

Universidade Federal de  
Santa Catarina

Programa de Pós-  
Graduação em Ecologia

www.poseco.ufsc.br

Campus Universitário  
Trindade

Florianópolis- SC

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-  
graduação em Ecologia, Departamento de  
Ecologia e Zoologia, do Centro de Ciências  
Biológicas da Universidade Federal de Santa  
Catarina, como requisito para obtenção do  
Título de Mestre em Ciências, área de  
Ecologia

Orientador: Paulo Roberto Pagliosa Alves

Florianópolis, 2014

Efeito da restauração de manguezais sobre a comunidade benthica macrofaunal  
Mariana Serwy Oortman

Efeito da restauração de manguezais  
sobre a comunidade benthica macrofaunal

Mariana Serwy Oortman

O estudo objetivou  
avaliar tentativas de  
restauração de  
manguezais através  
das relações da  
infauna com as  
características físico-  
químicas do ambiente

Orientador:  
Paulo Roberto  
Pagliosa Alves



Mariana Serwy Oortman

**EFEITO DA RESTAURAÇÃO DE MANGUEZAIS SOBRE  
A COMUNIDADE BÊNICA MACROFAUNAL**

Dissertação submetido(a) ao Programa  
de Pós Graduação em Ecologia da  
Universidade Federal de Santa Catarina  
para a obtenção do Grau de Mestre em  
Ciências, área de Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Roberto  
Pagliosa Alves

Florianópolis  
2014

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

Oortman, Mariana Serwy

Efeito da restauração de manguezais sobre a comunidade  
bêntica macrofaunal / Mariana Serwy Oortman ; orientador,  
Paulo Roberto Pagliosa Alves - Florianópolis, SC, 2014.

43 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa  
Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-  
Graduação em Ecologia.

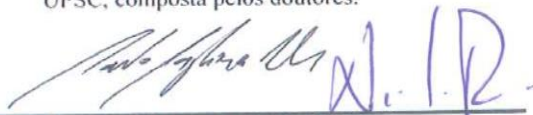
Inclui referências

1. Ecologia. 2. Macroinfauna. 3. Restauração. 4.  
Manguezal. I. Alves, Paulo Roberto Pagliosa. II.  
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-  
Graduação em Ecologia. III. Título.

“Efeito da restauração de manguezais sobre a comunidade bêntica macrofaunal”,  
por

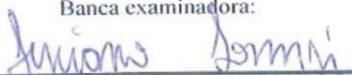
Mariana Serwy Oortman

Dissertação julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora (Port. 14/PPGECO/2014) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia - UFSC, composta pelos doutores:



Dr(a) Paulo Roberto Pagliosa Alves (GCN/CFH/UFSC)

Banca examinadora:



Dr(a) Luciano Lorenzi (UNIVILLE)

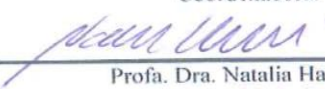


Dr(a) Mauricio Camargo (UFPR)



Dr(a) Paulo Antunes Horta (BOT/CCB/UFSC)

Coordenadora:



Profa. Dra. Natalia Hanazaki  
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Florianópolis, 28 de março de 2014.



A meus pais, com todo amor e gratidãõ.



## AGRADECIMENTOS

Ao orientador Dr. Paulo Roberto Pagliosa pelos conselhos e pela grande paciência nas sucessivas conversas na orientação presente e à distância e, principalmente, por me ajudar a expandir minha visão de pesquisadora e pensar como ecóloga.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo suporte financeiro para a realização deste trabalho.

A meus pais e toda minha família (incluindo os membros caninos e felinos) por todo o apoio em todos os momentos da minha vida. Muito obrigada por entenderem as necessidades profissionais de uma acadêmica. Muito obrigada por nunca me deixarem desistir dos meus planos. Todo o amor do mundo pra vocês.

Aos grandes amigos do laboratório de bentologia do Nemar pela ajuda indispensável nas coletas (e atolamentos) nos manguezais e triagem das amostras. E principalmente pelas risadas infinitas, pela companhia nos almoços e lanchinhos da tarde, pelo ouvido nas horas de cansaço e pelas discussões no momento da escrita. Amandita, Babi, Carolinda, Dai, Johnes, Larisse, Marys, Tati, Thais, Titones, Wilson: MUITO OBRIGADA! Vocês moram no meu coração! Pra sempre!

Aos colegas mestrandos e doutorandos pelas conversas, risadas nas aulas e nos encontros pelos corredores dos laboratórios.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Ecologia da UFSC pelas ótimas disciplinas e pelo auxílio constante a todos os seus alunos.

À equipe do ICMBio responsável pela administração da Estação Ecológica Carijós pela permissão de acesso às áreas de estudo para coletas dos dados em campo.

Ao colega André Rovai pela coleta de amostras e disponibilização dos dados físico-químicos dos sedimentos e estrutura dos bosques.

Aos colegas e grandes ecólogos Luis Macedo Soares e Luiz Gustavo Rodrigues Oliveira Santos pela grande ajuda nas análises estatísticas e por me iluminar nos mistérios dos scripts do R!

Às minhas grandes amigas que me aguentam desde os tempos de colégio, pelo ouvido, pela descontração e pelos assuntos leves quando tudo pesava demais. Amo vocês com todo o meu coração!

À Érica, minha amigona pra todas as horas desde os tempos de faculdade!

À família Bernardes Maccarini por todo o apoio e carinho nos momentos mais cansativos de tudo! Melhor golpe do destino foi esse que pôs vocês no meu caminho! Muito obrigada!



Ao meu namorado (amorzinho!), por absolutamente tudo. Desde os puxões de orelha quando a preguiça batia, às cócegas e chocolate quando nada me fazia sorrir. Te amo!

## RESUMO

Ações de recuperação de manguezais comumente se baseiam no plantio de espécies nativas ou exóticas, sendo que estas ações raramente alcançam o objetivo esperado. Erradicar o agente estressor permite o desenvolvimento natural dos bosques e o conseqüente desenvolvimento da fauna associada. A macroinfauna de manguezais é adaptada às condições estressantes destes ecossistemas e sua relativa sedentariedade permite resultados mais claros acerca da restauração do ecossistema. O estudo objetivou avaliar tentativas de restauração de manguezais através das relações da infauna com as características físico-químicas do ambiente. Há 15 anos foram realizadas iniciativas de plantio isoladas e em pequena dimensão de bosques na Ilha de Santa Catarina, como medidas de compensação a danos ambientais causados por empreendimentos. Essas ações não consideraram ou tentaram remover a causa de perturbação dos bosques e não houve monitoramento da recuperação ambiental. Em três manguezais foram coletadas amostras de macrofauna, sedimento e estrutura da floresta em áreas plantadas e em áreas naturais não perturbadas. O padrão de distribuição das amostras das variáveis ambientais e da fauna diferiu entre locais e entre tratamentos. As variáveis tamanho do grão, elevação, teor de umidade e concentração de metais no sedimento formaram o conjunto que melhor explicou os padrões de distribuição de fauna observados. Os resultados demonstraram que as alterações do hidroperíodo e a não remoção dos agentes estressores dos manguezais plantados impediu o estabelecimento da comunidade, mesmo com a constante recolonização de espécies vindas das áreas de entorno. A infauna não respondeu às características estruturais dos bosques, reforçando que o estágio de desenvolvimento e complexidade estrutural não foi alcançado conforme seria esperado para seu tempo de restauração.

**Palavras-chave:** Macroinfauna, restauração, manguezal.



## ABSTRACT

Recovery attempts on mangroves usually are based on planting native or exotic species and these actions rarely attain the expected result. Eradicate the stressor allows the natural growth of the forest stands and consequent development of associated fauna. The macroinfauna of mangroves is adapted to the stressful conditions provided by these ecosystems and its low mobility leads to clearer results on ecosystem's restoration studies. This study aimed to evaluate the success of mangrove restoration attempts through macroinfaunal relations to physic-chemical characteristics of the environment. Fifteen years ago there were isolated and small scale planting initiatives in Santa Catarina's Island's stands, as compensation measures to environmental damages caused by urban development. These actions have not considered or tried to remove the cause of disturbance of the stands and there was no monitoring of environmental restoration. Samples of fauna, sediment and forest structure were taken in planted and natural non-disturbed areas of three mangroves sites. The patterns of distribution of the environmental and faunal variables were different among treatments and sites. Sediment size, elevation, water content and metal concentration formed the set of variables that best explained the patterns of faunal distribution observed. Results showed that change in hidroperiod and non-removal of stressors in planted mangroves prevented the establishment of infauna community, even with the constant recolonization of species from the surrounding areas. The infauna did not respond to the forest structure characteristics either, reinforcing that the stage of development and structural complexity was not achieved as would be expected for their time of restoration.

**Keywords:** Macroinfauna, restoration, mangrove.



## **LISTA DE FIGURAS**

Figura 1. Localização da área de estudo e manguezais amostrados.....	22
Figura 2. nMDS representando a distribuição dos parâmetros ambientais.....	26
Figura 3. nMDS representando a distribuição das amostras da comunidade benthica nos anos de 2011 e 2013.....	30



## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Resultado da análise multivariada de variância permutacional (PERMANOVA) para os parâmetros ambientais.....27
- Tabela 2. Valores médios  $\pm$  desvio padrão dos dados ambientais para os tratamentos controle (CT) e restaurado (RT) nos três manguezais amostrados e resultados da Análise de Variância e teste de Student Newman-Keuls para as variáveis ambientais.....28
- Tabela 3. Resultados das análises multivariadas de variância permutacionais (PERMANOVA) das amostras da macrofauna nos três bosques de manguezal áreas restauradas e controles nos experimentos de campo realizados em 2011 e 2013.....29
- Tabela 4. Valores médios  $\pm$  desvio-padrão de abundância dos táxons dominantes para os tratamentos Controle (CT) e Restaurado (RT) e resultados da Análise de Variância e teste de Student Newman-Keuls para cada data experimental.....32
- Tabela 5. Valores de correlação de Spearman entre a distribuição das associações macrofaunais e variáveis abióticas para a primeira e segunda data experimental.....34





## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>19</b>
<b>2 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>20</b>
<b>3 RESULTADOS .....</b>	<b>25</b>
3.1 VÁRIÁVEIS AMBIENTAIS .....	25
3.2 MACROINFAUNA .....	29
<b>4 DISCUSSÃO.....</b>	<b>34</b>
<b>5 CONCLUSÃO.....</b>	<b>37</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>38</b>





## 1. INTRODUÇÃO

Manguezais representam espacialmente uma porção quase insignificante da superfície marinha e, mesmo assim, são responsáveis por mais da metade dos estoques de carbono nos sedimentos oceânicos (Nellemann et al., 2009). A manutenção desses depósitos tem sido elemento chave nas discussões sobre as possíveis adaptações biológicas e antrópicas às mudanças climáticas em curso (Gilman 2008; Alongi, 2008; 2014). Esta recente descoberta tem chamado a atenção para a necessidade de ações de restauração desse ecossistema, que está desaparecendo a taxas de 0,7 (FAO, 2007) a 2% (Lewis, 2009) ao ano. No Brasil, as maiores perdas históricas e os principais riscos atuais de perda de áreas de manguezal estão relacionados com a indústria de produção de camarão (Pagliosa et al., 2012).

Ações de recuperação de manguezais degradados comumente enfatizam apenas o plantio de espécies nativas ou exóticas (Ren, 2008). Em geral, estas medidas se mostram ineficientes e sem o desenvolvimento dos indivíduos plantados (Ren, 2009), com bosques formados apenas por espécies mais tolerantes a perturbações (Glasby & Underwood, 1996; Grayson et al., 1999) e com complexidade estrutural reduzida (Rovai et al., 2012). Esse resultado é esperado, uma vez que o funcionamento e desenvolvimento do manguezal têm como base um modelo de equilíbrio dos fatores hidroperíodo, agentes reguladores e os recursos disponíveis (Twilley & Rivera-Monroy, 2005). Os agentes reguladores são as variáveis que podem limitar no crescimento dos bosques, como salinidade e pH. Já os recursos são os nutrientes, radiação solar e todos os fatores que contribuem para a produtividade dos manguezais. Baseado neste contexto, a restauração ecológica dos manguezais se dá na erradicação do agente estressor, o que permite a recuperação natural da área degradada dentro dos princípios de sucessão secundária. Com o desenvolvimento natural dos bosques, é esperado que a dinâmica do ecossistema se reestabeleça e conseqüentemente permita o desenvolvimento da fauna associada (Lewis, 2005).

A comunidade bêntica de manguezais é bem adaptada às condições naturalmente estressantes destes ambientes (Macnae, 1968; Lee, 2008). Ali dominam organismos tolerantes às variações de salinidade (Frusher et al., 1994; Vannucci, 2000), dessecação (Cantera, 1999), baixas concentrações de oxigênio no sedimento (Sarkar, 1994) e elevados teores de matéria orgânica (Schrijvers, 1995). Além dos fatores reguladores, a composição e distribuição das espécies é influenciada pela presença ou ausência de espécies nativas da flora (Fernandes, 2003),

idade dos bosques (Morrissey et. al., 2003; Salmo III & Duke, 2010), serapilheira (Oliveira, 2010), pneumatóforos e sombreamento (Kon et al., 2010; Chapman & Tolhurst, 2004), presença de tocas de caranguejo (Kristensen, 2008). Por apresentar esta forte relação com os fatores físico-químicos dos manguezais, a megafauna e a macrofauna bêntica tem sido utilizadas como bioindicadoras de perturbações e das ações de restauração do ecossistema (Chakraborty et al., 2009). Pela sua importância econômica, relação com a produtividade primária e a facilidade de manipulação e acompanhamento populacional, a megafauna tem recebido maior atenção (Lee, 1998; Ellison, 1998; Lindquist & Carroll, 2004; Walton et al., 2007). A megafauna é reconhecida pelo significativo consumo de materiais das plantas, sendo parte integrante da dinâmica de exportação e deposição do material foliar no sistema (Nagelkerken, 2008). Por outro lado, estudos utilizando a macroinfauna como indicadora de alterações ambientais em manguezais são escassos. Em parte, isso se deve ao fato do estudo ser mais laborioso e da necessidade de maior expertise com relação aos grupos faunais. Entretanto, a infauna é menos móvel e apresenta modos de vida e de interações tróficas mais variados do que a megafauna (Diaz & Rosenberg, 1995; Pagola-Carte et al., 2002). Essas características conferem à comunidade bêntica macroinfaunal o papel único de indicadora da diversidade funcional do sistema.

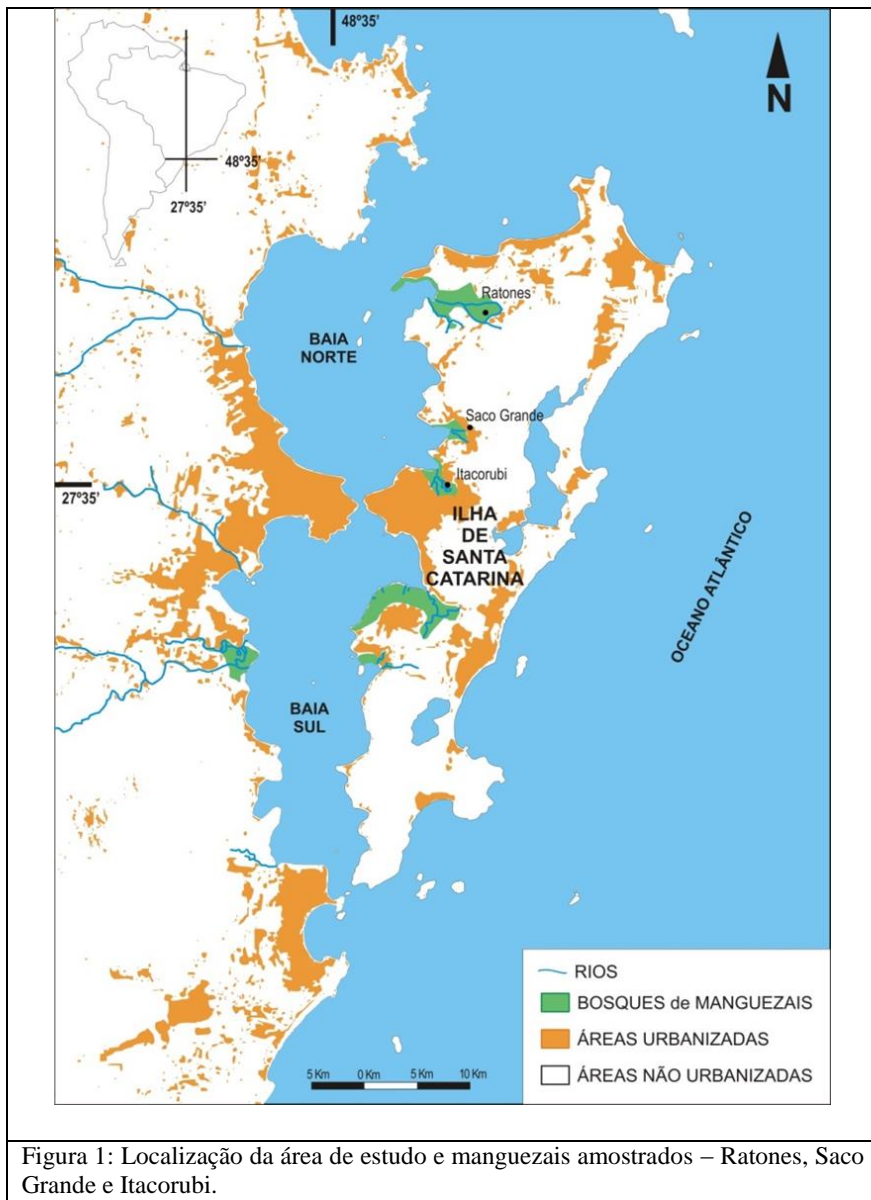
Considerando que tanto a degradação ambiental como as ações relacionadas à restauração ecológica de áreas degradadas atuam sobre a estrutura dos bosques de manguezais e sobre a estrutura da comunidade bêntica macroinfaunal, ambos podem ser utilizados como indicadores da efetividade da restauração ecológica destes ecossistemas. Sabendo que o simples plantio de árvores de manguezal em locais degradados não é uma ação efetiva de restauração ambiental (mesmo quando as árvores se estabelecem), espera-se que a comunidade macroinfaunal em áreas plantadas tenha relação com o hidroperíodo, com aspectos sedimentológicos e com os estressores ambientais presentes, não com a estrutura vegetal.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

O estudo foi desenvolvido na Ilha de Santa Catarina, sul do Brasil (27°35'S-48°35'W; Fig. 1). A região compreende o limite austral de distribuição de manguezais na costa Atlântica Americana. Por conta das condições climáticas e oceanográficas, o desenvolvimento estrutural dos

bosques de manguezal é dado por árvores de diâmetro e altura menores quando comparado aos bosques de latitudes mais baixas (Schaeffer-Novelli, 1990). Além disso, os bosques têm disposição das árvores mais espaçadas entre si, apesar da alta densidade de troncos. Ocorrem as espécies *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* e *Rhizophora mangle*, sendo as duas primeiras as mais abundantes (Rovai et al., 2013). O clima é mesotérmico úmido, com médias anuais de temperatura de 21°C e regime de precipitação variável alcançando cerca de 1200 mm anuais. A estação de verão tende a ser mais chuvosa e com elevado índice pluviométrico, enquanto as chuvas de inverno provocadas pela ação direta das frentes polares, costumam ser intermitentes e com duração de até uma semana. O ciclo de maré é semidiurno com desigualdades noturnas e o regime é de micromarés, com amplitude média de 0,83 m nas sizígias e 0,15 m nas quadraturas. A força das marés é influenciada principalmente pela ação dos ventos, sendo os de quadrante nordeste os mais frequentes e os de quadrante sul mais intensos (Cruz, 1998).

Estimativas atuais mostram que os manguezais da Ilha de Santa Catarina perderam cerca de 40% de área ocupada ao longo do último século (Oliveira, 2001; Carvalho et al., 2007; Trindade, 2009). Embora tenha havido o uso da madeira por comunidades litorâneas tradicionais, as perdas mais expressivas têm relação direta com alterações na hidrodinâmica dos bosques, causada por obras de drenagem (alargamento, retinização, canalização e controle do fluxo dos cursos d'água) e aterro para a construção de rodovias e edificações. Há cerca de 15 anos foram realizadas iniciativas de plantio dos bosques em três áreas, como compensação de danos ambientais causados por empreendimentos. Essas ações se caracterizaram por serem isoladas (bosques em diferentes bacias hidrográficas), realizadas em áreas de pequena dimensão (0,02 a 0,10 ha), não consideraram ou tentaram remover a causa de perturbação dos bosques e não houve monitoramento da recuperação ambiental. No manguezal do Itacorubi (27°34'59,16"S–48°30'50,11"O) o plantio foi realizado com mudas de *A. schaueriana* em uma área que sofre influência da lixiviação vinda de um lixão desativado. Na porção mais interior do manguezal do Saco Grande (27°32'50,80"S–48°30'14,29"O) foram plantadas mudas de *A. schaueriana* e *L. racemosa* a fim de restaurar área perturbada por aterro para a construção de um condomínio residencial (Huber, 2004). No manguezal do Ratoles (27°28'23,46"S–48°29'42,13"O) foram plantadas mudas espaçadas de *A. schaueriana* em área cuja topografia foi alterada para a escavação de tanques de aquicultura e para a construção de rodovia (Matos, 2002).





Em cada um dos três bosques de manguezal foi selecionada uma área natural de mesmo tamanho da área restaurada. Essas áreas controle distaram não mais que 500 m das áreas restauradas e correspondem a porções dos bosques que não sofreram alteração em sua cobertura vegetal nos últimos 50 anos. A seleção foi feita através da análise de imagens aéreas históricas e de visitas a campo. Em cada local (bosques) e tratamento (área restaurada e controle) foram selecionados três pontos onde foram tomadas amostras da macrofauna bêntica, do sedimento e da estrutura do bosque.

As coletas de macrofauna foram realizadas em janeiro de 2011 e repetidas em janeiro de 2013. Em cada ponto foram coletadas duas sub-amostras com um core de PVC de 14 cm de diâmetro por 4,5 cm de altura. Imediatamente após a coleta em campo as amostras foram lavadas em jogo de peneira de 2, 1 e 0,5 mm, fixadas com formalina 10% e coradas com rosa de bengala. A separação em blocos de partículas de mesmo tamanho otimizou o tempo dispendido e facilitou a separação da macroinfauna das raízes, rizomas e detritos vegetais. O material retido na malha de maior tamanho foi triado a olho nu e os retidos nas malhas menores foram triados sob microscopia. Posteriormente, os indivíduos foram identificados sob microscopia ao menor nível taxonômico possível, contados e conservados em álcool a 70%.

Para a descrição da estrutura do bosque, em cada ponto de coleta foi estabelecida uma parcela cujo tamanho variou (6, 25 e 100 m<sup>2</sup>) de acordo com a densidade do bosque, para assegurar a homogeneidade das características estruturais de cada local e tratamento. Em cada parcela foram identificados os indivíduos com altura superior a 1 m, medidos a densidade dos troncos, diâmetro na altura do peito (DAP), altura das árvores e calculada a área basal (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1984). A topografia foi medida em campo com um sistema de posicionamento geográfico cinemático em tempo real (Topcon Hiper Lite Plus, GPS receptor e frequência GLONASS L1 e L2). O grau de compactação do sedimento foi obtido pelo número de batidas necessárias para a penetração completa de um prego (30 cm de comprimento e 1,2 cm de diâmetro) no sedimento (Alam, 1992). As batidas foram realizadas com um peso de 0,7 kg solto a 1 m de altura. A salinidade da água intersticial foi monitorada durante três meses (maio a julho de 2011) e aferida em campo utilizando refratômetro (Hedao RTS-101ATC; 0,1 de precisão). Os dados ambientais foram coletados apenas no primeiro ano. Para maior detalhamento dos métodos utilizados consultar Rovai et al. (2012).

Amostras de sedimento foram tomadas para analisar a distribuição granulométrica, teor de umidade e concentração dos metais

pesados zinco, cobre, chumbo, cádmio e cromo. Para a análise granulométrica foram utilizadas sub-amostras homogeneizadas e de peso padronizado (BIOPRECISA; 0,00001 g). As frações de grânulos e areias foram separadas por peneiramento a seco conforme escala de Wentworth (1922). As frações finas (silte e argila) foram separadas via peneiramento úmido em malha de 0,062 mm e posterior pipetagem (Suguio, 1973) a 20°C. As concentrações de zinco, cobre, chumbo, cádmio e cromo foram obtidas por espectrometria de massa acoplada a plasma induzido (Espectrômetro Elan 6000 Perkin Elmer-Sciex).

A estratégia de análise de dados consistiu de quatro passos: i) para verificar a consistência interanual nas respostas aos tratamentos experimentais, todas as análises foram realizadas em separado para as duas datas experimentais (2011 e 2013); ii) avaliação das possíveis diferenças ambientais entre áreas restauradas e áreas controles a fim de atestar a efetividade da restauração ambiental realizada a cerca de 15 anos; iii) avaliação das possíveis diferenças na estrutura da comunidade bêntica macroinfaunal entre tratamentos a fim de verificar as respostas da fauna em relação a situação ambiental presente; e iv) verificação da relação entre as variáveis ambientais e o padrão de distribuição da fauna a fim de verificar fatores ambientais chave para a fauna em programas de restauração ambiental.

Os padrões de distribuição espacial das amostras da comunidade macroinfaunal e das variáveis ambientais foram descritos com análises de ordenação nMDS (*non-metric multidimensional scaling*), utilizando dados transformados para raiz quarta e índices de similaridade de Bray-Curtis e Distância Euclidiana, respectivamente. A significância das respostas foi testada por análises multivariadas de variância permutacionais (PERMANOVA; Anderson et al., 2005). Para esta análise foram utilizadas 9999 permutações aleatórias, onde os fatores “local” e “tratamento” foram considerados fixos. Os fatores ambientais utilizados nas análises foram altura média das árvores, densidade de troncos, área basal, elevação, diâmetro médio das partículas de sedimento, salinidade, grau de compactação do solo, umidade, concentração de cobre, zinco, chumbo, cádmio e cromo.

A fim de avaliar as respostas de cada espécie aos tratamentos experimentais, foram selecionados os táxons dominantes na comunidade, sendo aqueles que ocorreram em pelo menos 15% das amostras e cujas densidades corresponderam a pelo menos 30% do total. Para cada um dos nove táxons selecionados e cada uma das treze variáveis ambientais foram realizadas análises de variância bifatoriais separadas para cada data. As comparações foram ortogonais e utilizaram os fatores (local e tratamento)

como fixos. Quando significativas, as diferenças foram avaliadas pelo teste Student Newman-Keuls. Os dados foram previamente transformados para raiz quarta e testados (Cochran) quanto à homogeneidade das variâncias. Para detectar a variável ou conjunto de variáveis ambientais que melhor explicou o padrão de distribuição de fauna, a estrutura multidimensional das duas matrizes foi relacionada por correlação de Spearman (Clarke & Gorley, 2006). Para as análises foram utilizados os pacotes GAD e Vegan do programa R 3.0.0. (Sandrini-Netto & Camargo, 2011) e a rotina BIOENV e FORTRAN do programa Primer 6 (Clarke & Gorley, 2006).

### **3. RESULTADOS**

#### **3.1. VARIÁVEIS AMBIENTAIS**

A análise multivariada mostrou que o padrão de distribuição das amostras das variáveis ambientais diferiu entre locais e entre tratamentos. As amostras das áreas controle estiveram mais agregadas entre si do que amostras de áreas restauradas (fig. 2). Em todos os casos, amostras dentro de cada bosque e tratamento apresentaram maior similaridade do que as amostras entre bosques e tratamentos. A interação significativa entre tratamentos e locais detectada na análise multivariada de variância permutacional, registrou diferenças outras não relacionadas com esse padrão (Tab. 1), o que fica evidenciado pela análise a posteriori para cada local.

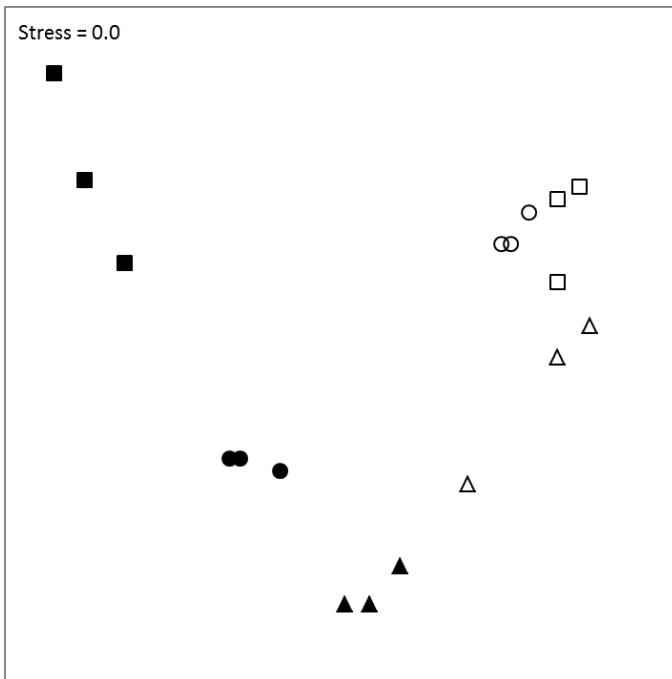
As variáveis ambientais em sua maioria apresentaram diferenças entre as áreas controles e restauradas e entre manguezais (tabela 2). Valores de salinidade e área basal diferiram apenas entre manguezais. O conteúdo de matéria orgânica não apresentou diferenças entre tratamentos e manguezais. O tamanho médio dos grãos foi semelhante entre tratamentos para a maioria das amostras, com média de 5,87 a 6,8  $\phi$ , sendo classificados como silte. Apenas a área restaurada do Saco Grande se diferenciou das outras com grãos de tamanho maior, classificados como areia. O teor de umidade dos bosques controle dos manguezais do Saco Grande e Ratonos diferiu dos restaurados, com valores em torno de 54% para as áreas restauradas e 70% para as controle.

A área restaurada do Saco Grande apresentou valores altos de elevação, com quase 1 m acima da linha do mar. O mesmo padrão pode ser observado no manguezal do Itacorubi, porém com valor menor, 0,79 m, enquanto Ratonos apresentou a mesma elevação para ambos os tratamentos. Da mesma maneira, constataram-se valores mais altos de compactação do sedimento nas áreas restauradas dos manguezais

estudados, sendo a área restaurada do Saco Grande a mais compactada e ambos os tratamento do Itacorubi com sedimento mais mole.

O bosque controle do Ratores apresentou concentrações de Cádmiu, Chumbo, Cobre e Zinco mais altas do que o bosque restaurado. De maneira contrária, o bosque restaurado do Itacorubi apresentou concentração de cádmio mais alta em relação a seu controle. Ainda, o local apresentou os maiores valores de concentração para todos os metais, independente do tratamento, com o maior valor registrado para a concentração de Zinco (119,85  $\mu\text{g/g}$ ).

Com relação à complexidade estrutural dos bosques, todas as áreas controle apresentaram árvores mais altas que as restauradas e todos os tratamentos diferem entre si. Já para densidade, o padrão observado é um maior número de troncos vivos nas áreas Restauradas, com novamente todos os manguezais diferentes entre si.



**Figura 2:** nMDS representando a distribuição dos parâmetros ambientais. Símbolos representam os manguezais (triângulos=Itacorubi; quadrados=Ratores; círculos=Saco Grande) e cores os tratamentos (preto=Restaurado; branco=Controle).

Tabela 1. Resultado da análise multivariada de variância permutacional (PERMANOVA) para os parâmetros ambientais.

Origem	gl	SS	QM	Pseudo-F	p (MC)
Local	2	38,185	19,092	20,664	0,001
Tratamento	1	255,35	255,35	276,37	0,001
Local x Tratamento	2	49,34	24,67	26,701	0,001
Resíduos	12	11,087	0,92392		
Total	17	353,96			
<b>Teste pareado</b>	<b>t</b>	<b>p (MC)</b>			
Itacorubi	4,0541	0,016			
Saco Grande	13,69	0,001			
Ratones	16,429	0,001			

gl: Graus de liberdade; SS: Soma dos Quadrados; QM: Quadrados médios; t =valor de t estatístico; P(MC)= valor de p de Monte Carlo.

Tabela 2. Resultados da Análise de Variância e teste de Student Newman-Keuls para as variáveis ambientais.

Variáveis	Local				Tratamento				Local:Tratamento			
	gl	F	SQ	SNK	gl	F	SQ	SNK	gl	F	SQ	SNK
Matéria orgânica (%)	2	1,006	0,026	Ns	1	3,56	0,095	ns	2	1,110	0,029	ns
Tamanho médio do grão ( $\phi$ )	2	131,67***	0,043	-	1	80,66***	0,002	-	2	62,167***	0,002	<u>ICT</u> <u>IRT</u> <u>SCT</u> <u>SRT</u> <u>RRT</u> <u>RCT</u>
Salinidade	2	21,02***	0,014	<u>I</u> <u>S</u> <u>R</u>	1	0,39	0,000	ns	2	2,048	0,001	ns
Elevação (m)	2	87,48***	0,012	-	1	43,56***	0,006	-	2	10,92**	0,001	<u>IRT</u> <u>ICT</u> <u>SRT</u> <u>SCT</u> <u>RRT</u> <u>RCT</u>
Compactação	2	19,54***	0,142	-	1	44,00***	0,32	-	2	8,197**	0,059	<u>IRT</u> <u>ICT</u> <u>SRT</u> <u>SCT</u> <u>RRT</u> <u>RCT</u>
Umidade (%)	2	7,85**	0,027	-	1	22,74***	0,08	-	2	4,649*	0,016	<u>ICT</u> <u>IRT</u> <u>SCT</u> <u>SRT</u> <u>RCT</u> <u>RRT</u>
Cobre ( $\mu\text{g/g}$ )	2	174,88***	1,217	-	1	22,25**	0,15	-	2	27,353***	0,190	<u>IRT</u> <u>ICT</u> <u>SRT</u> <u>SCT</u> <u>RCT</u> <u>RRT</u>
Zinco ( $\mu\text{g/g}$ )	2	113,70***	2,616	-	1	38,04***	0,87	-	2	23,795***	0,547	<u>IRT</u> <u>ICT</u> <u>SCT</u> <u>SRT</u> <u>RCT</u> <u>RRT</u>
Chumbo ( $\mu\text{g/g}$ )	2	119,95***	0,851	-	1	24,81***	0,17	-	2	33,492**	0,237	<u>IRT</u> <u>ICT</u> <u>SRT</u> <u>SCT</u> <u>RCT</u> <u>RRT</u>
Cádmio ( $\mu\text{g/g}$ )	2	180,50***	0,134	-	1	8,12**	0,006	-	2	18,335**	0,013	<u>IRT</u> <u>ICT</u> <u>SCT</u> <u>SRT</u> <u>RCT</u> <u>RRT</u>
Cromo ( $\mu\text{g/g}$ )	2	146,77***	0,940	-	1	99,08***	0,63	-	2	84,097***	0,053	<u>ICT</u> <u>IRT</u> <u>SRT</u> <u>SCT</u> <u>RCT</u> <u>RRT</u>
Altura (m)	2	6,582*	0,020	-	1	199,93***	0,60	-	2	8,432**	0,025	<u>ICT</u> <u>IRT</u> <u>SCT</u> <u>SRT</u> <u>RCT</u> <u>RRT</u>
Área basal ( $\text{m}^2/\text{ha}$ )	2	14,45***	0,465	<u>R</u> <u>S</u> <u>I</u>	1	0,66	0,02	ns	2	3,505	0,112	ns
Densidade ( $\text{ind}/\text{ha} \times 10$ )	2	15,49***	12,517	-	1	312,3***	252,30	-	2	28,26***	22,83	<u>IRT</u> <u>ICT</u> <u>SRT</u> <u>SCT</u> <u>RRT</u> <u>RCT</u>

Manguezais identificados pelos códigos: I – Itacorubi; R – Ratones; S – Saco Grande. Tratamentos: RT – Restaurado; CT – Controle.

Valores de significância: \* $p < 0,05$  \*\* $p < 0,01$  \*\*\* $P < 0,001$

### 3.2. MACROINFAUNA

Foram coletados 17305 organismos pertencentes a 37 táxons. O manguezal do Itacorubi foi o local com a maior abundância e riqueza, com 11878 indivíduos de 33 táxons. O manguezal Saco Grande apresentou os menores valores, com 1774 indivíduos e 20 táxons. Independente do local, amostras das áreas controle foram mais abundantes tanto nos experimentos em 2011 quanto em 2013, com 7456 e 5589 organismos respectivamente. Os táxons dominantes para ambos os anos foram Oligochaeta, os poliquetas *Dipolydora socialis*, *Isolda pulchella*, *Capitella* sp., *Laeonereis acuta* e *Manayunkia brasiliensis*, os insetos Ceratopogonidae, o gastrópode *Heleobia australis* e o crustáceo *Monokalliapseudes schubartii*. Oligochaeta, *M. brasiliensis* e *Capitella* sp. foram os táxons mais abundantes, responsáveis por 86,5% do total da fauna.

As análises multivariadas e univariadas dos dados de ambas as datas experimentais mostraram resultados semelhantes. Os padrões de distribuição das amostras da macrofauna diferiram entres locais e entre tratamentos (tabela 3). Assim como para os dados ambientais, as amostras das áreas controle foram mais similares entre si quando comparadas com amostras das áreas restauradas (Fig. 3).

Tabela 3: Resultados das análises multivariadas de variância permutacionais (PERMANOVA) das amostras da macroinfauna nos três bosques de manguezal áreas restauradas e controles nos experimentos de campo realizados em 2011 e 2013.

#### **2011**

Origem	gl	SQ	QM	Pseudo-F	P (MC)
Local	2	9097	4548,5	4,8408	0,001
Tratamento	1	4533,9	4533,9	4,8252	0,002
Local x Tratamento	2	2986,2	1493,1	1,5891	0,138
Resíduos	12	11275	939,62		
Total	17	27893			

#### **2013**

Origem	gl	SQ	QM	Pseudo-F	P (MC)
Local	2	12796	6398,1	6,1125	0,001
Tratamento	1	4669,5	4669,5	4,4611	0,004
Local x Tratamento	2	2778,1	1389	1,327	0,251
Resíduos	12	12561	1046,7		
Total	17	32804			

gl: Grau de liberdade; SQ: Soma dos Quadrados; QM: Quadrados médios; P(MC)= valor de p de Monte Carlo

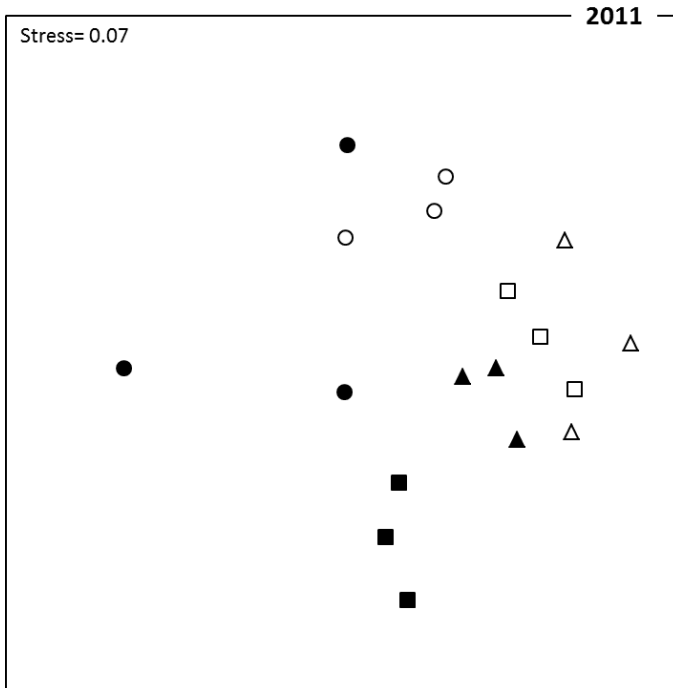


Figura 3: nMDS representando a distribuição das amostras da comunidade benthica nos anos de 2011 e 2013. Símbolos representam os manguezais (triângulos=Itacorubi; quadrados=Ratoles; círculos=Saco Grande) e cores os tratamentos (preto=Restaurado; branco=Controle).



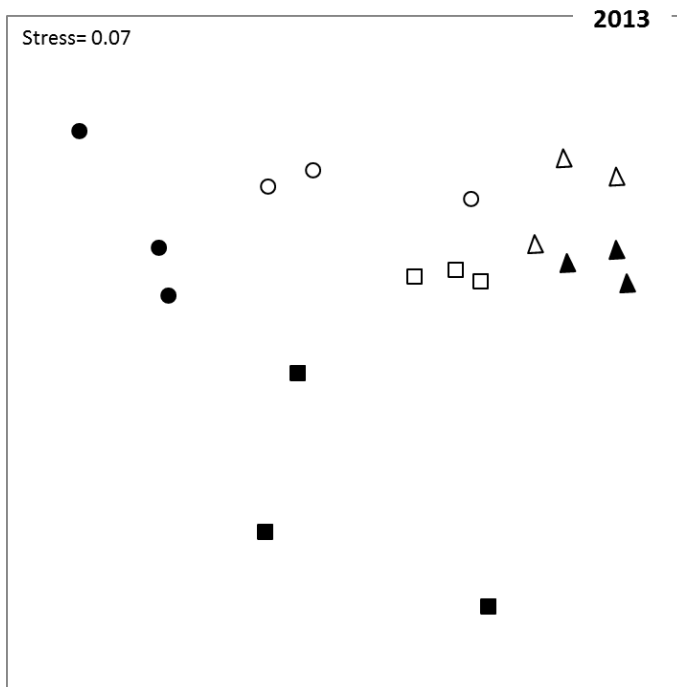


Figura 3 (continuação): nMDS representando a distribuição das amostras da comunidade bêntica nos anos de 2011 e 2013. Símbolos representam os manguezais (triângulos=Itacorubi; quadrados=Ratones; círculos=Saco Grande) e cores os tratamentos (preto=Restaurado; branco=Controle).

As análises de variância evidenciaram que todos os táxons dominantes mostraram diferenças entre os tratamentos em pelo menos uma das datas experimentais (tabela 4). Das nove espécies selecionadas, sete apresentaram densidades mais elevadas nas áreas controles. *I. pulchella*, *D. socialis* e *Oligochaeta* foram mais abundantes nas áreas controle nas duas datas experimentais, embora esse padrão tenha variado entre manguezais dependendo da data. *M. brasiliensis* ocorreu com densidades mais elevadas nas áreas controle apenas no experimento em 2011 e *Capitella* sp., *M. schubartii* e *Ceratopogonidae* apenas no experimento em 2013. Ao contrário das demais espécies, *L. acuta* e *H. australis* apresentaram valores mais elevados de densidade nas áreas restauradas. Esse padrão ocorreu para *L. acuta* apenas no experimento em 2011 e para *H. australis* esse padrão variou entre manguezais no experimento em 2013.

Tabela 4. Valores médios  $\pm$  desvio-padrão de abundância dos táxons dominantes para os tratamentos Controle (CT) e Restaurado (RT) e resultados da Análise de Variância e teste de Student Newman-Keuls para cada data experimental

	2011											
	Local				Tratamento				Local:Tratamento			
	gl	F	MS	SNK	gl	F	MS	SNK	gl	F	MS	SNK
Oligochaeta	2	5,18*	3,45	<u>I R S</u>	1	32,07***	21,3 7	CT RT	12	0,96	0,64	ns
<i>Capitella</i> sp.	2	7,20**	2,13	<u>I R S</u>	1	1,01	0,29	ns	12	0,28	0,08	ns
<i>Manayunkia brasiliensis</i>	2	13,47***	15,3 2	I R S	1	11,97*	13,6 2	CT RT	12	3,37	3,84	ns
<i>Monokalliapseudes schubartii</i>	2	6,55**	2,19	<u>R I S</u>	1	0,30	0,10	ns	12	2,17	0,72	ns
Ceratopogonidae	2	5,15*	1,44	<u>R I S</u>	1	1,16	0,32	ns	12	2,57	0,72	ns
<i>Laeonereis acuta</i>	2	3,52	1,60	ns	1	6,55*	2,99	RT CT	12	0,58	0,26	ns
<i>Dipolydora socialis</i>	2	14,98***	2,74	-	1	24,16***	4,43	-	12	6,73*	2,47	ICT IRT RCT RRT <u>SCT</u> <u>SRT</u>
<i>Heleobia australis</i>	2	14,56***	2,42	-	1	15,17*	2,52	-	12	5,67*	0,94	<u>IRT ICT RRT RCT</u> <u>SRT</u> <u>SCT</u>
<i>Isolda pulchella</i>	2	7,40***	0,89	<u>I R S</u>	1	5,36*	0,64	CT RT	12	2,03	0,24	ns

Manguezais identificados pelos códigos: I – Itacorubi; R – Ratores; S – Saco Grande. Tratamentos: RT – Restaurado; CT – Controle.

Valores de significância: \*p<0,05 \*\*p<0,01 \*\*\*P<0,001

Tabela 4 (continuação). Valores médios  $\pm$  desvio-padrão de abundância dos táxons dominantes para os tratamentos Controle (CT) e Restaurado (RT) e resultados da Análise de Variância e teste de Student Newman-Keuls para cada data experimental

	2013											
	Local				Tratamento				Local:Tratamento			
	gl	F	MS	SNK	gl	F	MS	SNK	gl	F	MS	SNK
Oligochaeta	2	33,29***	14,89	-	1	15,77**	7,06	-	12	4,23*	1,89	<u>ICT IRT RCT RRT SCT SCT</u>
<i>Capitella</i> sp.	2	14,41***	5,28	<u>I R S</u>	1	19,36***	7,10	CT RT	12	3,71	1,36	ns
<i>Manayunkia brasiliensis</i>	2	11,18**	14,52	<u>I R S</u>	1	1,20	1,56	ns	12	0,10	0,13	ns
<i>Monokalliapseudes schubartii</i>	2	7,61**	5,19	-	1	3,20	2,18	ns	12	4,97*	3,39	<u>ICT IRT RCT RRT SCT SCT</u>
Ceratopogonidae	2	3,13	1,37	ns	1	18,33***	8,05	CT RT	12	3,76	1,65	ns
<i>Laeonereis acuta</i>	2	7,61**	4,46	<u>I R S</u>	1	0,64	0,37	ns	12	0,67	0,39	ns
<i>Dipolydora socialis</i>	2	1,87	1,07	ns	1	4,81*	2,77	CT RT	12	1,56	0,89	ns
<i>Heleobia australis</i>	2	13,35***	3,85	<u>R I S</u>	1	8,68*	2,50	RT CT	12	3,19	0,92	ns
<i>Isolda pulchella</i>	2	0,33	0,06	ns	1	5,26*	1,06	CT RT	12	0,33	0,06	ns

As correlações entre as distribuições multidimensionais das associações macrofaunais e as variáveis ambientais para os dados dos experimentos de 2011 e 2013 foram consistentes. As variáveis tamanho do grão, elevação, teor de umidade e concentração de metais no sedimento formaram o conjunto que melhor explicou os padrões observados (Tabela 5). O metal cádmio foi selecionado em 2011 e o metal cromo em 2013. Da mesma forma, os conjuntos formados por três, duas e uma variável mostraram elevados índices de correlação e foram compostos pelas mesmas variáveis do primeiro grupo.

Tabela 5. Valores de correlação de Spearman entre a distribuição das associações macrofaunais e variáveis abióticas para a primeira e segunda data experimental. Em negrito o melhor valor de correlação.

### **2011**

<i>k</i>	Melhor combinação de variáveis
<b>0,621</b>	<b>Tamanho médio do grão, Concentração de Cádmio, Elevação, Teor de umidade</b>
0,616	Tamanho médio do grão, Concentração de Cádmio, Teor de umidade
0,611	Tamanho médio do grão, Teor de umidade
0,510	Teor de umidade

### **2013**

<i>k</i>	Melhor combinação de variáveis
0,730	Tamanho médio do grão, Concentração de Cromo, Elevação, Teor de umidade
<b>0,732</b>	<b>Tamanho médio do grão, Concentração de Cromo, Teor de umidade</b>
0,727	Tamanho médio do grão, Concentração de Cromo
0,660	Concentração de Cromo

## **4. DISCUSSÃO**

Passados cerca de 15 anos do plantio de árvores a comunidade bêntica macroinfaunal diferiu entre áreas controles e restauradas, não esteve relacionada com a estrutura dos bosques de mangue e se mostrou condicionada ao hidroperíodo, aos aspectos sedimentológicos e aos estressores ambientais ainda presentes. Os plantios realizados com a finalidade de restauração ambiental foram de pequena escala. Essa pequena dimensão espacial favorece e facilita a recolonização da macrofauna por meio da movimentação ativa de adultos e deposição passiva de larvas e juvenis vindos das áreas adjacentes (Connolly & Roughgarden, 1999; Bolam & Fernandes, 2002; Guerra-Garcia & García-Gomez, 2006; Chapman & Tolhurst, 2007). Esses processos parecem estar atuando, uma vez que as espécies presentes são comuns a todos os

locais e tratamentos experimentais. A recolonização pontual dos sedimentos após defaunação (Faraco & Lana, 2006), perturbações físicas (Netto & Lana, 1994) ou mudança de habitats (Pagliosa & Lana, 2005; Sandrini-Neto & Lana, 2014) acontece, em geral, de forma rápida (Bolam & Fernandes, 2002; Lewis et al., 2003). Avaliações experimentais mostram que com menos de um mês, os colonizadores primários já se estabelecem (Botter-Carvalho, 2011). Por outro lado, a efetiva recuperação leva um tempo maior, uma vez que depende do assentamento inicial dos indivíduos e de atividades reprodutivas contínuas dos adultos, percebidas por meio das abundâncias. O intervalo de tempo de recuperação integral das comunidades entremarés após ações de restauração ou remoção da pressão de perturbação é de 3 meses a 2 anos para aterros e disposição de sedimentos (Bolam et al. 2006; Marquiegui & Aguirrezabalaga, 2009; Borja, 2010), de mais de 4 anos em locais eutrofizados (Dolbeth et al. 2007) e mais de 10 anos para impactos relacionados a descarga de efluentes domésticos (Chainho et al., 2010). Tendo em vista que nas áreas de plantio estudadas não ocorreu a remoção dos estressores ambientais relacionados com aterro, eutrofização e descarga de efluentes domésticos, a comunidade macrofaunal não teve condições de se reestabelecer, mesmo com a constante recolonização de espécies vindas das áreas do entorno.

A distribuição espacial, densidade, arquitetura, tamanho da copa das árvores, produção de serapilheira, número de pneumatóforos e a biomassa de raízes subterrâneas afetam a abundância e diversidade da infauna. Em geral, a fauna que vive associada ao sedimento no interior dos bosques de manguezal é mais rica em espécies do que a fauna associada às árvores (Guerreiro, 1996) e numericamente menos abundante do que nos baixios não vegetados adjacentes (Lana et al., 1997). A zonação dos bosques de manguezal ao longo do entremarés, ao longo do sistema estuarino, ou causada pelo histórico de desenvolvimento dos bosques dentro dos "settings" geomorfológicos parece influenciar mais quantitativamente do que qualitativamente a comunidade bêntica (Guerreiro, 1996). Em particular, o sombreamento das árvores influencia na temperatura do sedimento e pode ser responsável por diferenças comportamentais da infauna (Tolhurst & Chapman, 2007). Pneumatóforos e raízes subterrâneas provêm microhabitats, que favorecem a colonização e estabelecimento dos indivíduos e minimizam a pressão de predação (Kon, 2010; Chen et al., 2011; Leung et al., 2013). A presença de densos tapetes de raízes e rizomas e o consequente acréscimo de carbono subterrâneo aumenta a complexidade ambiental e os números dos anelídeos detritívoros de sub-superfície (Demopoulos &

Smith, 2010). Além dos efeitos diretos da estrutura do bosque, os efeitos da arquitetura aérea das plantas e da quantidade de detritos de serapilheira na produção microfítobentônica afetam indiretamente a presença e atividade dos organismos que vivem na interface sedimento-coluna d'água (Underwood & Paterson, 1993, Tolhurst & Chapman, 2007).

Apesar do crescente número de estudos evidenciando a íntima relação da infauna com as características estruturais dos bosques e de que a infauna é mais sensível aos impactos no manguezal (Strömberg et al., 1998), avaliações de restauração de manguezais costumam focar preferencialmente nas respostas dos caranguejos (Macintosh, 2002; Walton et al., 2007) e da ictiofauna (Crona & Römbäck, 2007). Um estudo comparativo entre um bosque plantado e bosques maduros demonstrou que a menor quantidade de pneumatóforos (200/m<sup>2</sup>) e a baixa produção de serapilheira nas áreas plantadas foram responsáveis pela dominância de comedores de depósito e filtradores. Nas áreas maduras, com maior quantidade de pneumatóforos, moluscos herbívoros dominaram (Leung et al., 2013). No presente estudo, a ausência de resposta da infauna às características estruturais dos bosques estudados reforça que o estágio de desenvolvimento e complexidade estrutural não foi alcançado conforme seria esperado para seu tempo de restauração.

Os fatores hidrológicos como a frequência, duração e profundidade de inundação são fundamentais para o desenvolvimento dos manguezais (Lewis III, 1982; Twilley & Rivera-Monroy, 2005; Nagelkerken, 2008). A tolerância a fatores reguladores influenciados pelas características hidrológicas como variações de salinidade (Ball, 1996), sombreamento (Lovelock et al., 1992; Lopez-Hoffman et al., 2007), dessecação e alagamento (Cardona-Olarte et al., 2006; He et al., 2007) e disponibilidade de nutrientes (Lovelock et al., 2007), são comumente utilizadas para identificar tipos funcionais diferentes de bosque de manguezal. Pouco ou quase nada se sabe sobre a relação entre os tipos funcionais de bosque e a estrutura das comunidades bênticas. Entretanto, ao longo do entremarés a distribuição da macrofauna tem relação com o gradiente sedimentar resultante das mudanças no hidroperíodo, tais como o tamanho das partículas (Cantera, 1999), teor de umidade (Collison, 2013), matéria orgânica (Bolam, 2004), salinidade (Lui et al., 2002) e profundidade da camada redox (Rosemberg, 2001). Em todas as áreas de plantio estudadas, as alterações na topografia não foram restabelecidas. A distribuição espacial da macrofauna entre os tratamentos experimentais esteve relacionada principalmente com as modificações no hidroperíodo e nas características dos sedimentos ainda presentes nas áreas de plantio, e não na ação de restauração em si.

A elevada capacidade de reter partículas pelos sedimentos dos manguezais e a sua disponibilização causada pela ação de bioturbação da epifauna e da infauna podem ampliar os efeitos dos estressores no ecossistema (Eggleton & Thomas, 2004; Roberts, 2012). Metais pesados são adsorvidos e permanecem concentrados nas partículas de sedimento (Bayen, 2012), afetando o desenvolvimento do bosque (Macfarlane & Burchett, 2002) e da comunidade bêntica (Dauvin, 2008). No caso dos bosques, estes compostos podem retardar o crescimento da vegetação (McKee & Faulkner, 2000), levar a dominância de espécies tolerantes e estruturalmente menos complexas (Chiu, 1991) e diminuir sua capacidade fotossintética (Naidoo et al., 2014). Para a fauna, favorecem a permanência de espécies de amplo espectro de tolerância a perturbações (Pagliosa & Barbosa, 2006; Xu, 2014), provocam mutagêneses e alterações comportamentais nos organismos (Gray & Elliot, 2009), aumentam a vulnerabilidade a parasitas (Paul-Pont et al., 2010), alteram as taxas de assentamento larval (Hill et al., 2013) e afetam níveis tróficos superiores (Alam et al., 2010; Saghali et al., 2014). No presente estudo, as espécies dominantes em áreas com elevados teores de metais pesados, independente dos tratamentos experimentais, foram *Laeonereis acuta* e *Heleobia australis*. Ambas as espécies apresentam reconhecidos mecanismos de tolerância a estressores químicos. Sob a ação dos estressores, o poliqueta *L. acuta* aumenta a produção do muco que auxilia na defesa do sistema antioxidante (Moraes, 2006) e na tolerância a condições extremas (Souza et al., 2013). Por outro lado, a eficiente estratégia morfofisiológica (Echeverria et al., 2010) de dispersão e ocupação de espaços não colonizados, aliado a sua elevada capacidade de resistência a concentrações letais de poluentes (500 ppm de hidrocarboneto) e por longo tempo de exposição (Neves et al., 2011), conferem ao gastrópode *H. australis* o papel de dominante em regiões estuarinas degradadas do Atlântico Sudoeste (Figueiredo-Barros et al., 2006; Danulat et al., 2002).

## 5. CONCLUSÃO

A determinação do padrão de distribuição da macroinfauna bêntica em bosques de manguezal naturais e plantados nos dá indicações iniciais para a avaliação do sucesso das tentativas de restauração das áreas degradadas (Fondo & Martens, 1998; Al Khayat & Jones, 1999; Morrissey et al., 2003; Chen et al., 2007, 2011). Porém, a complexidade das relações biológicas, tróficas e comportamentais entre os organismos e entre os organismos e o ecossistema deve ser compreendida tanto estruturalmente como funcionalmente (Loreau et al., 2001). A diversidade funcional tende

a ser maior em áreas naturais (Villamor, 2012), mas a resiliência do ecossistema está relacionada com a diversidade e também com a redundância funcional. Nos manguezais estudados a fauna é essencialmente pertencente a apenas dois grupos funcionais, os que vivem na interface coluna d'água-sedimento e os depositívoros. Embora a infauna desses manguezais seja relativamente pobre em termos funcionais, parece haver uma certa redundância com relação ao papel desempenhado pelas espécies, o que serviria como um facilitador para a recuperação do sistema após perturbações. No presente estudo, mesmo com todo o potencial de colonização da fauna proporcionado pelas condições do entorno das áreas plantadas, a restauração efetiva das áreas perturbadas não ocorreu porque não foram removidos os agentes estressores e porque não foi restabelecido o hidroperíodo dos locais afetados.

## REFERÊNCIAS

- ALAM, M. A.; GOMES, A.; SARKAR, S. K.; SHIVAEVA, O. V. et al. Trace Metal Bioaccumulation by Soft-bottom Polychaetes (Annelida) of Sundarban Mangrove Wetland, India and Their Potential Use as Contamination Indicator. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 85, p. 492-496, 2010.
- ALAM, M. S. 1992. A simple device to measure the compactness of the intertidal sandy and muddy sediment. **Bangladesh Journal of Zoology**. v.20, p.43-49, 1992.
- AL-KHAYAT, J. A.; JOES, D. A. A Comparison of the Macrofauna of Natural and Replanted Mangroves in Qatar. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.49, p. 55-63, 1999.
- AL-KHAYAT, J. A.; JONES, D. A. A Comparison of the Macrofauna of Natural and Replanted mangroves in Qatar. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.49, p.55-63, 1999.
- ALONGI, D. M. Carbon Cycling and Storage in Mangrove Forests. **Annual Review of Marine Science**, v.6, p. 195-219, 2014.
- ALONGI, D. M. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 76, p. 1-13, 2008.
- ANDERSON, M. J. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand. 2005.
- ANDRADE, S. F. **ESTUDOS DE ESTRATÉGIAS BIOCLIMÁTICAS NO CLIMA DE FLORIANÓPOLIS**, 1996. Universidade Federal de Santa Catarina.



- ÁSPILA, K. I.; AGEMIAN, H.; CHAU S. Y. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. **Analyst**, v.101, p.187-197, 1976.
- Ball, M.C. Comparative ecophysiology of mangrove forest and tropical lowland moist rainforest. In *Tropical Forest Plant Ecophysiology*, ed. SS Mulkey, RL Chazdon, AP Smith, pp. 461–96. New York: Chapman & Hall. 1996.
- BAYEN, S. Occurrence, bioavailability and toxic effects of trace metals and organic contaminants in mangrove ecosystems: A review. **Environment International**, v. 48, p.84–101, 2012.
- BOLAM, S. G.; SCHRATZBERGER, M.; WHOMERSLEY, P. Macro- and meiofaunal recolonisation of dredged material used for habitat enhancement: Temporal patterns in community development. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, p.1746-1755, 2006.
- BOLAM, S. G.; WHOMERSLEY, P.; SCHRATZBERGER, M. Macrofaunal recolonization on intertidal mudflats: effect of sediment organic and sand content. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v.306, p.157– 180, 2004.
- BOLAM, S.G. & FERNANDES, T.F. Dense aggregations of tube-building polychaetes: response to small-scale disturbances. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v.269, p. 197-222, 2002.
- BORJA, A.; DAUER, D. M.; ELLIOTT, M.; SIMENSTAD, C. A. Medium- and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: Patterns, Rates and Restoration Effectiveness. **Estuaries and Coasts**, v.33, p. 1249-1260, 2010.
- BOSIRE, J. O.; DAHDOUN-GUEBAS, F.; KAIRO, J. G.; CANNICCI, S.; KOEDAM, N. Spatial variations in macrobenthic fauna recolonisation in a tropical mangrove bay. **Biodiversity and Conservation**, v.13, p. 1059–1074, 2004.
- BOTTER-CARVALHO, M. L.; CARVALHO, P. V. V. C.; SANTOS, P. J. P. Recovery of macrobenthos in defaunated tropical estuarine sediments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, p. 1867-1876, 2011.
- CANTERA, J. R.; THOMASSIN, B. A.; ARNAUD, P. M. Faunal zonation and assemblages in the Pacific Colombian mangroves. **Hydrobiologia**, v.413, p.17–33, 1999.
- CARDONA-OLARTE, P.; TWILLEY, R. R.; KRAUSS, K. W.; RIVERA-MONROY, V. Responses of neotropical mangrove seedlings grown in monoculture and mixed culture under treatments of hydroperiod and salinity. **Hydrobiologia**, v. 569, p. 325-341, 2006.
- CHAINHO, P.; SILVA, G.; LANE, M. F.; COSTA, J. L.; PEREIRA, T.; AZEDA, C.; ALMEIDA, P. R.; METELO, I.; COSTA, M. J. Long-Term Trends in Intertidal and Subtidal Benthic Communities in Response to Water Quality Improvement Measures. **Estuaries and Coasts**, v. 33, p. 1314-1326, 2010.
- CHAKRABORTY, S. K.; GIRI, S.; CHAKRAVARTY, G.; BHATTACHARYA, N. Impact of Eco-restoration on the Biodiversity of Sundarbans Mangrove Ecosystem, India. **Water, Air, & Soil Pollution: Focus**, v.09, Issue 3-4, p. 303-320, 2009.

- CHAPMAN M. G., TOLHURST T. J. The relationship between invertebrate assemblages and bio-dependant properties of sediment in urbanized temperate mangrove forests. **Journal of experimental marine biology and ecology**, v.304, p.51–73, 2004.
- CHAPMAN, M. G. TOLHURST, T. J. Relationships between benthic macrofauna and biogeochemical properties of sediments at different spatial scales and among different habitats in mangrove forests. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 343, p.96–109, 2007.
- CHEN, G. C.; YE, Y. Restoration of *Aegiceras corniculatum* mangroves in Jiulongjiang Estuary changed macro-benthic faunal community. **Ecological Engineering**, v.37, p.224–228, 2011.
- CHEN, G. C.; YONG, YE, Y.; LU, C. Y. Changes of macro-benthic faunal community with stand age of rehabilitated *Kandelia candel* mangrove in Jiulongjiang Estuary, China. **Ecological engineering**, v.31, p.215–224, 2007.
- CHIU, C.; CHOU, C. The distribution and influence of heavy metals in mangrove forests of the Tamshui Estuary in Taiwan. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 37 (4), p.659-669, 1991.
- CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Methods for studying mangrove structure. In: Snedaker SC, Snedaker JG (eds) **The mangrove ecosystem: research methods**. p. 251. 1984.
- CLARKE, K. R., GORLEY, R. N. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 2006.
- COLLISON, E. J.; RIUTTA, T.; SLADE, E. M. Macrofauna assemblage composition and soil moisture interact to affect soil ecosystem functions. **Acta Oecologica**, v. 47, p. 30-36, 2013.
- CONNOLLY, S.R. AND J. ROUGHGARDEN. Theory of marine communities: competition, predation, and recruitment-dependent interaction strength. **Ecological Monographs**, v.66, p.277-296, 1999.
- CRONA, B. I. & RÖNNBÄCK, P. Community structure and temporal variability of juvenile fish assemblages in natural and replanted mangroves, *Sonneratia alba*, of Gazi Bay, Kenya. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 74, p.44–52, 2007.
- CRUZ, O. **A Ilha de Santa Catarina e o continente próximo: um estudo de geomorfologia costeira**. Editora da UFSC, Florianópolis, Brasil. 276p. 1998.
- DANULAT, E.; MUNIZ, P.; GARCÍA-ALONSO, J.; YANNICELLI, B. First assessment of the highly contaminated harbour of Montevideo, Uruguay. **Marine Pollution Bulletin**, v.44, p. 551–576, 2002.
- DAUER, D. M. High resilience to disturbance of an estuarine polychaete community. **Bulletin of Marine Science**, v.34, p.170-174, 1984.
- DAUVIN, J. Effects of heavy metal contamination on the macrobenthic fauna in estuaries: The case of the Seine estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v.57, p.160–169, 2009.
- DEMOPOULOS, A. W. J.; SMITH, C. R. Invasive mangroves alter macrofaunal community structure and facilitate opportunistic exotics. **Marine Ecology Progress Series**, v. 404, p. 51-67, 2010.

- DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural response of benthic macrofauna. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**, v.33, p.245-303, 2005.
- Dolbeth, M.; Cardoso, P. G.; Grilo, T. F.; Bordalo, M. D.; Raffaelli, D., Pardal, M. A. Long-term changes in the production by estuarine macrobenthos affected by multiple stressors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92, 10-18. 2011.
- DOLBETH, M.; CARDOSO, P. G.; FERREIRA, S. M.; VERDELHOS, T.; RAFFAELLI, D.; PARDAL, M. A. Anthropogenic and natural disturbance effects on a macrobenthic estuarine community over a 10-year period. **Marine Pollution Bulletin**, v. 54, p.576-585, 2007.
- ECHEVERRÍA, C. A.; NEVES, R. A. F.; PESSOA, L. A.; PAIVA, P. C. Spatial and temporal distribution of the gastropod *Heleobia australis* in an eutrophic estuarine system suggests a metapopulation dynamics. **Natural Science**, v. 2 (8), p. 860-867, 2010.
- EGGLETON J., THOMAS K.V. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. **Environment International**, v.30, p.973-980, 2004.
- ELLISON, A. M. Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: Moving beyond roving banditry. **Journal of Sea Research**, v.59, p.2- 15, 2008.
- ELLISON, A. M. Mangrove restoration: Do we know enough? **Restoration Ecology**. v.08, issue 03, pages 219-229. 2000
- FAO. The world's mangroves 1980-2005. **Organização**, 2007. Roma, Itália.
- FARACO, L. F. D.; LANA, P. C. Macrobenthic Recolonization Processes in Mangroves of Southern Brazil. **Journal of Coastal Research**, S. I. 39, 2006.
- FERNANDES, M. E. B. Macroendofauna bêntica de substrato móvel. In: FERNANDES, Marcus E.B. (org). Os manguezais da costa norte brasileira, Maranhão: Fundação Rio Bacanga, 2003.
- FIGUEIREDO-BARROS, M. P.; LEAL, J. J. F.; ESTEVES, F. A.; ROCHA, A. M.; BOZELLI, R. L. Life cycle, secondary production and nutrient stock in *Heleobia australis* (d'Orbigny 1835) (Gastropoda: Hydrobiidae) in a tropical coastal lagoon. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 69, p.87-95, 2006.
- FONDO, E. N.; MARTENS, E. E. Effects of mangrove deforestation on macrofaunal densities, Gazi Bay, Kenya. **Mangroves and Salt Marshes**, v.2, p.75-83, 1998.
- FRUSHER, S. D.; GIDDINS, R. L.; SMITH III, T. J. Distribution and abundance of grapsid crabs (grapsidae) in a mangrove estuary: effects of sediment characteristics, salinity tolerances, and osmoregulatory ability. **Estuaries**, v.17, n. 3, p.647-654, 1994.
- GILMAN, E. L., ELLISON, J.; DUKE, N. C.; FIELD, C. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 237-250, 2008.
- GLASBY, T. M.; UNDERWOOD, A. J. Sampling to differentiate between pulse and press perturbations. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 42, p. 241-252, 1996.

- GRAY, J.S. & ELLIOTT, M. Ecology of marine sediments – from science to management. Second Edition, **Oxford University Press**, Oxford, 2009.
- GRAYSON, J. E.; CHAPMAN, M. G.; UNDERWOOD, A. J. The assessment of restoration of habitat in urban wetlands. **Landscape and Urban Planning**, v.43, p. 227-236, 1999.
- GUERRA-GARCÍA, J. M.; GARCÍA-GÓMEZ, J. C. 2006. Recolonization of defaunated sediments: Fine versus gross sand and dredging versus experimental trays. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.68, p.328-342, 2006.
- GUERREIRO, J.; FREITAS, S.; PEREIRA, P.; PAULA, J.; MACIA, A. Sediment macrobenthos of mangrove flats at Inhaca Island, Mozambique. **Cahiers de Biologie Marine**, v. 37, p. 307-327, 1996.
- HE, B.; LAI, T.; FAN, H.; WANG, W.; ZHENG, H. Comparison of flooding-tolerance in four mangrove species in a diurnal tidal zone in the Beibu Gulf. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 74, p. 254-262, 2007.
- HILL, N.; SIMPSON, S. L.; JOHNSTON, E. L. Beyond the bed: Effects of metal contamination on recruitment to bedded sediments and overlying substrata. **Environmental Pollution**, v.173, p. 182-191, 2013.
- HUBER, M. V. **ESTUDO COMPARATIVO DE TRÊS PROJETOS DE RESTAURAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS DE MANGUEZAIS DA GRANDE FLORIANÓPOLIS, SC**, 2004. Universidade Federal de Santa Catarina.
- KON, K.; KUROKURA, H.; TONGNUNUI, P. Journal of experimental marine Biology and Ecology. v.383, p.171-180, 2010.
- KRISTENSEN, E. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. **Journal of Sea Research**, v.59, p.30-43, 2008.
- LANA, P. C. AND GUISS, C. Influence of *Spartina alterniflora* on structure and temporal variability of macrobenthic associations in a tidal flat of Paranaguá Bay (southeastern Brazil). **Marine Ecology Progress Series**, v.73, p.231-244, 1991
- LANA, P. C.; COUTO, C. G. C.; ALMEIDA, M. V. O. 1997. Polychaete distribution and abundance in intertidal flats of Paranaguá Bay (SE Brazil). **Bulletin of Marine Science**, v.60(2), p.433-442, 1997.
- LEE, S. Y. Ecological role of grapsid crabs in mangrove ecosystems: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 49(4), p.335 – 343, 1998.
- LEE, S. Y. Mangrove macrobenthos: Assemblages, services, and linkages. **Journal of Sea Research**, v. 59, p.16–29, 2008.
- LEUNG, J. Y. S.; TAM, N. F. Y. Influence of plantation of an exotic mangrove species, *Sonneratia caseolaris* (L.) Engl., on macrobenthic infaunal community in Futian Mangrove National Nature Reserve, China. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v.448, p.1–9, 2013.
- LEVIN, L.A. Life history and dispersal patterns in a dense infaunal polychaete assemblage: community structure and response to disturbance. **Ecology**, v.65(4), p.1185-1200, 1984.
- LEWIS III, R. R. Mangrove field of dreams: If we build it, will they come? **SWS Research Brief**, n.2009-0005, p.1-4, 2009.

- LEWIS III, R. R. Mangrove forests. R.R. Lewis (Ed.), *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities*, CRC Press, Boca Raton, FL pp. 153–172, 1982.
- LEWIS, L. J.; DAVENPORT, J.; KELLY, T. C. A study of the impact of a pipeline construction on estuarine benthic invertebrate communities. Part 2. Recolonization by benthic invertebrates after 1 year and response of estuarine birds. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, V.57, p. 201–208, 2003.
- LEWIS, R. R. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. **Ecological Engineering**, v.24, p. 403–418, 2005
- LINDQUIST, E. S.; CARROLL, C. R. Differential seed and seedling predation by crabs: impacts on tropical coastal forest composition. **Oecologia**, v. 141 (4), p. 661–671, 2004.
- LOPEZ-HOFFMAN, L.; ANTEN, N. P. R.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; ACKERLY, D. D. Salinity and light interactively affect Neotropical mangrove seedlings at the leaf and whole plant levels. **Oecologia** v.150, p.545–56, 2007.
- LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J. P.; HECTOR, A.; HOOPER, D. U.; HUSTON, M. A.; RAFFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. **Science**, v. 294 (5543), p. 804–808, 2001.
- LOVELOCK, C. E.; CLOUGH, B. F.; WOODROW, I. E. Distribution and accumulation of UV-radiation-absorbing compounds in leaves of tropical mangroves. *Planta*, v. 188, p.143–54, 1992.
- LOVELOCK, C. E.; FELLER, I. C.; BALL, M. C.; ELLIS, J.; SORRELL, B. Testing the growth rate vs. geochemical hypothesis for latitudinal variation in plant nutrients. **Ecology Letters**, v.10, p.1154–1156, 2007.
- LUI, T.H., LEE, S.Y., SADOVY, Y. Macrobenthos of a tidal impoundment at the Mai Po marshes nature reserve, Hong Kong. **Hydrobiologia**, v.468, p.193–212, 2002.
- MACFARLANE, G. R.; BURCHETT, M. D. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. **Marine Environmental Research**, v. 54, p. 65–84, 2002.
- MACINTOSH, D. J., E. C. ASHTON, AND S. HAVANON. Mangrove rehabilitation and intertidal biodiversity: A study in the Ranong mangrove ecosystem, Thailand. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p.331–345, 2002.
- MACNAE, W. A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the indo-west-pacific region. **Advances in Marine Biology**, v. 6, p. 73–270, 1968.
- MARQUIEGUI, M.A., AGUIRREZABALAGA, F. Colonization process by macrobenthic infauna after a managed coastal realignment in the Bidasoa estuary (Bay of Biscay, NE Atlantic). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.84, p.98–604, 2009.
- MATOS, A. L. **AVALIAÇÃO DE METODOLOGIAS ALTERNATIVAS DE REFLORESTAMENTO DE ÁREAS ANTROPIZADAS PROPÍCIAS À**

**OCORRÊNCIA DE MANGUEZAIS EM ZONAS DE CLIMA SUBTROPICAL**, 2002. Universidade Federal de Santa Catarina.

MCKEE, K.L. & FAULKNER, P.L. Mangrove peat analysis and reconstruction of vegetation history at the Pelican Cays, Belize: **Atoll Research Bulletin**, v. 468, p. 46-58, 2000.

METCALFE, K. N.; GLASBY, C. J. Diversity of polychaeta (Annelida) and other worm taxa in mangrove habitats of Darwin Harbour, northern Australia. **Journal of Sea Research**. v.59, p.70-82, 2007.

MORAES, T. B.; FERREIRA, J. L. R.; ROSA, C. E.; SANDRINI, J. Z.; VOTTO, A. P. TRINDADE, G.; GERACITANO, L. A.; ABREU, P. C.; MONSERRAT, J. M. Antioxidant properties of the mucus secreted by *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae): A defense against environmental pro-oxidants? **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**, v.142, p.293-300, 2006.

MORRISSEY, D. J.; SKILLETER, G. A.; ELLIS, J. I.; BURNS, B. R.; KEMP, C. E.; BURT, K. Differences in benthic fauna and sediment among mangrove (*Avicennia marina* var. *australasica*) stands of different ages in New Zealand. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.56, p.581-592, 2003.

NAGELKERKEN, I.; BLABER, S. J. M.; BOUILLON, S.; GREEN, P.; HAYWOOD, M.; KIRTON, L. G.; MEYNECKE, J.-O.; PAWLIK, J.; PENROSE, H. M.; SASEKUMAR, A.; SOMERFIELD, P. J. The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. **Aquatic Botany**, v.89, p.155-185, 2008.

NAIDOO, G.; HIRALAL, T.; NAIDOO, Y. Ecophysiological responses of the mangrove *Avicennia marina* to trace metal contamination. **Flora**, v. 209, p.63-72, 2014.

NELLEMANN, C.; CORCORAN, E.; DUARTE, C. M. et al. Blue Carbon. The role of healthy oceans in binding carbon. A rapid response assessment. Noruega, 2009.

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.

NEVES, R. A. F.; ECHEVERRÍA, C. A.; PESSOA, L. A. Resposta da espécie *Heleobia australis* (Gastropoda: Hydrobiidae) a variações de salinidade e exposição a hidrocarbonetos. **Boletim do laboratório de hidrobiologia**, v.24(2), p.19-25, 2011.

ÓLAFSSON, E. B.; PETERSON, C. H.; AMBROSE, W. G. Does recruitment limitation structure populations and communities of macroinvertebrates in marine soft sediments: The relative significance of pre and post-settlement processes. **Oceanography and Marine Biology - An Annual Review**, v.32, p.65-109, 1994.

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, p. 408-417, 2006.

- PAGLIOSA, P. R.; LANA, P. C. Impact of plant cover removal on macrobenthic community structure of a subtropical salt marsh. **Bulletin of Marine Science**, v. 77, n.1, p. 1-18, 2005.
- PAGLIOSA, PAULO R.; ROVAI, A.S. ; FONSECA, A.L. Carbon mismanagement in Brazil. **Nature Climate Change**, v. 2, p. 764-764, 2012.
- PAGOLA-CARTE, S.; URKIAGA-ALBERDI, J.; BUSTAMANTE, M.; SAIZ-SALINAS, J. I. Concordance degrees in macrozoobenthic monitoring programmes using different sampling methods and taxonomic resolution levels. **Marine Pollution Bulletin**, v.44, p.63-70, 2002.
- PAUL-PONT, I.; GONZALEZ, P.; BAUDRIMONT, M.; JUDE, F.; RAYMOND, N.; BOURRASSEAU, L.; LE GOÏC, N.; HAYNES, F.; LEGEAY, A.; PAILLARD, C.; MONTAUDOUIN, X. Interactive effects of metal contamination and pathogenic organisms on the marine bivalve *Cerastoderma edule*. **Marine Pollution Bulletin**, v.60, p.515-525, 2010.
- REIS, A. F. Preservação ambiental no contexto urbano. **Revista brasileira de estudos urbanos e regionais**, v.12, n.1, p. 45-61, 2010.
- REN, H.; JIAN, S.; LU, H.; ZHANG, Q.; SHEN, W.; HAN, W.; YIN, Z.; GUO, Q. Restoration of mangrove plantations and colonisation by native species in Leizhou bay, South China. **Ecological Research**, v. 23, p. 401-407, 2008.
- REN, H.; LU, H.; SHEN, W.; HUANG, C.; GUO, Q.; LI, Z.; JIAN, S. *Sonneratia apetala* Buch.Ham in the mangrove ecosystems of China: An invasive species or restoration species? **Ecological Engineering**, v. 35, p. 1243-1248, 2009.
- ROBERTS, D. A. Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. **Environment International**, v.40, p. 230-243, 2012.
- ROSEMBERG, R.; NILSSON, H. C.; DIAZ, R. J. Response of Benthic Fauna and Changing Sediment Redox Profiles over a Hypoxic Gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.53, p.343-350, 2001.
- ROVAI, A. S.; SORIANO-SIERRA, E. J.; PAGLIOSA, P. R.; CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; MENGHINI, R. P.; CLEMENTE, C.; HORTA, P. A.; LEWIS, R. R.; SIMONASSI, J. C.; ALVES, J. A. A.; BOSCATTO, F.; DUTRA, S. J. Secondary succession impairment in restored mangroves. **Wetlands Ecology and Management**, v.20, p.447-459, 2012
- SAGHALI, M.; HOSEINI, S. M.; HOSSEINI, S. A.; BAQRAF, R. Determination of Heavy Metal (Zn, Pb, Cd and Cr) Concentration in Benthic Fauna Tissues Collected from the Southeast Caspian Sea, Iran. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 92, p. 57-60, 2014.
- SALMO III, S. G.; DUKE, N. C. Establishing mollusk colonization and assemblage patterns in planted mangrove stands of different ages in Lingayen Gulf, Phillipines. **Wetlands Ecology Management**. v.18, p.745-754, 2010.
- SANDRINI-NETO, L. & CAMARGO, M. G. General ANOVA Design (GAD): Analysis of variance from general principles. R package for ANOVA designs. 2010. Available on CRAN.
- SANDRINI-NETO, L.; LANA, P. C. Distribution patterns of the crab *Ucidia cordatus* (Brachyura, Ucididae) at different spatial scales in subtropical

mangroves of Paranaguá Bay (southern Brazil). *Helgoland Marine Research* 2011.

SANDRINI-NETO, L.; LANA, P. C. Does mollusc shell debris determine patterns of macrofaunal recolonisation on a tidal flat? Experimental evidence from reciprocal transplantations. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 452, p. 9-21, 2014.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; CAMARGO, T. M. Variability of Mangrove Ecosystems Along the Brazilian Coast. **Estuaries**, v.13(2), p.204-218, 1990.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; CAMARGO, T. M. Variability of mangrove ecosystems along the brazilian coast. **Estuaries**, v.13, n.2, p.204-208, 1990.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; SOARES, M. L. G.; DE-ROSA, T. Brazilian Mangroves. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, v.3, p.561-570, 2000.

SCHRIJVERS, J.; GANSBEKE, D. V.; VINCX, M. Macrobenthic infauna of mangroves and surrounding beaches at Gazi Bay, Kenya. **Hydrobiologia**, v.306, p.53-66, 1995.

SOARES, M. L. G.; ESTRADA, G. C. D.; FERNANDEZ, V.; TOGNELLA, M. M. P. Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: Assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 101, p. 44-53, 2012.

SOUZA, F. M.; BRAUKO, K. M.; LANA, P. C.; MUNIZ, P.; CAARGO, M. G. The effect of urban sewage on benthic macrofauna: A multiple spatial scale approach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 67, p.234-240, 2013.

STRÖMBERG, H.; PETTERSSON, C.; JOHNSTONE, R. Spatial Variations in Benthic Macrofauna and Nutrient Dynamics in a Mangrove Forest Subjecto Intense Deforestation: Zanzibar, Tanzania. **Ambio**, Vol. 27, No. 8, Building Capacity for Coastal Management (Dec., 1998), pp. 734-739.

SUDING, K.N. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. **Annual Review Ecology, Evolution and Systematics**, v.42, p.465-487, 2011.

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

TOLHURST, T. J.; CHAPMAN, M. G. Patterns in biogeochemical properties of sediments and benthic animals among different habitats in mangrove forests. **Austral Ecology**, v. 32, p. 775-788, 2007.

TWILLEY, R. R.; RIVERA-MONROY, V. H. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. **Journal of coastal research**, v.40, p. 79-93, 2005.

UDODIONG, O. M. Threats to species of epibenthic macrofauna of some mangrove wetlands in eastern Obolo, Nigeria. **World Journal of Applied Science and Technology**, v.2(2), p.232-244, 2010.



UNDERWOOD, G. J. C. & PATERSON, D. M. Seasonal changes in diatom biomass, sediment stability and biogenic stabilization in the Severn Estuary. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v.73(04), p.871 – 887, 1993.

VANNUCCI, M. What is so special about mangroves? **Brazilian Journal of Biology**, v.61, n.4, p. 599-603, 2000.

VILLAMOR, A.; BECERRO, M. A. Species, trophic, and functional diversity in marine protected and non-protected areas. **Journal of Sea Research**, v.73, p.109–116, 2012.

WALTON, M. E.; LE VAY, L.; LEBATA, J. H.; BINAS, J.; PRIMAVERA, J. H. Assessment of the effectiveness of mangrove rehabilitation using exploited and non-exploited indicator species. **Biological Conservation**, v.138(1-2), p.180–188, 2007.

XU, W. Z.; CHEUNG, S. Z.; SHIN, P. K. S. Structure and taxonomic composition of free-living nematode and macrofaunal assemblages in a eutrophic subtropical harbour, Hong Kong. **Marine Pollution Bulletin**, *in press*, 2014.