation loadings on axis 1 and axis 2, and CCA intraset correlations of environmental variables and constrained site scores. High correlations among samples, species, and environmental parameters are observed.

		Axis 1	Axis 2
CA	Eigenvalues	0.589	0.272
	Percentage	36.993	17.055
	Cum. Percentage	36.993	54.048
CCA	Eigenvalues	0.527	0.134
	Percentage	33.121	8.439
	Cum. Percentage	33.121	41.56
	Cum.Constr.Percentage	77.975	97.842
	Spec.-env. correlations	0.949	0.853
		Envi. Axis 1	Envi. Axis 2
CCA Intrasect correlations	Beach Profile	-0.755	0.535
	Water table depth	0.441	-0.897
	Salinity	0.77	0.581

The first axis (33.12% of variation) had a high correlation with the beach profile and salinity (TABLE 1). The negative region of this axis was correlated with a smoother beach profile, where samples closer to the washout were located. These samples contained *Thol. rhombofrontalis* and *Ex. armata* as associated species (FIGURE 6). The positive region had a better correlation with salinity (TABLE 1), where samples from the lower levels of distant transects were related with typical sandy beach species (e.g., *Em. brasiliensis*, *H. californiensis*, Nemertea, *S. goodbodyi*, *Donax* spp., *B. ruffoi*, and *Phoxocephalopsis* sp.) that live closer to seawater (high salinity) (FIGURE 6).

The second axis (8.44% of variation) was negatively correlated with water table depth, including most of samples that are under the influence of the washout and those from the lower levels of distant transects, where the water table is shallow (TABLE 1; FIGURE 6). The positive region of the second axis contained samples from the upper levels of distant transects, where the water table is deeper, with *Thor. furcifera* and *A. mactroides* as related species (FIGURE 6).

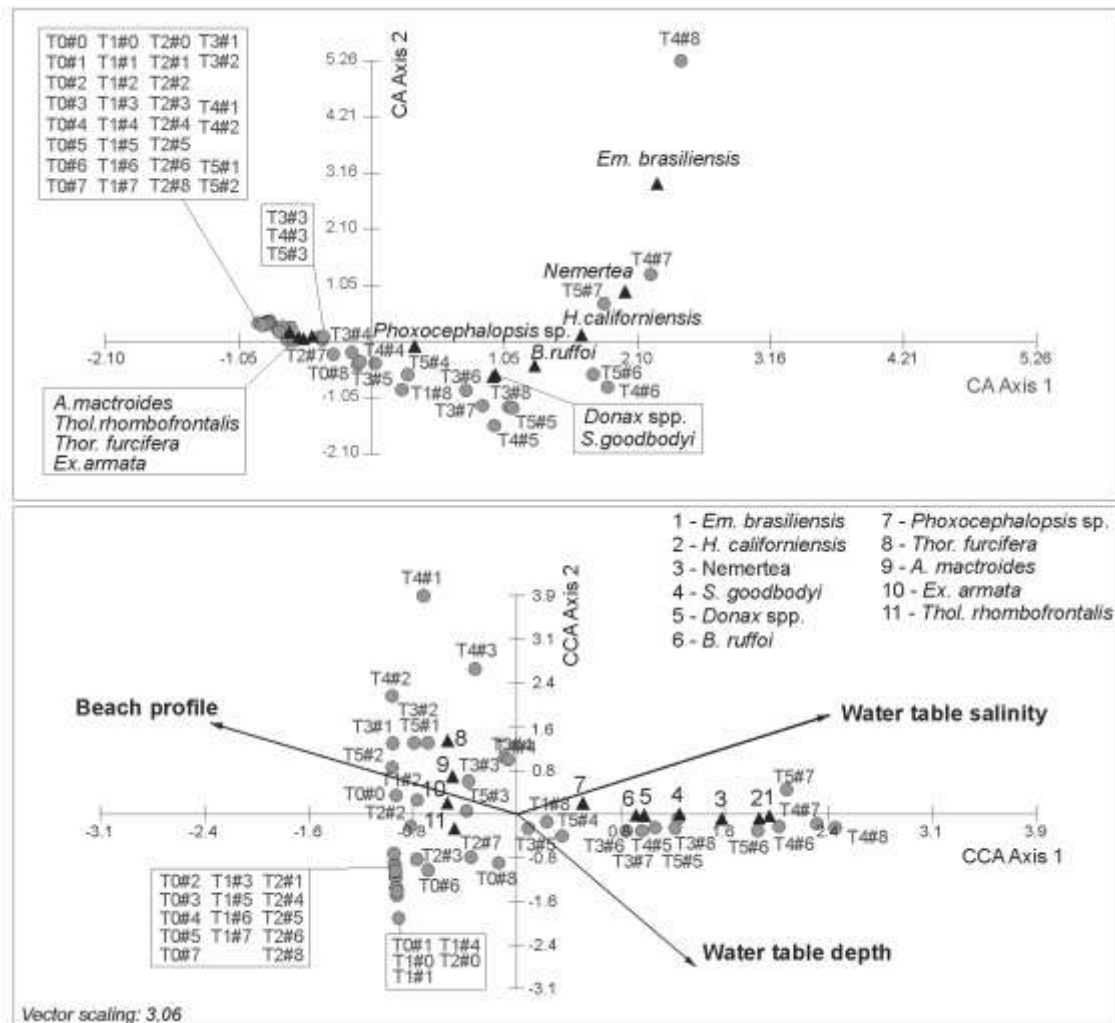


FIGURE 6. Multivariate analysis between across-shore levels of each transect (Transect#Level) and macrofauna species from correspondence analysis (CA), and their correlation with environmental variables through canonical correspondence analysis (CCA). CA demonstrated the importance of isopods at transects close to the washout. CCA revealed the close relationship between macrofauna composition and the environmental variables, particularly beach profile and salinity.

4. DISCUSSION

The washout of Barrancos affects the morphology of the beach, making the profile smoother, with a homogeneous fine and well-sorted across-shore sediment composition. Modifications of the beach morphology closer to the washout are probably due to the constant water flow and consequent sediment transport. This was also described by Santos (1991), who identified an erosion process that settled after the natural opening of a washout, with a great reduction in the degree of slope.

The freshwater stream can supply the beach with finer sand particles carried from backshore and the dune system to the surf zone or even offshore (Figueiredo, Cowell, and Short, 2007). Furthermore, the interaction between sediment, swash, and beach groundwater can play a particularly important role in profile configuration and sedimentation patterns (Horn, 2002). The washout flow might also cause resistance to the swash action, reducing filtration and consequently changing the sediment transport on- and offshore. Consequently the homogeneity of sediment throughout the washout profiles might be a result of this combined action (sediment transport and interaction with swash), but further studies are necessary to better understand the sediment dynamics associated with washouts.

The interaction between groundwater flow and nearshore processes (waves, tides, and storms) at exposed beaches results in a complex exchange between fresh and saline waters across the beach and is the subject of important studies (Nielsen, 1999; Turner and Acworth, 2004). The presence of the washout might increase the hydraulic pore pressure from land to ocean and reduce the intrusion of marine water in an inland direction. Salinity at the washout and from the water table closer to it was very low; however, it was very variable at distant transects (T3, T4, and T5) and at upper levels of those transects inside the washout (T0 and T1), because of the meander feature of this stream. Salinity has been identified as a key variable affecting the abundance of aquatic organisms and influencing critical physiological processes in many studies (Bergamino, Muniz, and Defeo, 2009; Lercari and Defeo, 1999, 2006). Similarly, erosion from the washout was also already highlighted as having an important effect on beach populations (Santos, 1991).

Other environmental variables (e.g., effluent line, swash climate, sediment suction, and nutrients) might get modified due to the proximity of a washout, causing

changes to macrofauna, but these variables were not addressed in the present study. The effluent line (groundwater outlet at the beach face) together with the swash climate might be responsible for changes in interstitial conditions and consequently in the types of macrofauna that inhabit beaches (McArdle and McLachlan, 1991). Similarly, the dynamics of suction (negative pore water pressure relative to atmospheric air pressure in association with tide- and swash-induced fluctuations in groundwater level) can also affect macrofauna by controlling the distribution limits of intertidal and supra-tidal species (Sassa *et al.*, 2014). Estuaries and rivers supply the beach and surf-zone food web with a dynamic combination of nutritional, chemical, and physical drivers. This combination is important for understanding the role of land-ocean coupling on the macrobenthic community and even the transfer of contaminants (Cisneros *et al.*, 2011; Schlacher and Connolly, 2009).

Changes in morphological and physicochemical characteristics produced by the presence of the Barrancos washout were highly correlated with macrofauna composition and structure. All levels of transects closer to the washout (T0, T1, and T2) were dominated by just a few species, namely the isopods *Thol. rhombofrontalis* and *Ex. armata*. Consequently all the community descriptors were affected by the distribution of these species. The influence of the washout resulted in clear biological changes observed mostly at these three transects, such as the absence of a zonation pattern; a lower richness, evenness, and diversity; and a high abundance of *Thol. rhombofrontalis*.

Transect T3 (27 m) had most of the common species from this beach; their zonation, however, was not as clear as from transects at 81m (T4) and 243 m (T5). The zonation patterns at microtidal sandy beaches are subject to many sources of uncertainty due to environmental dynamism and seasons (Brazeiro and Defeo, 1996). However, Souza and Gianuca (1995) extensively studied the biological zonation at Barrancos Beach during the course of 1 year. They identified the persistence of a zonation pattern, one that fitted the scheme of Salvat (1964), over any seasonal fluctuation. Four intertidal zones are identified by macrofauna: a dry sand zone characterized by the genus *Bledius* and species from the family Talitridae; a retention zone characterized by *Thol. rhombofrontalis*, *Thor. furcifera*, and *Ex. armata*; a resurgence zone characterized by *S. goodbodyi*, species from the family Phoxocephalopsidae, and *D. hanleyanus*; and a saturation zone characterized *inter alia* by *D. gemmula*, *B. ruffoi*, and *H. californiensis* (Souza and Gianuca, 1995).

The marked decrease in community diversity and evenness close to the washout also supports several previous studies at the community level in estuarine systems (Lercari and Defeo, 2003, 2006; Lercari, Defeo, and Celentano, 2002). Abundance was the only community descriptor that did not respond as expected, i.e. decrease when approaching the washout. In previous studies at the population level, reductions in the abundance of macrofauna as a result of freshwater discharge in beaches from Uruguay (Bergamino, Muniz, and Defeo, 2009; Defeo and de Alava, 1995; Lercari and Defeo, 1999) and Brazil (Santos, 1991) were observed.

In the present study, a great reduction in abundance toward the freshwater stream was evident for many species, but not for isopods. Both isopod species were highly abundant at the intermediate transect (T3). In fact, at the distant transects, there was a reduction in total abundance, especially that of *Thol. rhombofrontalis*. Theories about an increase in abundance related to a freshwater source are based on an enhancement in food resources through nutrient input (Cisneros *et al.*, 2011; Schlacher and Connolly, 2009). This might be the case for this herbivore isopod species, with maximum abundances registered at an intermediate position (T3).

Little is known about the salinity tolerance of sandy beach macrofaunal species. Lozoya, Gómez, and Defeo (2010) reinforce that *Ex. armata* has a relatively high tolerance to estuarine conditions, but its occurrence and abundance increases from low to intermediate/high salinities (20). The distribution and life history traits of *Ex. armata* can be affected by salinity, and sites with a lower salinity sustain a low abundance of this isopod (Lercari and Defeo, 2003).

Studying estuarine beaches, Borzone *et al.* (2003) showed that *Ex. armata* and *Thol. rhombofrontalis* have a high abundance at the upper reflective beach region of the intertidal environment, with no clear zonation pattern. Furthermore, the distribution of these two species extended into the inner estuary and reached the oligohaline portion (personal observation). In the present study, transects closer to the washout had salinity values near 0, suggesting that the species *Thol. rhombofrontalis* and *Ex. armata* can be considered to be euryhaline species, with a high tolerance to salinity fluctuations.

The constant water flow from the washout can be considered to be another source of instability at the intertidal zone. Thus the high abundance of isopods in the washout can be explained both by their high tolerance to a variable range of salinity and by their high mobility and rapid burrowing capacity. In general, aquatic

crustaceans burrow very rapidly. Usually sandy beach macrofauna have a high degree of mobility and the ability to cope with the swash climate, as a result of instability of the sediment together with heavy wave action (McLachlan and Brown, 2006).

The absence of *Thor. furcifera*, *Em. brasiliensis*, and *Bledius* spp. at transects close to the washout in this study suggests that this species might be more sensitive to environmental changes caused by washout. A similar pattern was also found for *Thor. furcifera* in Uruguay (Bergamino, Muniz, and Defeo, 2009). According to Lercari and Defeo (1999), the loss of organisms close to the freshwater source might be ascribed to the physicochemical unsuitability of the habitat and to the scarcity of food availability. In particular, for the mole crab (*Em. brasiliensis*), the authors highlighted the negative influence of freshwater on algal growth.

Some species, such as the polychaetes *S. goodbodyi* and *H. californiensis*, the clam *Donax* spp., and the amphipods *B. ruffoi* and *Phoxocephalopsis* spp., showed a drastic decrease in their abundance at transects closer the washout, but they did not completely disappear. Santos (1991) observed that a washout (referred to by the author as a “stream”) influenced the population dynamics of the polychaete *S. gaucha*, particularly settlement and mortality rates.

At beaches near Barrancos, *S. goodbodyi* is reported to have continuous reproduction, with peaks of maturity and recruitment during spring and autumn (MacCord and Amaral, 2007; Souza and Borzone, 2000). This continuous reproduction and high secondary production, exhibited by many Spionid species, suggests that *S. goodbodyi* displays an opportunistic behavior (Souza and Borzone, 2000). Therefore, because of the continuous reproduction of Spionidae, it is expected that areas with permanent impact can be constantly colonized by the Spionidae, even if they do not remain there for long because of the impacts. *Donax* spp. also followed the same trend as *S. goodbodyi*, with a large decrease in abundance close to the washout. Defeo and de Alava (1995) related the population decline of *D. hanleyanus* to differences in salinity and food availability at stations close to freshwater sources.

Washouts can be very dynamic over time, depending mostly on precipitation, the water table level, evaporation rates, and oceanography conditions (Figueiredo, Cowell, and Short, 2007). This dynamic environment might affect the macrofauna differently according to the time of year, both by changing the spatial scale of effects

and/or the intensity of water flow. Santos (1991) observed that the spatial and temporal heterogeneity of streams might play an important role in intrapopulation interactions of *S. gaucha*.

In spite of temporal limitations, the results here clearly demonstrate that a permanent washout can modify across- and alongshore morphology and water table salinity of the beach, resulting in significant changes in the macrofauna zonation pattern and community descriptors at a small spatial scale. It is also clear that only few species (represented in this work by isopods) are adapted to this unsuitable condition and tolerate the permanent low salinity and constant run-off at substantial abundance inside and close to this freshwater stream, which extends their across-shore distribution. The effects of the washout were observed up to 27 m (T3) away from it. From 81 m (T4 and T5) species composition and distribution were similar to that of local nearby beaches (Borzzone, Souza, and Soares, 1996; Souza and Gianuca, 1995).

The contribution of washouts to coastal dynamics, land-ocean coupling, and ecology are so poorly understood worldwide that further studies would be of great value, especially in those regions where washouts are common. Ecological studies on different spatial and temporal scales, with an improved and replicated design, would certainly help to refine our findings, given that washouts are spatially dynamic over time. Comparisons between drought and wet years to explore the consequences of higher precipitation in the intertidal zone, as well as the consequences from human sewage outflow and nutrient input, are important approaches that we suggest might further understanding of the role of washouts in sandy beach ecology.

5. CONCLUSIONS

The presence of a permanent washout can modify sandy beach morphology and water table depth and salinity, and, consequently, community descriptors and zonation patterns, at a scale of less than 100 m. It was also observed that only species adapted to a wide range of salinity and with high mobility can live in substantial abundance close to and within these streams; such species were in this case represented by isopods (*Thol. rhombofrontalis* and *Ex. armata*). These isopods can be considered euryhaline species due to their high abundance and distribution across-shore at the three transects, under the direct influence of freshwater from the washout.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank the anonymous reviewers and the Editor Charles W. Finkl who have provided helpful comments, which led to significant improvements in the final outcome. The authors wish to thank the personnel at the Centro de Estudos do Mar from the Universidade Federal do Paraná (UFPR), particularly Marcelo Soeth, Daniel Pupo, Guilherme Silvério, and Angélica Viana, who were very helpful during the field and laboratory work. This project was supported by the Fundação O Boticário de Proteção à Natureza/BR (L201120005). Ana Luiza Gandara-Martins (Postgraduate Program in Coastal and Oceanic Systems, UFPR) and Pablo D.B. Guilherme and Jenyffer V. Vieira (Postgraduate Program in Ecology and Conservation, UFPR) were supported by a postgraduate grant from the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

LITERATURE CITED

Bergamino, L.; Muniz, P., and Defeo, O., 2009. Effects of a fresh water canal discharge on polychaete assemblages inhabiting an exposed sandy beach in Uruguay. *Ecological Indicators*, 9, 584–587.

Borzzone, C.A.; Melo, S.G.; Rezende, K.V.; Vale, R., and Krull, R., 2003. Macrobenthic intertidal communities from wave to tide dominated beach environments. A case study in two Brazilian beaches. In: Klein, A.H.F; Finkl, C.W., Jr.; Rörig, L.R.; Santana, G.G.; Diehl, F.L., and Calliari, L.J. (eds.), Proceedings of the Brazilian Symposium on Sandy Beaches: Morphodynamics, Ecology, Uses, Hazards and Management, *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 35, pp. 472–480.

Borzzone, C.A.; Souza, J.R.B, and Soares, A.G., 1996. Morphodynamic influence on the structure of inter and subtidal macrofaunal communities of subtropical sandy beaches. *Revista Chilena de História Natural*, 69, 565–577.

Borzzone, C.A.; Tavares, Y.A.G., and Barros, F.C.R., 1998. *Beach morphodynamics and distribution of Mellita quinquesperforata (Leske, 1778) on sandy beaches of southern Brazil*. In: Moodi, R. and Telford, M. (eds.), Proceedings of the 9th International Echinoderm Conference (Rotterdam, Balkema), pp. 581–586.

Brazeiro, A. and Defeo, O., 1996. Macroinfauna zonation in microtidal sandy beaches: Is it possible to identify patterns in such variable environments? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42, 523–536.

Camargo, M.G., 2006. SYSGRAN: Um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. *Revista Brasileira de Geociências*, 36(2), 371–378.

Cisneros, K.O.; Smit, A.J.; Laudien, J., and Schoeman, D.S., 2011. Complex, dynamic combination of physical, chemical and nutritional variables controls spatio-temporal variation of sandy beach community structure. *PLoS ONE*, 6(8), e23724.

Defeo, O. and de Alava, A., 1995. Effects of human activities on long term trends in sandy beach populations: The wedge clam *Donax hanleyanus* in Uruguay. *Marine Ecology Progress Series*, 123, 73– 82.

Figueiredo, S.A. and Calliari, L.J., 2006. Washouts in the central and northern littoral of Rio Grande do Sul State, Brazil: distribution and implications. In: Klein, A.H.F.; Finkl, C.W.; Sperb, R.M.; Beaumord, A.C.; Diehl, F.L.; Barreto, A.; Abreu,

J.G.; Bellotto, V.R.; Kuroshima, K.N.; Carvalho, J.L.B.; Resgalla, C., and Fernandes, A.M.R. (eds.), Proceedings of the 8th International Coastal Symposium (ICS 2004; Brazil), Volume 1, *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 39, pp. 366–370.

Figueiredo, S.A.; Cowell, P., and Short, A., 2007. Intermittent backbeach discharge to the surfzone: Modes and geomorphologic implications. In: Proceedings of the 9th International Coastal Symposium, *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 50, pp. 610–614.

Folk, R.L. and Ward, W.C., 1957. Brazos River Bar: A study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27(1), 3–26.

Gandara-Martins, A.L.; Borzone, C.A.; Rosa, L.C., and Caron, E., 2010. Ocorrência de três espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae) nas praias arenosas expostas do Paraná, Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 14(2), 23–30.

Gómez, J. and Defeo, O., 2012. Predictive distribution modeling of the sandy beach supralittoral amphipod *Atlantorchestoidea brasiliensis* along a macroscale estuarine gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 98, 84–93.

Gross, M.G., 1971. Carbon determination. In: Carver, R.E. (ed.), *Procedures in Sedimentary Petrology*. New York: Wiley, pp. 573– 596.

Horn, D.P., 2002. Beach groundwater dynamics. *Geomorphology*, 48(00), 121–146.

Lana, P.C.; Marone, E.; Lopes, R.M., and Machado, E.C., 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies*, 144, 131–145.

Lercari, D. and Defeo, O., 1999. Effects of fresh water discharge in sandy beach populations: The mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49, 457–468.

Lercari, D. and Defeo, O., 2003. Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58S, 17–24.

Lercari, D. and Defeo, O., 2006. Large-scale diversity and abundance trends in sandy beach macrofauna along full gradients of salinity and morphodynamics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 68, 27–35.

Lercari, D.; Defeo, O., and Celentano, E., 2002. Consequences of a fresh water canal discharge on the benthic community and its habitat on an exposed sandy beach. *Marine Pollution Bulletin*, 44, 1397–1404.

Lozoya, J.P.; Gómez, J., and Defeo, O., 2010. Modelling large-scale effects of estuarine and morphodynamic gradients on distribution and abundance of the sandy beach isopod *Excirrolana armata*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87, 472–478.

MacCord, F.S. and Amaral, A.C.Z., 2007. The reproductive cycle of *Scolecopsis goodbodyi* (Polychaeta, Spionidae). *Marine Biology*, 151, 1009–1020.

McArdle, S.B. and McLachlan, A., 1991. Dynamics of the swash zone and effluent line on sandy beaches. *Marine Ecology Progress Series*, 76, 91–99.

McLachlan, A. and Brown, A., 2006. *The ecology of sandy shores*. San Diego: Elsevier, 373p.

Nemes, D.D. and Marone, E., 2013. Caracterização das ondas de superfície na plataforma interna do Estado do Paraná, Brasil. *Boletim Paranaense de Geociências*, 68–69, 12–25.

Nielsen, P., 1999. Groundwater dynamics and salinity in coastal barriers. *Journal of Coastal Research*, 15(3), 732–740.

Pereira da Silva, R., 1998. *Ocorrência, Distribuição e Características Morfodinâmicas dos Sangradouros na Zona Costeira do Rio Grande do Sul: Trecho Rio Grande-Chuí, RS*. Porto Alegre, Rio Grande do Sul: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Master's thesis, 146p.

Pereira da Silva, R., Calliari, L.J., and Tozzi, A.M. 2003. The influence of washouts on the erosive susceptibility of Rio Grande do Sul between Cassino and Chuí beaches, southern Brazil. In: Klein, A.H.F; Finkl, C.W., Jr.; Rörig, L.R.; Santana, G.G.; Diehl, F.L., and Calliari, L.J. (eds.), *Proceedings of the Brazilian Symposium on Sandy Beaches: Morphodynamics, Ecology, Uses, Hazards and Management*, *Journal of Coastal Research*, Special Issue No. 35, pp. 332–338.

R Development Core Team, 2013. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>.

Salvat, B., 1964. Les conditions hydrodynamiques interstitielles de sediments meubles intertidaux et la repartition verticale de la faune endogee. *Academie des Sciences (Paris), Comptes Rendus*, 259, 1576–1579.

Santos, P.J.P., 1991. Morphodynamical influence of a temporary fresh water stream on the population dynamics of *Scolecopsis gaucha* (Polychaeta: Spionidae) on a sandy beach in southern Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 48(3), 657–664.

Sassa, S.; Yang, S.; Watabe, Y.; Kajihara, N., and Takada, Y., 2014. Role of suction in sandy beach habitats and the distributions of three amphipod and isopod

species. *Journal of Sea Research*, 85, 336–342.

Schlacher, T.A. and Connolly, R.M., 2009. Land-ocean coupling of carbon and nitrogen fluxes on sandy beaches. *Ecosystems*, 12, 311–321.

Siqueira, A.; Godinho, M.J.L.; Kolm, H.E., and Machado, E.C., 2009. Evaluation of the water quality of tidal creeks of Pontal do Paraná, Paraná, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(2), 483–492.

Souza, J.R.B. and Borzone, C.A., 2000. Population dynamics and secondary production of *Scolecipis squamata* (Polychaeta: Spionidae) in an exposed sandy beach of southern Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 67(1), 221–231.

Souza, J.R.B. and 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.

Ter Braak, C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67(5), 1167–1179.

Turner, I.L. and Acworth, R.I., 2004. Field measurements of beach-face salinity structure using cross-borehole resistivity imaging. *Journal of Coastal Research*, 20(3), 753–760.

Vanhoni, F. and Mendonça, F., 2008. O clima do litoral do estado do Paraná. *Revista Brasileira de Climatologia*, 3(4), 49–63.

CAPÍTULO II: WASHOUT DYNAMICS AND ROLE ON SANDY BEACH ECOSYSTEM

Dinâmica e função de um sangradouro no ecossistema Praia arenosa

Revista pretendida: *PlosONE*, eISSN (1932-6203), Fator de Impacto = 3.534, Qualis CAPES = Estrato A1 (Biodiversidade).

Ana Luiza Gandara-Martins, Carlos A. Borzone

Laboratório de Ecologia de Praias Arenosas, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, PR. CEP: 83255-976, Brazil.

RESUMO

Os sangradouros se originam a partir da combinação entre a água do lençol freático e a água das chuvas coletada em áreas de pântano atrás de dunas frontais. A sua presença em ecossistemas de praias arenosas promove alterações espaciais sobre a composição dos sedimentos, perfil da praia, profundidade do lençol freático, salinidade e, conseqüentemente, sobre as assembléias macrofaunais. O objetivo deste estudo foi determinar as variações sazonais destas alterações e a sua relação com as condições climáticas prevaletentes. Para isso, variáveis biológicas e ambientais foram amostradas em 12 níveis paralelos a linha d'água, em três transectos dispostos em distâncias crescentes do sangradouro. A amostragem ocorreu durante as quatro estações por dois anos consecutivos. Isto permitiu uma avaliação das relações biológicas, físicas, químicas e sedimentológicas através de efeitos associados aos gradientes espaciais do sangradouro. Todas estas variáveis resposta, bem como a estrutura da comunidade, mostraram padrões espaço-temporais significativos. A variabilidade inter-anual foi o principal fator a afetar a distribuição espacial de riqueza, em contrapartida, a abundância total não apresentou um padrão espaço-temporal claro. Quando consideramos uma abordagem desconstrutivista, crustáceos e insetos foram mais abundantes em transectos próximos ao sangradouro, enquanto que poliquetas e moluscos foram mais abundantes no transecto distante. Estes padrões espaciais foram consistentes ao longo do tempo. A precipitação acumulada, tamanho médio do grão e características morfodinâmicas foram as variáveis ambientais de maior resposta ao efeito do tempo sobre os dados biológicos. Por outro lado, as condições geomorfológicas, salinidade e clorofila-a se destacaram na explicação da variabilidade espacial. O sangradouro pode beneficiar espécies de praia residentes adaptadas a este habitat desfavorável, como isópodos e coleópteras, os quais possivelmente são mantidos pela alta produção do microfitobentos no entorno do sangradouro e possuem um importante papel na base da teia trófica. Apesar disso, eventos extremos de precipitação praticamente excluíram espécies da macrofauna adaptados a viver perto ou mesmo dentro destes corpos d'água. Ainda, se o aquecimento global e a elevação do nível do mar forem levados em conta, outras alterações na dinâmica e frequência dos sangradouros poderiam ser esperadas.

Palavras-chave: morfodinâmica, sazonalidade, isópodos, espécies residentes, eventos extremos.

ABSTRACT

Washouts originate from water table combined with rainwater collected in the swamp areas behind foredunes. Their presence at sandy beach ecosystems are known to promote spatial changes on sediment composition, beach profile, water table depth, salinity and consequently, on macrofaunal assemblages. The aim of this study was to determine the seasonal variations of these spatial changes and its relations with the

dominant climatic condition. We sampled macrofauna and environmental variables over 12 across-shore levels at three beach transects arranged at increasing distances from the washout. Sampling took place over all seasons during two years. This allowed assessment of biological, physical, chemical and sedimentological relationships across gradients associated with a range of washout spatial effects. All these response variables, as well as measures of assemblage structure, showed significant spatio-temporal patterns. Inter-annual variability was the main factor affecting richness spatial distribution, while total abundance did not have a clear spatio-temporal pattern. When we consider a desconstruction approach, crustaceans and insects were more abundant at transects close to the washout, while polychaetes and mollusks were more abundant at distant transect. These spatial patterns were consistent through the time. The accumulated rainfall, mean grain size and morphodynamic features were the environmental variables with higher response to the time effects on biological data. On the other hand, the geomorphological conditions, salinity and chlorophyll-a have standed for spatial variability explanation. The washout can benefit beach resident species adapted to this unsuitable habitat, as isopods and coleopterans, which are probably supported by the high microphytobenthic production in the surrounding area and have an important role in the base of trophic web. In spite of this, an extreme rainfall event almost exclude macrofaunal species adapted to live close or even within then. Still, if global warming and sea level rise are taken into account, further changes in the washout dynamics and frequence could be expected.

Key-words: morphodynamics, seasonality, isopods, beach resident species, extreme events.

1. INTRODUCTION

Sandy beaches are known to be functional ecosystems that comprise the world's longest land/sea interface (Schlacher, *et al.*, 2008), increasingly threatened by accelerating coastal squeeze driven by climate change and coastal urbanization (Schlacher, *et al.*, 2008; Dugan, *et al.*, 2010). Nevertheless, sandy beaches have largely been overlooked in studies of ecological impacts from climatic change (Dugan *et al.*, 2010; Schoeman, *et al.*, 2014). Although, they are known to be at risk of significant impacts from warming and acidification, tropicalization, in addition to habitat loss from increase rates of beach erosion induced by sea-level rise and increase of storm's frequency (Jones, *et al.*, 2007; Schlacher *et al.*, 2008; Defeo, *et al.*, 2009; Dugan, *et al.*, 2010; Schoeman, *et al.*, 2014).

Exposed sandy beaches are highly dynamic in space and time, and traditionally referred to be physically structured by the interaction among sand, waves, and tides (Defeo and McLachlan, 2005; McLachlan and Brown, 2006). The paradigm of physical control has encouraged coastal managers to consider the ecology of beaches subordinate to their sedimentary regime, but the ecology of a particular beach can be considerably more complex (Cisneros, *et al.*, 2011).

Estuaries, for example, are known to provide significant inputs of both inorganic nutrients and particulate organic matter to sandy beaches (Schlacher and Connoly, 2009). Moreover, they mediate strong salinity gradients, which can have an unfavorable influence on population and community attributes of sandy beach assemblages (Defeo and Lercari, 2006; Bergamino, *et al.*, 2008; Celentano, *et al.*, 2010; Lozoya, *et al.*, 2010). Cisneros, *et al.* (2011) emphasizes the importance of further exploring this complexity and in using resultant knowledge to ensure the persistence of beaches as ecosystems within the broader coastal zone.

A conspicuous feature of exposed sandy beaches is the presence of washouts. They originate from high water table levels combined with rainwater collected in swamp areas behind the foredunes, and can also be influenced by evaporation rates, creating freshwater streams that cross beaches (Figueiredo and Calliari, 2006; Figueiredo, Cowell, and Short, 2007; Pereira da Silva, Calliari, and Tozzi, 2003).

Washouts might induce breaching and instability of the foredunes, carrying sediments from the dunes and backshore to the surf zone (Figueiredo *et al.*, 2007;

Pereira da Silva, 1998). Consequently, they can make the sediment composition more homogeneous across-shore, soften the profile and promote changes at water table depth and salinity across- and along-shore (Gandara-Martins, *et al.*, 2015). The number and spatial distribution of washouts along the coast varies as a function of the seasonality, geology, and geomorphology of the coastal plain (Figueiredo and Calliari, 2006).

Salinity and erosion variation due to the presence of washouts can affect the structure and composition of macrofauna at sandy beaches (Santos, 1991; Gandara-Martins, *et al.*, 2015). Santos (1991) observed that the spatial and temporal heterogeneity of a washout played an important role on intrapopulation interactions of *S. gaucha*. The washout influence was on both settlement and mortality. Two cohorts practically disappeared after the washout emergence. In this case, erosion was identified as the main structuring factor of population. On the other hand, environmental condition of a washout favored eurihaline species with high mobility, but promoted reduction on macrofaunal richness and changed the zonation pattern, at a scale of less than 100 m (Gandara-Martins, *et al.*, 2015).

In spite of beaches be a resilient ecosystem, global climate change and consequent storminess could affect the linkages of beaches with dunes and lagoons, change water table level and consequently sediment and nutrients supply (Land-Ocean Coupling). This could severely erode beaches, cause loss of habitat, accelerate shoreline retreat, and affect populations and assemblages of beach animals (Jones *et al.*, 2007). Storminess in the Southern region of Brazil is expected to increase, following the intensification of air heating (about 1.3 ° C in the last forty years) (Mendonça, 2006). Recently, climate change signals shows an overall increase of temperature for all the seasons and regions from Brazil, with a precipitation decrease over the tropical region, and an increase over the subtropical areas (Sánchez, *et al.*, 2015).

The aim of this study was to determine how sandy beach environmental variables (sediment chlorophyll-a, sediment textural parameters, water table salinity, water temperature, beach geomorphology and morphodynamics) behave in space and time close to a permanent washout. Furthermore, together with climate condition, improve the background understanding of how washouts can influence sandy beach macrofauna community, and the possible consequences from extreme rainfall raise.

To address this aim, the objectives were: 1) Determine how environmental features of the beach vary with distance increase from the washout through time. 2) Determine how intertidal macrofaunal community structure and higher taxonomic levels vary with distance from the washout through time. 3) Determine which environmental variables are most important in describing changes in macrobenthic community in space and time close to a washout. 4) Discuss some possible consequences of extreme rainfall increase, as expected to our coast, into the washout dynamics and macrofaunal community.

2. METHODS

2.1. Study area and sampling design

The study was carried out in the washout of Barrancos Beach, Pontal do Paraná city, Paraná state, Brazil (25°36' S; 48°24' W). An account of the main environmental, oceanographic and climatic characteristics of the sampled area can be found in Gandara-Martins *et al.* (2015). Briefly, the washout of Barrancos has approximately 2.6 km long, which does not receive water directly from a river or artificial discharges (Siqueira *et al.*, 2009). Is located at a modal dissipative state beach ($\Omega=8.2$) (Souza and Gianuca, 1995), with constant water flow throughout most of the year (Gandara-Martins, *et al.*, 2015).

Biological and environmental data were quarterly sampled between February 2012 and November 2013 (eight surveys – all seasons). Sampling was conducted around spring low tide. Sampling stations were positioned at 0m, 30m and 150m from the Barrancos washout (FIGURE 1). These distances were defined based on results reported by Gandara-Martins, *et al.* (2015), who observed intermediate effects by the washout at 27 meters away from it, and no effects on macrofauna community were detected above 81 meters.

At each station, a shorenormal transect divided at 10 equispaced heights levels were positioned, based on the difference between the height at wrack deposition line (level 0), which defines the last high water spring tide (HWST), and the height from swash upper limit (level 9), which defines the low water spring tide (LWSP). This difference was divided by nine ($D = (HWST - LWST) / 9$) and added up at each level. Two levels (level -1 and -2) above the wrack deposition line were added, level -2 was always at the base of dune vegetation (FIGURE 1).

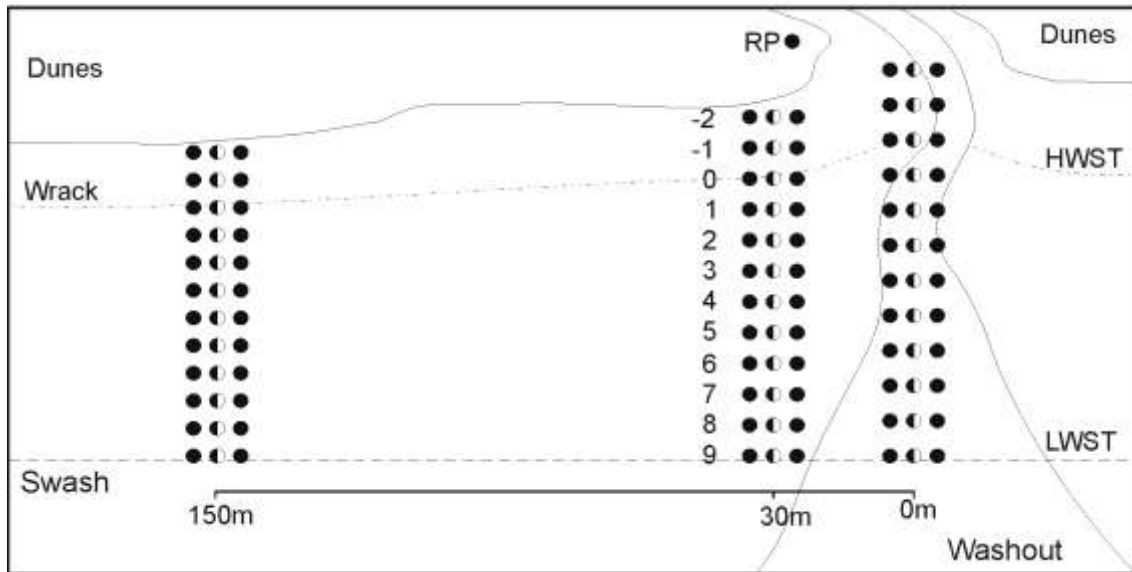


FIGURE 1. Sample stations at 0m, 30m and 150m from the washout. Full and semicircles represents macrofauna samples at 12 levels from dune vegetation to LWST. Semicircles also indicates the sample locations of environmental variables. Samples at the wrack deposition line are at level 0, and those at LWST are at level 9. HWST – High water spring tide; LWST – Low water spring tide; RP – Reference Point.

2.2. Data collection and laboratory procedures

The intensity and direction of the wind during the 7 days and the mean air temperature from 30 and 3 days before each survey were acquired from the meteorological station of the Centro de Estudos do Mar (CEM / UFPR). Water temperature was measured *in situ* only at the LWST level of the three stations during all surveys. Daily rainfall data from satellite imageries of 1-degree resolution (Huffman, *et al.*, 2001) were acquired from the climate data library of the International Research Institute for Climate and Society (2015).

Coastal storms warnings were provided by the Navy of Brazil (Coastal storms - waves of 2.5 meters or more reaching the coast) to the Charlie area (coastal region between Cabo de Santa Marta - SC and Cabo Frio - RJ), to help identify oceanographic conditions that could have had more influence in the coast (Marinha do Brasil, 2015). The incident waves were measured in the field to assist the stations morphodynamic state calculation for all surveys. The breaking wave height (H_b) was estimated using a ruler graduated aligned with the horizon, and wave period (T) was

measured using a stopwatch as the transit time of eleven consecutive crests divided by ten.

Beach profile from each level was measured with an automatic level with a 3-meter graduated slide strip, leading to the total slope. The distance in meters between levels was measured, providing also the total width of the intertidal beach. The levels 0 of each station, a reference point (RP – the same for all surveys) and the pathway of the washout were all geo-referenced and then plotted at Google Earth® imageries. Sediment, organic matter and carbonate content were collected at each across-shore level from all stations and followed the procedure described by Gandara-Martins, *et al.* (2015). Additional sediment samples were acquired to determine chlorophyll-a concentration. These samples were stored in 50ml pots covered with aluminum foil, held inside a black plastic bag in a polystyrene box with ice. In laboratory, samples were frozen until analysis, which followed Strickland and Parsons (1972). Salinity was measured at each across-shore level, with a portable refractometer, after excavation of sediment until groundwater was reached. At the washout station, salinity is referent to it.

Replicated biological samples were collected at each across-shore level from all stations. For this, sediment was first excavated using an iron corer 25 cm in diameter and 20 cm in depth (0.05 m² corer surface area and 1.8 m² of sampled area by station) and then sieved through a 0.5 mm mesh to remove the macrofauna. All organisms remaining in the sieve bag were stored in labeled bags with 10% saline formaline. In the laboratory, the organisms were sorted and identified under a stereomicroscope. Organisms were identified to the lowest taxonomic level following the relevant literature and preserved in 70% alcohol.

2.3. Data analysis

Sediment textural parameters (mean grain size and sorting) were estimated following Folk and Ward (1957) methods, with the software GRADISTAT Version 4.0 (Blott and Pye, 2001). The morphodynamic beach state of stations from each survey was calculated following the empirical expression that describes the relationship between beach state and the dimensionless sediment fall velocity (Dean's number or

Ω) (Wright and Short, 1984). This parameter is given by $\Omega = H_b/W_s \cdot T$, where: H_b = breaker height; W_s = sediment fall velocity (Gibbs, *et al.*, 1971) and T = wave period. $\Omega < 2$ are associated with reflective states, $2 < \Omega < 5$ are intermediate states, while $\Omega > 5$ are typically in a dissipative state (Wright and Short, 1984; Masselink & Short, 1993).

The Surf Scaling Parameter was also employed to distinguish morphodynamic features of the beach profile. This parameter differs from Ω in that they include a measure of beach slope rather than grain size (Guza and Inman, 1975). The Surf Scaling Parameter is given by: $\xi = (a_b \cdot \sigma^2)/g \cdot \tan^2 \beta$, where: a_b = wave amplitude near breaking; σ = wave period in radians [$2\pi/T$]; g = gravitational acceleration; and β = local beach slope. The morphodynamic are categorized into broad classes of reflective ($\xi < 2.5$), intermediate ($2.5 < \xi < 20$) and dissipative ($\xi > 20$) conditions (Guza and Inman, 1975).

Analyses of variance (ANOVA) in R environment, with the aid of (GAD) General ANOVA Designs package (Sandrini-Neto and Camargo, 2010), were performed to describe the levels of variance on sediment textural parameters, salinity, sediment chlorophyll-a, macrofauna richness, total abundance and abundance of higher taxonomic levels (Crustacea, Polychaeta, Mollusca and Insecta). Before proceeding with biological analysis, the linear abundance of species at each station was prior calculated as the area under the curve between levels, following the Linear Trapezoidal Method. The factor time (two years quarterly) with eight levels was considered as random factor and the factor distance (washout, intermediate and distant) was considered as fixed factor. The homogeneity of variances was tested using the Cochran's C test; data normality was verified by the Shapiro–Wilk test ($\alpha = 0.05$). To meet the assumptions of statistical analyses, data were transformed to $\log(x+1)$. Transformation was not necessary for salinity and species richness.

To visualize the spatio-temporal structure of macrofauna community, a non-metric multidimensional scaling (n-MDS) based on the Bray–Curtis dissimilarity matrices was carried out. To evaluate the significance of differences between factors, a permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) was used, based on the Bray–Curtis dissimilarity matrices with non-transformed data (Anderson, 2001 and 2005; Anderson, *et al.*, 2008; McArdle and Anderson, 2001). Factors were the same used at ANOVA. Post-hoc pairwise comparisons were also performed as a multivariate version of the t-statistic based on distances (Anderson, 2005). Because

of the restricted number of possible permutations in pairwise tests, P-values were obtained from Monte Carlo samplings (Anderson and Robinson, 2003). The homogeneity of multivariate dispersions was evaluated through the PERMDISP test (Anderson and Robinson, 2003).

A distance based canonical analysis of principal coordinates (CAP), based on Chi-squared distance of species abundance per strict transect, was performed to test (9999 permutations) and identify possible correlations between macrofauna abundance and environmental variables. The environmental vectors overlays are based on canonical correlations, and the species abundance vectors on the correlations between the species and canonical ordination axes, using Spearman correlations greater than 0.45. Environmental variables were normalized and macrofauna abundance was transformed to square root. All multivariate analysis were performed with aid of PRIMER 6.1.11 and PERMANOVA 1.0.1 (Clarke and Gorley, 2006; Anderson, *et al.*, 2008).

3. RESULTS

3.1. Environmental characterization

The washout varied in both upper course and beach drainage area during these two years, both not exceeding 150 m alongshore. During all surveys from 2012 up to February 2013 (summer), the washout increased its meander at the upper course, and beach drainage showed a little south direction migration. May 2013 (autumn) the washout broke in front of its main course and beach drainage migrate to south. During August (winter) and November (spring) of 2013, the washout returned to its original meander and, consequently, the beach drainage migrates to north. The beach area affected by the drainage, forming a delta, was maximal at August 2012 (68m) and February 2013 (97.1m) surveys, and minimal at February of 2012 (16m) and November 2013 (26.1m) (FIGURE 2).



FIGURE 2. Washout geo-referenced pathway at each survey (yellow) (A – 09/Feb/2012; B – 08/May/2012; C – 02/Aug/2012; D – 31/Oct/2012; E – 08/Feb/2013; F – 24/May/2013; G – 08/Aug/2013; H – 14/Nov/2013). (RP) georeferenced point (W) level 0 of washout station (I) level 0 of intermediate station (D) level 0 of distant station. Satellite images from April 17th of 2014 extracted from Google Earth.

Total annual rainfall was similar among years, with 1652.9mm at 2012 and 1642.6mm at 2013. Summer rainfall of both years was higher than other seasons. The first half of summer from 2012 had higher frequency and levels of rain, but 2013 rainfall was more frequent at second half. Autumn of 2012 had more frequent and

higher levels of rain than in 2013. Winter tended to have similar rainfall between years, but higher at 2013. Rainfall was more frequent during the second half of spring from 2012 (FIGURE 3). The 24 hours rainfall before each survey was higher at February 2013 (21mm). At 720 hours (30 days) before the surveys, it was evident that rainfall was higher at 2012 than 2013, with higher values at February and August of 2012 and the lowest at August of 2013 (FIGURE 3).

Coastal storms warnings were issued eight times during 2013 and seven during 2012. There were no warnings several days before surveys from February, May and October of 2012, but there was a coastal storm warning a day before August survey. During 2013, only May had a coastal storm warning a week before the survey (FIGURE 3).

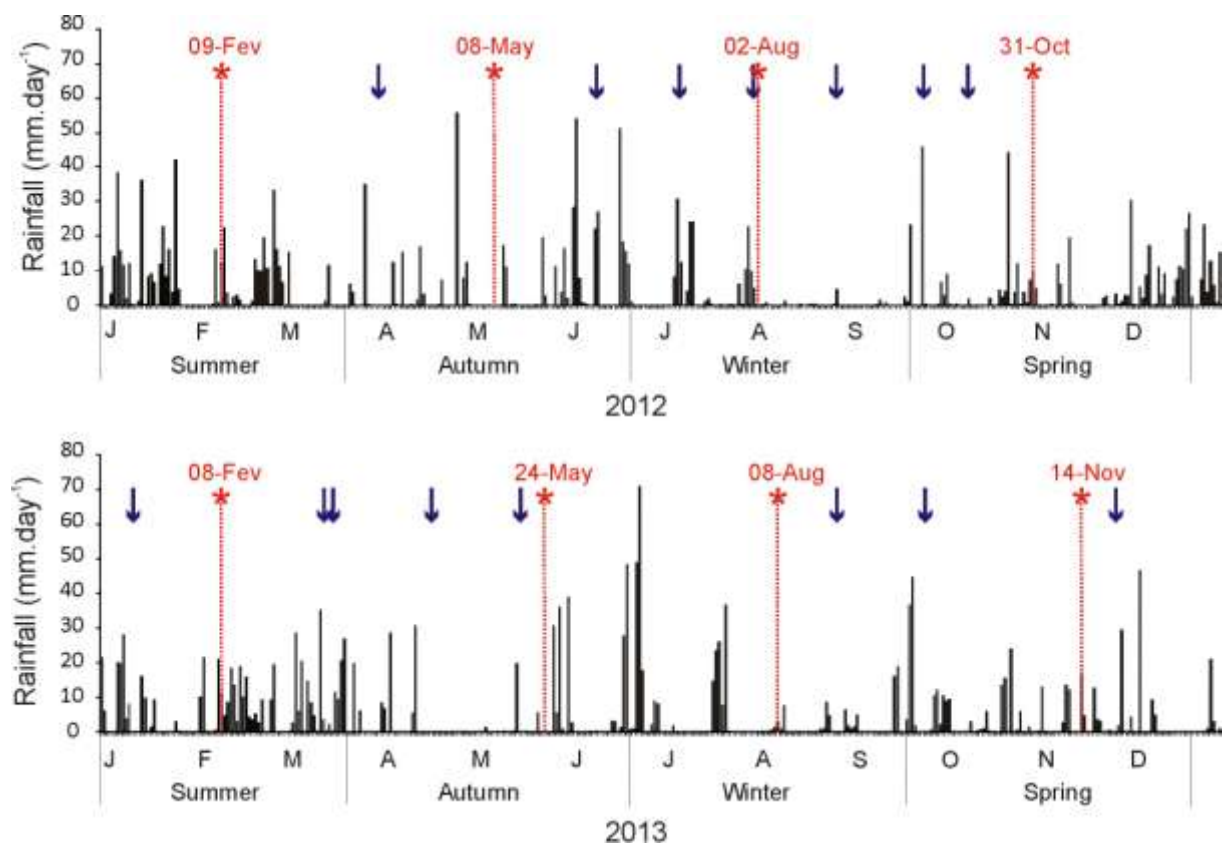


FIGURE 3. Daily rainfall from 2012 and 2013 (Source: International Research Institute for Climate and Society). Blue arrows represent the coastal storms warnings to the Charlie area (Source: Navy of Brazil). Red lines/asterisks are pointing each survey.

The wind regime during 7 days before each survey varied through time. At February of 2012 winds prevailed from E and ESE direction. August of 2012/2013

and February of 2013 had winds originated from almost all quadrants, but they were more intense from SSW, with the highest intensity (10.95m/s) at February/2013. The survey of May 2012 had winds from S to SW, but May of 2013 had also light winds from WNW. October of 2012 and November of 2013 had winds prevailing from E direction (see supplementary data – FIGURE S1).

The 30 days mean air temperature followed a seasonal pattern along time surveys, however, 2012 had temperatures about 0.2 to 1.5°C higher than 2013 (FIGURE 4A). The mean air temperature 3 days before surveys was higher than monthly temperature at February and October of 2012 and August of 2013, but lower at February and May of 2013 (FIGURE 4A). The water temperature at the LWST also followed a seasonal pattern. The temperature at the washout was higher than the other stations at October of 2012, August and November of 2013, and lower at February and May of 2013. At distant and intermediate station, the water temperature was lower than air's at August of 2013 (FIGURE 4B).

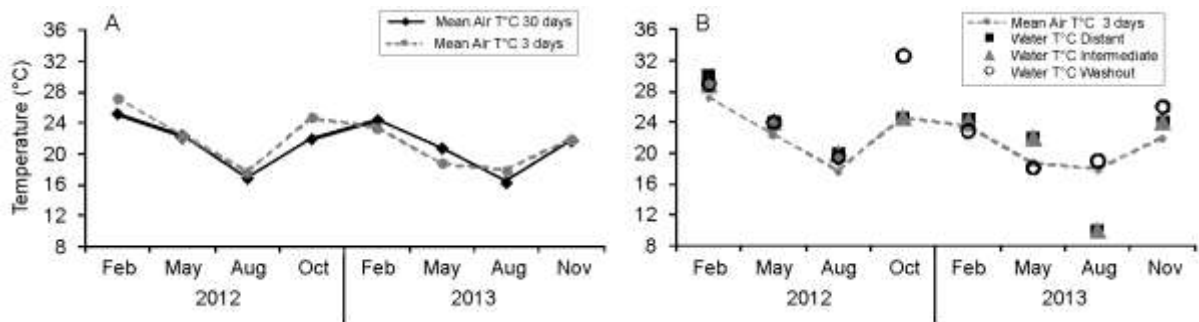


FIGURE 4. Mean air and water temperature. A – Mean air temperature 30 and 3 days before surveys. B - Mean air temperature 3 days before surveys and water temperature at Distant, Intermediate and Washout stations for all surveys.

Sediment was classified as well sorted fine sand at all stations during all surveys. The mean grain size varied at survey and station, but the interaction of these factors was not significant (TABLE 1). It ranged from 160.9 μ m at intermediate station of February 2013 to 196.2 μ m at distant station from October of 2012. The mean grain size was usually greater at the distant station (FIGURE 5). Differences in sorting were observed only among surveys, with lowest values during February of 2013 (TABLE 1; FIGURE 5).

Carbonate and organic matter content were low at all stations and surveys (FIGURE 5). No differences at surveys and stations were observed for carbonate content, but differences for organic matter at the interaction between these two factors were significant for May and August of 2012 (TABLE 1). Salinity was always lower at the washout (from 3.0 to 7.2) and different from intermediate and distant stations for all surveys (TABLE 1; FIGURE 5). The chlorophyll-a sediment concentration had no differences among stations, but differences were observed for surveys between May and November of 2013 (TABLE 1; FIGURE 5).

TABLE 1. Results of the analysis of variance ANOVA on sediment textural parameters, carbonate and organic matter content, water table salinity and sediment chlorophyll-a concentration. Vc (%) = variance component in percentages, df = degrees of freedom, n = 12.

	df	Grain size			Grain sorting			Carbonate content		
		MS	F	Vc %	MS	F	Vc %	MS	F	Vc %
Survey (Su)	7	0.058	5.77 ***	22.17	0.003	6.97 ***	27.43	0.129	2.64 .	12.88
Station (St)	2	0.084	9.45 **	16.95	0.000	2.28	5.22	0.266	3.15	11.87
Su x St	14	0.009	0.88	0.00	0.000	0.45	0.00	0.085	1.73 .	14.88
Residuals	264	0.010	-	60.88	0.000	-	67.35	0.049	-	60.38
	df	Organic matter content			Salinity			Sediment chlorophyll-a		
		MS	F	Vc %	MS	F	Vc %	MS	F	Vc %
Survey (Su)	7	0.073	1.63	7.79	155.50	1.67	6.62	0.589	2.66 *	13.95
Station (St)	2	0.227	1.60	8.32	7592.8	204.63 ***	44.70	0.547	1.50	6.04
Su x St	14	0.142	3.18 ***	25.06	37.100	0.40	0.00	0.363	1.64	15.03
Residuals	264	0.045	-	58.83	93.400	-	48.69	0.221	-	64.98

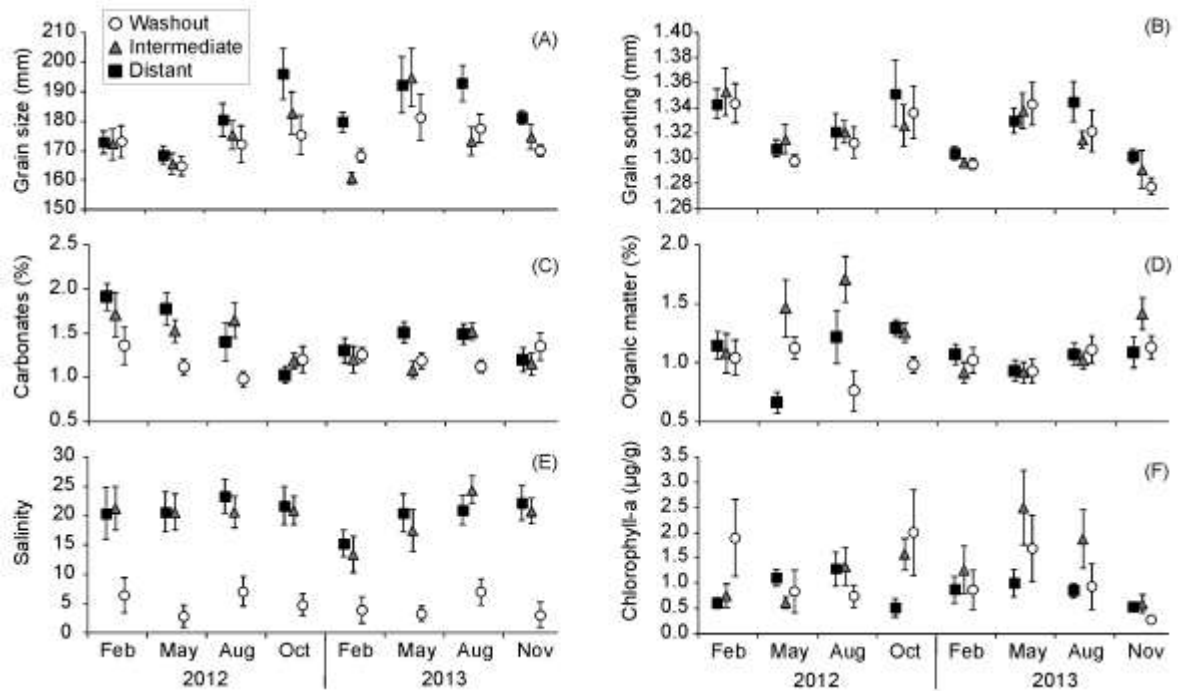


FIGURE 5. Mean and standard error (\pm SE) of (A) grain size, (B) grain sorting, (C) carbonate content, (D) organic matter, (E) salinity and (F) sediment chlorophyll-a at each station (symbols) through surveys (x axis).

Beach width was usually greater at washout station, getting narrower with distance, only during August of 2012 and November of 2013 the width was similar between washout and intermediate. February and August of 2012 and August of 2013 had the wider profile at washout station. In contrast, February and November of 2013 had the narrower profiles at distant station. August of 2012 was the only survey with lower slope at intermediate station. The beach slope varied from 0.6 to 0.8° at the washout station, 0.8 to 1.1° at intermediate and 1.1 to 1.4° at distant station (FIGURE 6).

The Surf Scaling Parameter showed dissipative condition at all stations from all surveys, with a clear gradient of increase in dissipation condition into the washout direction. August of 2012 was the only survey that had higher dissipativeness at intermediate station. May of 2012 and August of 2013 had the smaller values, but always indicating high dissipation (FIGURE 6). The dimensionless fall velocity index (Dean's parameter) classified all distant and intermediate stations as intermediate beaches, with an exception to the intermediate station from February 2013, which was classified as dissipative. The washout station varied from intermediate during

February, May and October of 2012 and August of 2013, to dissipative states during August of 2012 and February, May and November of 2013 (FIGURE 6).

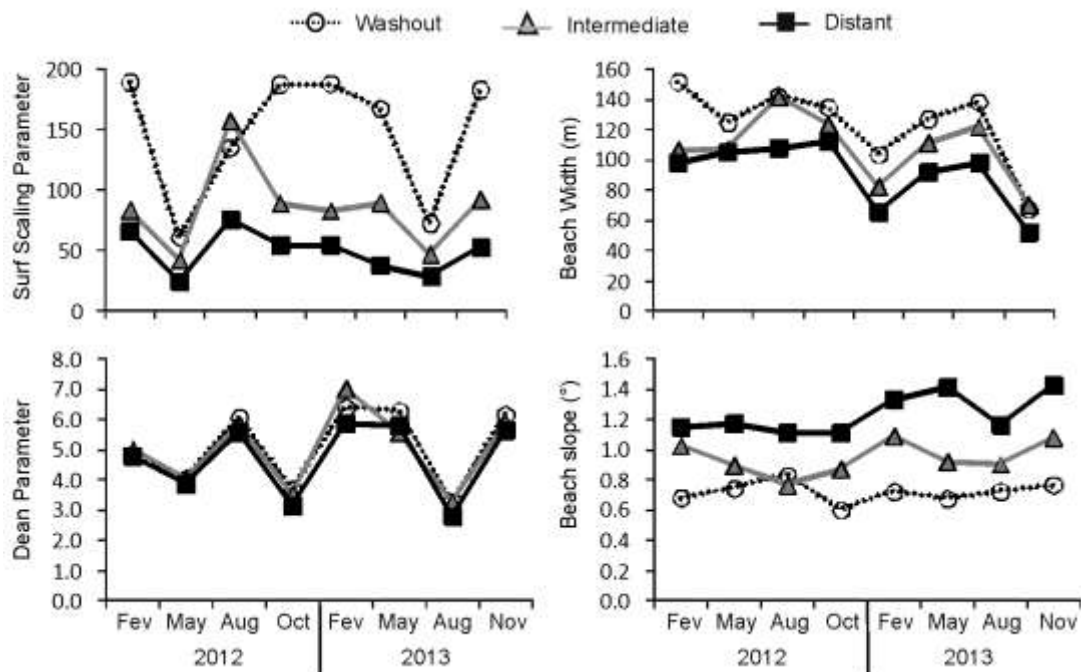


FIGURE 6. Morphodynamic (Dean Parameter and Surf Scaling Parameter) and geomorphological (Beach Width and Beach Slope) data at each station (space) from all surveys (time).

3.2. Community and higher taxonomic levels spatio-temporal variability

A total of 86,507 individuals from 40 taxa were identified from all stations and surveys. Crustacea was the most common group (61,203; 70.75%), represented mostly by the isopods *Tholozodium rhombofrontalis* (48,343; 55.88%) and *Excirrolana armata* (6,075; 7.02%) and the amphipods *Phoxocephalopsis* sp. (4,424; 5.11%) and *Bathyporeiapus ruffoi* (1,974; 2.28%). The second abundant group were Molluscs (11,525; 13.32%), represented mostly by the bivalves *Donax gemmula* (10,004; 11.56%) and *D. hanleyanus* (1,446; 1.67%). With almost the same proportion were Polychaetes (11,347; 13.12%) with *Scolelepis* (cf.) *goodbodyi* (8,187; 9.46%) and *Thoracophelia furcifera* (2,516; 2.91%) as the most abundant taxa. Insecta was the least abundant group (2,306; 2.67%) with *Efflagitatus freudei* (1,056; 1.22%) and *Bledius bonariensis* (821; 0.95%) as the most abundant taxa.

At the washout station, February of 2012 survey had the highest total abundance, represented mostly by *T. rhombofrontalis* and *E. freudei*. August and October of 2012 had a more equitable distribution, with *T. rhombofrontalis* and *D. gemmula* as the most abundant species. February of 2013 had the smaller contribution of *T. rhombofrontalis*. May, August and November of 2013 had more than 90% of contribution from *T. rhombofrontalis*. The intermediate station had *T. rhombofrontalis* as the dominant species during almost all surveys, with November of 2013 with the greater abundance. There was an exception at October of 2012, when it shared its dominance with Phoxocephalidae and *D. gemmula*. At distant station, the total average abundance at 2012 was higher than 2013 for all surveys. *D. gemmula* was the most abundant species during February and August of 2012 and May and August of 2013. The species *S. goodbodyi* was the most abundant species during May of 2012 and February of 2013. *T. rhombofrontalis* was more abundant at October of 2012 and November of 2013 had higher abundance of Phoxocephalidae (see Supplementary TABLE S1).

The total richness, total abundance and abundance of higher taxonomic levels differed significantly at both space and time scale (TABLE 2). Average values of richness in the washout and intermediate stations were lower than distant station during all surveys from 2013 (TABLE 2; FIGURE 7). The total abundance had a variable pattern through space and time, but greatest values appeared at intermediate and washout stations. The Crustacea and Insect group were responsible for this pattern. The lowest abundance was observed during February of 2013 (TABLE 2; FIGURE 7).

Crustaceans were the most abundant group, usually higher at intermediate and/or washout stations, especially during the February of 2012, May and November of 2013. The Insecta group also tended to be more abundant at intermediate and washout stations, especially at February and May of both years (TABLE 2; FIGURE 7). The Polychaeta and Mollusca groups were usually more abundant at distant and/or intermediate stations. Polychaeta had its highest abundance at May of 2012 and Mollusca at February, May and August of 2012. Lowest abundance of those groups occurred at the washout station and at all stations from November of 2013 (TABLE 2; FIGURE 7).

TABLE 2. Results of the analysis of variance ANOVA on species richness, total abundance and higher taxonomic levels abundance (Crustacea, Polychaeta, Mollusca and Insecta) per strict transect. Vc (%) = variance component in percentages, df = degrees of freedom, MS=mean square, n = 3.

	df	Species richness			Abundance			Crustacea		
		MS	F	Vc %	MS	F	Vc %	MS	F	Vc %
Survey (Su)	7	26.347	5.09 ***	19.35	2.299	36.39 ***	35.66	4.679	47.89 ***	31.11
Station (St)	2	127.76	7.62 **	27.14	1.269	1.00	1.11	8.027	4.39 .	22.16
Su x St	14	16.764	3.24 **	24.79	1.263	19.99 ***	45.25	1.827	18.70 ***	33.10
Residuals	48	5.181	-	28.72	0.063	-	17.98	0.098	-	13.63
Total	71									

	df	Polychaeta			Mollusca			Insecta		
		MS	F	Vc %	MS	F	Vc %	MS	F	Vc %
Survey (Su)	7	17.90	31.38 ***	24.94	35.973	40.37 ***	32.58	8.514	8.82 ***	19.96
Station (St)	2	94.48	12.63 ***	34.22	75.501	10.43 **	27.83	39.175	4.77 .	24.75
Su x St	14	7.481	13.12 ***	27.28	7.240	8.13 ***	24.01	8.216	8.51 ***	33.88
Residuals	48	0.570	-	13.57	0.891	-	15.58	0.966	-	21.42
Total	71									

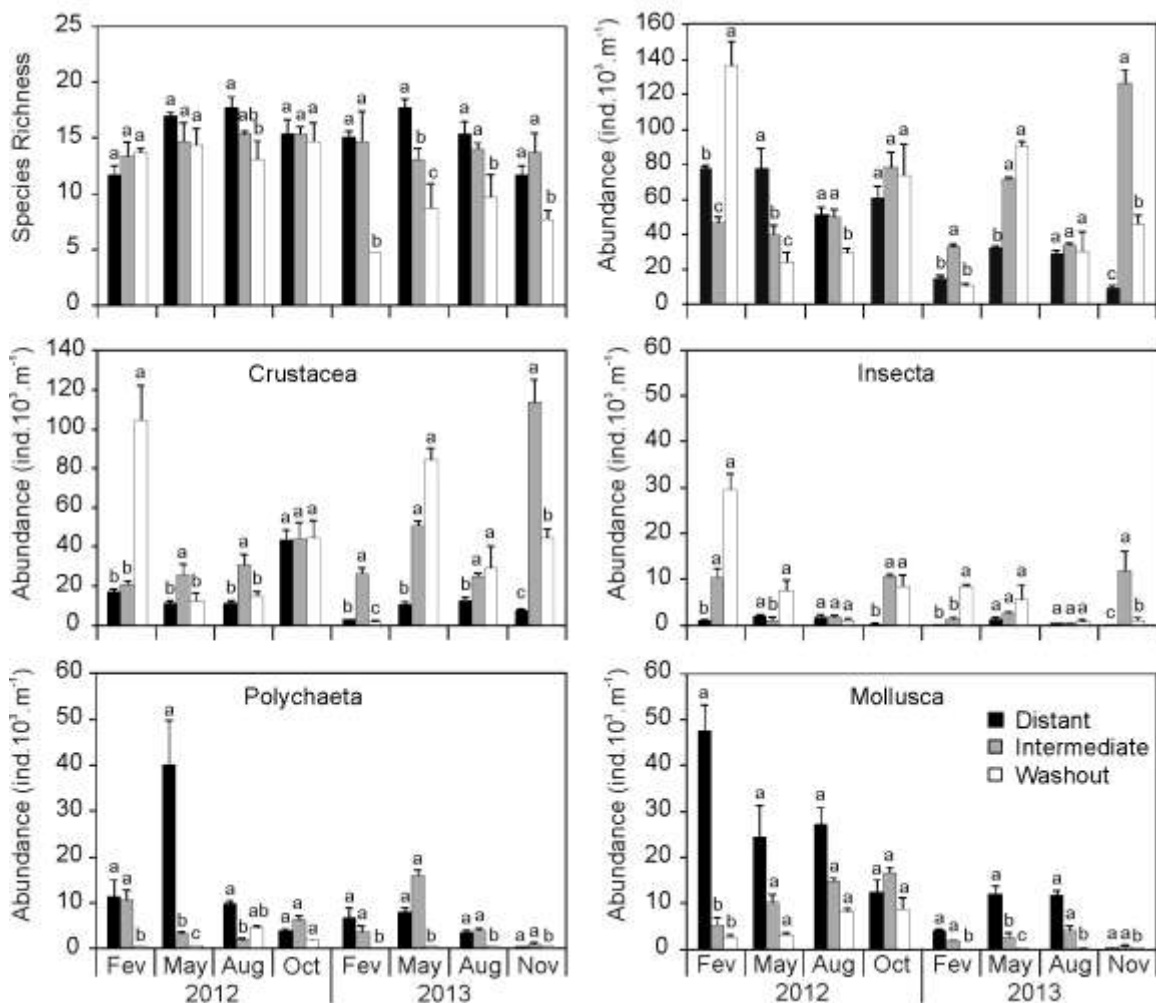


FIGURE 7. Species richness, total abundance and higher taxonomic levels abundance (Crustacea, Polychaeta, Mollusca and Insecta) at each station along surveys. Black bars = distant station; gray bars = intermediate station; white bars = washout station. Error bars were based on sample units per strict transect (n= 3, mean \pm standard error). SNK pairwise comparisons represented by lower case letters when interaction between Station (ST) and Survey (Su) is significant.

PERMANOVA showed that macrofauna community differed significantly at both stations and surveys and at their interaction (TABLE 3). The differences among stations were significant for all surveys, with an exception for the winter of 2013, when the washout was similar to intermediate (FIGURE 8A). For both distant and intermediate stations, the surveys were different, especially when we consider the years. No season pattern could be observed from the graphic representation of all stations (FIGURE 8).

TABLE 3. Results of multivariate permutational analysis of variance PERMANOVA based on the Bray–Curtis dissimilarities of sandy beach macrofaunal community. Vc (%) = variance component in percentages, df = degrees of freedom, MS=mean square, perms= Number of random permutations for the test, P (MC)= Monte Carlo tests, n = 3.

Source	df	MS	F	perms	P(MC)	Vc%
Survey (Su)	7	6837.2	22.10	9876	0.0001	26.932
Station (St)	2	17506	4.41	9919	0.0001	23.748
Su x St	14	3970.8	12.84	9838	0.0001	34.935
Residual	48	309.35				17.588
Total	71					

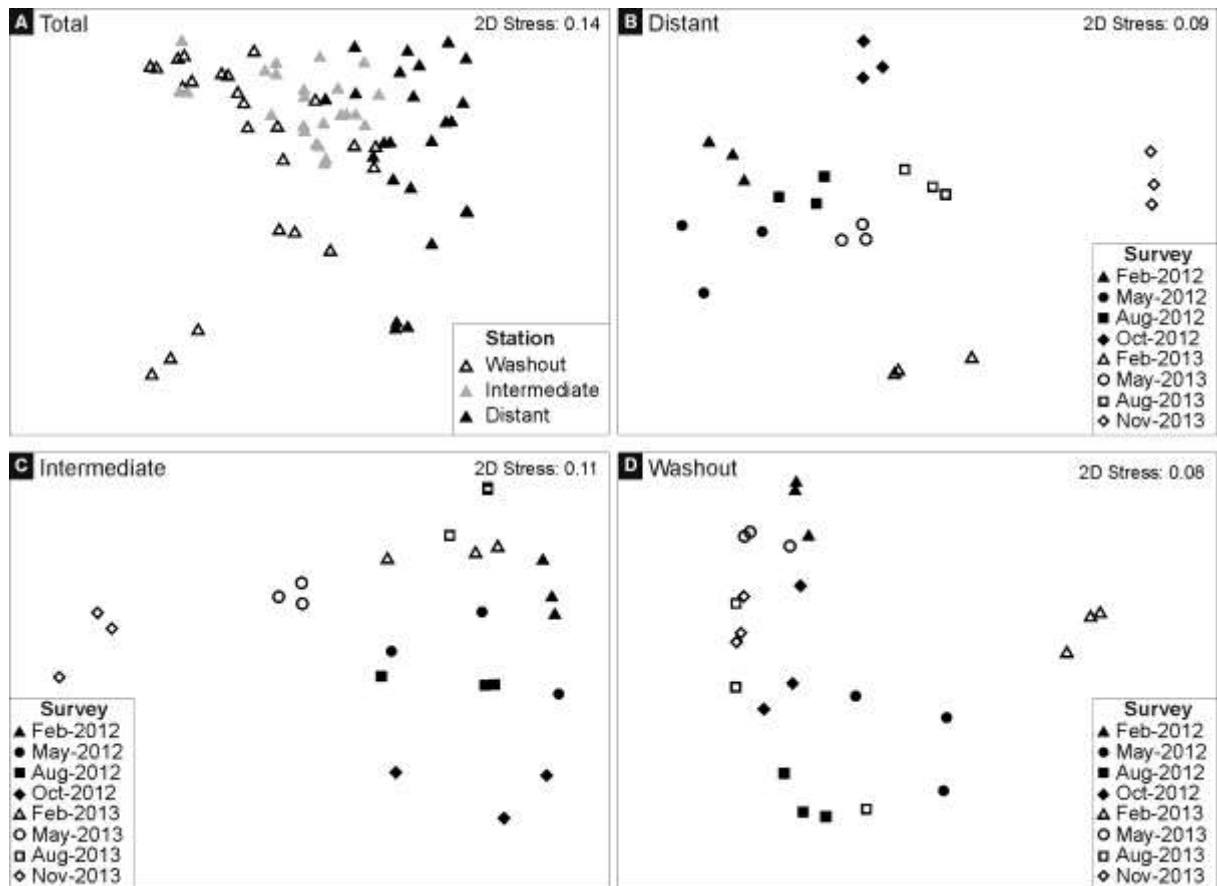


FIGURE 8. Non-metric multidimensional scaling (n-MDS) based on the Bray Curtis dissimilarity matrices with non-transformed data of: (A) with total station data, without survey reference (B) surveys of distant station (C) surveys of intermediate station (D) surveys of washout station.

3.3. Correlations between environmental variables and macrofaunal community

The canonical analysis of principal coordinates (CAP) showed that there were significant correlations between the macrofauna abundance matrix and environmental variables ($P = 0.0001$). The first two canonical correlations are both greater than 0.90 ($\delta_1 = 0.972$, $\delta_2 = 0.918$). Diagnostics revealed that the first 2 axes explained about 54.02% of total variability in the resemblance matrix. The first axis (35.87% of total variation) clearly distinguished stations. The beach width, Surf Scaling parameter and Dean's parameter at the left side of the first axis, and the beach slope, salinity, mean grain size and sorting at the right size, had a good correlation with the spatial variability of data (FIGURE 9A).

Washout station were located mostly at the left side and had the isopod *T. rhombofrontalis* and the coleopteran *E. freudei* associated, with a gentler slope, lower

salinity, longer beach width and higher dissipativeness. In turn, distant stations were all placed at positive area of the first axis, with a opposite pattern from the washout and with a good correlation with polychaetas *S. goodbodyi*, *T. furcifera*, *H. californiensis* and *Dispio remanei*, amphipods *Phoxocephalopsis sp.* and *Bathyporeiapus ruffoi*, isopod *Emerita brasiliensis* and bivalves *Donax gemmula* and *D. hanleyanus*. Samples from intermediate station, positioned between washout and distant stations, showed a good correlation with chlorophyll-a and the presence of *B. bonariensis*, *T. rhombofrontalis* and *E. freudei* (FIGURE 9).

On the other hand, the second axis (18.50% of total variation) explained better the time variability, but no season pattern could be observed. Environmental data wich is close related with temporal variability of water temperature and 24 hours accumulated rainfall, were better correlated with this axis. Most of the samples from October/2012 and November/2013 (both from spring time) were concentrated at the positive region of the second axis, with *Phoxocephalidae sp.*, *Bathyporeiapus ruffoi* and *Hemipodia californiensis* better correlated. However, those from February of both years (summertime) were located at the negative region, with *S. goodbodyi* and *E. brasiliensis* as the better-correlated species (FIGURE 9).

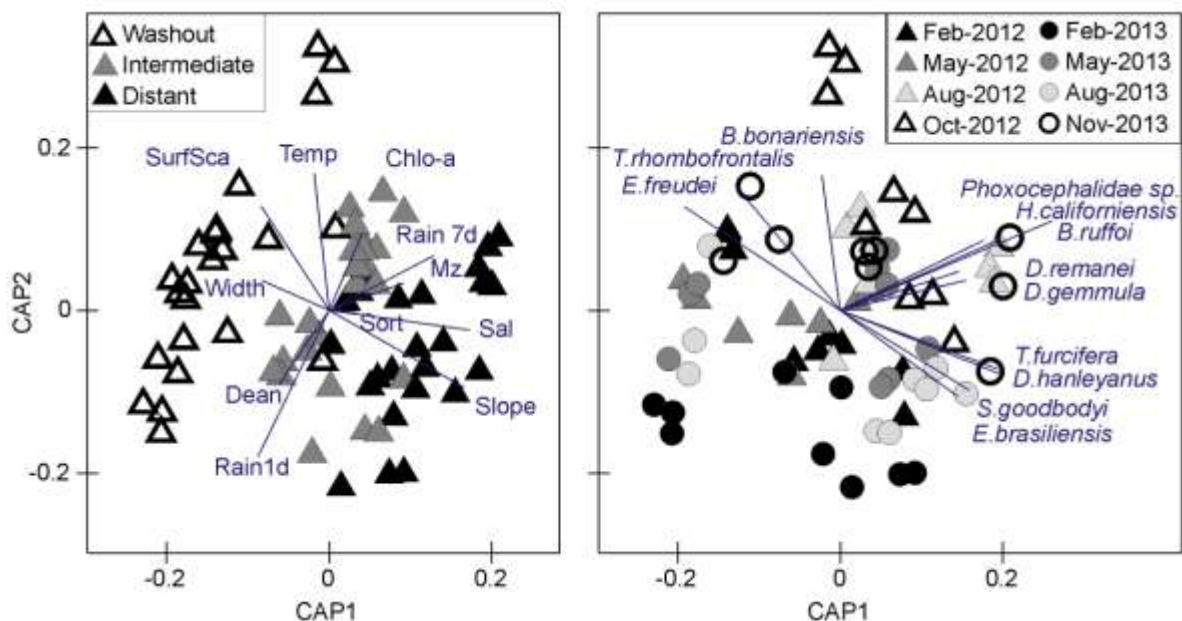


FIGURE 9. Canonical analysis of principal coordinates (CAP) with spatio (W – Washout; I – Intermediate; D - Distant) and temporal factors. (A) Stations representation with environmental vectors overlays based on canonical correlations (Width - Beach width; Slope - Beach slope; SurfSca – Surf scaling parameter; Dean - dimensionless sediment fall velocity; Mz – Mean grain size; Sort – grain sorting; Temp – water temperature; Chlo-a – sediment chlorophyll-a; Sal – water table salinity; Rain 1d

– 24 hours accumulated rainfall; Rain 7d – 7 days accumulated rainfall). (B) Temporal representation with species abundance vectors overlays based on correlations between the species and canonical ordination axes, using Spearman correlations greater than 0.45.

4. DISCUSSION

It is known that washouts can promote spatial across- and along-shore changes in sandy beach sediment composition, beach profile, water table depth, water table salinity and, consequently, on macrofauna structure and composition (Gandara-Martins, *et al.*, 2015). However, these changes can be highly dependent of climate and oceanographic conditions over time. We observed that this permanent washout promoted changes on sandy beach ecosystem during the entire study. The inter-annual variability was very expressive, but even so, the washout always exhibit lower salinity, softer profile, higher dissipativeness and consequently, changes at macrofauna composition and ecological descriptors, even during weak rainfall conditions. It was also observed that in a situation of extreme rainfall event, organisms were almost excluded from the washout and nearby area.

During all surveys, Dean Parameter classified distant station (without washout influence) as having an intermediate state, but the Surf Scaling Parameter indicates high dissipativeness. Souza and Gianuca (1995) classified Barrancos with a dissipative modal state, and highlighted that the dissipativeness of the beach is better explained by the continuous deposition of fine to very fine sands on the shore face.

On the other hand, the washout station always showed higher dissipativeness. This condition could be explained by the constant water flow and consequent sediment transport from the backshore and dune system to the surf zone or even offshore (Figueiredo, *et al.*, 2007; Gandara-Martins, *et al.*, 2015). Moreover, the washout might also cause resistance to the swash action (Gandara-Martins, *et al.*, 2015) and sediment saturation around it. These conditions could reduce swash intrusion and increase sediment transport offshore, even during low rainfall conditions.

The season effect on geomorphology and morphodynamics was different between years, masking a clear season pattern. It is known that morphodynamics of exposed sandy beaches are very variable along time, due especially to the wave action (Komar, 1998). During the first year, beach was usually wider and with lower slope when compared to the second year, this was probably a consequence of wave regime and storm surges, but no direct relationship could be established.

Salinity at the washout was lower than the remaining stations during the entire study, even during weaker rainfall conditions. This reinforces the knowledge about the water origins from washouts, which is described as sourced from rainwater and groundwater collected in the swamp areas behind dunes (Figueiredo, *et al.*, 2007).

On the other hand, sediment chlorophyll-a was usually higher at intermediate and washout stations, but the high variability close to these stations reduced the power of analysis in differentiating stations. This is probably due to the washout meander characteristic. As the samples were taken straight across-shore, sometimes they were collected around the washout, and sometimes inside the washout. The highest values were usually observed around the washout, where very strong green patches could be observed, and the lowest inside the washout. The microphytobenthos was composed mainly by *Euglena* species (Personal observation). The phylum Euglenophyta is a single-celled flagellate protist, which usually occupies a great diversity of ecological niches, including fresh and brackish waters (Woloski, 2002).

The intertidal macrofaunal community structure and higher taxonomic levels was very variable through space and time. The year was the main factor influencing richness variability. There were no differences of richness among stations and seasons during the first year. This was due firstly to the presence of resident beach species at low abundance, but particularly to the presence of supralittoral insects and estuarine crustacean species, as the coleopteran *Eufflagitatus freudei* and the tanaid *Sinelobus (cf) stanfordi*, respectively. The second year had a different spatial pattern, which was quite similar to those found by Gandara-Martins, *et al.* (2015), *i.e.*, with a significant reduction of richness toward the washout, and high dominance of *Tholozodium rhombofrontalis*.

The total abundance was very variable throughout time, and did not show any spatial or temporal pattern. Previously it was observed that abundance have a polynomial fit to the gradient effects from the washout, with a higher density at intermediate station (Gandara-Martins, *et al.*, 2015), but our results suggest that this pattern is not persistent through time, and did occur only at summer and spring of 2013. When we consider the abundances of lower resolution taxa (Crustacea, Polychaeta, Mollusca and Insecta) instead of the whole community, following a deconstruction approach (Defeo and McLachlan, 2011), the spatial effects of the washout on abundance get evident.

Crustaceans was always more abundant at the washout and/or intermediate stations. Two species of isopods (*T. rhombofrontalis* and *Excirrolana armata*) are known to have high toleration to a wide range of salinity (Gandara-Martins, *et al.*, 2015). Those species were already observed at significant abundances associated to washouts at exposed sandy beaches and at estuarine sandy beaches of Paraná (Brazil) (Borzzone *et al.*, 2003; Gandara-Martins, *et al.*, 2015). Lozoya and Defeo (2006) observed a reduction of abundance and biomass of *E. armata* towards a freshwater canal discharge, but no effects were detected at fecundity and reproductive output.

Insects followed a similar pattern of crustaceans. A high diversity of insects, especially coleopteran (*E. freudei*, *Bledius* spp. and species from the family Carabidae and Hydrophilidae), are reported to live associated to water accumulations at expressive abundances on sandy beaches from Rio Grande do Sul, Brazil (Gianuca, 1998).

On the other hand, polychaetas and molluscs were usually more abundant at the distant and/or intermediate stations. The reduction of polychaetas and molluscs towards a freshwater resource was already observed and discussed at previous studies from Barrancos (Gandara-Martins, *et al.*, 2015), Uruguayan beaches (Defeo and de Alava, 1995; Bergamino *et al.*, 2009) and for *Scolecopsis (Spio) gaucha* (Spionidae - Polychaeta) at Rio Grande do Sul (Brazil) (Santos, 1991).

The spatial patterns in univariate community data were reflected in the multivariate community structure. Multivariate analysis highlighted the spatial influence driven by the presence of the washout and the lack of a clear seasonal pattern. Temporal patterns were better represented when stations were evaluated separated, where years were the main responsible for grouping. Usually, the first year had higher densities than the second year. Besides the lack of a season pattern in the uni and multivariate assessments, some species (*Bledius* spp., *E. freudei*, *Scolecopsis goodbodyi*, Phoxocephalidae sp., *Bathyporeiapus ruffoi*, and *Hemipodia californiensis*) had seasonal peaks (see Supplementary TABLE S1).

The coleopterans Staphylinidae *Bledius fernandenzi* were observed only during summer season of both years and *B. bonariensis* appeared with higher abundance during summer and spring, but almost only during 2012. The coleopteran Heteroceridae *E. freudei* were also more abundant during summer and spring seasons. These coleopterans are frequently associated to water accumulations on

sandy beaches, with higher densities during spring and summer (Gianuca, 1998; Vianna and Borzone, 2015).

The polychaeta *Scolelepis goodbodyi* had peaks of abundance during summer and autumn, especially at the first year (2012). However, its presence was observed during all surveys. At beaches near Barrancos, *S. goodbodyi* is reported to have continuous reproduction, with peaks of maturity and abundance during summer and autumn (Souza and Borzone, 2000). Inter-annual variations of *Scolelepis* abundance were already observed and related to the successful recruitment of more than one annual cohort (MacCord and Amaral, 2007; Souza and Borzone, 2000). The species Phoxocephalidae sp., *Bathyporeiapus ruffoi* and *Hemipodia californiensis* were all more abundant during spring, followed by winter seasons, which fits the observations made by Souza and Gianuca (1995).

When environmental variables are considered to explain biological spatio-temporal patterns, the season effects on organisms were highly associated to mean grain size, morphodynamic features, 1-day accumulated rainfall and water temperature. Species with marked seasonality contribute to the explanation of this pattern. Due to the high precipitation 1-day before the February survey of 2013, the washout was extremely strong and all stations seems to have been affected, even *T. rhombofrontalis* was almost absent at the washout and intermediate stations.

On the other hand, the geomorphological conditions and salinity have standed for spatial variability explanation. *T. rhombofrontalis* and *E. freudei* were highly related to washout station, where a smother profile and low salinity were always observed. Salinity has been identified as a key variable close to freshwater bodies to affect the abundance of aquatic organisms and influencing critical physiological processes in many studies (Bergamino, *et al.*, 2009; Lercari and Defeo, 1999, 2006; Gandara-Martins, *et al.*, 2015).

The intermediate station was usually located between the two other stations and had a good relation with chlorophyll-a. The chlorophyll-a at intermediate station were higher than the other stations especially during 2013. This could be a good explanation to the dominance of *T. rhombofrontalis* at these stations during this year, given that this species is herbivore (Flynn, *et al.*, 1996). The coleopterans *E. freudei* and *B. bonariensis* were also very close related with intermediate station, their basic diet are know to be composed by microbenthic algae and organic matter from plant debris (Gianuca, 1998).

The washout creates an inhospitable condition for some resident macrofaunal species of beach. On the other hand, it can benefit a few species, as the isopods *T. rhombofrontalis* and *E. armata* (Gandara-Martins, *et al.*, 2015) and some coleopterans. These species were observed at high densities close to the washout during most of surveys, and they showed to have a very good adaptation to this condition of high salinity range and constant water flow and sediment transport due to saturation. Their persistence close to the stream is probably supported by the high microphytobenthic production in the surrounding area. The high density of few species probably have an important role in the base of trophic web.

During all the fieldwork it was observed the presence of resident birds (Laridae - *Larus dominicanus*, Charadriidae - *Vanellus chilensis*, Ardeidae species, Anatidae - *Amazonetta brasiliensis*, Rynchopidae - *Rynchops niger* and Haematopodidae - *Haematopus palliatus*) and nearctic migratory birds (Scolopacidae species - *Calidris fuscicollis*, *Calidris spp.* and *Tringa melanoleuca*, Sternidae - *Sterna hirundo*, *Thalasseus acutiflavus* and Charadriidae - *Charadrius spp.*) at the washout (see Supplementary FIGURE S2). Sandy beaches from Paraná coast are known to represent important stopping place for rest and feeding of marine and freshwater birds, migratory or resident (Pedroso-Junior, 2003). A significant effect of the presence of washouts on the abundance of resident and nearctic migratory birds were already observed. However, they address that this preference does not seem to be explained by the abundance of macroinvertebrates. Probably micro-environmental factors give better conditions for birds feeding, grooming and resting in the presence of washout (Leal, *et al.*, 2013)

Although observed at low abundances, the presence of macrofaunal estuarine species (*Armases rubripes*, *Laeonereis culveri* and *Sinelobus stanfordi*) was an interesting result. The presence of the washout, especially during stronger conditions of water flow seems to signal a proper condition for the recruitment of these estuarine species. Their permanence and persistence at the washout were not validated through time, but further studies upstream of washouts should be of interest. The *A. rubripes* megalopa stages, whose adults live in brackish water, freshwater, or even terrestrial environments, might prefer brackish waters to recruit (Luppi, *et al.*, 2003).

L. culveri is typically an intertidal, brackish, warm water species and abounds in estuaries, brackish streams, coves, and sandy shoals. This species is euryhaline and resistant to periods of low salinity and temporary droughts (Pettibone, 1971). *S.*

stanfordi is one of the few tanaid species which also occur in fresh water. This extremely euryhaline species can tolerate as well as hypohaline and even hypersaline lakes, but usually occurs in the brackish water of estuaries. This species is considered an invasive species and its global distribution is known since the 16th century (Haaren and Soors, 2009).

The expected increase of extreme rainfall events in southern Brazil (Mendonça, 2006; Sánchez, *et al.*, 2015), justifies a better comprehension of the impacts from the presence of washouts on beach environment. The increase of rainfall can interpose the volume and frequency of sandy beach washouts, given that they can be very dynamic over time, for being primarily controlled by the combination of groundwater and rainwater collected in the swamp areas behind the foredunes, evaporation rates and oceanographic conditions (Figueiredo *et al.*, 2007; Serpa, *et al.*, 2011).

Consequently, the area of action of washouts in the beach environment is expected to expand during extreme rainfall events, as observed at summer of 2013, when there was a major reduction in the chlorophyll-a concentration and almost the exclusion of macrofaunal species adapted to live close or even within the washout. Still, if global warming and sea level rise are taken into account, further changes in the washout dynamics and frequency could be expected.

5. CONCLUSIONS

The spatial effects of the washout on abundance only got evident when we consider a deconstruction approach. Crustaceans and Insects were always more abundant at the washout and/or intermediate stations. On the other hand, polychaetes and molluscs were usually more abundant at the distant and/or intermediate stations. The accumulated rainfall, mean grain size and morphodynamic features were the environmental variables with higher response to the time effects on biological data. On the other hand, the geomorphological conditions, salinity and chlorophyll-a have stood for spatial variability explanation. The persistence of isopods and coleopterans at high densities close and within to the washout during most of surveys is probably supported by the high microphytobenthic production in the surrounding area and have an important role in the base of trophic web.

At the intertidal zone, this permanent washout reduces salinity, softens beach profile, increases the dissipativeness and consequently, promotes changes at macrofauna composition and structure, even during weak rainfall conditions. The almost total exclusion of organisms from the washout, and the amplification of its effects at nearby areas occurred during a strong rainfall event. An interannual effect was evident at environmental conditions, and consequently at intertidal macrofaunal community structure, masking a clear seasonal pattern. Still, We believe that if global warming and sea level rise are taken into account, further changes in the washout dynamics and frequency could be expected.

LITERATURE CITED

- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46.
- Anderson, M.J. 2005. *PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance*. University of Auckland: New Zealand.
- Anderson, M.J.; Robinson, J. 2003. Generalised discriminant analysis based on distances. *Australian and New Zealand Journal of Statistics* 45(3): 301-318.
- Anderson, M.J.; Gorley, R.N.; Clarke, R. 2008. *PERMANOVA + for PRIMER: Guide to software and statistical methods*. PRIMER-E Ltd: Plymouth, UK. 214p.
- Bergamino, L.; Muniz, P.; Defeo, O. 2009. Effects of a freshwater canal discharge on polychaete assemblages inhabiting an exposed sandy beach in Uruguay. *Ecological Indicators* 9: 584-587
- Blott, S.J.; Pye, K. 2001. GRADISTAT Version 4.0: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 26(11): 1237–1248.
- Borzone, C.A.; Melo, S.G.; Rezende, K.V.; Vale, R.; Krul, R. 2003. Macrobenthic intertidal communities from wave to tide dominated beach environments: a case study in two Brazilian beaches. *Journal of Coastal Research* SI 35: 472-480.
- Borzone, C.A.; Tavares, Y.A.G.; Barros, F.C.R. 1998. Beach morphodynamics and distribution of *Mellita quinquesperforata* (Leske, 1778) on sandy beaches of southern Brazil. 581-586p. *In: Moodi, R. and Telford, M. (Eds). 9th International Echinoderm Conference*, Balkema: Rotterdam.
- Cisneros, K.O.; Smit, A.J.; Laudien, J.; Schoeman, D.S. 2011. Complex, dynamic combination of physical, chemical and nutritional variables controls spatio-temporal variation of sandy beach community structure. *Plos one* 6(8): e23724.
- Clarke, K.R.; Gorley, R.N. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth.
- Clarke, K.R.; Warwick, R.M. 2001. *Changes in Marine Communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. 2 ed. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory.
- Dean, R.G. 1973. Heuristic models of sand transport in the surf zone. *Proceedings of Conference on Engineering Dynamics in the surf zone*. p. 208-214.

Defeo, O.; de Alava, A., 1995. Effects of human activities on long term trends in sandy beach populations: The wedge clam *Donax hanleyanus* in Uruguay. *Marine Ecology Progress Series* 123: 73– 82.

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.E.; Jones, A.; Lastra, M.; Scapini, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81: 1–12.

Dugan, J.E.; Defeo, O.; Jaramillo, E.; Jones, A.R.; Lastra, M.; Nel, R.; Peterson, C.H.; Scapini, F.; Schlacher, T.; Schoeman, D.S. 2010. Give beach ecosystems their day in the sun. *Science* 329: 1146.

Figueiredo, S.A.; Calliari, L.J. 2005. Sangradouros: distribuição espacial, variação sazonal, padrões morfológicos e implicações no gerenciamento costeiro. *Gravel* 3: 47-57.

Figueiredo, S.A.; Calliari, L.J., 2006. Washouts in the central and northern littoral of Rio Grande do Sul State, Brazil: distribution and implications. *Journal of Coastal Research* SI 39: 366–370.

Figueiredo, S.A.; Cowell, P.; Short, A. 2007. Intermittent backbeach discharge to the surfzone: modes and geomorphologic implications. *Journal of Coastal Research* SI 50: 610-614.

Flynn, M.C.; Tararam, A.S.; Wakabara, Y. 1996. Effects of habitat complexity on the structure of macrobenthic association in a *Spartina alterniflora* marsh. *Revista Brasileira de Oceanografia* 44(1): 9-21.

Folk, R.L.; Ward, W.C., 1957. Brazos River Bar: A study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 27(1): 3–26.

Gandara-Martins, A.L.; Borzone, C.A.; Guilherme, P.D.B.; Vieira, J.V. 2015. Spatial effects of a washout on sandy beach macrofauna zonation and abundance. *Journal of Coastal Research*. Online pre-print: DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-13-00154.

Gianuca, N.M. 1998. A fauna das dunas costeiras. 114-116p. In: Seeliger, U; Odebrecht, C.; Castello, J.P. (Eds). *Os Ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*. Rio Grande, RS: Ecocientia, 341p.

Gibbs, R.J.; Mattews, M.D.; Link D.A. 1971. The relationship between sphere size and settling velocity. *Journal of Sedimentary Petrology* 41(1): 7-18.

Gourlay, M.R. 1968. Beach and dune erosion tests. *Delft Hydraulics Laboratory*, Report N° M935/M936.

Gross, M.G., 1971. *Carbon determination*. In: Carver, R.E. (ed.). *Procedures in Sedimentary Petrology*. Wiley Interscience, New York, p. 49-94.

Guza, R.T.; Inman, D.L. 1975. Edge waves and beach cusps. *Journal of Geophysical Research* 80: 2997-3012.

Haaren, T.; Soors, J. 2009. *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901): A new crustacean invader in Europe. *Aquatic Invasions* 4(4): 703-711.

Huffman, G.J.; Adler, R.F.; Morrissey, M.; Bolvin, D.T.; Curtis, S.; Joyce, R.; McGavock, B.; Susskind, J. 2001. Global Precipitation at One-Degree Daily Resolution from Multi-Satellite Observations. *Journal of Hydrometeorology* 2: 36-50.

International Research Institute for Climate and Society (2015) (<http://iri.columbia.edu/resources/data-library/>).

James, R.J. 2000. From beaches to beach environments: linking the ecology, human-use and management of beaches in Australia. *Ocean & Coastal Management* 43: 495-514.

Jones, A.R.; Gladstone, W.; Hacking, N.J. 2007. Australian sandy-beach ecosystems and climate change: ecology and management. *Australian Zoologist* 34(2): 190-202.

Kim, I.S.; Beneti, C.A.; Junior, D.V. 2001. A study of daily climatology of minimum and maximum temperature and accumulated precipitation and application of Model Output Statistics (MOS) for the short-term forecasts in the State of Paraná. *Revista Brasileira de Geofísica* 19(2): 215-230.

Komar, P.D. 1998. *Beach Processes and Sedimentation*. 2ed. New Jersey: Prentice-Hall, Inc. 544p.

Krull, R.; Straube, F.C.; Urben-Filho, A. 2011. *Litoral Sul do Paraná*. In: Valente, R.M.; Silva, J.M.C.; Straube, F.C.; Nascimento, J.L.X. *Conservação de Aves Migratórias Neárticas no Brasil*. Conservação Internacional, Belém. 298-305.

Lana, P.C; Marone, E.; Lopes, R.M.; Machado, E.C. 2001. The subtropical Estuarine Complexo of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies* 44: 131-145.

Levin, L.A.; Boesch, D.F.; Covich, A.; Dahm, C.; Erseus, C.; Ewel, K.C.; Kneib, R.T.; Moldenke, A.; Palmer, M.A.; Snelgrove, P.; Strayer, D.; Weslawski, J.M. 2001.

The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems* 4: 430–51.

Lozoya, J.P.; Gómez, J.; Defeo, O. 2010. Modelling large-scale effects of estuarine and morphodynamic gradients on distribution and abundance of the sandy beach isopod *Excirrolana armata*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87: 472-478.

Luppi, C.; Spivak, E.D.; Bas, C.C. 2003. The effects of temperature and salinity on larval development of *Armases rubripes* Rathbun, 1897 (Brachyura, Grapsoidea, Sesaemidae), and the southern limit of its geographical distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 575-585.

Marinha do Brasil, (2015). (<https://www.mar.mil.br/dhn/chm/meteo/prev/meteoro/boletim.htm>).

Masselink, G.; Short, A. D. 1993. The Effect of Tide Range on Beach Morphodynamics and Morphology: A Conceptual Beach Model. *Journal of Coastal Research* 9 (3): 785-800.

McArdle, B.H.; Anderson, M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82: 290-297.

MacCord, F.S.; Amaral, A.C.Z., 2007. The reproductive cycle of *Scolecipis goodbodyi* (Polychaeta, Spionidae). *Marine Biology*, 151, 1009–1020.

McLachlan, A. and Brown, A., 2006. The ecology of sandy shores. San Diego: Elsevier, 373p.

Mendonça, F. 2006. Aquecimento global e suas manifestações regionais e locais: alguns indicadores da região sul do Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia* 2: 71–86.

Nemes, D.D.; Marone, E. 2013. Caracterização das ondas de superfície na plataforma interna do Estado do Paraná, Brasil. *Boletim Paranaense de Geociências* 68-69: 12-25.

Passos, F.D; Domaneschi, O. 2004. Biologia e anatomia funcional de *Donax gemmula* Morrison (Bivalvia, Donacidae) do litoral de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(4): 1017-1032.

Pedroso-Junior, N.N. 2003. Microhabitat occupation by birds in a restinga fragment of Paraná coast, PR, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 46(1): 83-90.

Pereira da Silva, R. 1998. *Ocorrência, distribuição e características morfodinâmicas dos sangradouros na zona costeira do Rio grande do Sul: trecho Rio*

Grande - Chuí, RS. Porto Alegre, Rio Grande do Sul: Universidade Federal do Rio grande do Sul. Master's thesis. 146 p.

Pettibone, M.H. 1971. Revision of some species referred to *Leptonereis*, *Nicon* and *Laeonereis* (Polychaeta: Nereididae). *Smithsonian Contributions to Zoology* 104: 1-53.

Pinto, O.; Pinto, I.R.C.A.; Ferro, M.A.S. 2011. Thunderstorm days in the southeast Brazil since the nineteenth century. *14th International Conference on Atmospheric Electricity*, Rio de Janeiro: Brazil. p. 1-4.

R Core Team. 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [<http://www.R-project.org/>].

Sandrini-Neto, L.; M. G. Camargo, 2010. *GAD: an R package for ANOVA designs from general principles* [<http://cran.rproject.org/web/packages/GAD>].

Santos, P.J.P. 1991. Morphodynamical influence of a temporary freshwater stream on the population dynamics of *Scolecipis gaucha* (Polychaeta: Spionidae) on a sandy beach in southern Brazil. *Bulletin of Marine Science* 48(3): 657-664.

Schlacher, T.A.; Schoeman, D.S.; Dugan, J. Lastra, M.; Jones, A.; Scapini, F; McLachlan, A. 2008. Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology* 29: 70–90.

Schlacher, T.A.; Connolly, R.M. 2009. Land–ocean coupling of carbon and nitrogen fluxes on sandy beaches. *Ecosystems* 12: 311-321.

Schoeman, D.S; Schlacher, T.; Defeo, O. 2014. Climate-change impacts on sandy-beach biota: crossing a line in the sand. *Global Change Biology*. DOI: 10.1111/gcb.12505.

Serpa, C.G.; Romeu, M.A.R.; Fontoura, J. A.S.; Calliari, L.J.; Albuquerque, M.G. 2011. Study of the factors responsible for the closure of an intermittent washout during a storm surge, Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Coastal Research* SI64: 2068-2073.

Siqueira, A.; Godinho, M.J.L.; Kolm, H.E.; Machado, E.C. 2009. Evaluation of the Water Quality of Tidal Creeks of Pontal do Paraná, Paraná, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52(2): 483-492.

Souza, J.R.B; Borzone, C.A. 2000. Population dynamics and secondary production of *Scolecipis squamata* (Polychaeta: Spionidae) in an exposed sandy beach of southern Brazil. *Bulletin of Marine Science* 67(1): 221-233.

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.

Strickland, J.D.H.; Parsons, T.R. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Canadá: Fishery Research Board. 310p.

The, J.L.; The, C.L.; Johnson, M.A.; Shatalov, O. 2011. *WRPLOT View: Wind rose plots for meteorological data*, Version 7.0.0. Lakes Environmental Software. <http://www.weblakes.com>.

Underwood, A.J. 2001. *Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 504p.

Vanhoni, F.; Mendonça, F., 2008. O clima do litoral do estado do Paraná. *Revista Brasileira de Climatologia* 3(4): 49–63.

Vianna, A.X.M.de.; Borzone, C.A. 2015. Distribuição espacial e temporal de espécies de *Bledius* (Coleoptera, Staphylinidae) em praias arenosas no sul do Brasil. *Iheringia-Série Zoologia* 105(1): 122-132.

Wright, L.D.; Short A.D. 1984. Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a synthesis. *Marine Geology* 56: 93-118.

Woloski, Konrad. 2002. Phylum Euglenophyta. In: John, David M.; Whitton, Brian A.; Brook, Alan J. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles: an Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae*. 144p.

SUPPLEMENTAL MATERIAL

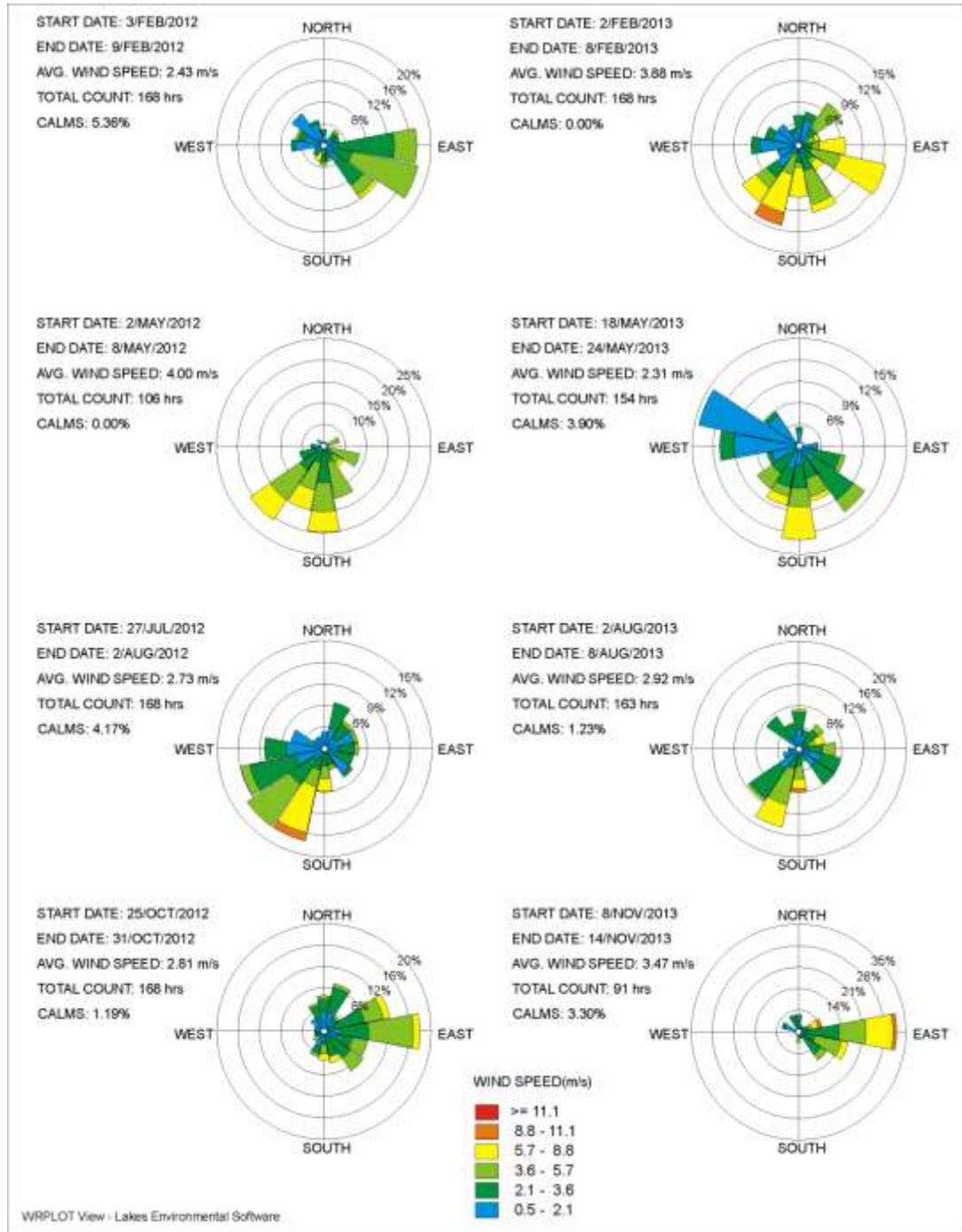


FIGURE S1. Wind roses with wind direction ($^{\circ}$), frequency (%) and intensity (m/s) during 7 days before each survey. Each wind rose has the start and end date, the average wind speed (m/s), the total hours count and the calms proportion (%) (Data source: Centro de Estudos do Mar Meteorological Station).

TABLE S1. Mean linear abundance (ind/m⁻¹) of all species found at each station from all surveys. TL = Taxonomic Level; C = Crustacea; A = Annelida; M = Mollusca; I = Insects; O = Others.

TL	DISTANT	2012				2013				TOTAL
		February	May	August	October	February	May	August	November	
C	<i>Tholozodium rhombofrontalis</i>	14195	8637	3557	18377	1509	7799	7506	838	62417
C	<i>Excirolana armata</i>	1190	1134	456	14607	581	1137	513	1262	20879
C	<i>Bathyporeiapus ruffoi</i>	39	0	1480	529	21	229	1882	1597	5776
C	<i>Phoxocephalidae sp.</i>	1531	1108	5424	9584	700	1289	2497	3924	26058
C	<i>Emerita brasiliensis</i>	0	0	103	367	42	0	74	0	586
C	<i>Lepidopa richmondi</i>	0	44	0	60	0	0	0	0	104
C	<i>Armases rubripes</i>	0	0	0	0	45	0	0	0	45
A	<i>Scolelepis goodbodyi</i>	10118	37653	5659	612	6365	5789	1036	173	67404
A	<i>Hemipodia californiensis</i>	449	811	1223	344	105	764	219	101	4016
A	<i>Thoracophelia furcifera</i>	740	715	1296	2120	78	1296	1910	54	8209
A	<i>Dispio remanei</i>	0	375	720	840	195	101	37	17	2285
A	<i>Australonuphis casamiquelorum</i>	32	223	504	0	0	0	18	0	776
A	<i>Sigalum cirrifer</i>	0	0	180	60	15	10	34	32	331
A	Aricidae sp.	0	136	63	0	0	0	0	0	199
M	<i>Donax hanleyanus</i>	1881	359	1233	2483	466	551	3746	87	10806
M	<i>Donax gemmula</i>	45535	24043	25770	9849	3609	11291	7997	63	128158
M	<i>Hastula salleana</i>	0	46	7	60	0	91	0	0	203
M	<i>Amanitadesma mactroides</i>	0	13	24	50	0	0	0	23	110
I	Entomobryomorpha sp.	0	27	38	0	0	158	0	0	223
I	<i>Allocoxa sp.</i>	89	6	77	19	0	46	16	0	254
I	<i>Efflagitatus freudei</i>	0	87	0	0	32	0	0	0	119
I	Cleridae sp.	0	0	0	0	0	238	132	0	370
I	Carabidae sp1	0	35	38	0	0	0	0	0	73
I	<i>Bledius bonariensis</i>	518	1620	843	39	65	73	0	0	3166
I	<i>Bledius hermani</i>	0	31	268	0	0	22	22	0	344
I	<i>Bledius fernandenz i</i>	459	18	422	0	64	84	66	42	1153
I	<i>Microbledius sp.</i>	0	0	0	0	0	337	0	0	337
I	Nitidulidae sp.	0	0	0	0	0	89	88	0	177
I	Brachycera	0	13	0	45	32	22	22	0	135
O	Nemertea sp.	118	46	1840	179	84	30	194	144	2635
TOTAL		76896	77188	51223	60225	14007	31447	28008	8354	347348

TL	INTERMEDIATE	2012				2013				TOTAL
		February	May	August	October	February	May	August	November	
C	<i>Tholozodium rhombofrontalis</i>	17635	22222	23020	20463	21714	43763	16580	78866	244263
C	<i>Excirolana armata</i>	2768	2306	3378	2253	2699	4023	1450	3771	22648
C	<i>Bathyporeiapus ruffoi</i>	0	21	2595	479	67	140	5143	26204	34650
C	<i>Phoxocephalidae sp.</i>	149	656	1627	20869	650	2526	1744	4480	32702
C	<i>Emerita brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	86	0	86
C	<i>Macrochiridotea giambliaglae</i>	0	0	0	0	0	0	0	67	67
C	<i>Armases rubripes</i>	0	0	0	0	972	47	0	0	1018
C	<i>Platorchestia monodi</i>	0	0	0	0	8	0	0	8	16
A	<i>Scolelepis goodbodyi</i>	8160	2377	558	3162	3154	7700	2927	351	28388
A	<i>Hemipodia californiensis</i>	45	178	411	1352	38	281	130	67	2503
A	<i>Thoracophelia furcifera</i>	2197	215	317	562	342	7816	890	316	12654
A	<i>Dispio remanei</i>	0	171	187	724	8	0	0	0	1089
A	<i>Australonuphis casamiquelorum</i>	0	64	138	120	0	0	6	0	328
A	<i>Sigalum cirrifer</i>	0	0	209	239	83	0	0	0	532
A	Aricidae sp.	0	64	0	0	0	0	12	0	76
A	Oligochaeta	0	0	0	0	0	12	40	0	52
M	<i>Donax hanleyanus</i>	229	14	326	303	213	811	2041	92	4030
M	<i>Donax gemmula</i>	4795	10070	14196	16095	1550	1297	1783	205	49990
M	<i>Amanitadesma mactroides</i>	17	0	85	100	16	244	62	25	548
I	<i>Allocoxa sp.</i>	74	49	0	0	67	0	0	0	190
I	<i>Efflagitatus freudei</i>	94	5	627	1483	75	93	440	10720	13537
I	Carabidae sp1	17	79	0	185	0	99	0	221	602
I	<i>Bledius bonariensis</i>	5928	630	1116	8708	210	2173	55	603	19424
I	<i>Bledius fernandenz i</i>	2990	198	93	0	673	12	0	145	4112
I	Nitidulidae sp.	0	0	0	46	0	0	0	69	115
I	Gryllidae sp1	1177	37	0	0	8	0	0	0	1222
O	Nemertea sp.	0	43	471	838	7	0	34	168	1561
TOTAL		46276	39400	49353	77980	32556	71039	33422	126378	476403

TL	WASHOUT	2012				2013				TOTAL
		February	May	August	October	February	May	August	November	
C	<i>Tholozodium rhombofrontalis</i>	101895	10321	10795	34444	1443	83022	27726	40845	310490
C	<i>Excirolana armata</i>	2422	973	1354	1468	77	1169	375	2268	10104
C	<i>Bathyporeia ruffoi</i>	0	26	623	1019	0	0	333	950	2951
C	<i>Phoxocephalidae sp.</i>	7	19	2234	7240	18	88	27	265	9898
C	<i>Platorchestia monodi</i>	57	708	0	0	0	0	0	0	765
C	<i>Sineleobus stanfordi</i>	0	0	0	234	0	0	268	0	502
A	<i>Scolecopsis goodbodyi</i>	91	359	3023	0	0	193	69	0	3735
A	<i>Hemipodia californiensis</i>	17	125	612	921	0	29	17	0	1722
A	<i>Thoracophelia furcifera</i>	0	26	83	0	0	36	64	57	267
A	<i>Dispio remanei</i>	9	58	57	206	0	0	0	0	329
A	<i>Australonuphis casamiquelorum</i>	0	106	411	208	0	0	6	0	730
A	<i>Sigalium cirifer</i>	0	0	311	513	0	0	0	0	824
A	<i>Laeonereis culveri</i>	0	0	0	0	0	103	54	0	156
A	<i>Oligochaeta</i>	0	285	0	9360	0	0	0	0	9645
M	<i>Donax hanleyanus</i>	737	49	0	15	0	0	36	52	890
M	<i>Donax gemmula</i>	1789	3039	7995	8617	0	29	213	32	21713
M	<i>Amanitadesma mactroides</i>	0	0	57	16	0	13	0	0	86
I	<i>Entomobryomorpha sp.</i>	0	94	392	0	0	103	8	16	612
I	<i>Allocoxa sp.</i>	0	188	0	0	54	51	54	0	347
I	<i>Efflagitatus freudei</i>	23666	4397	235	3744	8313	5107	161	141	45763
I	Carabidae sp2	199	94	0	156	0	0	0	0	449
I	<i>Bledius bonariensis</i>	3668	1698	313	3358	5	0	0	371	9413
I	<i>Bledius fernandesi</i>	537	769	0	0	0	0	0	0	1305
I	Staphilinidae sp.	244	49	0	0	0	0	0	0	293
I	Nitidulidae sp.	907	49	0	0	54	103	0	0	1112
I	Gryllidae sp1	244	141	0	0	0	0	0	306	691
I	Nematocera sp.	0	0	78	1170	0	0	429	0	1678
O	Nemertea sp.	0	0	460	619	0	0	0	0	1079
TOTAL		136487	23573	29035	73306	9964	90044	29840	45302	437550

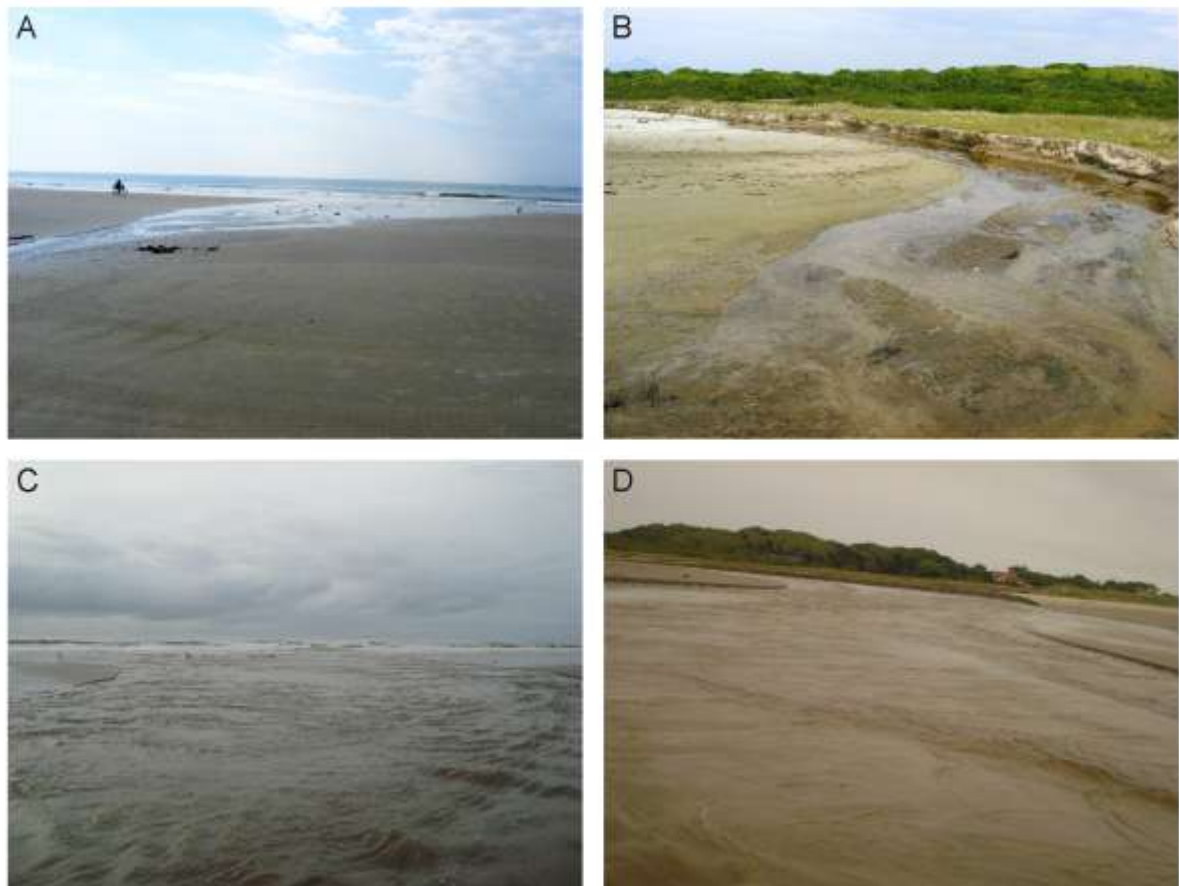


FIGURE S2. Washout imageries from February of 2012 and 2013. (A) Offshore view from 2012; (B) Inland view from 2012; (C) Offshore view from 2013; (D) Inland view from 2013.



FIGURE S3. Resident and nearctic migratory birds associated with the washout.

CAPÍTULO III: EFEITOS DE SANGRADOUROS CONTAMINADOS POR ESGOTO DOMÉSTICO SOBRE A ESTRUTURA DA MACROFAUNA DE PRAIAS ARENOSAS EXPOSTAS, PARANÁ - BRASIL

Effects of contaminated washouts by domestic sewage on exposed sandy beach macrofauna structure, Paraná – Brazil.

Revista pretendida: *Marine Pollution Bulletin*, ISSN (0025-326X), Fator de Impacto (JCR, 2014) = 2.793, Qualis CAPES = Estrato A1 (Biodiversidade).

Ana Luiza Gandara-Martins, Carlos A. Borzone, Larissa Regina Pinto, Hedda E. Kolm

Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, PR.
CEP: 83255-976, Brazil.

RESUMO

Existe uma crescente preocupação com a qualidade da água e da balneabilidade de praias utilizadas para recreação e pesca, em decorrência dos altos índices de doenças relacionadas ao contato direto com águas contaminadas. Contudo, os impactos da contaminação por esgoto doméstico sobre os organismos exclusivos do ambiente praias ainda são pouco conhecidos. O presente estudo teve por objetivos: 1) avaliar as condições sanitárias e de balneabilidade em sangradouros e em regiões de afloramento de águas subterrâneas próximas aos mesmos; 2) avaliar os possíveis efeitos da contaminação de sangradouros por esgoto doméstico sobre a estrutura e composição da comunidade macrobêntica que vive associada aos mesmos nas regiões superior, média e inferior do entre-marés de praias arenosas. As amostragens foram realizadas durante a alta temporada de verão de 2013. De nove sangradouros avaliados, quatro apresentaram valores de *Escherichia coli* e fósforo total muito acima do permitido pela legislação brasileira. Estes altos valores foram apenas registrados nos sangradouros e não nas regiões de afloramento de águas subterrâneas próximas. Os efeitos da contaminação sobre a riqueza e abundância total da macrofauna foram mais evidentes em dois sangradouros historicamente contaminados por drenarem extensas áreas urbanas no litoral do Paraná (Olho D'água e Caiobá). Apesar da variabilidade natural e esperada entre as praias, observou-se que a contaminação por esgoto doméstico dos sangradouros promove uma redução ainda maior de organismos, mesmo daqueles adaptados a este ambiente instável, como os isópodes. O planejamento de uso e ocupação da orla, assim como a correta canalização e tratamento do esgoto doméstico, são indispensáveis para a manutenção da qualidade da água dos sangradouros localizados em áreas urbanas. A ausência de residências no entorno e a presença de vegetação nativa também é imprescindível para garantir a qualidade ambiental necessária ao ecossistema praias e a saúde humana em sangradouros localizados em áreas ainda não urbanizadas.

Palavras-chave: Qualidade da água, balneabilidade, temporada de verão, comunidade macrobêntica, isópodes.

1. INTRODUÇÃO

Existe uma crescente preocupação com a qualidade da água e da balneabilidade em praias utilizadas para recreação e pesca. Esta preocupação parte de gestores envolvidos com o controle ambiental, usuários e pesquisadores da área da saúde e microbiologia. Estes últimos apontam diversas consequências negativas para banhistas e consumidores de recursos pesqueiros que utilizam locais onde há o aporte de águas contaminadas por esgoto doméstico (Bonilla *et al.*, 2007; Hartz, *et al.*, 2008; Dios *et al.*, 2012; Steward *et al.*, 2008; Halliday e Gast, 2011).

Todos os anos, milhões de pessoas desenvolvem doenças relacionadas ao contato direto com águas costeiras poluídas por contaminantes de origem fecal (Shuval, 2003). Estas doenças são causadas por uma diversidade de patógenos introduzidos no ambiente aquático através de fontes pontuais, como estações de tratamento de esgoto, ou por fontes não pontuais difusas originadas do desenvolvimento costeiro, fossas sépticas, escoamento urbano e agrícola, descarga de barcos, banhistas e de populações animais locais (Halliday e Gast, 2011).

Devido à dificuldade em monitorar cada patógeno potencialmente presente, bactérias indicadoras de contaminação fecal são frequentemente utilizadas como proxies (Hartz, *et al.*, 2008; Halliday e Gast, 2011). Assim como em outros países, no Brasil existem normativas para o controle da balneabilidade em praias arenosas, as quais se tornam instrumento para o monitoramento e avaliação da qualidade da água, prática que é considerada vital para um programa de gerenciamento costeiro integrado (Afifi *et al.*, 2000; Alm *et al.*, 2003).

Uma forma de transporte de nutrientes do continente em direção aos oceanos é através das águas subterrâneas, que podem aflorar no ambiente entre-marés de praias arenosas. O ponto de saída (ressurgência do lençol freático) é geralmente assumido como o limite entre a seção inferior da praia, que está saturada e a parte superior que é insaturada. Abaixo do ponto de saída, uma frente de escoamento se desenvolve, onde o lençol freático coincide com a face praial, formando uma superfície vítrea (Horn, 2002). A concentração de nutrientes inorgânicos em águas subterrâneas pode superar a da água do mar e rios (Burnett, *et al.*, 2003; Uchiyama, *et al.*, 2000). Sua qualidade pode ser afetada em áreas urbanizadas pela descarga

de águas residuais de origem doméstica, através de sua difusão a partir de fossas sépticas (Burnett, *et al.*, 2003).

O processo de urbanização da orla também pode alterar o sistema de drenagem pluvial da planície costeira, assim como a frequência e distribuição de sangradouros. Consequências negativas nas condições sanitárias associadas a estes corpos d'água ocorrem especialmente em regiões onde não há a coleta e tratamento do esgoto doméstico (Figueiredo e Calliari, 2006). Os sangradouros são pequenos corpos d'água naturalmente formados em depressões entre cordões de dunas, que drenam as águas pluviais e subterrâneas da planície costeira em direção ao mar (Figueiredo *et al.*, 2007).

Dependendo de sua frequência e intensidade, os sangradouros podem apresentar importante papel de ligação entre o continente e a zona costeira, através, por exemplo, do transporte de nutrientes (Siqueira, *et al.*, 2009). Os sangradouros podem modificar a estrutura e zonação de associações macrofaunais em praias arenosas em escalas espaciais de centenas de metros. Apenas espécies adaptadas a grandes variabilidades de salinidade e com alta mobilidade, como alguns isópodos, podem viver em abundâncias significativas próximas e dentro de sangradouros (Gandara-Martins, *et al.*, 2015).

Os impactos da alteração da composição da água através do despejo destes resíduos ainda são pouco conhecidos em praias arenosas (Schlacher *et al.*, 2007). Contudo, a incorporação de isótopos de nitrogênio e carbono estáveis oriundos de um estuário poluído por esgoto doméstico foi observada em produtores e consumidores, evidenciando a propagação dos efeitos negativos ao longo da cadeia trófica (Schlacher & Connolly, 2009; Connolly, *et al.*, 2013).

O presente estudo foi norteado pela hipótese inicial de que sangradouros contaminados por esgoto doméstico alteram a estrutura e composição da comunidade macrobêntica e teve como objetivos: 1) avaliar as condições sanitárias e de balneabilidade em sangradouros e em regiões de afloramento de águas subterrâneas próximas aos mesmos; 2) avaliar os possíveis efeitos da contaminação de sangradouros por esgoto doméstico sobre a estrutura e composição da comunidade macrobêntica que vive associada aos mesmos nas regiões superior, média e inferior do entre-marés de praias arenosas.

MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Ambas as fases foram desenvolvidas em sangradouros localizados na costa oceânica central paranaense, também conhecida como arco praial de Praia de Leste. Este arco praial possui orientação NE-SW e compreende uma extensão longitudinal de aproximadamente 35 km entre os municípios de Matinhos e Pontal do Paraná (limite sul - 25.844890° / -48.537259° ; limite norte - 25.581983° / -48.351637°). A ocupação da orla ao longo do litoral paranaense é muito heterogênea, ocorrendo áreas fortemente adensadas e outras ainda sem ocupação (Angulo, 1993). A descrição das características ambientais, oceanográficas e climáticas da região estudada pode ser acessada em Gandara-Martins *et al.* (2015).

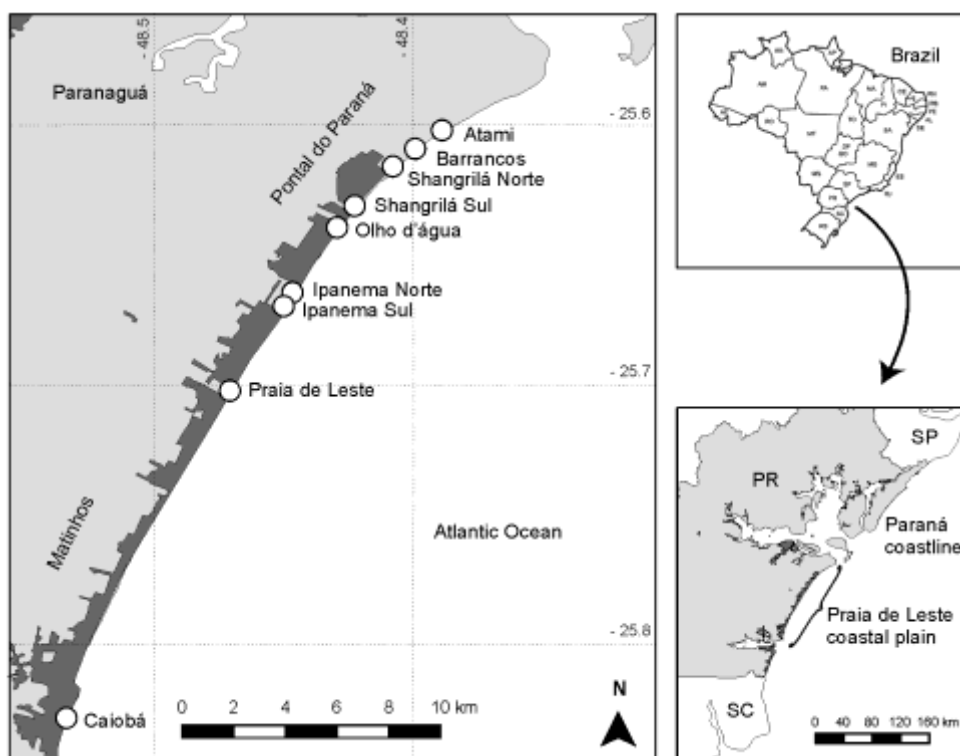


FIGURA1. Localização das áreas de estudo. Mapa do Arco Praia de Praia de Leste localizado na região central do litoral do Paraná (Brasil).

2.2. Fase 1 - Avaliação da qualidade da água em sangradouros e sedimento na região de afloramento da água subterrânea.

Durante a primeira fase foram selecionados nove sangradouros, dispostos entre os municípios de Pontal do Paraná e Matinhos, sendo eles: Atami (ATA), Barrancos (BAR), Shangri-lá Norte (SHN), Shangri-lá Sul (SHS), Olho d'Água (ODA), Ipanema Norte (IPN), Ipanema Sul (IPS), Praia de Leste (PLT) e Caiobá (CAI) (FIGURA 1 e 2; Anexos). A escolha desses sangradouros ocorreu após a realização de diversas saídas ao campo ao longo de 1 ano para a caracterização quanto à largura e permanência do sangradouro, além de classificar o estado de urbanização da praia considerando a vegetação de dunas e a infraestrutura para recreação, segundo a classificação utilizada por Noriega, *et al.*, 2012. Também foi verificada a classificação das praias quanto ao parâmetro empírico adimensional ômega (Ω) (Wright e Short, 1984), a partir de trabalhos anteriores (TABELA 1).

As praias apresentaram diferentes graus de urbanização, sendo que IPS, IPN e BAR são ausentes de urbanização e infraestrutura para recreação, a vegetação de dunas é composta por espécies nativas e a maior parte dos usuários são pescadores artesanais locais ou pescadores esportivos. Por outro lado, CAI é a praia mais urbanizada, com presença de prédios ao longo da orla, calçadão para passeio, ampla infraestrutura para recreação e vegetação de dunas suprimida ou muito alterada. As demais praias apresentaram graus intermediários de urbanização, infraestrutura recreacional e vegetação de dunas (TABELA 1, FIGURA 2).

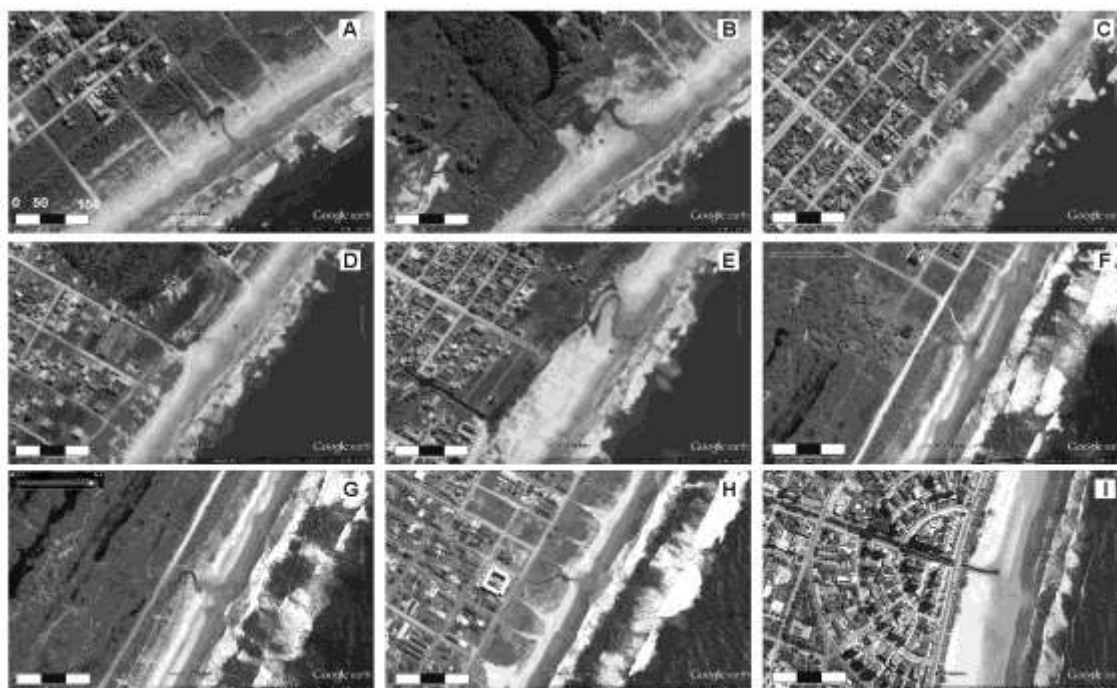


FIGURA2. Imagens de satélite dos nove sangradouros estudados. (A) Atami, (B) Barrancos, (C) Shangri-lá Norte, (D) Shangri-lá Sul, (E) Olho D'água, (F) Ipanema Norte, (G) Ipanema Sul, (H) Praia de Leste e (I) Caiobá. As imagens estão na mesma escala (150 m) (imagens de 2002/2003 - Google Earth, acessado em 10/4/2014).

As características morfodinâmicas das praias foram descritas para apenas algumas delas (Souza e Gianuca, 1995; Borzone *et al.*, 1996; Soares, *et al.*, 1997; Souza e Borzone, 2000; Vieira, *et al.*, 2012). Dentre as praias que apresentam valores referentes ao parâmetro adimensional (Ω), apenas PLT possui características intermediárias, as demais foram classificadas como intermediárias/dissipativas ou dissipativas (TABELA 1).

A largura de cada sangradouro alinhada à região das dunas primárias variou de um a cinco metros, sendo a mais estreita em IPS e a mais larga em CAI. Todos os sangradouros foram considerados como permanentes por estarem abertos e ativos a maior parte do ano, contudo, em períodos de maior estiagem, estes podem se fechar (TABELA 1).

TABELA 1. Características geográficas e ambientais dos sangradouros estudados, localizados ao longo do Arco Praial de Praia de Leste – PR.

Praia	Latitude	Longitude	Urbanização	Vegetação		Ω	Largura (m) e tipo Sangradouro	
				Dunas	Infraestrutura			
Atami	25°38'06.4"S	48°23'20.8"W	Baixa	Alguma natural intacta	Alguma	7.34***	2	Permanente
Barrancos	25°38'32.6"S	48°23'59.3"W	Ausente	Alguma natural intacta	Ausente	8.2**	2.5	Permanente
Shangri-lá N	25°37'20.3"S	48°24'51.7"W	Média	Modificada	Alguma	7.89*	1.2	Permanente
Shangri-lá S	25°38'01.2"S	48°25'29.0"W	Média	Modificada	Alguma	-	2	Permanente
Olho D'Água	25°38'23.2"S	48°25'46.1"W	Média	Alguma natural intacta	Alguma	-	3	Permanente
Ipanema N	25°39'51.2"S	48°26'46.4"W	Ausente	Alguma natural intacta	Ausente	-	1.5	Permanente
Ipanema S	25°40'02.4"S	48°26'53.2"W	Ausente	Alguma natural intacta	Ausente	-	1	Permanente
Praia de Leste	25°41'33.3"S	48°27'53.6"W	Média	Modificada Fortemente modificada	Moderada	2.9****	1.2	Permanente
Caiobá	25°49'57.6"S	48°32'11.5"W	Alta	Fortemente modificada	Ampla	8.9*****	5	Permanente

* Vieira, et al., 2012; ** Souza e Gianuca, 1995; *** Soares, et al., 1997; **** Borzone et al., 1996; ***** Souza e Borzone, 2000.

2.2.1. Coleta e análises laboratoriais

As coletas foram realizadas durante a alta temporada de verão, entre os dias 12 e 14 de fevereiro de 2013, sempre durante a maré baixa de sizígia. Em cada praia foram realizadas coletas no sangradouro e no afloramento do lençol freático adjacente. Inicialmente, foram coletadas duas amostras de 100 ml de água em três locais ao longo do sangradouro, com o auxílio de um vasilhame plástico acoplado a um cabo de madeira descrito por Kolm e Andretta (2003) (FIGURA 3).

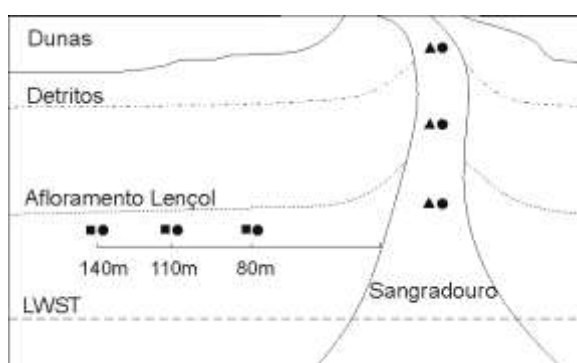


FIGURA3. Representação esquemática do desenho amostral utilizado na fase 1. Circulos fechados - amostras de água para análise de nutrientes e parâmetros físico-químicos. Triângulos fechados - amostras de água coletadas nos sangradouros para análises microbiológicas. Quadrados fechados - amostras de sedimento coletadas na região de afloramento do lençol freático para análises microbiológicas. LWST – Nível baixo da maré de sizígia (*Low water spring tide*).

As amostras foram armazenadas em frascos de vidro para a análise do índice do Número Mais Provável de células bacterianas (NMP) de *E. coli* e coliformes totais, e em frascos de plástico para análise dos nutrientes (fósforo e nitrogênio totais), potencial hidrogeniônico (pH) e salinidade, ambos os frascos foram previamente esterilizados com HCL 10% e água destilada.

Na região de afloramento do lençol freático, três amostras de sedimento foram coletadas para análise de NMP de *E. coli* e coliformes totais em três pontos distanciados 80 m, 110 m e 140 m na direção sul do sangradouro (FIGURA 3). Nestes mesmos pontos foram coletadas amostras da água do lençol freático com auxílio de seringas esterilizadas para as análises de nutrientes (fósforo e nitrogênio totais), pH e salinidade, além de amostras de sedimento para a descrição da composição granulométrica, teor de matéria orgânica e carbonatos.

As amostras foram acondicionadas em caixas de isopor com gelo reciclável mineral e levadas até o laboratório. Posteriormente, os valores de pH e salinidade das amostras de água foram medidos com um pHgâmetro portátil digital (ANALION, PM-602) e um refratômetro (ATAGO, S/MILL), respectivamente. Também foram realizadas as análises para verificar o Número Mais Provável (NMP) de *E. coli* e coliformes totais a partir da Técnica do Substrato Cromogênico das amostras de água, segundo o padrão do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 1998). As análises de NMP de *E. coli* e coliformes totais nas amostras de sedimento foram realizadas seguindo metodologia descrita por Kolm *et al.* (2007). A concentração de fósforo e nitrogênio totais foram estimadas para cada amostra dos sangradouros e lençol seguindo a metodologia descrita por Grasshoff *et al.* (1983). As amostras de sedimento foram processadas seguindo a metodologia descrita por Gandara-Martins, *et al.* (2015).

2.2.2. Análise de dados

Os parâmetros granulométricos (tamanho médio do grão, grau de selecionamento, assimetria e curtose) foram estimados com o software GRADISTAT Version 4.0 (Blott e Pye, 2001). A significância das variações espaciais (entre praias)

de cada parâmetro físico-químico (salinidade e pH), químico (nitrogênio e fósforo totais) e biológico (*E. coli* e Coliformes totais) foi avaliada por meio de análises de variância (ANOVA) unifatoriais.

Quando diferenças significativas foram detectadas ($p < 0.05$) comparações *a posteriori* utilizando o teste Student-Newman-Keuls (SNK test) foram realizadas. A homocedasticidade e a normalidade de cada parâmetro foram verificadas pelos testes de Cochran e Shapiro-Wilk, respectivamente. Quando necessário, foram realizadas transformações para log (x+1) para suprir as premissas da ANOVA (Underwood, 2001). As análises foram realizadas com o pacote GAD (Sandrini-Neto e Camargo, 2010), no software R (version 3.0.2; R Development Core Team, 2013).

Os valores de NMP de *E. coli* e fósforo total encontrados nos sangradouros foram utilizados para classificar estes locais, com base nos valores estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 274 de 2000 e nº 357 de 2005 (BRASIL, 2001; 2005).

2.3. Fase 2 - Efeitos de sangradouros contaminados por esgoto doméstico sobre a estrutura da macrofauna bentônica

Para a realização do experimento com a macrofauna bentônica foram selecionados seis sangradouros com valores extremos de *E. coli* e fósforo total, os três maiores e os três menores níveis de contaminação, com base nos resultados obtidos na fase 1.

2.3.1. Coleta e análises laboratoriais

As coletas foram realizadas entre os dias 25 de fevereiro e 26 de março de 2013, sempre durante a maré baixa de sizígia. Em cada praia foram definidas duas áreas: sangradouro e distante (a 140 m do sangradouro em direção ao sul). As amostras coletadas a 140 m do sangradouro serviram para comparação da estrutura e composição da macrofauna entre as diferentes praias, já que a mesma pode

apresentar grande variabilidade devido ao morfodinâmismo praial (Bigarella, 2001; Borzone *et al.*, 1996). O efeito da contaminação foi testado somente na área do sangradouro. Em cada área foram determinados três níveis na região do entre-marés, correspondentes ao mesolitoral superior, médio e inferior (FIGURA 4).

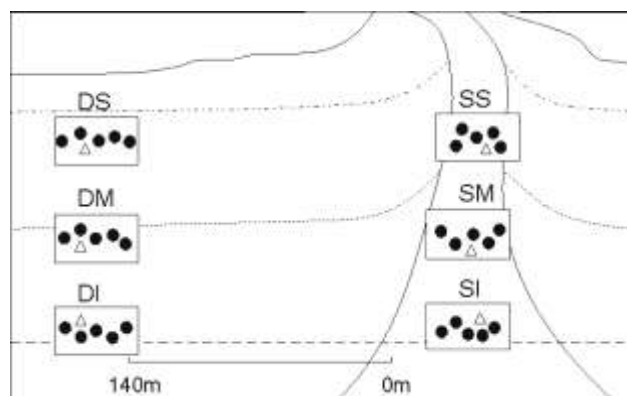


FIGURA 4. Representação esquemática do desenho amostral utilizado na fase 2. Duas áreas foram definidas: distante (D) e sangradouro (S), e em cada área, três níveis: superior (S), médio (M) e inferior (I). Círculos fechados representam as réplicas de macrofauna bentônica (n amostral = 5 por nível). Triângulos abertos representam as amostras para a avaliação da composição sedimentar.

Para a caracterização geomorfológica, os perfis das áreas (distante e sangradouro) foram medidos com auxílio de um nível de precisão e de uma régua graduada. Para avaliar as propriedades do sedimento, uma amostra adicional de 100 gramas foi coletada em cada nível de cada área (FIGURA 4). As frações de areia, carbonatos e matéria orgânica foram determinadas como descrito em Gandara-Martins, *et al.* (2015). A salinidade em cada nível do sangradouro e no afloramento do lençol e água do mar da área praia foi medida conforme a fase 1. A altura de quebra das ondas foi estimada visualmente, e o período calculado a partir do tempo necessário para a passagem de 11 cristas dividida por dez.

Em cada área (distante e sangradouro), cinco amostras de sedimento para a avaliação da composição e abundância da macrofauna foram coletadas nos níveis superior, médio e inferior do mesolitoral (FIGURA 4). Para isso, foi utilizado um amostrador cilíndrico de ferro de 20 cm de diâmetro (0.0314 m² de área) enterrado 15 cm de profundidade. As amostras foram transferidas para sacos com 0,5 mm de abertura de malha e lavadas *in situ* para retirar o excesso de areia. Por fim, as

amostras foram fixadas em formalina 10% e acondicionadas em sacolas plásticas devidamente etiquetadas.

Em laboratório, as amostras de macrofauna foram lavadas em uma peneira com abertura de malha também de 0,5 mm e encaminhadas para o processo de triagem e identificação até o menor nível taxonômico. Os organismos triados e identificados foram armazenados e conservados em álcool 70%.

2.3.2. Análise de dados

Os parâmetros granulométricos (tamanho médio do grão, grau de selecionamento, assimetria e curtose) foram estimados com o software GRADISTAT Version 4.0 (Blott e Pye, 2001). As áreas foram classificadas quanto a seu estágio morfodinâmico a partir do parâmetro empírico adimensional ômega (Ω) (Wright e Short, 1984).

Os parâmetros ecológicos de riqueza e abundância da macrofauna bentônica em cada amostra foram calculados com o software R (version 3.0.2; R Development Core Team, 2013). Posteriormente, as fontes de variabilidade de cada parâmetro ecológico e das espécies exclusivas e mais abundantes foram avaliadas por meio de análises de variância (ANOVA) separadamente para cada área. Os testes seguiram o mesmo procedimento descrito na fase 1.

As ANOVAs com as áreas distantes foram realizadas para testar a diferença na estrutura da macrofauna entre as praias, sem a influência dos sangradouros. Para isso foram considerados os seguintes fatores: Praia (P1, P2, P3, P4, P5, P6 - fator aleatório e ortogonal); e Nível (superior, médio e inferior - fator fixo e ortogonal).

As ANOVAs com as áreas sangradouro foram realizadas para testar o efeito da contaminação por esgoto doméstico sobre a fauna associada a estes corpos d'água. Para isso foram considerados os seguintes fatores: Contaminação (não contaminado e contaminado - fator fixo e ortogonal); Praia [não contaminado: P1, P2, P3; contaminado: P4, P5, P6 - fator aleatório e hierarquizado em Contaminação]; e Nível (superior, médio e inferior - fator fixo e ortogonal).

2. RESULTADOS

3.1. Fase 1 - Avaliação da qualidade da água em sangradouros e sedimento na região de afloramento da água subterrânea

A maior parte das praias apresentou areia fina (177,91 a 213,56 μm), apenas PLT (272,78 μm) e SHS (251,26 μm) apresentaram areia média. Todas as praias apresentaram sedimentos bem selecionados a moderadamente selecionados, simétricos e com distribuição mesocúrtica. Os teores de MO e carbonatos foram baixos em todas as praias (TABELA 2).

TABELA 2. Tamanho médio do grão (Mz), grau de selecionamento (σ), assimetria (Sk) e curtose (Kg), matéria orgânica e carbonatos na área de afloramento da água subterrânea das praias: (ATA) Atami, (BAR) Barrancos, (SHN) Shangri-lá Norte, (SHS) Shangri-lá Sul, (OLD) Olho D'água, (IPN) Ipanema Norte, (IPS) Ipanema Sul, (PLT) Praia de Leste e (CAI) Caiobá.

Praia	Mz (μm)	σ (μm)	Sk	Kg	Matéria orgânica (%)	Carbonatos (%)
ATA	177,91	1,33	-0,01	1,04	0,51	0,62
BAR	182,02	1,33	-0,03	1,02	0,57	0,53
SHN	202,35	1,35	-0,07	1,02	0,49	0,61
SHS	251,26	1,38	-0,04	1,06	0,91	0,78
OLD	191,43	1,32	-0,22	0,92	0,58	0,53
IPN	213,56	1,35	-0,06	1,00	0,60	0,52
IPS	205,99	1,33	-0,03	1,02	0,54	0,61
PLT	272,78	1,55	-0,04	0,99	0,63	0,50
CAI	191,80	1,37	-0,03	0,99	0,68	0,88

A salinidade nos sangradouros foi sempre menor que cinco, sendo que IPN apresentou o menor valor (0,33) e ODA o maior (3,67). Na região de afloramento do lençol freático, a salinidade apresentou maior variação entre as amostras, sendo que IPS, SHS, ATA e BAR apresentaram os menores valores (15,67 a 18,67) e CAI o maior (30) (FIGURA 5).

O ph foi semelhante entre os sangradouros, sendo que SHS apresentou o menor valor (6,77) e PLT o maior (7,47). Na região de afloramento do lençol freático,

o pH foi em geral maior que nos sangradouros e variou de 7,76 a 8,28, em ATA e SHS, respectivamente, as demais praias não apresentaram diferenças entre si (FIGURA 5).

A concentração de coliformes totais variou entre os sangradouros e foi menor em IPS e IPN (3024,5 units/100 ml) e maior em SHN e CAI (48392 units/100 ml). Na região de afloramento do lençol freático, as praias foram consideradas diferentes em relação à concentração de Coliformes totais, sendo que PLT apresentou o menor valor médio (57,6) e SHN (5285,1) e SHS (5336,7) os valores mais altos.

A concentração de *E. coli* foi diferente entre os sangradouros e teve o menor valor médio em IPS (22,67 units/100 ml) e os maiores em CAI e SHN (48392 units/100 ml). Na região de afloramento do lençol freático, as praias apresentaram diferenças quanto à concentração de *E. coli*, sendo os menores valores médios observados em PLT e ATA (4,85 e 5,65 units/100 ml) e os maiores em SHS (3127,43 units/100 ml) (FIGURA 5). Em relação à resolução nº 274 do CONAMA, os sangradouros SHN, SHS, ODA e CAI apresentaram valores considerados impróprios para a recreação de contato primário, IPN e PLT apresentaram valor satisfatório, ATA e BAR valores considerados bons e IPS apresentou valor excelente. Em contrapartida, os valores apresentados pelo afloramento foram considerados excelentes em relação à mencionada resolução, com exceção a SHS única considerada imprópria.

Os valores de fósforo e nitrogênio totais na região de afloramento do lençol freático foram em geral mais baixos que nos sangradouros e não apresentaram diferenças significativas entre as praias. Contudo, nos sangradouros a concentração destes nutrientes variou consideravelmente. O nitrogênio total foi em média menor no sangradouro de IPN (0,05 mg.l⁻¹) e maior nos sangradouros de PLT, SHS, ODA, CAI e SHN (0,32 a 0,39 mg.l⁻¹). O fósforo total foi em média menor nos sangradouros de BAR e IPS (0,46 mg.l⁻¹) e maior nos sangradouros de ODA, CAI e SHN (0,19 a 0,36 mg.l⁻¹) (FIGURA 5).

Em relação à resolução nº 357 do CONAMA, os sangradouros ODA, CAI e SHN podem ser enquadrados na classe 3 para águas salobras (> 0,186 mg.l⁻¹), SHS ficou na classe 2 (0,125 – 0,186 mg.l⁻¹) e ATA, BAR, IPN, IPS e PLT ficaram na classe 1 (0 – 0,124 mg.l⁻¹). Ou seja, ODA, CAI e SHN não poderiam ser utilizadas para recreação de contato primário e secundário e pesca amadora, além de causar

impactos às comunidades aquáticas. Já a água do afloramento de todas as praias ficou enquadrada na classe 1.

Desta forma, a contaminação foi considerada apenas nos sangradouros. Com base nos valores de *E. coli* e fósforo total, os sangradouros selecionados para a realização da fase 2 foram: Caiobá, Olho D'água e Shangri-lá Norte, como representantes dos sangradouros contaminados e Barrancos, Atami e Ipanema Sul, como representantes daqueles não contaminados.

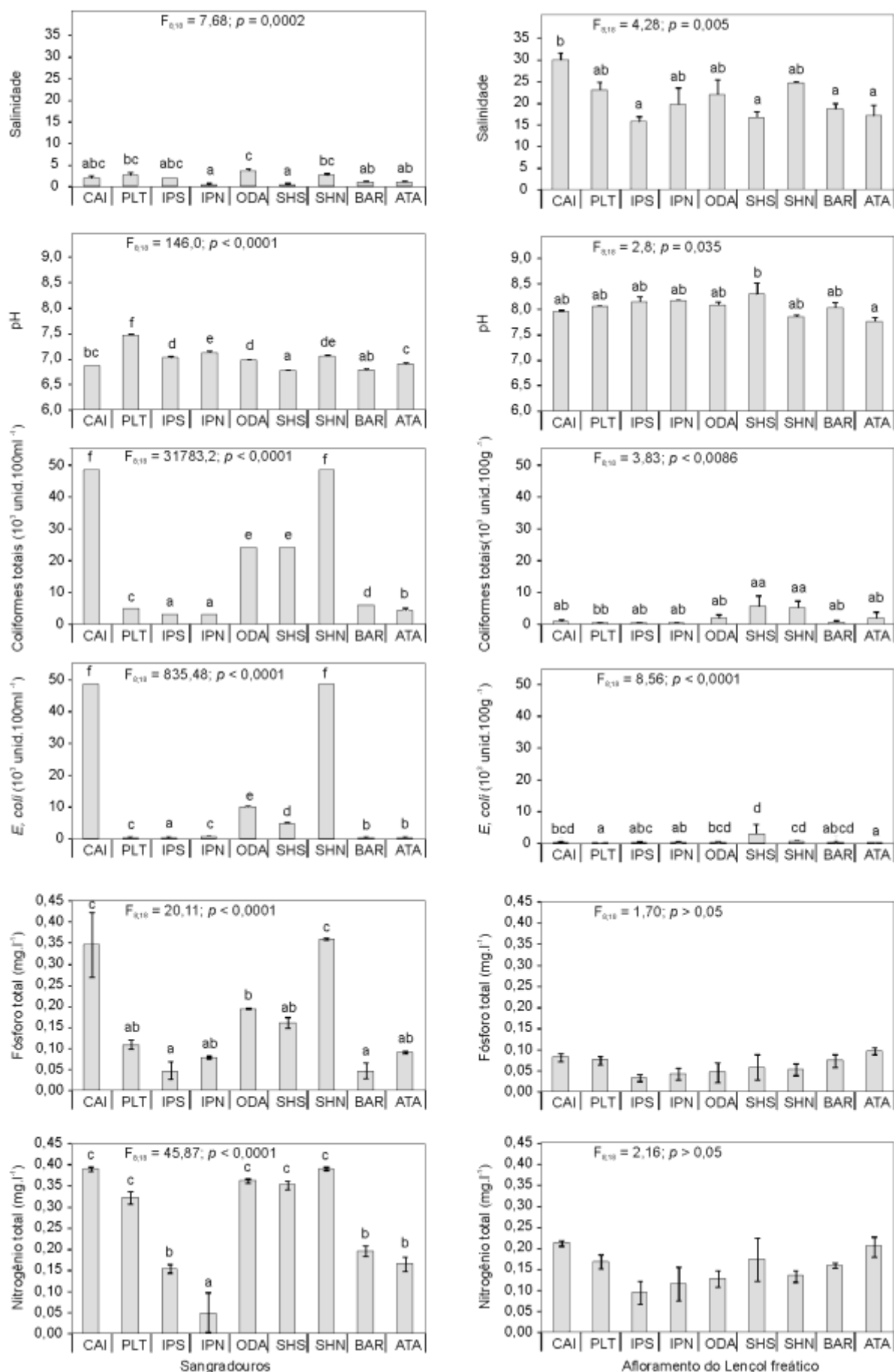


FIGURA 5. Salinidade, pH, concentração de coliformes totais, concentração de *Escherichia coli*, concentração de fósforo e nitrogênio totais nos sangradouros e região adjacente de afloramento da água subterrânea das nove praias selecionadas para avaliação da contaminação por esgoto doméstico.

3.2. Fase 2 - Efeitos de sangradouros contaminados por esgoto doméstico sobre a estrutura da macrofauna bentônica.

3.2.1. Parâmetros ambientais

O grau de inclinação do perfil praiar foi semelhante entre as áreas distante das praias, sendo que ODA foi a praia com menor ângulo ($1,11^\circ$) e CAI com maior ($1,69^\circ$). Em todos os sangradouros, o grau de inclinação foi menor em relação às áreas distantes. ODA apresentou a menor diferença entre os ângulos (distante x sangradouro) ($0,13^\circ$), enquanto que CAI apresentou o menor valor na área sangradouro ($0,31^\circ$) e, conseqüentemente, a maior amplitude entre os ângulos (distante x sangradouro) ($1,38^\circ$) (TABELA 3).

BAR foi a praia com maior largura entre a linha de detritos e o limite do swash na área distante (104 m), enquanto que CAI foi a praia com menor largura (73 m). A largura foi maior nos sangradouros em relação às áreas distantes em todas as praias. IPS apresentou a menor largura (90,9 m) e BAR a maior largura (129,4 m) na área do sangradouro (TABELA 3).

As amostras de sedimento foram compostas por areias finas e bem selecionadas em praticamente todos os níveis das áreas distantes. Contudo, o sedimento proveniente dos níveis inferiores foi em geral moderadamente selecionado e mais grosso que os níveis superior e médio. CAI foi a praia com maiores tamanhos de grão e pior grau de selecionamento, sendo que no nível inferior o sedimento chegou a areia média, como já havia sido observado na fase 1 do presente estudo. ODA foi a única praia que apresentou assimetria negativa e distribuição platicúrtica, as demais praias apresentaram assimetria positiva e distribuição mesocúrtica (TABELA 3).

As áreas de sangradouros apresentaram sedimento composto por areia fina em todos os níveis e apenas IPS, CAI e ODA apresentaram o sedimento no nível inferior mais grosso que nos níveis superior e médio. O sedimento na área dos sangradouros foi bem selecionado, com exceção ao nível inferior de IPS, CAI e ODA. A assimetria foi em geral positiva, com distribuição mesocúrtica do sedimento, com exceção a ODA que apresentou uma distribuição simétrica do sedimento e platicúrtica apenas no nível inferior (TABELA 3).

As áreas ditantes foram classificadas segundo o parâmetro adimensional omega como intermediárias. ATA apresentou o maior valor de ômega (5,4) e CAI o menor (3,2). As áreas de sangradouro de todas as praias também foram classificadas segundo o parâmetro adimensional ômega como intermediárias, sendo ATA a maior (5,5) e IPS a menor (4,4).

TABELA 3. Parâmetros ambientais para cada nível (S – superior; M – médio; e I – inferior) nas áreas distante e sangradouro (contaminados e não contaminados). Altura de onda (H_b), período de onda (T), velocidade de decantação do sedimento (W_s), Parâmetro de Dean (Ω), ângulo de inclinação (Slope), largura praia entre-marés (Largura), tamanho médio do grão (M_z), grau de selecionamento (σ), assimetria (Sk) e curtose (Kg).

Área	Praia	Nível	Hb (cm)	T (s)	Ws	Ω	Slope (°)	Largura (m)	Mz (μm)	σ (μm)	Assimetria	Curtose	
Distante	ATA	S	85	7,5	1,9	5,4	1,2	101,0	155,8	40,2	0,2	1,1	
		M							172,2	46,5	0,2	1,1	
		I							173,8	48,8	0,2	1,1	
	BAR	S	70	6,5	2,2	4,7	1,2	104,0	165,5	39,1	0,2	1,0	
		M							186,2	48,6	0,2	1,1	
		I							202,2	55,0	0,1	1,0	
	IPS	S	110	8,5	2,4	4,4	1,6	76,1	189,0	44,7	0,2	1,1	
		M							187,2	47,2	0,2	1,1	
		I							201,9	51,2	0,1	1,0	
	CAI	S	70	9,15	3,2	3,2	1,7	73,0	230,3	61,0	0,2	1,0	
		M							225,7	65,8	0,1	1,0	
		I							280,3	103,4	0,2	1,0	
	ODA	S	70	9	2,4	4,5	1,1	81,1	182,3	39,9	-0,1	1,0	
		M							199,3	56,8	-0,4	0,7	
		I							194,2	59,1	-0,1	0,8	
	SHN	S	110	8,5	2,3	4,6	1,4	75,0	185,3	45,6	0,2	1,1	
		M							176,5	43,8	0,2	1,1	
		I							198,0	56,2	0,2	1,1	
Sangradouro	Não-Contaminado	ATA	S	85	7,5	1,9	5,5	0,8	108,0	174,7	47,3	0,2	1,1
			M							161,8	40,2	0,2	1,1
			I							159,9	44,6	0,2	1,1
		BAR	S	70	6,5	2,0	5,3	0,7	129,4	164,8	42,1	0,2	1,1
			M							171,3	45,1	0,2	1,1
			I							169,2	44,4	0,2	1,1
		IPS	S	110	8,5	2,4	4,4	1,1	90,9	191,4	46,5	0,2	1,0
			M							186,4	44,9	0,2	1,1
			I							200,1	53,4	0,1	1,0
	CAI	S	70	9,15	2,3	4,6	0,3	124,0	180,0	48,0	0,2	1,1	
		M							188,5	49,1	0,2	1,0	
		I							192,9	50,5	0,2	1,0	
	Contaminado	ODA	S	70	9	2,2	4,7	1,0	95,0	165,7	41,8	0,0	1,0
			M							171,7	43,2	0,0	1,0
			I							217,6	70,9	0,1	0,8
	SHN	S	110	8,5	2,1	4,9	0,7	98,4	183,1	46,6	0,2	1,1	
		M							178,1	45,8	0,2	1,1	
		I							175,7	45,6	0,2	1,1	

3.2.2. Avaliação da estrutura da macrofauna sem influência do sangradouro

As análises de variância (ANOVA) para a área distante apresentaram diferenças significativas na interação entre praias e níveis para todas as variáveis testadas. No entanto, as componentes de variação apontam que para a riqueza, a maior

variabilidade foi observada entre as réplicas seguida pelas praias. Para a densidade total e de *Tholozodium rhombofrontalis* a maior variabilidade foi observada na interação entre praias e níveis, e para as espécies *Scolecopsis (cf.) goodbodyi* e *Excirrolana armata* o fator nível apresentou maior variabilidade (TABELA 4).

TABELA 4. Análise de variância (ANOVA) e componentes de variação para a área distante, considerando os fatores praia e nível, para as variáveis: número de espécies, densidade total e das espécies residentes mais representativas.

Fonte de variação	gl	Riqueza		Densidade ⁽¹⁾	
		F	Comp. Var.	F	Comp. Var.
Praia - Pr	5	8,184***	30,153	9,987***	19,026
Nível - Ni	2	0,238	0	1,315	10,759
Pr x Ni	10	2,819**	26,278	18,235***	45,635
Resíduos	72		43,569		24,58

Fonte de variação	gl	<i>S. goodbodyi</i> ⁽¹⁾		<i>T. rhombofrontalis</i> ⁽¹⁾		<i>E. armata</i> ⁽¹⁾	
		F	Comp. Var.	F	Comp. Var.	F	Comp. Var.
Praia - Pr	5	15,238***	15,523	95,327***	27,091	25,55***	19,674
Nível - Ni	2	9,987**	38,176	3,471	24,397	10,565**	36,703
Pr x Ni	10	19,165***	30,369	61,918***	37,709	17,864***	28,244
Resíduos	72		15,933		10,803		15,379

Códigos de significância: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.'

⁽¹⁾ Transformado para Log (x+1) para atender as premissas da ANOVA. $\alpha=0,01$.

Graficamente, é possível observar que a riqueza apresentou diferença entre os níveis apenas em SHN e ATA, onde o nível superior teve menor número de espécies. A praia de CAI foi a menos rica, enquanto que BAR apresentou os maiores valores para os 3 níveis. A densidade total não apresentou um padrão e foi bastante variável entre as praias e entre os níveis, justificando a maior componente de variação na interação entre os fatores (TABELA 4; FIGURA 6).

Ambas as espécies de isópodos (*T. rhombofrontalis* e *E. armata*) foram mais abundantes no nível superior de todas as praias, com exceção a CAI, onde *T. rhombofrontalis* esteve praticamente ausente e não ocorreu no nível superior. Estas espécies apresentaram densidades mais altas nas praias de ATA e BAR. A espécie de poliqueta *S. goodbodyi* foi em geral mais abundante no nível médio das praias. Contudo, esta espécie foi igualmente abundante no nível inferior na praia de CAI e mais abundante no nível inferior na praia de SHN (TABELA 4; FIGURA 6).

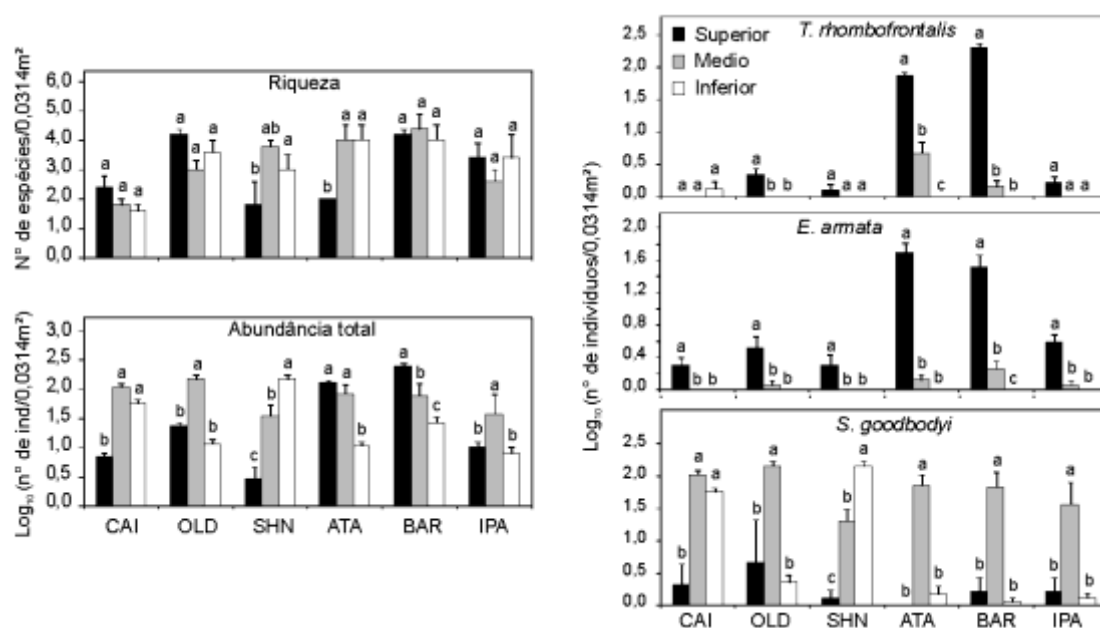


FIGURA 6. Número médio de espécies e densidade média de organismos em cada nível de cada praia da área distante. (ATA) Atami, (BAR) Barrancos, (IPA) Ipanema Sul, (SHN) Shangri-lá Norte, (OLD) Olho D'água e (CAI) Caiobá. Letras minúsculas representam os resultados dos testes *post-hoc* (teste SNK).

3.2.3. Avaliação dos efeitos de sangradouros contaminados por esgoto doméstico sobre a estrutura da macrofauna

As análises de variância (ANOVA) para a área sangradouros apresentaram diferenças significativas na interação Pr(Co)xNi para todas as variáveis testadas. No entanto, as componentes de variação apontam que para a riqueza, a maior variabilidade foi observada entre as réplicas seguida pela contaminação. Para a densidade total a maior variabilidade foi observada na interação Pr(Co)xNi, também seguida por contaminação. *Tholozodium rhombofrontalis* apresentou maior variabilidade entre Pr(Co), *Scolecopsis (cf.) goodbodyi* apresentou maior variabilidade entre Pr(Co)xNi, seguida por Pr(Co) e *Excirrolana armata* apresentou maior variabilidade entre as réplicas seguida por Pr(Co) (TABELA 5).

TABELA 5. Análise de variância (ANOVA) e componentes de variação para a área sangradouro, considerando os fatores contaminação, praia e nível, para as variáveis: número de espécies, densidade total e das espécies residentes mais representativas.

Fonte de variação	gl	Riqueza		Densidade ⁽¹⁾			
		F	Comp. Var.	F	Comp. Var.		
Contaminação - Co	1	9,114*	28,0	15,548*	32,6		
Nível - Ni	2	4,308	14,0	0,403	0,0		
Praia (Contaminação) - Pr(Co)	4	5,163**	15,3	9,064***	14,0		
CoxNi	2	0,222	0,0	0,386	0,0		
Pr(Co)xNi	8	2,124*	13,7	17,224***	34,3		
Resíduo	72		29,0		19,1		
Fonte de variação	gl	<i>S. goodbodyi</i> ⁽¹⁾		<i>T. rhombofrontalis</i> ⁽¹⁾		<i>E. armata</i>	
		F	Comp. Var.	F	Comp. Var.	F	Comp. Var.
Contaminação - Co	1	0,4633	0,0	1,874	20,4	0,361	0,0
Nível - Ni	2	2,2478	16,1	0,911	0,0	0,225	0,0
Praia (Contaminação) - Pr(Co)	4	48,714***	31,7	51,700***	37,5	4,2**	20,4
CoxNi	2	0,6044	0,0	0,384	0,0	1,290	10,0
Pr(Co)xNi	8	19,644***	34,4	6,661***	21,7	2,668*	25,5
Resíduo	72		17,8		20,4		44,1

Códigos de significância: 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.'

⁽¹⁾ Transformado para Log (x+1) para atender as premissas da ANOVA. $\alpha=0,01$.

Graficamente, é possível observar que CAI possui baixa riqueza em todos os níveis quando comparada as demais praias. Os testes *post-hoc* demonstraram que os sangradouros contaminados apresentaram menor valor de riqueza quando comparados aos sangradouros não-contaminados, com exceção ao nível superior de OLD e os níveis médio e inferior de SHN. Em geral, os sangradouros contaminados apresentaram menor valor de abundância quando comparados aos sangradouros não-contaminados (FIGURA 7).

T. rhombofrontalis foi mais abundante nas praias de ATA e BAR. Esta espécie apresentou uma distribuição homogênea entre os níveis nos sangradouros de ATA e BAR, e foi mais abundante no nível superior de OLD. *E. armata* foi ausente em CAI e com distribuição mais homogênea nas demais praias. A abundância de *S. goodbodyi* nos sangradouros foi muito baixa na maioria das praias, contaminadas ou não, sendo que apenas SHN e IPA apresentaram valores altos de abundância nos níveis inferior e médio, respectivamente (FIGURA 7).

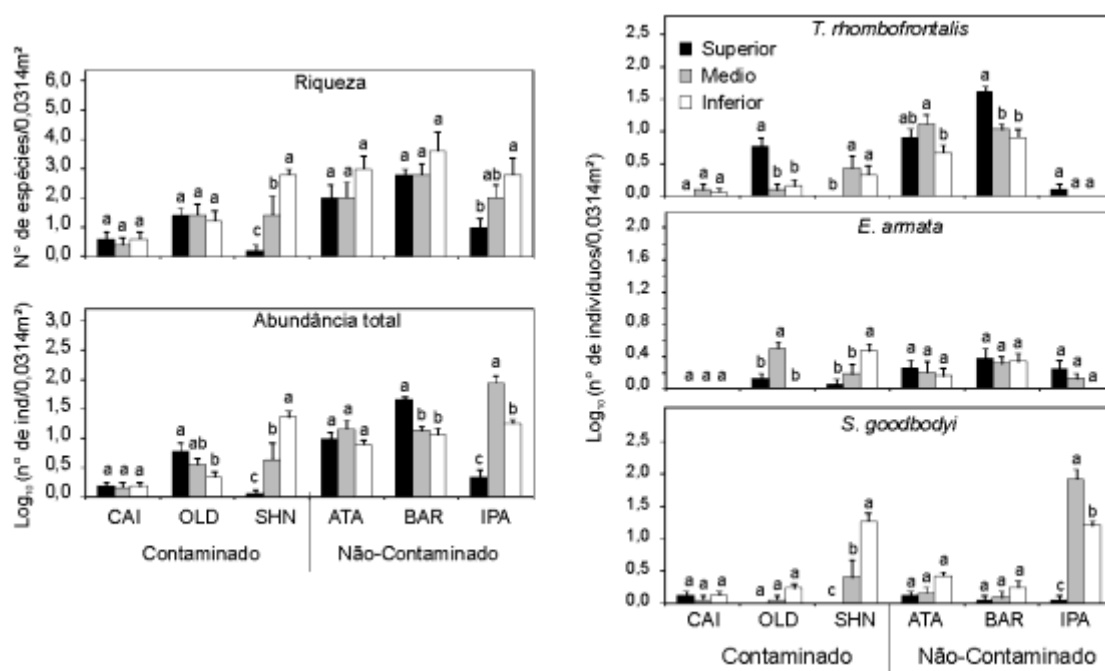


FIGURA 7. Número médio de espécies e densidade média de organismos em cada nível de cada praia da área sangradouro. Sangradouros não-contaminados: (ATA) Atami, (BAR) Barrancos, (IPA) Ipanema Sul. Sangradouros contaminados: (SHN) Shangri-lá Norte, (OLD) Olho D'água e (CAI) Caiobá. Letras minúsculas representam os resultados dos testes *post-hoc* (teste SNK).

4. DISCUSSÃO

O presente trabalho deixa evidente a problemática da contaminação por esgoto doméstico de sangradouros em áreas urbanizadas na orla do Estado do Paraná. Observou-se que muitos sangradouros localizados em áreas urbanas foram retilinizados e incorporados ao sistema de drenagem pluvial, reduzindo sua capacidade de meandar e possivelmente alterando sua capacidade de transporte sedimentar. Dentre os localizados em áreas urbanas, apenas o sangradouro de Praia de Leste não demonstrou sinais de contaminação. Isto possivelmente se deve a presença de sistema de coleta e tratamento de esgoto nesta região do litoral. Dos nove sangradouros analisados, quatro estavam localizados em áreas pouco ou não urbanizadas e, conseqüentemente, apresentaram valores satisfatórios para o uso recreacional.

No entanto, quatro sangradouros localizados em áreas urbanizadas apresentaram concentrações de Coliformes Totais (CT), *Escherichia coli* nitrogênio e fósforo total muito altas e foram considerados impróprios para o uso recreacional, o que deixa clara a ausência de saneamento básico e a presença de ligações irregulares de esgoto doméstico a estes canais de drenagem. Dois destes, o sangradouro Olho D'água e o localizado em Caiobá, drenam extensas áreas urbanizadas e apresentam frequentemente condições impróprias para banho. Boletins sobre a qualidade da água são emitidos semanalmente pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) durante as temporadas de verão. O próprio IAP alerta sobre a contaminação de diversos rios e canais por esgoto doméstico que desembocam na orla do estado (IAP, 2015).

O sangradouro de Olho D'água possui 2,7 km de extensão e recebe diversos canais artificiais que drenam a área urbana do Balneário de Ipanema. Este sangradouro apresentou fortes características de eutrofização e altas concentrações de fósforo total e coliformes termotolerantes nas diferentes estações do ano, com pico máximo durante o verão (Miquelante e Kolm, 2011; Siqueira, *et al.*, 2009). Na região de entorno do sangradouro de Caiobá, condições impróprias para atividades recreativas também foram observadas na água do mar, areia úmida e areia seca, sendo que as maiores concentrações de bactérias de origem fecal foram observadas na areia seca (Andraus, *et al.*, 2014). Os outros dois sangradouros claramente

contaminados, localizados no Balneário de Shangri-lá, drenam áreas urbanas menos adensadas, mas possuem bares, restaurantes e residências em seu entorno, utilizados especialmente durante a temporada de verão.

O arco praiial de Praia de Leste, aonde o presente estudo foi conduzido, pertence a dois municípios considerados Praiano-Turísticos, Matinhos e Pontal do Paraná. A presença de turistas nesta região ocorre durante o ano todo, mas se concentra na temporada de verão. Em 2003, por exemplo, estima-se que em torno de 1,5 milhões de turistas se deslocaram para o litoral, o que multiplicou a população dos municípios praianos em até 23 vezes, e atingiu uma densidade de quase 950 hab/km², em contraste com a densidade da população local de 217 e 66 hab/km², em Matinhos e Pontal do Paraná, respectivamente (Estades, 2003).

O turismo em cidades praianas está fortemente associado ao aumento da descarga de poluentes oriundos do esgoto doméstico na região costeira (Dios, *et al.*, 2012). Esta descarga é frequentemente originada de ligações clandestinas a corpos d'água costeiros ou sistemas de drenagem pluvial que têm como destino final o oceano. Efeitos negativos na qualidade ambiental e saúde pública são evidentes e frequentes em praias de uso recreacional que não apresentam um sistema eficiente de coleta e tratamento de esgoto doméstico (Stewart, *et al.*, 2008). Estima-se que mundialmente, todos os anos, o uso recreativo de águas poluídas por contaminantes fecais causam mais de 120 milhões de casos de doenças gastrointestinais e 50 milhões de casos de doenças respiratórias (Shuval, 2003). Ainda, os custos relativos à saúde pública derivada da contaminação em águas costeiras variaram de 21 a 50 milhões de dólares em duas cidades da Califórnia, EUA (Given, *et al.*, 2006).

Além de contaminar a água, estudos demonstram que bactérias de origem fecal como a *E. coli* e *Enterococcus* spp. persistem por mais tempo na areia e podem apresentar concentrações mais altas em relação a água doce ou salgada (Craig, *et al.*, 2004; Elmir, *et al.*, 2007; Halliday e Gast, 2011). No presente estudo, tanto a concentração de CT e *E.coli*, quanto a concentração de fósforo e nitrogênio totais, foram mais homogêneas entre as praias e, em geral, menores no sedimento localizado na área de afloramento do lençol freático comparadas as concentrações obtidas nas amostras de água dos sangradouros. Apenas as amostras de Shangri-lá apresentaram valores *E. coli* acima do permitido para o uso recreacional, usando como base a Resolução CONAMA n° 274 de 2000 para águas salobras (BRASIL,

2001). Contudo, o Brasil ainda não possui uma normativa federal para qualidade higiênico-sanitária nos sedimentos.

O decaimento da concentração destes parâmetros na região de afloramento do lençol pode estar associado ao processo de mistura com a água marinha, evidente pelo alto valor de salinidade encontrado nesta região (15 a 30). O processo de filtração que a água subterrânea é submetida durante seu deslocamento através do pacote sedimentar até a região de afloramento, associado à presença de espécies microbianas nativas, também podem ter colaborado para o decaimento de bactérias de origem fecal (Zhang, *et al.*, 2015).

Embora as praias onde os sangradouros estejam presentes pertençam ao mesmo arco praial, os estados morfodinâmicos podem variar de reflectivos a dissipativos (Borzzone *et al.*, 1996; 1998). O maior tamanho médio do grão e menor valor de Ω , caracterizaram a área controle da praia de Caiobá como intermediária, diferente das demais, que apresentaram estados intermediários tendendo a dissipativos, principalmente em Atami. As praias de Atami e Barrancos apresentaram tamanho médio de grão mais fino que as demais praias.

Em geral, as regiões distantes apresentaram um padrão de riqueza e abundância semelhante, apenas a Praia de Caiobá demonstrou redução na riqueza de espécies. Esta variabilidade espacial no estado morfodinâmico e na distribuição do sedimento ao longo do perfil entre as praias pode ter interferido na estrutura e composição da macrofauna. Normalmente, praias que apresentam estados morfodinâmicos mais próximos a reflectivas, com tamanho médio de grão mais grosseiro, apresentam menor riqueza e abundância na macrofauna (Borzzone, *et al.*, 1996; Jaramillo e McLachlan, 1993; Brazeiro, 2001; Rodil e Lastra, 2004). Ao longo do arco praial de Praia de Leste a composição, padrão de zonação e dominância das espécies são semelhantes entre as praias, com pouca variação ao longo do espectro morfodinâmico, contudo, a riqueza e abundância são claramente influenciadas (Borzzone *et al.*, 1996).

No presente trabalho, a contribuição de cada espécie foi diferente entre as praias, ou mesmo entre os níveis. As praias de Barrancos e Atami são próximas e apresentaram uma alta contribuição de *Tholozodium rhombofrontalis* e *Excirrolana armata*, principalmente no nível superior. Estas espécies são conhecidas por sua tolerância às variações de salinidade (Borzzone *et al.*, 2003; Gandara-Martins, *et al.*, 2015) e podem estar se beneficiando da proximidade destas praias com o complexo

estuarino de Paranaguá. A praia de Atami está localizada no limite da classificação de praias com influência da desembocadura da Baía de Paranaguá (Angulo e Araújo, 1996), as demais já são consideradas costas oceânicas.

Apesar de o padrão de correntes de deriva litorânea ser preferencialmente em direção a norte/nordeste (Noernberg e Marone, 2003; Noernberg *et al.*, 2007), a costa ao sul desta baía pode ser influenciada por correntes de maré, especialmente intensas na desembocadura do estuário. A variação da maré pode resultar na inversão da direção predominante da corrente, resultando no transporte de sedimento e, possivelmente de águas com menor salinidade, em direção a sul/sudeste (Martins, *et al.*, 2004).

No estado do Paraná, não há registros da presença de *T. rhombifrontalis* em praias localizadas ao sul da praia de Shangri-lá (Borzzone, *et al.*, 1996; Barros, *et al.*, 2001; Vieira, *et al.*, 2012). Contudo, esta espécie foi observada em todas as praias no presente estudo. *E. armata* é uma espécie frequentemente encontrada com altas abundâncias na área de retenção em praias do litoral do Paraná, mas sua contribuição é reduzida em praias com características reflectivas (Borzzone, *et al.*, 1996).

A espécie *Scolecopsis goodbodyi* apresentou valores semelhantes de abundância entre as praias e foi mais bem representada no nível médio, estendendo sua distribuição até o nível inferior apenas nas praias de Caiobá e Shangri-la. Esta espécie é característica desta região média do entre-marés, mas pode estender sua distribuição em direção à região inferior (Borzzone, *et al.*, 1996).

Nas áreas aonde há a presença dos sangradouros, as características geomorfológicas e morfodinâmicas foram semelhantes entre as praias. O estado morfodinâmico apresentou características mais dissipativas, sedimentos mais finos e distribuição homogênea ao longo do perfil. Estes efeitos haviam sido reportados para o sangradouro de Barrancos, o qual apresentou suavização do perfil e homogeneização do sedimento ao longo de seu percurso (Gandara-Martins, *et al.*, 2015).

A presença dos sangradouros promoveu redução na riqueza e abundância total da fauna em praticamente todas as praias, mas foi mais evidente nos sangradouros contaminados de Caiobá e Olho D'água e na região superior de Shangri-la. Dentre os sangradouros não contaminados, Ipanema foi o único a

apresentar aumento da abundância nos níveis médio e inferior, resultado possivelmente associado ao seu menor porte.

Em uma revisão de literatura, associada a uma meta-análise, realizada para estabelecer uma melhor compreensão dos efeitos de contaminantes sobre as diferentes medidas de diversidade em comunidades marinhas, verificou-se que a riqueza e a equitabilidade tendem a ser os índices mais sensíveis e de efeitos mais consistentes para a avaliação da contaminação (Johnston e Roberts, 2009).

Nos sangradouros não contaminados de Barrancos e Atami, a distribuição de *T. rhombofrontalis* e *E. armata* ocorreu em todos os níveis e correspondeu ao padrão observado em Barrancos por Gandara-Martins, *et al.* (2015). Em quatro (CAI, OLD, ATA e BAR) dos seis sangradouros, a abundância da espécie *S. goodbodyi* reduziu drasticamente, mas não demonstrou relação direta com o fator contaminação. Em Shangri-la e Ipanema esta redução não foi observada, possivelmente devido a menor área de influência destes sangradouros na praia. As espécies *T. furcifera* e *D. gemmula*, foram praticamente ausentes em todos os sangradouros, evidenciando sua sensibilidade à presença de sangradouros, mesmo naqueles mais fracos e/ou não contaminados.

A presença de sangradouros pode reduzir a abundância de espécies não adaptadas a grandes variabilidades da salinidade e/ou a erosão decorrente da passagem do canal, como os poliquetas *S. goodbodyi* e *T. furcifera* e os bivalves do gênero *Donax*. Por outro lado, os sangradouros podem proporcionar uma distribuição mais homogênea ao longo do perfil de espécies adaptadas a estas condições, como os isópodes *T. rhombofrontalis* e *E. armata* (Gandara-Martins, *et al.*, 2015). Há evidências também da influência associada à abertura de um sangradouro no insucesso de coortes de *Scolecopsis (Spio) gaucha* (Polychaeta: Spionidae) decorrente do processo erosivo (Santos, 1991).

No presente estudo, as alterações na comunidade foram mais evidentes nos sangradouros contaminados, em especial nos de Caiobá e Olho D'água. Como já descrito, ambos percorrem grandes extensões de áreas urbanas e apresentam frequentemente condições de balneabilidade impróprias (Miquelante e Kolm, 2011; Siqueira, *et al.*, 2009; Andreas, *et al.*, 2014; IAP, 2015).

A contaminação de ambos os sangradouros poderia ser considerada crônica, dado o histórico dos estudos e frequentes avaliações de balneabilidade imprópria por parte do Instituto Ambiental do Paraná. Dentre estes, o sangradouro de Caiobá

parece ser o mais afetado, pois apresentou os menores valores de abundância para as poucas espécies encontradas. No sangradouro de Shangri-la, estes efeitos foram mais evidentes na região superior, possivelmente devido ao seu menor porte e a contaminação aguda muito associada à temporada de verão.

As práticas de gestão de resíduos, através de sistemas eficientes de coleta e tratamento do esgoto de origem domésticos, assim como o planejamento de uso e ocupação da orla são considerados indispensáveis para a manutenção da qualidade da água dos sangradouros localizados em áreas urbanas, e devem ser considerados nas práticas de gerenciamento costeiro integrado (Figueiredo e Calliari, 2005). A ausência de residências no entorno e a presença de vegetação nativa também é imprescindível para a manutenção daqueles localizados em áreas ainda não urbanizadas, garantindo a qualidade ambiental necessária ao ecossistema e a saúde humana.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Afifi, S.; Elmanama, A.; Shubair, M. 2000. Microbiological assessment of beach quality in Gaza Strip. *Egypt Journal of Medical Laboratory Science* 9.

Andraus, S.; Pimentel, I.C.; Dionísio, J.A. 2014. Microbiological monitoring of seawater and sand of beaches Matinhos, Caiobá e Guaratuba – PR, Brazil. *Estudos de Biologia* 36(86): 43-55.

Alm, E. W.; Burke, J.; Spain, A. 2003. Fecal indicator bacteria are abundant in wet sand at freshwater beaches. *Water Research* 37: 3978-3982.

Angulo, R.J. 1993. Variações na configuração da linha de costa no Paraná nas últimas quatro décadas. *Boletim Paranaense de Geociências* 41: 52-72.

Angulo, R.J. 2004. Cenozoic map of the state of paraná coastal zone. *Boletim Paranaense de Geociências* 55: 25-42.

Angulo, R.J.; Araújo, A.D. 1996. Classificação da costa Paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea. *Boletim Paranaense de Geociências* 44: 7-17.

APHA. 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20thed. Washington.

Barros, F.; Borzone, C.A.; Rosso, S. 2001. Macroinfauna of Six Beaches near Guaratuba Bay, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 44(4): 351-364.

Bigarella, J.J. 2001. Contribuição ao estudo da planície litorânea do estado do Paraná. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. Jubilee Volume (1946-2001): 65-110.

Bigarella J.J.; Alessi A.H.; Becker R.D.; Duarte G.K. 1969. Textural characteristics of the coastal dune, sand ridge and beach sediments. *Boletim Paranaense de Geociências* 27: 15-80.

Blott, S.J.; Pye, K. 2001. GRADISTAT Version 4.0: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 26(11): 1237–1248.

Bonilla, T.D.; Nowosielski, K.; Cuvelier, M.; Hartz, A.; Green, M.; Esiobu, N.; McCorquodale, D.S.; Fleisher, J.M.; Rogerson, A. 2007. Prevalence and distribution

of fecal indicator organisms in South Florida beach sand and preliminary assessment of health effects associated with beach sand exposure. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1472-1482.

Borzone, C.A.; Souza, J.R.B.; Soares, A.G. 1996. Morphodynamic influence on the structure of inter and subtidal macrofaunal communities of subtropical sandy beaches. *Revista Chilena de História Natural* 69: 565-577.

Borzone, C.A.; Tavares, Y.A.G.; Barros, F.C.R. 1998. Beach morphodynamics and distribution of *Mellita quinquesperforata* (Leske, 1778) on sandy beaches of southern Brazil. In: Moodi, R.; Telford, M. (Eds). 9th international echinoderm conference, Balkema: Rotterdam. p. 581-586.

Brazeiro, A. 2001. Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors? *Marine Ecology Progress Series* 224: 35-44.

BRASIL. Resolução n°. 274 de 29 de Novembro de 2000. Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Publicação DOU n°018, de 08 de janeiro de 2001, p. 70 -71.

BRASIL. Resolução n°. 357 de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Publicação DOU n°. 053, de 18 de março de 2005, p. 58 – 63.

Burnett, W.C.; Bokuniewicz, H.; Huettel, M.; Moore, W.S.; Taniguchi, M. 2003. Groundwater and pore water inputs to the coastal zone. *Biogeochemistry* 66: 3-33.

Calliari, L.R.; Pereira, P.S.; De Oliveira, A.O.; Figueiredo, S.A. 2005. Variabilidade das dunas frontais no litoral norte e médio do Rio Grande do Sul. *Gravel* 3: 15-30.

Connolly, R.M.; Gorman, D.; Hindell, J.S.; Kildea, T.N.; Schlacher, T.A. 2013. High congruence of isotope sewage signals in multiple marine taxa. *Marine Pollution Bulletin* 71: 152-158.

Craig, D. L.; Cromar, N. J.; Fallowfield, H. J. 2002. Enumeration of faecal coliforms from recreational coastal sites: evaluation of techniques for the separation of bacterial from sediment. *Journal of Applied Microbiology* 93: 557-565.

Dean, R.G. 1973. Heuristic models of sand transport in the surf zone. Proceedings of Conference on Engineering Dynamics in the surf zone. p. 208-214.

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 and Coastal Management* 55: 128-134.

Elmir, S.M.; Wright, M.E.; Abdelzaher, A.; Solo-Gabriele, H.M.; Fleming, L.E.; Miller, G.; Rybolowik, M.; Shih, M.P.; Pillaid, S.P.; Cooper, J.A.; Quaye, E.A. 2007. Quantitative evaluation of bacteria released by bathers in a marine water. *Water Research* 41: 3-10.

Estades, N.P. 2003. O litoral do Paraná: entre a riqueza natural e a pobreza social. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 8: 25-41.

Figueiredo, S.A.; Calliari, L.J. 2005. Sangradouros: distribuição espacial, variação sazonal, padrões morfológicos e implicações no gerenciamento costeiro. *Gravel* 3: 47-57.

Figueiredo, S.A. and Calliari, L.J., 2006. Washouts in the central and northern littoral of Rio Grande do Sul State, Brazil: distribution and implications. *Journal of Coastal Research* SI39: 366–370.

Figueiredo, S.A.; Cowell, P.; Short, A. 2007. Intermittent backbeach discharge to the surfzone: modes and geomorphologic implications. *Journal of Coastal Research* SI 50: 610-614.

Gandara-Martins, A.L.; Borzone, C.A.; Guilherme, P.D.B.; Vieira, J.V. 2015. Spatial effects of a washout on sandy beach macrofauna zonation and abundance. *Journal of Coastal Research*. Online pre-print: DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-13-00154.

Gibbs, R.J.; Matthews, M.D.; Link D.A. 1971. The relationship between sphere size and settling velocity. *Journal of Sedimentary Petrology* 41(1): 7-18.

Given, S.; Pendleton, L; Boehm, A.B. 2006. Regional public health cost estimates of contaminated coastal waters: a case study of gastroenteritis at southern California beaches. *Environmental Science and Technology* 40: 4851-4858.

Gourlay, M.R. 1968. Beach and dune erosion tests. *Delft Hydraulics Laboratory*, Report N° M935/M936.

Grasshoff, K.; Ehrhardt, M.; Kremling K. 1983. *Methods of seawater analysis*. 2nd edition. Verlag Chemie: Weinheim, p. 419.

Gross, M.G., 1971. Carbon determination. In: Carver, R.E. (ed.), *Procedures in Sedimentary Petrology*. New York: Wiley, pp. 573– 596.

Halliday, E.; Gast, R.J. 2011. Bacteria in beach sands: an emerging challenge in protecting coastal water quality and bather health. *Environmental Science and Technology* 45(2): 370-379.

Hartz, A.; Cuvelier, M.; Nowosielski, K.; Bonilla, T.D.; Green, M.; Esiobu, N.; McCorquodale, D.S.; Rogerson, A. 2008. Survival Potential of *Escherichia coli* and Enterococci in Subtropical Beach Sand: Implications for Water Quality Managers. *Journal of Environmental Quality* 37: 898-905.

Instituto Ambiental do Paraná (IAP). 2015. Prestação de serviços. Boletins de Balneabilidade. Disponível em: <www.iap.pr.gov.br>. Último acesso em: fev. 2015.

Jaramillo, E.; McLachlan, A. 1993. Community and population responses of the macroinfauna to physical factors over a range of exposed sandy beaches in South-central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 37: 615-624.

Johnston, E.L.; Roberts, D.A. 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. *Environmental Pollution* 157: 1745-1752.

Kolm, H.E.; Andretta, L. 2003. Bacterioplankton in different tides of the Perequê tidal creek, Pontal do Sul, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology* 34: 97-103.

Kolm, H. E. ; Santos, P. R. N. M. ; Sautter, K. 2007. Bacteria in water and sediments of Guaratuba Bay, Paraná, Brazil. *Tropical Oceanography (Online)* 35: 51-69.

Lana, P.C; Marone, E.; Lopes, R.M.; Machado, E.C. 2001. The subtropical Estuarine Complexo of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies* 44: 131-145.

Martins, G.J.; Marone, E.; Angulo R.J.; Noernberg, M.A.; Quadros, C.J.L. 2004. Shallow shoaling zone dynamics and sediment transport in the Paranaguá Bay outlet. *Boletim Paranaense de Geociências* 54: 51-64.

Miquelante F.A.; Kolm, H.E. 2011. Microbiological indicators of fecal pollution in the mouth of Olho d'água tidal creek, Paraná: a subsidy for monitoring balneability in Brazil. *Publicatio UEPG Biological and Health Science* 17(1): 21-35.

Nemes, D.D.; Marone, E. 2013. Caracterização das ondas de superfície na plataforma interna do Estado do Paraná, Brasil. *Boletim Paranaense de Geociências* 68-69: 12-25.

Noernberg, M.A.; Marone, E. 2003. Spatial – temporal monitoring of the Paranaguá Bay inlet margins using Multispectral Landsat – TM images. *Journal of*

Coastal Research SI (35): 221-231.

Noernberg, M.; Marone, E.; Angulo, R. 2007. Coastal currents and sediment transport in Paranagua estuary complex navigation channel. *Boletim Paranaense de Geociências* 60-61: 45-54.

Noriega, R.; Schlacher, T.A.; Smeuninx, B. 2012. Reductions in ghost crab populations reflect urbanization of beaches and dunes. *Journal of Coastal Research* 28(1): 123–131.

Passos, F.D; Domaneschi, O. 2004. Biologia e anatomia funcional de *Donax gemmula* Morrison (Bivalvia, Donacidae) do litoral de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 21(4): 1017-1032.

R Development Core Team, 2013. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org>.

Rodil, I.F.; Lastra, M. 2004. Environmental factors affecting benthic macrofauna along a gradient of intermediate sandy beaches in northern Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 37-44.

Sandrini-Neto, L.; M. G. Camargo, 2010. GAD: an R package for ANOVA designs from general principles [<http://cran.rproject.org/web/packages/GAD>].

Santos, P.J.P. 1991. Morphodynamical influence of a temporary freshwater stream on the population dynamics of *Scolelepis gaucha* (Polychaeta: Spionidae) on a sandy beach in southern Brazil. *Bulletin of Marine Science* 48(3): 657-664.

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: 556-560.

Schlacher, T.A. and Connolly, R.M. 2009. Land–ocean coupling of carbon and nitrogen fluxes on sandy beaches. *Ecosystems* 12: 311-321.

Shuval, H. 2003. Estimating the global burden of thalassogenic diseases: human infectious diseases caused by wastewater pollution of the marine environment. *Journal of Water Health* 1(2): 53–64.

Siqueira, A.; Godinho, M.J.L.; Kolm, H.E.; Machado, E.C. 2009. Evaluation of the Water Quality of Tidal Creeks of Pontal do Paraná, Paraná, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52(2): 483-492.

Soares, C.R.; Borzone, C.A.; Souza, J.R.B. 1997. Variações morfológicas e sedimentológicas ao longo de um ciclo anual numa praia arenosa do sul do Brasil. *Oecologia Brasiliensis* 3: 245-258.

Souza, J.R.B; Borzone, C.A. 2000. Population dynamics and secondary production of *Scolelepis squamata* (Polychaeta: Spionidae) in an exposed sandy beach of southern Brazil. *Bulletin of Marine Science* 67(1): 221-233.

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.

Stewart, J.R.; Gast, R.J.; Fujioka, R.S.; Solo-Gabriele, H.M.; Meschke, J.S.; Amaral-Zettler, L.A.; Castillo, E.; Polz, M.F.; Collier, T.K.; Strom, M.S.; Sinigalliano, C.D.; Moeller, P.D.R.; Holland, A.F. 2008. The coastal environment and human health: microbial indicators, pathogens, sentinels and reservoirs. *Environmental Health* 7(Suppl 2):S3.

Uchiyama, Y.; Nadaoka, K.; Rölke, P.; Adachi, K.; Yagi, H. 2000. Submarine groundwater discharge into the sea and associated nutrient transport in a sandy beach. *Water Resources Research* 36(6): 1467-1479.

Underwood, A.J. 2001. Experiments in ecology. Cambridge: Cambridge University Press. 504p.

Vanhoni, F.; Mendonça, F. 2008. O clima do litoral do estado do Paraná. *Revista Brasileira de Climatologia* 3(4): 49–63.

Vieira, J.V.; Borzone, C.A.; Lorenzi, L; Carvalho, F.G. 2012. Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 60(2): 137-150,

Wright, L.D.; Short A.D. 1984. Morphodynamic variability of surf zones and beaches: a synthesis. *Marine Geology* 56: 93-118.

Zhang, Q; He, X.; Yan, T. 2015. Impact of indigenous microbiota of subtidal sand on fecal indicator bacteria decay in beach systems: A microcosm study. *Environmental Science: Water Research and Technology*. DOI: 10.1039/C5EW00004A.

ANEXOS



Anexo 1. Imagens dos sangradouros e áreas de afloramento do lençol freático nas praias de Atami (ATA), Barrancos (BAR) e Shangri-lá Norte (SHN).



Anexo 2. Imagens dos sangradouros e áreas de afloramento do lençol freático nas praias de Shangri-lá Sul (SHS), Olho D'água (OLD) e Ipanema Norte (IPN)).



Anexo 3. Imagens dos sangradouros e áreas de afloramento do lençol freático nas praias de Ipanema Sul (IPS), Praia de Leste (PLS) e Caiobá (CAI).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente tese teve como objetivo principal avaliar a influência espaço-temporal do aporte de água doce, via sangradouros, nas características físicas, químicas, sedimentológicas e biológicas na região entre-marés do ecossistema praiial. Além disso, a presença de esgoto de origem doméstica foi averiguada em diversos sangradouros, e sua influência sobre a fauna testada.

Verificamos que sangradouros podem modificar a morfologia da praia, a profundidade do lençol freático e a salinidade. Consequentemente, a estrutura e zonação da comunidade macrofaunal também são alteradas. Outra importante observação foi que apenas espécies adaptadas a uma grande amplitude de variação de salinidade (eurialinas), com alta mobilidade podem viver em um número substancial perto e dentro destes riachos de água doce, como os isópodes *Tholozodium rhombofrontalis* e *Excirolana armata*.

Observamos também que o efeito espacial da presença do sangradouro sobre a fauna somente foi evidente quando considerada uma abordagem desconstrutivista. Ou seja, crustáceos e insetos foram sempre mais abundantes na região próxima ao sangradouro, enquanto que moluscos e poliquetas foram mais abundantes na região distante. A precipitação acumulada, tamanho médio de grão e características morfodinâmicas explicaram a variabilidade temporal nos dados biológicos; as características geomorfológicas, salinidade e clorofila-a explicaram a variabilidade espacial. Assim, corroboramos que os isópodes suportam a variabilidade física e físico-química nos sangradouros ao longo do tempo e levantamos a hipótese de que a persistência de isópodes e coleópteras em altas densidades próximo e dentro do sangradouro é suportada por uma alta concentração de microfitobentos no entorno destes corpos d'água.

Outra importante observação foi a quase total exclusão de organismos dentro e no entorno de um sangradouro após um forte evento de precipitação. Considerando esta última observação, salientamos a necessidade de estudos que levem em consideração as mudanças climáticas, em especial o aumento da frequência de eventos extremos, pois acreditamos que importantes alterações na

dinâmica e frequência dos sangradouros e, conseqüentemente, no ecossistema praial poderão ocorrer.

Um importante dado levantado por esta tese, foi a presença de sangradouros muito contaminados por esgoto de origem doméstica. Apesar deste estudo ter sido realizado somente em um verão, fica aqui registrada a alta concentração de indicadores de balneabilidade em alguns sangradouros muito frequentados por turistas. De nove sangradouros, quatro apresentaram valores de *Escherichia coli* e fósforo total muito acima do permitido pela legislação brasileira. Contudo, estes altos valores foram registrados apenas nos sangradouros e não nas regiões de afloramento de águas subterrâneas. A redução nos valores de riqueza e abundância total da macrofauna foi averiguada e ficou mais evidente em dois sangradouros historicamente contaminados por esgoto doméstico, pois estes drenam extensas áreas urbanas no litoral do Paraná (Olho D'água e Caiobá).

Acreditamos que o planejamento de uso e ocupação da orla, assim como a correta canalização e tratamento do esgoto doméstico são indispensáveis para a manutenção da qualidade da água dos sangradouros e, portanto, da região costeira adjacente de áreas urbanas. Em áreas pouco ou ainda não urbanizadas, a ausência de residências no entorno destes corpos d'água e a presença de vegetação nativa é imprescindível para garantir a qualidade ambiental ao ecossistema praial e a saúde humana.