

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

LUISA VANI AGOSTINI

**EFEITOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE A ESTRUTURA E
FUNCIONAMENTO DE COMUNIDADES MACROBÊNTICAS DE
AMBIENTES ESTUARINOS DE SANTA CATARINA**

Florianópolis - SC

2019

Luísa Vani Agostini

**EFEITOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE A ESTRUTURA E
FUNCIONAMENTO DE COMUNIDADES MACROBÊNTICAS DE
AMBIENTES ESTUARINOS DE SANTA CATARINA**

Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em
Oceanografia do Centro de Físicas e Matemáticas
da Universidade Federal de Santa Catarina como
requisito para a obtenção do Título de Bacharel
em Oceanografia

Orientador: Prof. Dr. Paulo Pagliosa

Coorientadora: Dra. Kalina Brauko

Florianópolis

2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Agostini, Luísa Vani
EFEITOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE A ESTRUTURA E
FUNCIONAMENTO DE COMUNIDADES MACROBÊNTICAS DE AMBIENTES
ESTUARINOS DE SANTA CATARINA / Luísa Vani Agostini ;
orientador, Paulo Pagliosa, coorientadora, Kalina Brauko,
2019.
47 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências
Físicas e Matemáticas, Graduação em Oceanografia,
Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Oceanografia. 2. Estuário. 3. Macrofauna. 4.
Ecologia. 5. Urbanização. I. Pagliosa, Paulo. II. Brauko,
Kalina. III. Universidade Federal de Santa Catarina.
Graduação em Oceanografia. IV. Título.

Luísa Vani Agostini

**EFEITOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE A ESTRUTURA E
FUNCIONAMENTO DE COMUNIDADES MACROBÊNTICAS DE
AMBIENTES ESTUARINOS DE SANTA CATARINA**

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de
“Oceanógrafo” e aprovado em sua forma final pelo Curso de Oceanografia

Florianópolis, 27 de junho, 2019.

Prof.^a Dr.^a Juliana Leonel, Coordenadora do Curso

Prof. Dr. Paulo Pagliosa, Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Carla Bonetti
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. Alberto Lindner
Universidade Federal de Santa Catarina

“Não importa o que aconteça, continue a nadar”

– Procurando o Nemo

AGRADECIMENTOS

Nada disso seria possível sem o apoio das minhas duas mães, Leila e Cátia, elas me deram força e me apoiaram durante minha vida toda e sem elas eu não teria conseguido chegar nem perto de onde estou agora, pessoalmente e academicamente. Obrigada por cada mensagem de bom dia, por cada comidinha que botava na mala quando eu voltava pra Florianópolis, por todas as visitas e por todo apoio em geral, eu amo vocês e não poderia ter uma família melhor que essa.

Além disso, ao meu orientador e minha coorientadora, Paulo e Kalina, e ao pessoal do NEMAR, Alessandra, Carla, Ricardo, Flávia, Nayara, Leandro e Thayse, muito obrigado, todas as reuniões de horas e horas tornaram esse trabalho algo que me orgulho muito de ter desenvolvido. Em especial a você Kalina, que aguentou minhas crises, esteve do meu lado não só como coorientadora mas também como amiga. Ale e Ricardo, á todos os almoços no RU, ás tardes tentando desvendar os segredos do R, vocês também foram essenciais para este trabalho, muito obrigada.

Falando em amigos., preciso agradecer a cada pessoa que passou pela minha vida nesses cinco anos e meio de faculdade, alguns foram uma passagem temporária, mas isso não quer dizer que não foram importantes. E aos que ficaram do começo ao fim, eu não tenho palavras pra agradecer, Ari, In, Isis, Tete, o Equiperigo foi uma das coisas mais especiais que aconteceu e eu sou muito grata pela amizade de vocês. Thais, Mano, Vitor, Cami, Giba, Vic, Nay, a turma VII estará sempre guardada no meu coração e marcada em mim.

As minhas amigas do basquete, que passaram quatro anos comigo, toda semana, vocês não acreditam na diferença que isso fez na minha vida, vocês eram o meu escape, e eu pude transformar vocês no meu porto seguro quando as coisas não estavam certas. Ao professor Paulo, que criou esse ambiente para amizades tão lindas existir, muito obrigada. Ana e Jé, vocês foram muito especiais pra mim, e eu agradeço por cada momento com vocês.

É impossível esquecer das minhas amigas de Rio do Sul que me viram crescer, Ju, Lana, Jan, Gabi, Ba, muito obrigada por todos os encontros, desabafos, risadas, foram cinco anos de saudades, mas também de encontros muito divertidos e especiais.

Á pessoa que chegou agora, mas que tornou esse ano de desenvolvimento do TCC muito melhor, Gustavo, muito obrigada por estar do meu lado, aguentando minhas crises de choros, minhas brigas sem motivo com você e todo o estresse, sem você esse processo teria sido muito mais difícil.

E por fim... devo agradecer a universidade que me proporcionou toda essa experiência e aquisição de conhecimento, UFSC. Tenho muito orgulho de falar que estudei em uma universidade pública, onde adquiri muito mais do que conhecimento científico. Me tornei uma pessoa mais compreensiva, conheci culturas novas, pessoas diferentes, e aprendi a lutar por um ensino público inclusivo e justo para todos. Agradeço a todos deste lugar que me fizeram enxergar os desníveis sociais que esse país tem e me acolheram nessa luta pela mudança.

RESUMO

A urbanização adjacente a ambientes estuarinos pode alterar as interações de variáveis abióticas com a comunidade bêntica. Os efeitos da urbanização em escala espacial e temporal foram investigados em relação a variação da estrutura e funcionamento da comunidade bêntica de quatro estuários na Baía da Ilha de Santa Catarina. As amostras foram feitas mensalmente durante o ano de 2015 nos quatro estuários em 3 pontos com duas subamostras. Os estuários foram classificados em Urbano e Não Urbano por meio de dados abióticos, imagens de satélite e inserção em Unidades de Conservação. Estuários urbanos apresentaram concentrações de Matéria Orgânica, Nitrogênio, Fósforo e Metais Traços maiores do que em estuários Não Urbanos. Os táxons *Capitella* spp., *Laonereis acuta* e *Streblospio benedicti* foram mais presentes nos estuários Urbanos, e os táxons *Heterosmatus* sp. e *Kalliapseudes schubartii* nos estuários Não Urbanos. O padrão de distribuição espacial da macrofauna bêntica diferiu entre estuários Urbanos e Não Urbanos. A variação temporal da comunidade bêntica foi expressiva nos estuários Não Urbanos e não variou nos estuários Urbanos. Táxons reconhecidamente sensíveis a alterações ambientais apresentaram maior ocorrência nos estuários Não Urbanos. Temporalmente, estes estuários apresentaram heterogeneidade, comum em ambientes protegidos, onde as particularidades de cada estuário prevalece. Em geral, as guildas foram significativamente diferentes entre condições, onde os depositívoros de superfície, suspensívoros e predadores tiveram abundâncias maiores nos estuários Não Urbanos e apenas a guilda detritívoros de subsuperfície não foi significativa entre condições. Estudos espaço-temporais da estrutura e funcionamento da comunidade bêntica em estuários Urbanos e Não Urbanos são importantes para construir modelos capazes de guiar estratégias de restauração ou mitigação de impactos ambientais causados pela urbanização.

Palavras-chave: Estuário, Macrofauna, Ecologia, urbanização.

ABSTRACT

Urbanization gradients adjacent to estuarine environments are capable of altering the interactions of abiotic variables with benthic communities. The effects of urbanization in spatial and temporal scale were investigated relating it to the variation in the structure and behavior of benthic communities for four estuaries located in Santa Catarina Island – Brazil and adjacent continent. The sampling was made monthly during 2015 in four estuaries in 3 points with 2 subsamples. The estuaries were classified in Urban and Protected through abiotic data, satellite images and insertion in Conservation Units. Urban estuaries presented higher concentration of Organic Matter, Nitrogen, Phosphorus and Trace Metals when compared to Protected areas. *Capitella* spp., *Laonereis acuta* and *Streblospio benedicti* were the most abundant taxa in Urban estuaries, and *Heterosmarus* sp. and *Kalliapseudes schubartii* in Protected areas. The benthic community spatial distribution pattern were different among conditions. The temporal variations was expressive in Protected estuaries, in contrary of Urban estuaries. Taxas that are sensitives to environmental changes showed higher occurrence in Protected estuaries. Temporarily, these estuaries showed heterogeneity, common pattern in protected areas, where each estuarie particularity predominate. In general, the trophic guilds were significantly different among conditions, where burrowers, suspensivores and predators had higher abundance in Protected estuaries, only subsurface detritivores had no significant difference among conditions. Spatio-temporal studies of the structure and behavior of benthic communities in Urban and Protected areas are important to build models capable of guiding strategies to restauration or mitigation of environmental impacts caused by urbanization.

Keywords: Estuary, Macrofauna, Ecology, Urbanization.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Mapa indicando os quatro estuários. RTN – Rio Ratonos, MAS – Rio Massiambu, ITA – Rio Itacorubi, ARI – Rio Aririu.....	18
Figura 2: Diagrama do delineamento amostral, mostrando a escala de variabilidade temporal e espacial a ser examinada.....	19
Figura 3: NMDS das amostras da fauna dos estuários nas diferentes condições e períodos. ..	23
Figura 4: CAP para modelar a relação do gradiente de urbanização com a comunidade dos estuários urbanos e não urbanos.	25
Figura 5: CAP para modelar a relação do gradiente climático com a comunidade dos estuários urbanos e não urbanos.	25
Figura 6: Média da temperatura da água (°C) representada pela linha com pontos e soma da precipitação entre as coletas (mm) representada pelas barras. Eixo x indicando os meses de 2015.	26
Figura 7: Gráfico de barras evidenciando as variáveis abióticas de cada estuário.....	26
Figura 8: Valores Médios (desvio padrão) da densidade total, riqueza de espécie, e dos táxons selecionados (0.036 m ²) e resultado da ANOVA. U – Urbano, NU – Não Urbano, OI – Outono/Inverno, PV -Primavera/Verão.....	28
Figura 9: Valores Médios (desvio padrão) dos táxons selecionados (0.036 m ²) e resultado da ANOVA. U – Urbano, NU – Não Urbano, OI – Outono/Inverno, PV -Primavera/Verão.....	28
Figura 10: Valores médios (desvio padrão) das guildas tróficas e resultado da ANOVA. U – Urbano, NU – Não Urbano, OI – Outono/Inverno, PV -Primavera/Verão	29

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: PERMANOVA para as amostras da fauna dos estuários nas diferentes condições e períodos.	23
---	----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	HIPÓTESE	16
3	OBJETIVOS.....	17
3.1	Objetivo Geral	17
3.2	Objetivos específicos:.....	17
4	MATERIAIS E MÉTODOS	17
4.1	Área de estudo	17
4.2	Amostragem e processamento das amostras	20
4.3	Análise de dados.....	21
5	RESULTADOS	22
6	DISCUSSÃO.....	29
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	32
8	REFERÊNCIAS	33
9	APÊNDICE A	40
10	APÊNDICE B.....	41
11	APÊNDICE C.....	42
12	APÊNDICE D	43
13	APÊNDICE E.....	44
14	APÊNDICE F.....	45

15	APÊNDICE G	46
16	APÊNDICE H	47

1 INTRODUÇÃO

O crescimento urbano em cidades costeiras causa evidentes alterações na qualidade dos ambientes marinhos, afetando animais e plantas. O aumento da concentração de nutrientes inorgânicos e da matéria orgânica – através de resíduos industriais e domésticos, construção de portos, exploração de petróleo e turismo – a níveis maiores que os naturais são a forma mais comum e séria de perturbação no sistema marinho costeiro (GESAMP, 2001). Normalmente, estes compostos tendem em se depositar em áreas rasas, onde o sedimento é fino e a coluna da água estratificada, como os estuários (GRAY; WU; YING, 2002; ORIVE; ELLIOTT; DE JONGE, 2002).

A macrofauna bêntica é um dos primeiros componentes das comunidades aquáticas a responder aos efeitos dos distúrbios ambientais. Devido a seu comportamento sedentário, hábitos alimentares e ciclos de vidas relativamente longos (BORJA et al., 2008; DAUER; WEISBERG; RANASINGHE, 2000; DUKA et al., 2017; LANCELLOTTI; STOTZ, 2004; RESH; ROSENBERG, 1993), esses organismos podem indicar padrões de variações ambientais de curto e longo prazo. Mudanças temporais e espaciais na estrutura da comunidade bêntica nas regiões costeiras, como perda de espécies ou mudanças na distribuição e abundância dos organismos, são geralmente identificadas como respostas a distúrbios ambientais causados por degradação nos ambientes estuarinos. Essas mudanças podem variar de dias a anos e de centímetros a dezenas de quilômetros (BESSA et al., 2014; DÍAZ-TAPIA; BÁRBARA; DÍEZ, 2013; FRANÇA et al., 2009; KENNISH, 2017).

As guildas tróficas são agrupamentos de organismos com mesmos hábitos alimentares e de vida. Sua função no estudo de comunidades macrofaunais é auxiliar a compreensão da estrutura e funcionamento das mesmas (BROWN; et al., 2000). A macrofauna bêntica está exposta a variações na qualidade, fluxo e textura de matéria orgânica e metais traços, que podem diferenciar modos alimentares. Estas respostas podem ser quantificadas baseadas nas estratégias dominantes de alimentação, representadas pelas guildas (GASTON et al., 1998; WORD, 1978).

Causada por fatores físicos ambientais como tipo e movimento do sedimento e profundidade da coluna da água, a variabilidade espacial pode determinar padrões de distribuição devido à heterogeneidade comum em ecossistemas costeiros (MORRISEY et al., 1992a). A heterogeneidade de um ecossistema acontece por meio de variações espaço-temporais, que permitem a coexistência de espécies. Esse padrão é comum em ambientes Não Urbanos, onde as variações naturais fornecem à fauna habitats com diferentes condições abióticas para prosperar (MUNGUIA et al., 2011). Já a variabilidade temporal influencia no padrão de distribuição através da periodicidade e sazonalidade dos ciclos de vida dos organismos, e em geral precipitação e temperatura são os fatores a influenciar este padrão (MORRISEY et al., 1992b). É de extrema importância que o estudo de processos ecológicos incorpore diversas escalas espaciais e temporais, já que padrões de reprodução, recrutamento, dispersão, predação, etc., em geral oscilam em diferentes habitats ao longo do tempo (OLABARRIA; CHAPMAN, 2001). Melhorar a compreensão da variabilidade espaço-temporal permitirá distinguir mudanças causadas pelo homem e mudanças naturais, levando a uma avaliação mais realista dos impactos ambientais (THRUSH *et al.*, 1999; UNDERWOOD; CHAPMAN, 2013).

Neste contexto, padrões de variabilidade espaço-temporal de comunidades bênticas tendem a flutuar de acordo com as escalas em que variáveis abióticas afetam um determinado sistema, e essa variação irá se diferenciar entre habitats Urbanos e Não Urbanos. Para testar essa suposição, este estudo avalia as respostas estruturais da comunidade bêntica e suas guildas tróficas para determinadas variáveis, abióticas e climáticas, em estuários subtropicais da região sul do Brasil, com dois níveis de urbanização, aplicando um sistema amostral hierarquizado no tempo e espaço.

2 HIPÓTESE

Se a comunidade bêntica macrofaunal na região subtropical varia mais temporalmente do que espacialmente e a urbanização altera a estrutura e funcionamento dessas comunidades, então a comparação entre estuários evidenciará: i-) uma diferenciação espacial associada com o gradiente de urbanização; e ii-) uma diferenciação temporal relacionada com a perda da sazonalidade em estuários urbanos.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

Avaliar a variação espacial e temporal na estrutura e função da comunidade bêntica faunal de estuários Urbanos e Não Urbanos.

3.2 Objetivos específicos:

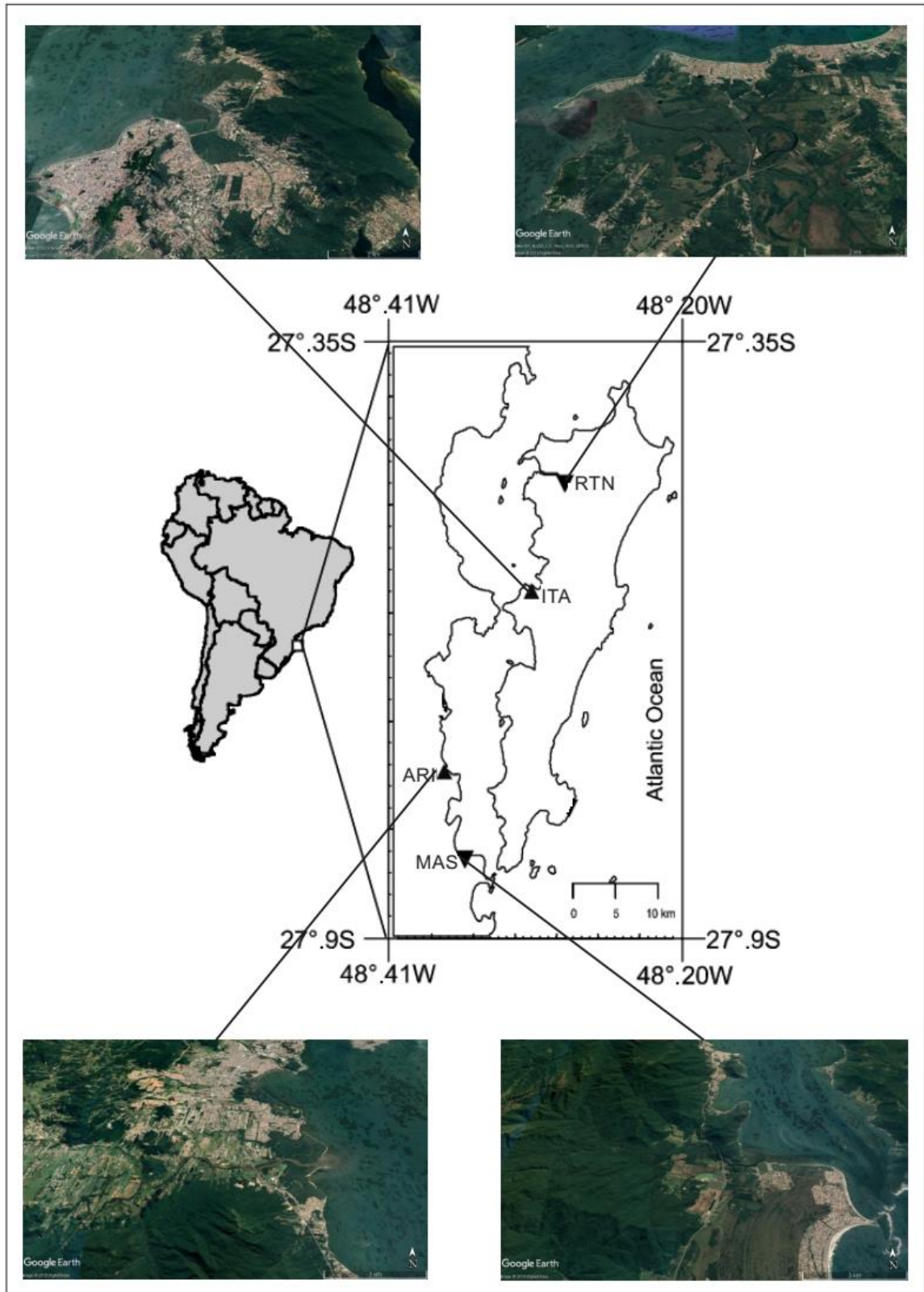
- a. Caracterizar o grau de urbanização e variáveis climáticas dos estuários, a partir de coletas mensais durante um ano em quatro estuários de Santa Catarina;
- b. Relacionar os dados ambientais com a comunidade bêntica;
- c. Relacionar a distribuição espacial e temporal da comunidade com o grau de urbanização e as variáveis climáticas;

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

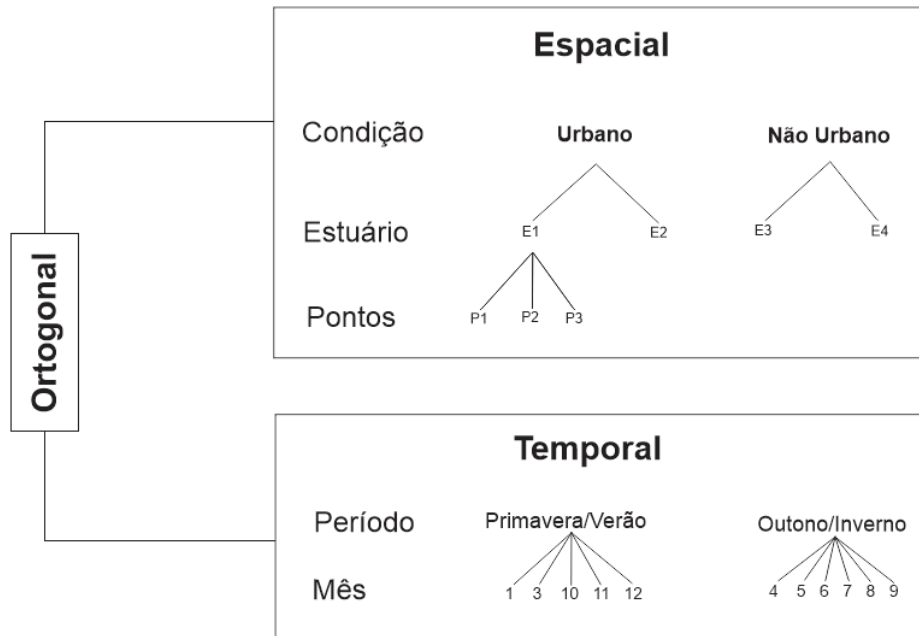
Este estudo foi realizado em quatro estuários localizados no sul do Brasil, entre as coordenadas 27°35'S - 48°41'W e 27°9'S - 48°20'W (Figura 1). A região costeira é tipicamente composta por baías e enseadas formadas por sedimentos do quaternário e onde os estuários se estabelecem, no encontro das águas marinhas com as águas doces dos rios. A temperatura média da água anual da região é 20°C com diferenças sazonais variando entre 17°C e 22°C. A região é caracterizada por clima subtropical úmido e o regime de marés é de micromarés, com amplitudes médias de 0.15 m nas marés de quadratura e de 0.83 m nas marés de sizígia (CRUZ, 1998).

Figura 1: Mapa indicando os quatro estuários. RTN – Rio Ratones, MAS – Rio Massiambu, ITA – Rio Itacorubi, ARI – Rio Aririu.



Adaptado de WEIS et al., 2017

Figura 2: Diagrama do delineamento amostral, mostrando a escala de variabilidade temporal e espacial a ser examinada.



A estrutura geral do delineamento incorporou a escala espacial e temporal. As escalas espaciais (fatores) Condição (Urbano vs. Não Urbano - 10^4m) – fixa com dois níveis, Estuários (quatro áreas determinadas) – aleatório com dois níveis (10^3m) aninhado em Condição, Pontos – aleatório com três níveis (10^1m) aninhado em Estuários e dois subníveis aninhados em Ponto. As escalas temporais Período (Primavera/Verão e Outono/Inverno) - fixo e Mês – fixo, com seis níveis aninhado em Período (Figura 2).

Os estuários estudados foram classificados em Urbanos e Não Urbanos por meio da interpretação visual de imagens aéreas (Figura 1), complementadas com pesquisas de campo, e uso de dados já existentes de qualidade de água e sedimento (PAGLIOSA *et al.*, 2006, 2016; PAGLIOSA, 2005). Após análise, foram determinados dois critérios para determinação do grau de distúrbio ambiental antropogênico: (i) Estuários Urbanos, sempre que disponível indicado pelos dados de água e sedimento, e quando uma grande extensão da base do estuário foi composta por áreas residenciais, comerciais ou industriais, com sinais claros de distúrbios

no ambiente; e (ii) estuários Não Urbanos, sempre que disponível, indicado pelos dados de água e sedimento, quando a base do estuário apresentava pouco ou nenhum sinal de intervenção antrópica, inserção em Unidades de Conservação e visualmente o ambiente era preservado.

Os estuários considerados Não Urbanos foram o do Rio Ratonos (RTN) e o do Rio Massiambu (MAS). Em geral, estes ambientes possuem baixo grau de urbanização e pouca influência antrópica e estão localizados dentro de áreas de proteção ambiental (i.e., o estuário do rio Massiambu está inserido no Parque estadual da Serra do Tabuleiro e o estuário do Rio Ratonos faz parte da Estação Ecológica de Carijós). Já os estuários classificados como Urbanos, Itacorubi (ITA) e Aririu (ARI), estão em regiões com alta evidência de antropização.

4.2 Amostragem e processamento das amostras

As coletas foram feitas mensalmente durante o período de janeiro a dezembro de 2015 no infralitoral de cada estuário. As amostras do mês de fevereiro foram danificadas durante o processo de triagem e identificação, portanto não foi possível usá-las neste trabalho. Seis amostras da fauna foram realizadas com um amostrador de 15 cm de diâmetro e 4 cm de altura (0.018 m²). Ainda em campo as amostras da fauna foram peneiradas em malha de 500 µm e os organismos retidos foram fixados em formalina 4%. As amostras de sedimento foram mantidas refrigeradas e posteriormente secas. Em laboratório, a fauna foi triada, quantificada e identificada ao menor nível taxonômico possível e por guildas tróficas com o uso de estereomicroscópios, e então conservadas em álcool 70%. As Guildas tróficas foram classificadas em Detritívoros de superfície, Depositívoros de subsuperfície, Suspensívoros e Predadores com base em ARRUDA *et al.*, (2003) e JUMARS *et al.*, (2015). O conceito de guildas vem sendo usado para separar grupos de organismos em seus hábitos alimentares e padrões de locomoção (BARNES; FAUCHALD, 1979; PAGLIOSA; BARBOSA, 2006) e é importante pois permite o uso de abordagens funcionais para o estudo da saúde do ecossistema (BARNES; FAUCHALD, 1979).

Simultaneamente à amostragem da fauna, foram realizadas três amostras de sedimento em cada estuário para quantificação de matéria orgânica, nutrientes, metais e densidade de

sedimento (Bulk Density) utilizando um amostrador de 10 cm de diâmetro e 4 cm de altura (0.0078 m²).

A densidade do sedimento (BD) foi calculado através da divisão do peso seco da amostra pelo peso total (BRADY; WEIL, 1990):

$$BD \text{ (g/cm}^3\text{)} = \text{Amostra seca (g)} / \text{Amostra total (cm}^3\text{)}$$

A matéria orgânica no sedimento foi determinada de acordo com SUGUIO, 1973. As concentrações de nitrogênio e fósforo total foram determinadas por espectrofotometria de acordo com métodos padrões (APHA, 1998) e as de metais (Alumínio, Cobre, Chumbo e Cromo) foram determinadas a partir do espectrômetro de absorção atômica de fonte contínua de alta resolução (HR-CS GF-AAS, Analytik Jena AG, Jena, ContrAA 600, Alemanha). A média mensal da temperatura da água e a soma da precipitação entre as coletas de todos os estuários para o ano de 2015 foram obtidas na base de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2018).

4.3 Análise de dados

A fim de verificar o padrão de distribuição espacial e temporal das amostras foi realizada uma análise de Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS) baseada em uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis. Os dados utilizados foram transformados aplicando raiz quarta. Adicionalmente, foi aplicada uma Análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA; ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008), conduzida com 999 permutações sob o método padrão para fornecer o erro mais exato para desenhos multifatoriais. Foi utilizado um modelo hierarquizado para identificar as escalas de variabilidade. A análise teve por objetivo testar a hipótese de ausência de diferenças entre as comunidades macrobênticas nas escalas investigadas, seguida de um teste “Post Hoc” ($p < 0,005$) para distinguir as diferenças entre os períodos de cada condição.

Por meio da Análise de componentes principais (PCA, PEARSON, 1901) foi feita uma redução dos dados abióticos (Matéria Orgânica, Alumínio, Cobre, Ferro, Cromo, Nitrogênio,

Fósforo e Densidade Aparente do Sedimento) e ambientais (Precipitação e Temperatura) em um eixo com maior representatividade dos dados (95% para os dados abióticos e 99% para os dados ambientais). Esta redução foi feita para analisar a presença e caracterizar um gradiente de urbanização e climático através de um conjunto de cada variável. Então, por meio da Análise Canônica das principais coordenadas (CAP, ZEALAND *et al.*, 2003), a fim de evidenciar a variação espacial e temporal da comunidade, os dados bióticos foram relacionados com o gradiente de urbanização e os dados ambientais com o gradiente climático. A CAP explora o quão bem os dados biológicos podem prever a posição dos pontos ao longo de variáveis ambientais. Por fim, para identificar as diferenças sazonais e espaciais das variáveis abióticas, Abundância total, Riqueza, abundância dos táxons dominantes e abundância das guildas tróficas em cada período e condição uma Análise de Variância – ANOVA foi feita, ambos os fatores foram considerados fixos.

Todas as análises foram feitas por meio do ambiente computacional R (R DEVELOPMENT CORE, 2011), as ANOVAS com o pacote GAD (SANDRINI-NETO; CAMARGO, 2012), Post Hoc com o pacote pairwiseAdonis (MARTINEZ ARBIZU, 2017) e a CAP, PERMANOVA, PCA e nMDS com o pacote vegan (OKSANEN, J *et al.*, 2010).

5 RESULTADOS

Foram identificados mais de 45000 invertebrados de 27 táxons nos estuários estudados. Os seis grupos mais abundantes (Figura 8 e

Figura 9) – *Kalliapseudes schubartii*, *Capitella* spp., *Laeonereis acuta*, *Heteromastus* sp., *Streblospio benedicti* e Tubificinae – representaram mais de 93% do total de indivíduos presentes (APÊNDICE D, APÊNDICE E, APÊNDICE F e APÊNDICE G) O padrão de distribuição dos dados da fauna evidenciou duas tendências de separação das amostras (Figura 3). A espacial em dois grupos formados por amostras das áreas urbanas e não urbanas, e a temporal por dois grupos formados por amostras do período Outono/Inverno e Primavera/Verão. Corroborando com a PERMANOVA (

Tabela 1) que indicou ser significativa a diferença entre Períodos, Condição e Estuários, indicando que as associações macrofaunais variaram de acordo com o gradiente de urbanização e do gradiente climático. As áreas urbanas abrigaram 19 táxons dos quais os

poliquetas *Capitella* spp., *Laeonereis acuta*, *Streblospio benedicti*, *Heteromastus* sp. e o oligoqueta Tubificinae corresponderam a 95% de todos os indivíduos. Seu padrão de variação espaço-temporal não foi significativo indicando uma homogeneidade nas amostras dos estuários que compõem essa condição. Nas áreas não urbanas, 24 táxons foram identificados dos quais o tanaidacea *K. schubartii*, os poliquetas *Capitella* spp., *L. acuta*, e *Heteromastus* sp., e Tubificinae corresponderam a 96% da macrofauna. O padrão de variação espaço-temporal desta condição foi significativo, indicando que os dois estuários deste fator são diferentes entre si.

Figura 3: NMDS das amostras da fauna dos estuários nas diferentes condições e períodos.

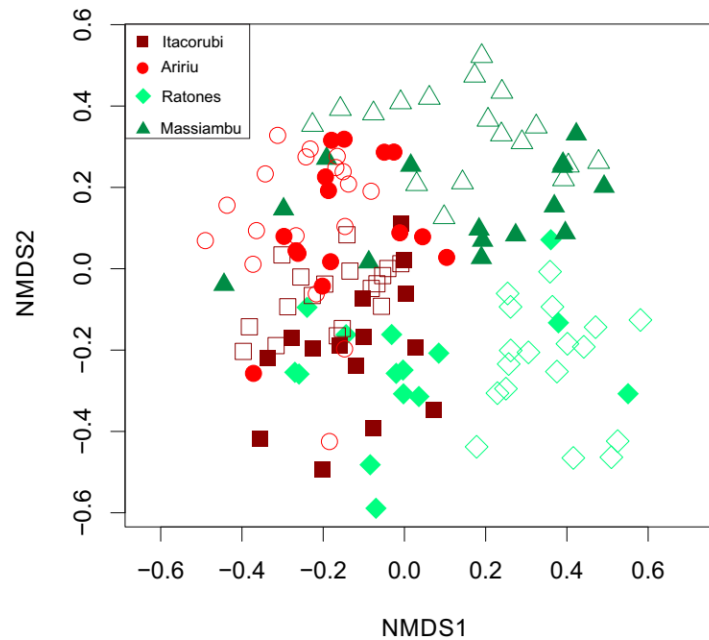


Tabela 1: PERMANOVA para as amostras da fauna dos estuários nas diferentes condições e períodos.

Fator	Post Hoc	GL	MQ	F	P
Condição(CO)		1	2.42284	40090	0,001
Período (PE)		1	0.35424	5862	0,001
Estuário (CO)		2	1.01591	16810	0,001
CO:PE		1	0.41244	6825	0,001
	Urbano	1		1,99627	0,096
	Não urbano	1		5,900272	0,001
Resíduo		126	0.06043		
Total		131			

A análise canônica de coordenadas principais (CAP) mostrou que a comunidade bêntica dos estuários respondeu ao gradiente de urbanização (Figura 4; $\delta^2=0.82$). Formando uma tendência espacial oposta entre amostras de estuários urbanos e não urbanos ao longo do eixo x. Onde a condição Urbano apresentou sua distribuição no lado direito do gráfico e a condição Não Urbano no lado esquerdo.

Esse padrão de distribuição espacial das amostras da fauna é suportado pela análise de variância para as variáveis abióticas que diferiram significativamente entre condição (APÊNDICE A). A concentração dos metais, matéria orgânica, nitrogênio e fósforo foram, em geral, maiores nos estuários Urbanos (

Figura 7).

Já a CAP da fauna respondendo ao gradiente climático (Figura 5), evidenciou as diferenças temporais entre estuários Urbanos e Não Urbanos. Ao longo do eixo das abcissas, não é possível identificar um padrão de distribuição entre as condições e por esse motivo a componente de variação canônica foi baixa ($\delta^2=0.13$). Entretanto o eixo das ordenadas indicou um gradiente climático vertical crescente, onde a condição Urbano se distribui ao longo da parte inferior do gráfico e a condição Não Urbano na parte superior. Os estuários que compõem a condição Urbano mostraram uma sobreposição entre si, indicando que não variaram entre as datas de amostragem.

Além disso, a condição Não Urbano evidenciou uma tendência de separação entre seus estuários. Em geral, as amostras dos estuários Não Urbanos estiveram dispersas ao longo do gradiente climático, mostrando as variações temporais da comunidade bêntica. Essa interpretação sobre o padrão de distribuição temporal das amostras da fauna é suportado pelas diferenças encontradas nos valores de precipitação e temperatura. Os meses correspondentes ao período Primavera/verão obtiveram em média um total de 228 mm de precipitação por mês e temperatura média de 23°C. Já os meses correspondentes ao período Outono/Inverno obtiveram uma média mensal de precipitação de 144 mm e média de temperatura de 19°C (Figura 6).

Figura 4: CAP para modelar a relação do gradiente de urbanização com a comunidade dos estuários urbanos e não urbanos.

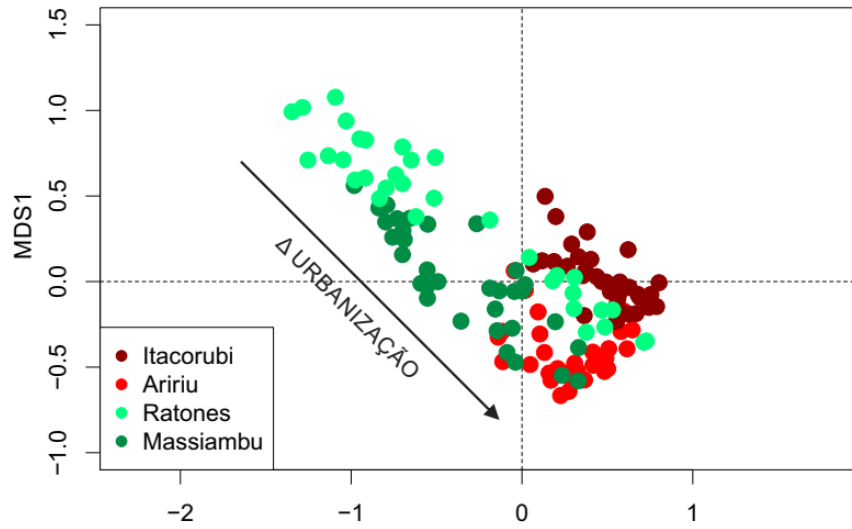


Figura 5: CAP para modelar a relação do gradiente climático com a comunidade dos estuários urbanos e não urbanos.

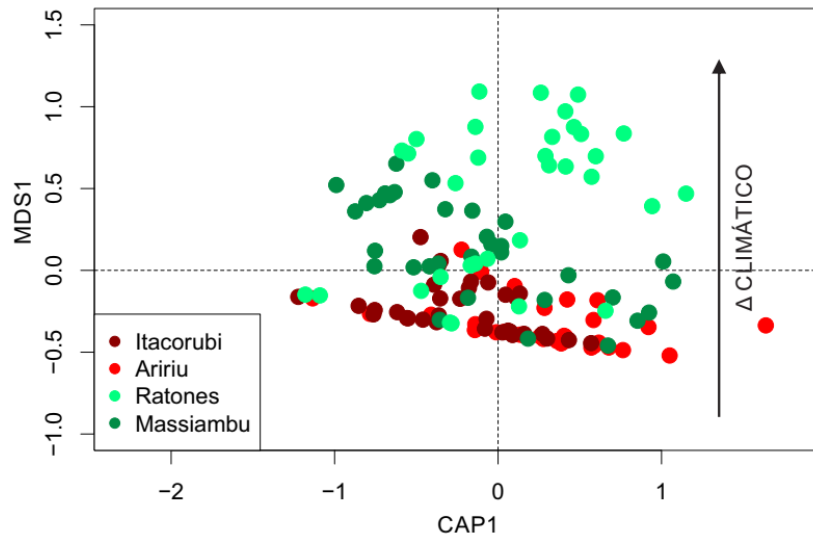


Figura 6: Média da temperatura da água (°C) representada pela linha com pontos e soma da precipitação entre as coletas (mm) representada pelas barras. Eixo x indicando os meses de 2015.

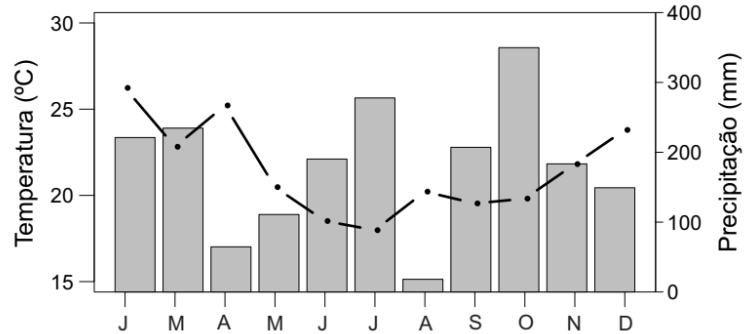
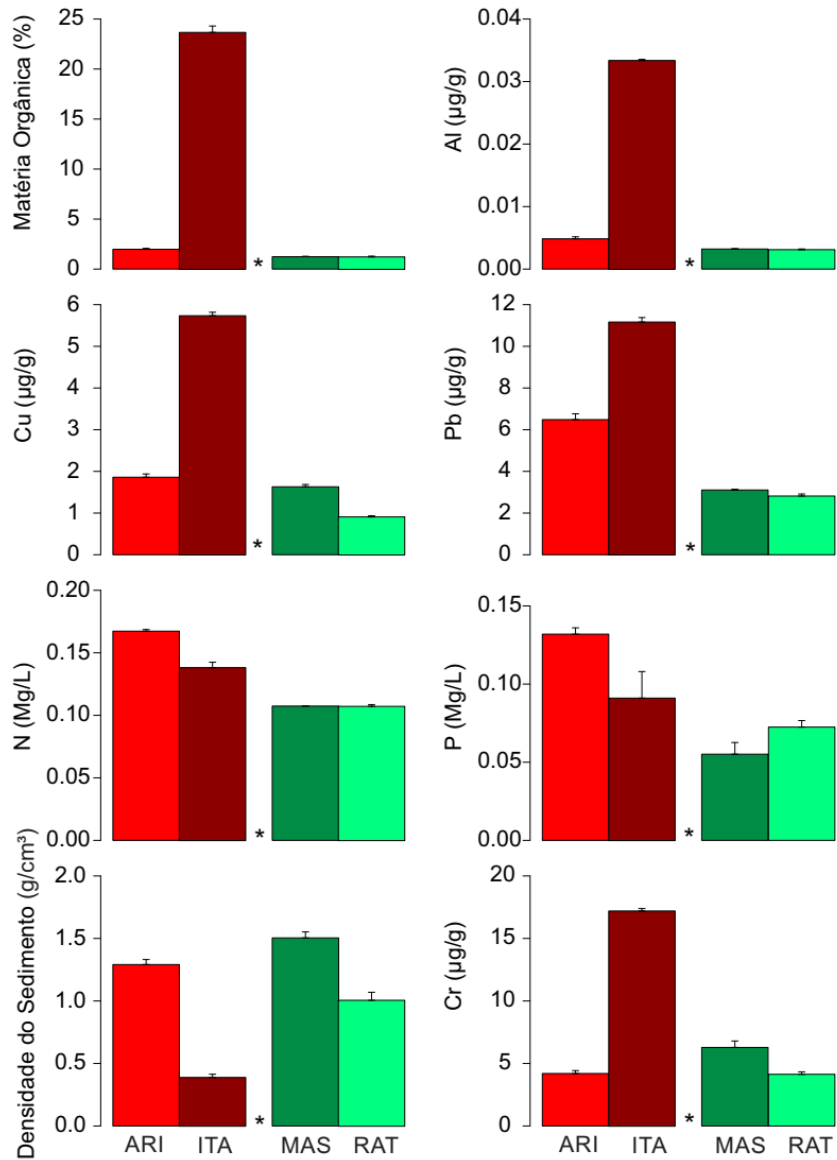


Figura 7: Gráfico de barras evidenciando as variáveis abióticas de cada estuário.



Assim como nas análises multivariadas dos dados da comunidade, as análises univariadas dos descritores estruturais e funcionais da comunidade bêntica variaram entre condições e períodos (APÊNDICE B). Para abundância total observou-se interações significativas entre Condições e Períodos. Em contraste aos estuários Urbanos, os Não urbanos apresentaram diferenças acentuadas entre Períodos. O número de espécies apresentou diferenças significativas entre as condições, possuindo maiores valores nos estuários Não Urbanos (Figura 8). O mesmo padrão foi encontrado para o táxon *Heteromastus* sp., que teve pico de abundância em um dos estuários da Condição Não Urbano. A espécie *Kalliapseudes schubartii* apresentou diferenças significativas em todas as escalas, Condição, Período e entre os períodos da condição Não Urbano. Porém sua presença entre os táxons dominantes se deu a sua alta abundância no estuário de Ratoles, indicando uma ocorrência aparente deste táxon aos estuários Não Urbanos (Figura 9).

Os táxons *Capitella* spp. e *Streblospio benedicti* exibiram diferenças significativas entre as Condições e Períodos e a maior abundância destes táxons foi encontrada no Período Outono/Inverno. Já *Laonereis acuta* e Tubificinae não indicaram diferenças significativas nas escalas investigadas.

Figura 8: Valores Médios (desvio padrão) da densidade total, riqueza de espécie, e dos táxons selecionados (0.036 m²) e resultado da ANOVA. U – Urbano, NU – Não Urbano, OI – Outono/Inverno, PV - Primavera/Verão.

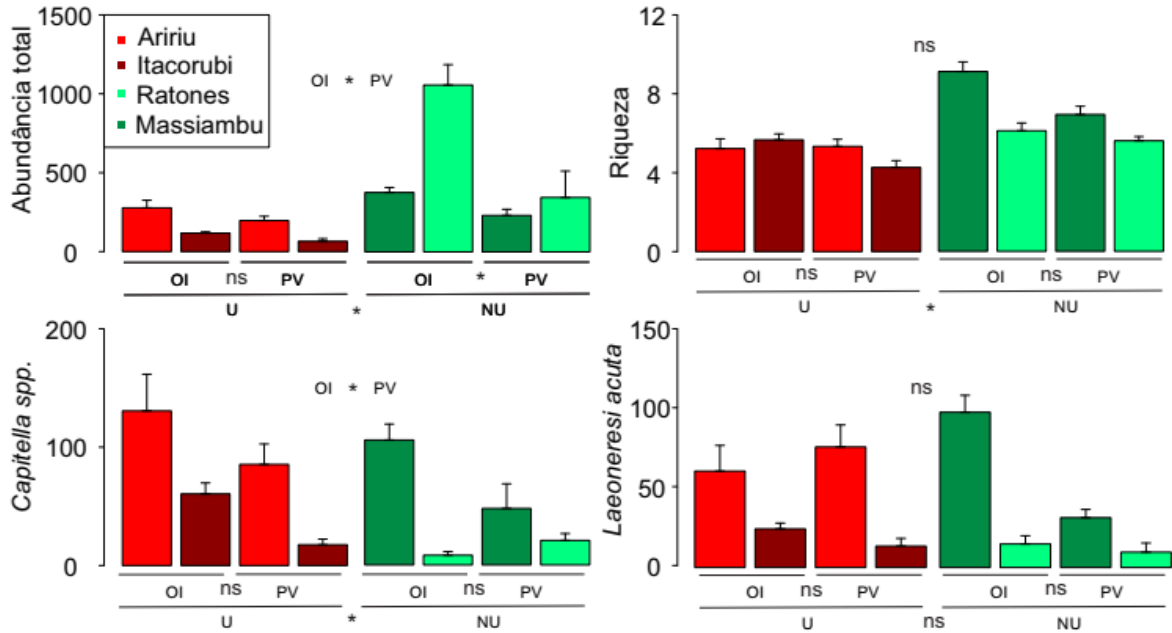
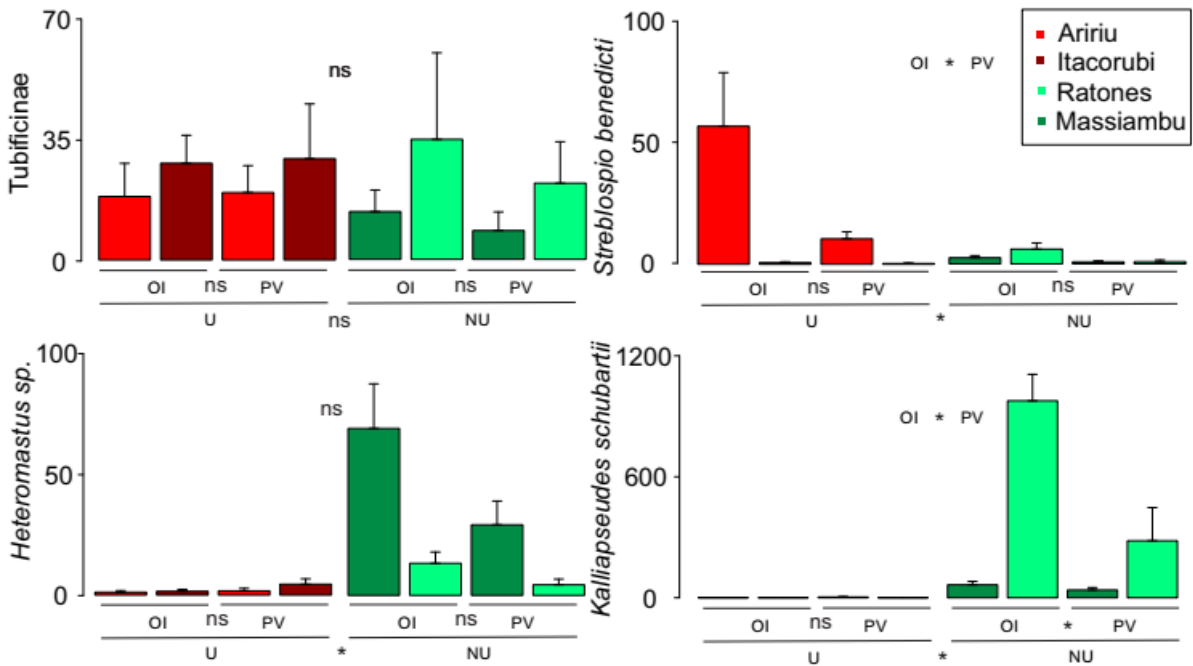


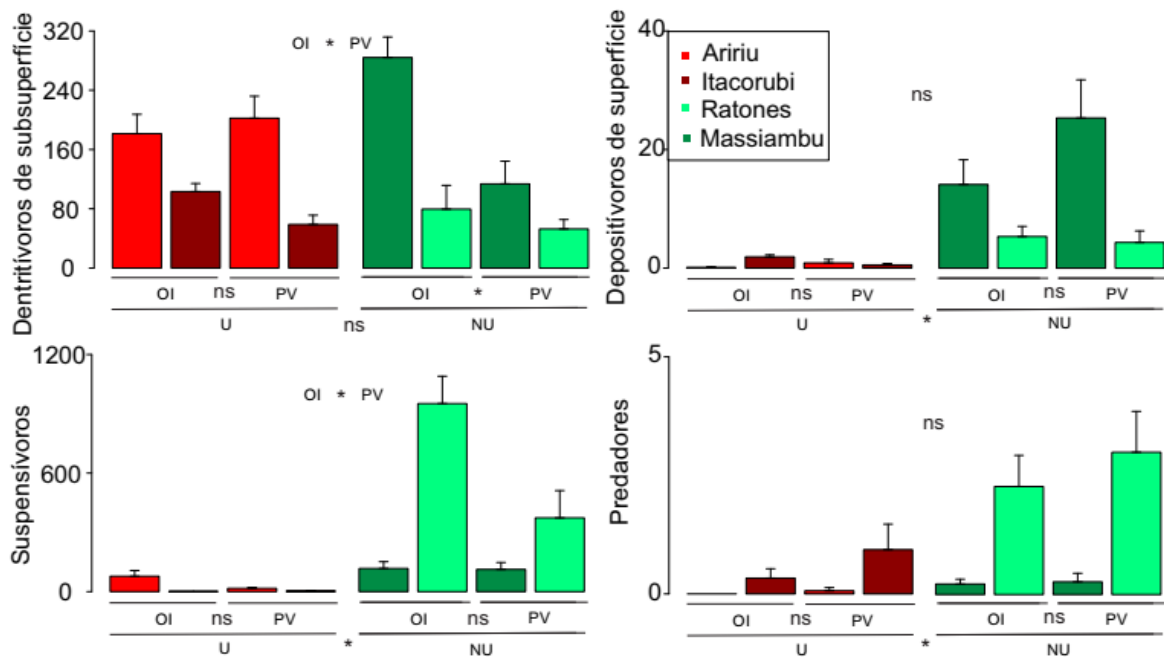
Figura 9: Valores Médios (desvio padrão) dos táxons selecionados (0.036 m²) e resultado da ANOVA. U – Urbano, NU – Não Urbano, OI – Outono/Inverno, PV -Primavera/Verão.



As abundâncias das guildas tróficas (Figura 10) foram em geral significativas para a diferença entre as condições, exceto os Detritívoros de subsuperfície. Depositívoros de superfície e Suspensívoros foram significativamente maiores na condição Não Urbano em ambos os períodos. Já os predadores, apesar de mostrar diferenças significativas entre condições e maior abundância na condição Não Urbano devido ao estuário de Ratores, em geral teve ocorrência baixa.

Os depositívoros de superfície não foram significativamente diferentes entre Condições, entretanto mostraram variabilidade sazonal na condição Não Urbano.

Figura 10: Valores médios (desvio padrão) das guildas tróficas e resultado da ANOVA. U – Urbano, NU – Não Urbano, OI – Outono/Inverno, PV -Primavera/Verão



6 DISCUSSÃO

Os resultados indicam que o aumento da urbanização está causando alteração na estrutura e funcionamento da comunidade bêntica dos estuários estudados da Baía da Ilha de Santa Catarina. As concentrações de nutrientes dissolvidos e metais traços em áreas Urbanas

foram maiores do que nas áreas Não Urbanas. Corroborando com estudos anteriores, onde a concentração de metais traços, principalmente chumbo foi significativamente mais alta em estuários Urbanos da mesma região (PAGLIOSA *et al.*, 2006). Esta resposta pode estar relacionada a este metal ser usado como aditivo na gasolina. Esta técnica é proibida pela legislação Brasileira desde 1989, mas resquícios deste metal ainda são encontrados no cabelo de pessoas que trabalham próximo a rodovia (DUARTE; PASQUAL, 2000). Em contraste, a condição Não Urbano apresentou valores considerados naturais para ambientes não impactados (MACDONALD; INGERSOLL; BERGER, 2000) e todas as concentrações foram menores que as determinadas como de efeito provável nos organismos. Estes resultados apoiam a hipótese sobre a influência do grau de urbanização a variabilidade espaço-temporal da comunidade bêntica.

A análise de variância permutacional mostrou diferenças entre a macrofauna bêntica dos estuários Urbanos e Não Urbanos. A comunidade respondeu as variáveis ambientais, indicando que fontes de urbanização modificam a estrutura macrofaunal dos estuários. Comunidades macrofaunais respondem a impactos ambientais através de variações na abundância total e dos táxons selecionados. Apesar de aparentemente ter apresentado valores maiores na condição Não Urbano, esses valores foram causados pelos picos da espécie *Kalliapseudes schubartii* em um dos estuários. Esses picos provavelmente foram causados por essa espécie estar em fase de reprodução (FREITAS-JÚNIOR *et al.*, 2013). Entretanto, a interação da variabilidade da comunidade e a concentração das variáveis abióticas é complexa (GRANT, 2002). Além da variação na abundância, há também a possibilidade de haver diferenças na composição taxonômica entre áreas Urbanas e Não Urbanas (WARWICK; CLARKE, 1993). A redução no número de táxons nos estuários Urbanos, padrão encontrado neste estudo, pode indicar um desequilíbrio na base da cadeia trófica destes ambientes, e conseqüentemente em organismos com alto valor econômico na região, como peixes, crustáceos e moluscos que dependem de complexos estuarinos para crescer e se reproduzir (LAMBERTH; TURPIE, 2003; WALLACE *et al.*, 1984).

A dominância, composição e riqueza dos táxons encontrados nas duas condições estudadas são consistentes com estudos prévios realizados na região (NETTO; GALLUCCI, 2003; PAGLIOSA; BARBOSA, 2006). O tanaidacea *K. schubartii*, com seus hábitos seletivos de depositívoro a suspensívoro, vive na superfície do sedimento. Sua sensibilidade a

ambientes urbanos já foi reportada em estudos anteriores (PAGLIOSA; BARBOSA, 2006; SOLEDAD AMBROSIO; FERREIRA; RODRIGUES CAPÍTULO, 2014). Já o polychaeta *Heteromastus* spp. como um detritívoro de subsuperfície, é capaz de atingir profundidades maiores no sedimento, e sua sensibilidade a urbanização pode estar relacionada a competição com outros detritívoros de subsuperfície, como *Capitella* spp. e *Streblospio benedicti* (PAGLIOSA; BARBOSA, 2006). Essas espécies são típicas de ambientes estuarinos de regiões subtropicais e temperadas como a Costa do Atlântico Sudeste (LANA, 1986; LEITE *et al.*, 2003) e suas densidades tendem a diminuir consideravelmente em ambientes com alto grau de urbanização (DANULAT *et al.*, 2002; IENO; BASTIDA, 1998; MUNIZ; RODRÍGUEZ; VENTURINI, 2004) ou após eventos de distúrbios no ambiente (BEMVENUTI; ROSA-FILHO; ELLIOTT, 2003). Portanto, este resultado indica que, apesar de apresentarem diferentes estratégias de sobrevivência, hábitos alimentares e comportamentos, essas espécies são sensíveis a alterações ambientais.

Em contrapartida, o poliqueta *Capitella* spp., táxon dominante nos estuários urbanos, é um organismo reconhecidamente indicador de enriquecimento orgânico em estuários, lagoas e regiões costeiras ao redor do mundo. Estudos anteriores mostraram que apesar deste táxon ocorrer em ambientes com diferentes graus de urbanização (NETTO; GALLUCCI, 2003) este possui baixa sensibilidade a ambiente urbanos (LEONARDSSON *et al.*, 2015). Essa baixa sensibilidade pode estar atrelada a seus hábitos sedentários, pois sua estratégia de colonização esta relacionada a rápido recrutamento e transporte passivo para regiões de menor competição (NETTO; LANA, 1994) - A espécie *Streblospio benedicti* também foi abundante nas áreas urbanas. Comum na superfície do sedimento, este organismo vive em regiões entre-marés, e com seu hábito oportunista (LLANSÓ, 1991) já mostrou que é capaz de tolerar ambientes ricos em matéria orgânica e hipóxicos (CHANDLER; SHIPP; DONELAN, 1997; WEINSTEIN; SANGER, 2003).

As guildas tróficas, em geral, seguiram os mesmos padrões encontrados nos táxons individuais. Sugerindo a influência do gradiente de urbanização na presença de organismos com determinados hábitos alimentares. Esses resultados corroboram com estudos anteriores,

onde foi encontrada relação entre a variação da abundância de organismos pertencentes as guildas suspensívoros e depositívoros de superfície com a concentração de matéria orgânica (GASTON et al., 1998; WORD, 1978). A variação temporal foi significativa apenas nas guildas detritívoros de superfície e suspensívoros. Este resultado condiz com os padrões encontrados no táxons individuais pertencentes a esses grupos. Podendo estar relacionado com a sazonalidade nos estuários Não Urbanos e com a homogeneização causada pelo gradiente de urbanização nos estuários Urbanos.

As variações temporais foram significativas na condição Não urbano, indicando que estes estuários estão respondendo a heterogeneidade natural do ecossistema permitindo evidenciar suas particularidades (MUNGUIA et al., 2011). Já a comunidade dos estuários Urbanos não variaram temporalmente, podendo estar respondendo a um processo de homogeneização causado pelas altas concentrações das variáveis abióticas (WESTERN, 2002). Estudos anteriores já indicaram que a homogeneização ambiental pode causar a diminuição da diversidade (HUBBELL, 2001). Espécies se beneficiam da heterogeneidade do ecossistema através da coexistência. Além disso para organismos com mais de um estágio de vida, a heterogeneidade fornece diversos habitats para cada um deles, mantendo populações daquele estuário (MUNGUIA et al., 2011; THRUSH et al., 1999). Os táxons dominantes, em geral, tiveram abundâncias maiores no período Outono/Inverno. Essa maior predominância nos meses frios pode ser atrelada a causas naturais, como ciclos de vida, recrutamento, migração e predação (ADRIAAN W.E. DORRESTEIJN; WESTHEIDE, 1999; ZAJAC; WHITLATCH, 1982) ou a maior ocorrência de impactos urbanos no período Primavera/Verão. Este impacto urbano é causado principalmente pelo aumento populacional, impactos de construções nas rodovias e residências, e fluxo anormal de efluentes urbanos - diretamente relacionados ao turismo na região. Todas essas mudanças podem ter afetado a estrutura e o funcionamento da comunidade neste período.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento do presente estudo possibilitou a análise do efeito da urbanização e da variação natural do ambiente na estrutura e funcionamento da comunidade macrofaunal bêntica de quatro estuários na Baía da Ilha de Santa Catarina (sul do Brasil). Além disso, permitiu responder a hipótese de que (i) há diferenciação espacial associada ao gradiente de

urbanização nos estuários e (ii) estuários Urbanos tendem a sofrer com a perda de sazonalidade e diferenciação temporal. Os resultados aqui obtidos, embora possuam limitações em relação ao fato de se tratar de uma amostragem anual e não representar toda a complexidade espacial e temporal, mostram que a urbanização pode causar modificações na estrutura da comunidade macrofaunal bêntica estuarina. Esses resultados nos levam a questionamentos relativos à dimensão dos impactos gerados nos ecossistemas marinhos. Visto que podem afetar drasticamente o habitat de espécies que são verdadeiras estruturadoras de comunidades.

8 REFERÊNCIAS

ADRIAAN W.E. DORRESTEIJN; WESTHEIDE, W. **Reproductive Strategies and Developmental Patterns in Annelids**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1999.

ANDERSON, M.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. PERMANOVA + for PRIMER user manual. v. 1, p. 1:218, 2008.

ARRUDA, E. P.; DOMANESCHI, O.; AMARAL, A. C. Z. Mollusc feeding guilds on sandy beaches in São Paulo State, Brazil. **Marine Biology**, v. 143, n. 4, p. 691–701, 2003.

BARNES, M.; FAUCHALD, K. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. **Oceanography and Marine Biology Annual Review**, v. 17, p. 193–284, 1979.

BEMVENUTI, C. E.; ROSA-FILHO, J. S.; ELLIOTT, M. Changes in soft-bottom macrobenthic assemblages after a sulphuric acid spill in the Rio Grande Harbor (RS, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 183–194, 2003.

BESSA, F. et al. Temporal changes in macrofauna as response indicator to potential human pressures on sandy beaches. **Ecological Indicators**, v. 41, p. 49–57, 2014.

BORJA, A. et al. Assessing estuarine benthic quality conditions in Chesapeake Bay: A comparison of three indices. **Ecological Indicators**, v. 8, n. 4, p. 395–403, 2008.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 14. ed. Upper Saddle River: Pearson Prentice Hall, 1990.

BROWN, S. S. et al. Effects of Sediment Contaminants and Environmental Gradients on Macrobenthic Community Trophic Structure in Gulf of Mexico Estuaries Introduction Macrobenthic invertebrates play an important functional role in estuaries and other aquatic eco. **Estuarine Research Federation**, v. 23, n. 3, p. 411–424, 2000.

CHANDLER, G. T.; SHIPP, M. R.; DONELAN, T. L. Bioaccumulation, growth and larval settlement effects of sediment-associated polynuclear aromatic hydrocarbons on the estuarine polychaete, *Streblospio benedicti* (Webster). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 213, n. 1, p. 95–110, 1997.

CRUZ, O. **A Ilha de Santa Catarina e o continente próximo: um estudo de geomorfologia costeira**. Florianópolis: Editora da UFSC, 1998.

DANULAT, E. et al. First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, n. 6, p. 554, 2002.

DAUER, D. M.; WEISBERG, S. B.; RANASINGHE, J. A. Relationships between Benthic Community Condition, Water Quality, Sediment Quality, Nutrient Loads, and Land Use Patterns in Chesapeake Bay. **Estuaries**, v. 23, n. 1, p. 80, 2000.

DÍAZ-TAPIA, P.; BÁRBARA, I.; DÍEZ, I. Multi-scale spatial variability in intertidal benthic assemblages: Differences between sand-free and sand-covered rocky habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 133, p. 97–108, 2013.

DUARTE, R. P. S.; PASQUAL, A. Avaliação do cádmio (Cd), chumbo (Pb), níquel (Ni) e zinco (Zn) em solos, plantas e cabelos humanos. **Energia na Agricultura**, v. 15, p. 46–58, 2000.

DUKA, S. et al. Biomonitoring of water quality of the Osumi, Devolli, and Shkumbini rivers through benthic macroinvertebrates and chemical parameters. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 52, n. 5, p. 471–478, 2017.

FEDERATION, W. E.; ASSOCIATION, A. P. H.; OTHERS. Standard methods for the examination of water and wastewater. **American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA**, 2005.

FRANÇA, S. et al. Spatial and temporal patterns of benthic invertebrates in the Tagus estuary, Portugal: comparison between subtidal and an intertidal mudflat. **Scientia Marina**, v. 73, n. 2, p. 307–318, 2009.

FREITAS-JÚNIOR, F. et al. Spatiotemporal distribution and population structure of monokaliapseudes schubarti (Tanaidacea: Kalliapseudidae) in an estuary in southern Brazil. **The Scientific World Journal**, v. 2013, 2013.

GASTON, G. R. et al. Trophic function in estuaries: response of macrobenthos to natural and contaminant gradients. **Marine Freshwater Research**, v. 49, p. 833–846, 1998.

GESAMP (IMO/FAO/UNESCO-IOC/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP JOINT GROUP OF EXPERTS ON THE SCIENTIFIC ASPECTS OF MARINE ENVIRONMENTAL PROTECTION) AND ADVISORY COMMITTEE ON PROTECTION OF THE SEA. **A Sea of Troubles**. 70. ed. [s.l.] GRID-Arendal, 2001.

GRANT, A. Pollution-tolerant species and communities: Intriguing toys or invaluable monitoring tools? **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 8, n. 5, p. 955–970, 2002.

GRAY, J. S.; WU, R. S. S.; YING, Y. O. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. **Marine Ecology Progress Series**, v. 238, p. 249–279, 2002.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32)**. [s.l.] Princeton University Press, 2001.

IENO, E. N.; BASTIDA, R. O. **Spatial and Temporal Patterns in Coastal Macrobenthos of Samborombon Bay, Argentina: A Case Study of Very Low Diversity**. Mar del Plata: [s.n.]. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.2307%2F1353273.pdf>>. Acesso em: 6 nov. 2018.

INMET. **Instituto nacional de meteorologia**.

JUMARS, P. A.; DORGAN, K. M.; LINDSAY, S. M. Diet of Worms Emended: An Update of Polychaete Feeding Guilds. Appendix A. **Annual Review of Marine Science**, v. 7, n. 1, p. 497–520, 2015.

KENNISH, M. J. **Practical handbook of estuarine and marine pollution**. [s.l.] CRC press, 2017.

LAMBERTH, S. J.; TURPIE, J. K. the Role of Estuaries in South African Fisheries : **African Journal of Marine Science**, n. February 2002, p. 131–157, 2003.

- LANA, P. DA C. Macrofauna bêmica de fundos sublitorais não consolidados da Baía de Paranaguá (Paraná). **Nerítica**, v. 1, n. 3, p. 79–89, 1986.
- LANCELLOTTI, D. A.; STOTZ, W. B. Effects of shoreline discharge of iron mine tailings on a marine soft-bottom community in northern Chile. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 3–4, p. 303–312, 2004.
- LEITE, F. P. P. et al. **Population biology and distribution of the tanaid *Kalliapseudes schubarti* Mañé-Garzon, 1949, in an intertidal flat in southeastern Brazil**. **J. Biol.** [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjb/v63n3/a13v63n3.pdf>>. Acesso em: 6 nov. 2018.
- LEONARDSSON, K. et al. Calculation of species sensitivity values and their precision in marine benthic faunal quality indices. **Marine Pollution Bulletin**, v. 93, n. 1–2, p. 94–102, 2015.
- LLANSÓ, R. J. Tolerance of low dissolved oxygen and hydrogen sulfide by the polychaete *Streblospio benedicti* (Webster). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 153, n. 2, p. 165–178, 1991.
- MACDONALD, D. D.; INGERSOLL, C. G.; BERGER, T. A. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 39, n. 1, p. 20–31, 2000.
- MARTINEZ ARBIZU, P. pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis. **R package version 0.0**, v. 1, 2017.
- MORRISEY, D. J. et al. Spatial variation in soft-sediment benthos. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 81, n. 2, p. 197–204, 1992a.
- MORRISEY, D. J. et al. Temporal variation in soft-sediment benthos. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 81, n. 2, p. 233–245, 1992b.
- MUNGUÍA, P. et al. Changes in habitat heterogeneity alter marine sessile benthic communities. **Ecological Applications**, v. 21, n. 3, p. 925–935, 2011.
- MUNIZ, P.; RODRÍGUEZ, M.; VENTURINI, N. Macrobenthic subtidal communities in relation to sediment pollution: the phylum-level meta-analysis approach in a south-eastern coastal region of South America. **Marine Biology**, v. 144, n. 1, p. 119–126, 2004.

NETTO, S. A.; LANA, P. C. Effects of sediment disturbance on the structure of benthic fauna in a subtropical tidal creek of southeastern Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, v. 106, p. 239–247, 1994.

NETTO, S.; GALLUCCI, F. Meiofauna and macrofauna communities in a mangrove from the Island of Santa Catarina, South Brazil. **Hydrobiologia**, v. 505, n. 1–3, p. 159–170, 2003.

OKSANEN, J., BLANCHET F G , KINDT R , LEGENDRE P , O’HARA R B , SIMPSON G L , SOLYMOS P , STEVENS M H H, W. H. vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-2. p. 17–18, 2010.

OLABARRIA, C.; CHAPMAN, M. G. Comparison of patterns of spatial variation of microgastropods between two contrasting intertidal habitats. **Marine Ecology Progress Series**, v. 220, n. September, p. 201–211, 2001.

ORIVE, E.; ELLIOTT, M.; DE JONGE, V. N. **Nutrients and Eutrophication in Estuaries and Coastal Waters**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2002. v. 475/476

PAGLIOSA, A. P. R. et al. Evidence of Systemic Changes in Trace Metal Concentrations in Subtropical Estuarine Sediments as a Result of Urbanization. **Journal of Coastal Research**, n. 39, p. 1078–1083, 2006.

PAGLIOSA, P. R. Another diet of worms: The applicability of polychaete feeding guilds as a useful conceptual framework and biological variable. **Marine Ecology**, v. 26, n. 3–4, p. 246–254, 2005.

PAGLIOSA, P. R. et al. Is mangrove planting insufficient for benthic macrofaunal recovery when environmental stress is persistent? **Ecological Engineering**, v. 95, p. 290–301, 2016.

PAGLIOSA, P. R.; BARBOSA, F. A. R. Assessing the environment-benthic fauna coupling in protected and urban areas of southern Brazil. **Biological Conservation**, v. 129, n. 3, p. 408–417, 2006.

PEARSON, K. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. **Philosophical Magazine**, v. 2, n. 11, p. 559–572, 1901.

R DEVELOPMENT CORE. R: A Language and Environment for Statistical Computing . Vienna, Austria. p. 108–124, 2011.

RESH, V. H.; ROSENBERG, D. M. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. London: Chapman & Hall, 1993.

SANDRINI-NETO, L.; CAMARGO, M. G. **GAD: an R package for ANOVA designs from general principles.**, 2012.

SOLEDAD AMBROSIO, E.; FERREIRA, A. C.; RODRIGUES CAPÍTULO, A. The potential use of *Sinelobus stanfordi* (Richardson, 1901)(Crustacea, Tanaidacea) as a biological indicator of water quality in a temperate estuary of South America. **Limnetica**, v. 33, n. 1, p. 139–152, 2014.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgard Blücher, 1973.

THRUSH, S. F. et al. THE PROBLEM OF SCALE: UNCERTAINTIES AND IMPLICATIONS FOR SOFT-BOTTOM MARINE COMMUNITIES AND THE ASSESSMENT OF HUMAN IMPACTS. In: **Biogeochemical Cycling and Sediment Ecology**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1999. p. 153–159.

UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G. Design and Analysis in Benthic Surveys in Environmental Sampling. **Methods for the Study of Marine Benthos**, p. 1–45, 2013.

WALLACE, J. H. et al. South African estuaries and their importance to fishes. **South African Journal of Science**, v. 80, n. 5, p. 203–207, 1984.

WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 172, n. 1–2, p. 215–226, 1993.

WEINSTEIN, J. E.; SANGER, D. M. Comparative tolerance of two estuarine annelids to fluoranthene under normoxic and moderately hypoxic conditions. **Marine Environmental Research**, v. 56, n. 5, p. 637–648, 2003.

WEIS, W. A. et al. Urbanization effects on different biological organization levels of an estuarine polychaete tolerant to pollution. **Ecological Indicators**, v. 73, p. 698–707, 2017.

WESTERN, D. Human-modified ecosystems and future evolution. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 10, p. 5458–5465, 2002.

WORD, J. Q. The Infaunal Trophic Index. **Ecological Applications**, v. 9, n. 2, p. 699–713, 1978.

ZAJAC, R. N.; WHITLATCH, R. B. Responses of Estuarine Infauna to Disturbance. I. Spatial and Temporal Variation of Initial Recolonization. **MARINE ECOLOGY-PROGRESS SERIES**, v. 10, p. 1–14, 1982.

ZEALAND, N. et al. Canonical Analysis of Principal Coordinates : a Useful Method of Constrained Ordination for Ecology. *Ecology*, v. 84, n. 2, p. 511–525, 200

9 APÊNDICE A

ANOVA das variáveis abióticas. GL – Grau de Liberdade, MQ – Quadrados Médios, F – Estatística de Fisher-Snedecor, P – Probabilidade de significância

Abiótico	GL	MQ	F	P	Abiótico	GL	MQ	F	P
<i>Matéria Orgânica</i>					<i>P</i>				
CO	1	13,704	2003	<2e-16	CO	1	0,114	14,73	0,0002
ES	2	8,631	1261	<2e-16	ES	2	0,125	16,16	5,51E-07
Resíduo	128	0,007			Resíduo	128	0,008		
<i>Alumínio</i>					<i>N</i>				
CO	1	0,382	2009	<2e-16	CO	1	0,088	394,41	< 2e-16
ES	2	0,230	1210	<2e-16	ES	2	0,008	36,51	2,85E-13
Resíduo	128	0,000			Resíduo	128	0,000		
<i>Cobre</i>					<i>Bulk Density</i>				
CO	1	3,051	1167	<2e-16	CO	1	0,497	88,57	2,63E-16
ES	2	1,410	539	<2e-16	ES	2	0,769	137,16	< 2e-16
Resíduo	128	0,003			Resíduo	128	0,006		
<i>Ferro</i>					<i>Cromo</i>				
CO	1	5,231	1281,6	<2e-16	CO	1	997,0	304,60	<2e-16
ES	2	0,483	118,3	<2e-16	ES	2	1436,0	438,60	<2e-16
Resíduo	128	0,004			Resíduo	128	3,3		

10 APÊNDICE B

ANOVA dos táxons dominantes. GL - Grau de Liberdade, MQ - Quadrados Médios, F - estatística de Fisher-Snedecor, P - Probabilidade de significância.

Fauna	GL	MQ	F	P	Fauna	GL	MQ	F	P
<i>Abundância Total</i>					<i>Riqueza</i>				
CO	1	1,634	1,540	0,217	CO	1	0,146	4,182	0,043
PE	1	2,965	2,795	0,097	PE	1	0,035	1,002	0,319
CO:PE	1	0,144	0,143	0,714	CO:PE	1	0,004	0,108	0,743
Resíduo	128	1,061			Resíduo	128	0,035		
<i>Capitella spp.</i>					<i>Laeonereis acuta</i>				
CO	1	6,890	6,173	0,014	CO	1	0,725	1,092	0,298
PE	1	6,340	5,681	0,019	PE	1	2,021	3,046	0,083
CO:PE	1	1,542	1,381	0,242	CO:PE	1	1,752	2,641	0,107
Resíduo	128	1,116			Resíduo	128	0,663		
<i>Streblospio benedicti</i>					<i>Kalliapseudes schubartii</i>				
CO	1	5,035	6,736	0,011	CO	1	202,020	122,92	< 2e-16
PE	1	5,122	6,853	0,010	PE	1	22,660	13,79	0,0003
CO:PE	1	0,061	0,081	0,776	CO:PE	1	43,190	26,28	1,1E-06
Resíduo	128	0,747			Resíduo	128	1,640		
<i>Tubificinae</i>					<i>Heterosmastus sp.</i>				
CO	1	3,014	2,308	0,131	CO	1	16,377	21,787	7,58E-06
PE	1	0,236	0,181	0,671	PE	1	0,890	1,184	0,279
CO:PE	1	0,506	0,387	0,535	CO:PE	1	2,154	2,865	0,093
Resíduo	128	1,305			Resíduo	128	0,752		

11 APÊNDICE C

ANOVA das guildas tróficas. GL - Grau de Liberdade, MQ - Quadrados Médios, F - estatística de Fisher-Snedecor, P - Probabilidade de significância.

Guildas	GL	MQ	F	P
Dentritívoros de superfície				
CO	1	1,665	2,680	0,104
PE	1	1,664	2,678	0,104
CO:PE	1	5,44	8,755	0,004
Resíduo	128	0,621		
Depositívoros de superfície				
CO	1	20,314	42,518	1E-09
PE	1	0,149	0,311	0,578
CO:PE	1	2,502	5,237	0,024
Resíduo	128	0,478		
Suspensívoros				
CO	1	117,69	56,84	8E-12
PE	1	10,77	5,199	0,024
CO:PE	1	19,13	9,241	0,003
Resíduo	128	2,07		
Predadores				
CO	1	6,282	22,509	6E-06
PE	1	0,044	0,159	0,691
CO:PE	1	1,631	5,844	0,017
Resíduo	128	0,279		

12 APÊNDICE D

Comunidade do estuário de Aririú durante os 11 meses de coleta.

MÊS/TÁXON	1	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	%
<i>Capitella</i> spp.	86	248	44	211	519	251	763	563	430	486	31	45,75
<i>Laeonereis acuta</i>	97	67	27	199	60	230	366	186	246	464	239	27,48
<i>Streblospio benedicti</i>	2	41	142	663	144	7	27	15	44	62	4	14,50
Tubificinae	66	212	66	222	29	0	4	0	5	0	1	7,62
<i>Boccardia</i> sp.	0	0	0	0	73	1	37	32	5	17	5	2,14
<i>Polydora</i> sp.	0	1	2	56	21	0	1	0	13	0	0	1,18
<i>Kalliapseudes schubartii</i>	0	0	0	4	1	0	0	1	1	8	42	0,72
<i>Heteromastus</i> sp.	0	4	4	1	6	0	1	0	11	0	0	0,34
<i>Anomalocardia flexuosa</i>	1	0	2	1	0	0	0	0	1	2	0	0,09
<i>Heleobia australis</i>	0	1	0	1	0	0	1	0	2	1	0	0,08
<i>Brachyura</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0,04
<i>Tholozodium rhombofrontalis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0,03
<i>Scoloplos ohlini</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Namalycastis abiuma</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Tellina versicolor</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,01
<i>Scolecopsis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
<i>Glycinde multidentis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
<i>Nephtys</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
<i>Inermonephtys</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
<i>Aglaophamus uruguayi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
<i>Caprella</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
Ostracoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
<i>Sinelobus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
Cumacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
<i>Mactra lheringi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
ATOTAL	252	574	290	1358	854	489	1200	799	759	1041	322	

13 APÊNDICE E

Comunidade do estuário de Itacorubi durante os 11 meses de coleta.

MÊS/TÁXON	1	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	%
Capitella spp.	23	0	0	0	1	9	0	9	12	0	0	43,2
Laeonereis acuta	4	66	51	103	233	352	242	108	134	46	13	29,2
Streblospio benedicti	8	12	74	124	103	25	20	82	72	4	99	20,0
Tubificinae	37	385	179	156	26	8	0	120	0	2	0	2,8
Boccardia sp.	0	0	2	5	3	0	0	1	4	0	0	1,8
Polydora sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1,4
Kalliapseudes schubartii	0	0	1	0	10	0	5	0	0	15	24	0,5
Heteromastus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5
Anomalocardia flexuosa	0	0	0	0	0	2	1	2	1	1	0	0,3
Heleobia australis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2
Brachyura	0	0	1	9	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Tholozodium rhombofrontalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Scoloplos ohlini	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Namalycastis abiuma	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Tellina versicolor	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0,0
Scolecopsis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Glycinde multidentis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Nephtys sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Inermonephtys sp.	1	7	6	7	4	6	7	3	1	0	0	0,0
Aglaophamus uruguayi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Caprella	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Ostracoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Sinelobus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Cumacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Mactra lheringi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Aracnídeo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
ATOTAL	73	477	325	404	380	402	275	325	225	69	136	

14 APÊNDICE F

Comunidade do estuário de Massiambu durante os 11 meses de coleta.

MÊS/TÁXON	1	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	%
Capitella spp.	74	517	433	472	395	115	359	125	23	69	32	25,5
Laeonereis acuta	74	193	256	425	140	276	407	217	78	39	76	21,3
Streblospio benedicti	7	1	9	94	124	483	147	295	254	15	296	16,8
Tubificinae	1	14	2	45	27	327	97	90	795	2	236	16
Boccardia sp.	70	162	216	270	148	0	0	90	15	8	0	9,6
Polydora sp.	44	75	60	181	0	0	0	0	2	0	0	3,5
Kalliapseudes schubartii	5	0	0	0	11	26	55	64	90	13	9	2,7
Heteromastus sp.	110	0	10	0	0	0	15	1	4	12	6	1,5
Anomalocardia flexuosa	0	0	2	21	27	44	5	4	13	0	4	1,2
Heleobia australis	0	10	23	11	5	3	2	0	2	0	0	0,5
Brachyura	0	0	0	13	1	9	8	8	1	2	6	0,5
Tholozodium rhombofrontalis	0	0	3	0	31	0	0	0	0	0	0	0,3
Scoloplos ohlini	0	2	4	3	1	1	1	1	1	0	0	0,1
Namalycastis abiuma	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0,1
Tellina versicolor	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1
Scolecipis sp.	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Glycinde multidentis	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Nephtys sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Inermonephtys sp.	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Aglaophamus uruguayi	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caprella	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Ostracoda	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sinelobus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cumacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Mactra lheringi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ATOTAL	386	975	1032	1540	928	1284	1097	896	1278	163	665	

15 APÊNDICE G

Comunidade do estuário de Ratoles durante os 11 meses de coleta.

MÊS/TÁXON	1	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	%	
Capitella spp.	14	18	1414	1667	4058	1862	2853	5727		1	4110	97	90,1
Laeonereis acuta	35	263	566	26	8	0	0	7		1	0	22	3,8
Streblospio benedicti	33	45	11	3	81	0	49	3		5	96	131	1,9
Tubificinae	9	12	12	23	10	0	85	130		18	98	4	1,7
Boccardia sp.	0	16	27	52	1	58	0	1		22	0	0	0,7
Polydora sp.	0	0	2	1	8	0	10	98		0	9	0	0,5
Kalliapseudes schubartii	0	11	60	17	25	0	3	2		0	2	0	0,5
Heteromastus sp.	0	0	0	0	0	7	14	18		7	34	5	0,4
Anomalocardia flexuosa	12	5	11	6	0	4	1	4		1	1	25	0,3
Heleobia australis	0	0	0	0	0	0	2	1		0	1	0	0
Brachyura	0	0	0	0	0	0	0	0		0	2	0	0
Tholozodium rhombifrontalis	0	0	1	1	0	0	0	0		0	0	0	0
Scoloplos ohlini	1	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
Namalycastis abiuma	0	0	0	0	0	0	0	0		1	0	0	0
Tellina versicolor	0	0	0	0	0	0	1	0		0	0	0	0
Scolecopsis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0		1	0	0	0
Glycinde multidentis	0	1	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
Nephtys sp.	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
Inermonephtys sp.	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
Aglaophamus uruguayi	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
Caprella	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
Ostracoda	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
Sinelobus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
Amphipoda	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
Cumacea	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
Mactra lheringi	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	0	0
ATOTAL	110	371	2107	1796	4191	1931	3018	5991		57	4353	284	

16 APÊNDICE H

Classificação das Guildas.

Detritívoros de subsuperfície	Depositívoros de superfície	Suspensívoros	Predador
<i>Laonereis acuta</i>	<i>Namalycastis abiuma</i>	<i>Streblospio benedicti</i>	<i>Nephtys sp.</i>
<i>Capitella spp.</i>	Brachyura	<i>Polydora spp.</i>	<i>Glycinde multidentis</i>
<i>Heteromastus sp.</i>	Ostracoda	<i>Scolecopsis sp.</i>	<i>Inermonephtys</i>
<i>Tubificinae</i>	<i>Sinelobus sp.</i>	<i>Boccardia spp.</i>	<i>Aglaophamus uruguayi</i>
<i>Caprella</i>	<i>Amphipoda sp.</i>	<i>Kalliapseus schubartii</i>	Larva de Inseto
<i>Scoloplos ohlini</i>	<i>Heleobia australis</i>	<i>Tholozodium rhombofrontalis</i>	Inseto adulto
		Cumacea	
		<i>Anomalocardia flexuosa</i>	
		<i>Macra Iheringi</i>	
		<i>Tellina versicolor</i>	