

Universidade Federal do Espírito Santo  
Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental

**Uso de fatores biológicos e ambientais na avaliação de níveis de vulnerabilidade de bosques do manguezal da Baía de Vitória, ES**

Gabriela Carvalho Zamprogno

Vitória, outubro de 2015

GABRIELA CARVALHO ZAMPROGNO

**Uso de fatores biológicos e ambientais na avaliação de níveis de vulnerabilidade de bosques do manguezal da Baía de Vitória, ES**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental, Centro de Ciências Humanas e Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Oceanografia Ambiental.

Orientadora: Dr<sup>a</sup>. Mônica Maria Pereira Tognella

Vitória, outubro de 2015

Comissão Examinadora

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Mônica Maria Pereira Tognella  
Universidade Federal do Espírito Santo, ES  
Orientadora

---

Prof. Dr. Gilberto Fillmann  
Universidade Federal de Rio Grande, RS

---

Prof. Dr. Mario Luiz Soares Gomes  
Universidade Estadual do Rio de Janeiro, RJ

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Valéria da Silva Quaresma  
Universidade Federal do Espírito Santo, ES

---

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso  
Universidade Federal do Espírito Santo, ES

*Dedico esse trabalho à minha filha, meu maior presente e meu maior incentivo, ao meu esposo, participação fundamental em todos os momentos, e aos meus pais, minha base e meu porto seguro!*

## **Agradecimentos**

À minha orientadora Dr<sup>a</sup>. Monica Maria Pereira Tognella, pela confiança, por compartilhar seus conhecimentos e ter contribuído com meu amadurecimento científico, e pelo apoio fundamental dado em todos os momentos.

À Dr<sup>a</sup>. Mercia Barcellos da Costa, por ter me incentivado ao mundo da pesquisa, e após 13 anos de convivência como professora, orientadora, “chefe” e amiga, eu só tenho a agradecer pela ajuda e apoio em todos os momentos! Não posso deixar de citar a utilização do Laboratório de Malacologia da UFES para o desenvolvimento de várias etapas desse trabalho.

Ao Dr. Gilberto Fillmann, agradeço pela parceria e apoio desde o início do trabalho, participação durante a escolha dos pontos de amostragem, pelas sugestões dadas ao trabalho e pelo estágio no Laboratório de Microcontaminantes Orgânicos e Ecotoxicologia Aquática – CONECO, FURG.

À Dr<sup>a</sup>. Valéria da Silva Quaresma, pelo acompanhamento, sugestões e apoio durante todo o trabalho, participação na escolha dos pontos e por permitir a utilização do Laboratório de Oceanografia Geológica para as análises granulométricas.

Ao Dr. Gilberto Fonseca Barroso pelas sugestões e acompanhamento ao longo do trabalho.

Ao Dr. Renato Rodrigues Neto por permitir a utilização do Laboratório de Geoquímica Ambiental para as análises químicas.

À Dr<sup>a</sup>. Patricia Costa, pela orientação e todo o apoio dado durante o período de estágio no CONECO, FURG e pela realização das análises químicas dos contaminantes orgânicos.

Ao Dr. Sergio Rosso, pelos ensinamentos e sugestões nas análises multivariadas.

À Dr<sup>a</sup>. Jacqueline Albino, pelos ensinamentos e sugestões.

Aos professores do PPGOAM pelos ensinamentos compartilhados.

Agradeço imensamente a todas as pessoas que me ajudaram uma ou muitas vezes no duro trabalho de campo e em muitas análises de laboratório: Alan C.M. Santos, Karina M. Menezes, Marcella Ribeiro, Otávio Cratz, Cecília Simon, Bruno N. Daros, Vinicius Amorim, Sávila S. Pascoalini, Rafael Devens, Felipe P. Corteletti, Brisa S. Mendonça, Daniele A. Silva, Ludmilla G. Souza, Millena A. França, Gabriel B. Dalbem, Felipe P. Salvino, Heitor Médici, Vinicius P. Jorge, Tayná Seabra, Rebeca Almeida e Marcela Ishihara. Juntos compartilhamos bons e nem tão bons momentos, mas com certeza lembranças valiosas. Todos vocês fazem parte desse trabalho. Muito obrigada!

À Rosaflor Oliveira Chacon Pinto, *in memoriam*, sua curta e intensa passagem pela minha vida durante esse trabalho foi de inestimável valor. Seus conhecimentos, sua força de vontade e sua paixão pelo manguezal proporcionaram a mim e a toda a equipe momentos memoráveis.

Agradeço especialmente ao meu esposo Ger Facco do Couto, que além das inúmeras ajudas no campo, me incentivou e apoiou em todos os momentos, me ajudando sempre que foi necessário. Sua participação foi fundamental!

Ao MSc. Bruno Duarte, que em seu barquinho me levou inúmeras vezes aos pontos de coleta, sempre disposto e com bom humor, mesmo nas situações de sufoco. Agradeço pela parceria e amizade!

Às MSc. Danielle Peron, MSc. Tarcila Franco e MSc. Estefania Godinho, do Laboratório de Oceanografia Geológica, por toda a ajuda dispensada durante as análises granulométricas.

Aos Dr. Fabian Sá e MSc. Mariana Gripp, do Laboratório de Geoquímica Ambiental, pela realização das análises químicas de metais e sugestões.

Aos MSc. Fernando J. Teubner Jr. e MSc. Elizabeth Dell'Orto e Silva, pela ajuda na confecção dos mapas.

À MSc. Danielle C. Barbiero, amiga querida e sempre presente, pela ajuda sempre que necessário e pelas leituras críticas aos textos.

Ao Luciano Elia, secretário do PPGOAM, pela disposição em ajudar sempre que necessário.

Agradeço aos meus amigos do PPGOAM, de modo especial ao Bruno Silva, Camila Murad, Paula Tassis, Flaviane Conholato, Stella Santana, Monica Amorim, Sávia Pascoalini e Karen Lima pela amizade, incentivo e apoio.

À CODESA (Companhia Docas do Espírito Santo) que, por meio do Convênio nº06/2011 com a FEST (Fundação Espírito Santense de Tecnologia) financiou esse estudo. Sem dúvidas sem esse financiamento esse estudo não seria possível! Agradeço especialmente ao Mario Emílio N. da Silva (Coordenador de Meio Ambiente na época da assinatura do convênio) e ao Felipe P. Corteletti (estagiário na época da assinatura do convênio) por todo apoio nos trâmites para viabilização desse Convênio e à Maria Elisa C.M. de Freitas (Engenheira Florestal) pelo auxílio sempre que necessário.

Agradeço ao IEMA, especialmente na pessoa de Daniela Soares, pelo apoio nas fases iniciais desse estudo.

À CAPES, pela concessão da bolsa de estudos.

À FAPES, pelo financiamento para o estágio na FURG, que me possibilitou acompanhar as análises dos contaminantes orgânicos.

Às Prefeituras de Vitória, Cariacica e Vila Velha pela autorização para pesquisa.

Agradeço aos meus pais, Roberto e Dulce, pelo apoio e incentivo essenciais em todos os momentos.

À minha filhinha Aline, que chegou durante esse momento conturbado da minha vida para deixar meus dias mais alegres e cansativos. Minha maior fonte de motivação!

Finalmente, a todos que de alguma forma contribuíram para a realização desse trabalho!

## RESUMO

A Baía de Vitória é uma região estuarina de extrema importância sócio-econômica no Estado do Espírito Santo. Intervenções humanas tornam esse ecossistema mais vulnerável aos tensores naturais e antrópicos. Uma análise interdisciplinar foi realizada, buscando compreender as características intrínsecas que tornam um bosque mais ou menos sensível às alterações ambientais, por meio de metodologia quantitativa e qualitativa, com o objetivo de classificar os bosques em níveis de vulnerabilidade. Para tanto, analisou-se vegetação, fauna, contaminantes, características do sedimento e pressão urbana. Foram estabelecidas 8 áreas e em cada área foram demarcadas parcelas em bosques de franja e de bacia, totalizando 16 pontos de amostragem. Em cada ponto foram verificados os dados de estrutura da vegetação e amostragens semestrais foram realizadas para verificar dados de granulometria e matéria orgânica do sedimento, caracterização da água intersticial, macrofauna e plântulas. Além disso, em cada ponto foram realizadas avaliações da morfologia superficial do sedimento e amostras de sedimento foram coletadas para análise de microcontaminantes orgânicos e elementos traço e maiores. Apesar de sujeito a diversos impactos antrópicos, a estrutura da vegetação apresenta bosques com diferentes graus de maturidade e heterogeneidade estrutural, sendo que as áreas mais distantes de impactos antrópicos diretos, porção interna da Baía, apresentam bosques com maior grau de desenvolvimento e qualidade ambiental em relação aos pontos mais próximos à pressões urbanas. Níveis intermediários de desenvolvimento também foram observados indicando pulsos de alterações ambientais. As comunidades da epifauna de moluscos e crustáceos foram diferentes nos pontos de franja e bacia, sofrendo influência da frequência de inundação. Composições das comunidades foram diferentes entre os pontos (1 ao 8), podendo ter sido influenciadas pelas alterações antrópicas, crustáceos foi mais diverso nos pontos com maior pressão antrópica e moluscos, ao contrário, apresentou uma redução nos valores dos descritores ecológicos nesses mesmos pontos. Em relação aos contaminantes do sedimento, esse estudo comprova que os pontos nas extremidades da Baía, submetidos a maior pressão antrópica, encontram-se com maiores concentrações dos compostos avaliados. A análise da morfologia superficial do sedimento ao longo da Baía de Vitória indicou que 63% dos pontos apresentaram

tendência erosiva. Indicadores foram determinados para classificar os bosques em três níveis de vulnerabilidade e se mostraram bons estimadores na determinação dos níveis de vulnerabilidade do manguezal aos distúrbios futuros e podem indicar áreas prioritárias para recuperação e manejo.

**Palavras-chave:** Vulnerabilidade, manguezal, vegetação, macrofauna, propriedades do sedimento, contaminantes, Baía de Vitória.

## **ABSTRACT**

The Vitória Bay is an estuary of great socio-economic importance in the state of Espírito Santo. Human interventions make this ecosystem more vulnerable to natural and anthropogenic stressors. An interdisciplinary analysis was performed to understand, through quantitative and qualitative methodology, the intrinsic characteristics that make a forest more or less sensitive to environmental changes in order to classify forests in levels of vulnerability. For this, it was examined vegetation, macrofauna, contaminants, sediment characteristics and urban pressure. Eight areas were established and in each area were demarcated two points, one for forest fringe and one for basin, totalizing sixteen sampling points. At each point were verified the vegetation structure data and semiannually samples were taken to verify particle size data and organic matter in the sediment, characterization of interstitial water, macrofauna and seedlings. In addition, at each point were evaluated the surface morphology of the sediment and sediment samples were collected for analysis of organic microcontaminants and trace and major elements. Although subject to various human impacts, the vegetation structure has forests with different degrees of maturity and structural heterogeneity, and the most distant areas of direct human impacts, inner portion of the Bay, have forests with higher levels of development and environmental quality compared to the ones closer to urban pressure points. Intermediary development levels were observed indicating pulses of environmental changes. The communities of epifauna of molluscs and crustaceans were different between the fringe and basin points, being influenced by flood frequency. Compositions of the communities were different between the points (1-8) and may



have been influenced by anthropogenic changes, crustaceans were more diverse in points with greater anthropic pressure and molluscs, by contrast, showed a reduction in the values of ecological descriptors at those points. In relation to sediment contaminants, this study demonstrates that the points at the extremity of the Bay, subjected to greater human pressure, had higher concentrations of the compounds. Analysis of the sediment surface morphology along the Vitória Bay indicated that 63% of the points presented erosive trend. Indicators were determined to classify forests in three levels of vulnerability and showed to be good estimators in determining mangrove levels of vulnerability to future disturbances and can indicate priority areas for recovery and management.

**Keywords:** Vulnerability, mangrove, vegetation, macrofauna, sediment properties, contaminants, Vitoria Bay.

## SUMÁRIO

<b>CARACTERIZAÇÃO.....</b>	<b>12</b>
Introdução.....	12
Objetivos.....	16
Área de estudo .....	17
Referências.....	21

### CAPÍTULO 1

<b>Heterogeneidade estrutural de manguezal urbanizado no sudeste do Brasil, influência dos fatores ambientais e tensores antrópicos.....</b>	<b>25</b>
1.1 Introdução.....	27
1.2 Material e Métodos .....	29
1.3 Resultados .....	33
1.4 Discussão .....	41
1.5 Conclusão.....	46
Referências .....	48

### CAPÍTULO 2

<b>Variação espaço-temporal da macrofauna bentônica no manguezal da Baía de Vitória: relação com parâmetros ambientais e antrópicos.....</b>	<b>52</b>
2.1 Introdução.....	53
2.2 Material e Métodos.....	54
2.3 Resultados .....	58
2.4 Discussão .....	78
2.5 Conclusão.....	82
Referências.....	83

### CAPÍTULO 3

<b>Distribuição de microcontaminantes orgânicos e elementos maiores e traço no sedimento de manguezal da Baía de Vitória, ES.....</b>	<b>86</b>
3.1 Introdução.....	87
3.2 Material e Métodos.....	88

<b>3.3 Resultados e Discussão .....</b>	<b>99</b>
<b>3.4 Conclusão .....</b>	<b>132</b>
<b>Referências .....</b>	<b>134</b>

#### **CAPÍTULO 4**

<b>Variação espaço-temporal da morfodinâmica do sedimento superficial em planícies de maré de manguezais, Baía de Vitória, ES .....</b>	<b>141</b>
<b>4.1 Introdução .....</b>	<b>142</b>
<b>4.2 Materiais e Métodos .....</b>	<b>144</b>
<b>4.3 Resultados e Discussão .....</b>	<b>146</b>
<b>4.4 Conclusão .....</b>	<b>158</b>
<b>Referências .....</b>	<b>159</b>

#### **CAPÍTULO 5**

<b>Uso de fatores biológicos e ambientais na determinação de níveis de vulnerabilidade de bosques do manguezal da Baía de Vitória, ES.....</b>	<b>161</b>
<b>5.1 Introdução .....</b>	<b>162</b>
<b>5.2 Materiais e Métodos .....</b>	<b>163</b>
<b>5.3 Resultados .....</b>	<b>169</b>
<b>5.4 Discussão .....</b>	<b>178</b>
<b>5.5 Conclusão .....</b>	<b>182</b>
<b>Referências .....</b>	<b>183</b>

<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>186</b>
-----------------------------------	------------

**APÊNDICE A** - The Structural Heterogeneity of an Urbanised Mangrove in southeastern Brazil: Influence of Environmental Factors and Anthropogenic Stressors. Versão do manuscrito referente ao capítulo 1 submetido à Brazilian Journal of Oceanography em 31 de agosto de 2015..... 189

**APÊNDICE B** - Zamprogno, G.C., Tognella, M.M.P., Couto, G.F., Aoyama, E.M., Alves-Araújo, A., Mesquita, J.C.A., Barcellos, U.D., Lopes, D.M.S. Morphological characters evaluation in mangrove vegetation from Vitoria Bay (Espírito Santo State, ES, Brazil). Communications in Plant Sciences. 2(3-4): 159-161. 2012.....214

## **CARACTERIZAÇÃO**

### **Introdução**

Os manguezais são as únicas florestas situadas em áreas de confluência dos sistemas fluviais e marinhos nas regiões tropicais e subtropicais e as características desse ambiente os tornam ecossistemas únicos, sob o ponto de vista funcional e estrutural (Alongi, 2002). Embora as florestas de mangue sejam arquitetonicamente mais simples e com menor riqueza de espécies comparando-as com outras florestas tropicais (Alongi, 2002), essas constituem as principais fontes de produtividade primária nas áreas em que ocorrem e possuem relevância econômica na produção de bens e serviços para a humanidade (Hogarth, 2013).

A despeito da baixa diversidade, as florestas de mangue tem uma ampla gama de atributos estruturais e funcionais que promovem sua sobrevivência e desenvolvimento em condições relativamente severas na zona entremarés (Duke, 1998). Tais características incluem raízes aéreas, embriões vivíparos, dispersão de propágulos pela maré, rápidas taxas de produção de dossel, mecanismos de retenção de nutrientes altamente eficientes e capacidade de lidar com o sal mantendo o balanço de água e de carbono (Alongi, 2002).

Além dos tensores naturais, esses ecossistemas são sujeitos aos tensores induzidos pelo homem. São ambientes resilientes, isto é, têm uma alta capacidade de se recompor naturalmente (Tognella-de-Rosa et al., 2007) e de autorregulação (McFadden, 2007). No entanto, quando os drenos energéticos naturais e induzidos são simultâneos, a resiliência diminui, tornando-se difícil a recomposição e/ou recuperação.

Assim, intervenções humanas na zona costeira irão reduzir a resiliência do ecossistema, tornando-o mais vulnerável as pressões ambientais (Ellison, Farnsworth, 1996; Lovelock, Ellison, 2007) de origem natural e antrópica. Desta forma, os manguezais se tornam mais suscetíveis a doenças e pragas quando estressados por alterações na salinidade, na inundação das marés, na sedimentação, nas características físico-químicas do solo, introdução de poluentes e por danos causados por tempestades e ciclones (Alongi, 2002). Atividades humanas vêm poluindo, desmatando e inserindo atividades econômicas alternativas, tais

como aquacultura, entre outras diferentes pressões que resultam na degradação dos recursos do manguezal (Diop, 2003).

Regiões estuarinas onde ocorrem instalações portuárias tem amplificadas as fontes de contaminação e a diversidade de substâncias poluentes. Os efeitos de muitos desses contaminantes em ambientes como os manguezais ainda não são bem conhecidos. Essas florestas estão sob ameaça de acumulação de poluentes, os quais podem ser importados para esse ecossistema por meio dos rios e marés (Kruitwagem et al., 2008). Devido à capacidade dos sedimentos finos absorverem compostos químicos, o nível de contaminação neles irá refletir o uso de poluentes nas áreas costeiras adjacentes (Kruitwagen et al., 2008).

Os poluentes, dependendo da especiação química, podem se acumular nos tecidos da biota (Kruitwagen et al., 2008). A adsorção dos contaminantes pela biota é influenciada pelas características físico-químicas dos sedimentos, comportamento alimentar e habitat dos organismos (Zuloaga et al., 2009). A diversidade e abundância da macrofauna podem, então, refletir a condição e o funcionamento do ecossistema, podendo servir como um indicador de alterações de habitat (Macintosh et al., 2002). A caracterização estrutural da vegetação também consiste em uma ferramenta para as avaliações de alterações, indicando as respostas do mangue às condições ambientais existentes (Soares, 1999). As respostas do manguezal a alterações no ambiente tendem a ser graduais e manifestam-se por meio de mudanças na sua extensão, na sua estrutura, na diversidade e na composição de espécies, com consequências nos processos de zonação e de sucessão (Ellison, 2009).

Escassos são os estudos que buscam avaliar a vulnerabilidade dos manguezais frente às intervenções humanas integrando os aspectos bióticos e abióticos e as consequências relacionadas às atividades antrópicas. Entende-se por vulnerabilidade como o grau em que uma área é susceptível de ser afetada, ou seja, a sua capacidade para suportar as consequências de impactos de origem natural ou antrópica (Woodroffe, 2007). A vulnerabilidade também está relacionada à maior ou menor fragilidade de um determinado ambiente (Nascimento, Dominguez, 2009). Sendo que a análise visa então compreender a capacidade de um ambiente ser impactado por diversos agentes com efeitos adversos (Mc Fadden, 2007) e os fatores de risco de um sistema (Skondras et al., 2011).

A cobertura mundial dos manguezais foi estimada em 150.000 km<sup>2</sup>, sendo que a América do Sul compreende 15,7% desse total (Spalding et al., 2010). O Brasil apresenta 13.000 km<sup>2</sup> de área de manguezal, correspondendo a 8,5% do total, sendo o segundo país com maior cobertura de área, após a Indonésia com 20,9% (Spalding et al., 2010). De acordo com a estimativa de Alongi (2002), aproximadamente um terço de área de manguezal foi perdida nos últimos 50 anos. Os serviços do ecossistema providenciado pelo manguezal incluem biofiltração, retenção e ciclagem de nutrientes e carbono, proteção física das zonas costeiras durante tempestades e outros distúrbios de grande escala (Lovelock, Ellison, 2009). Além disso, são viveiros e locais de reprodução para peixes, aves, mamíferos, crustáceos, répteis e moluscos, são uma fonte renovável de madeira e alimentos para população do entorno e também retém sedimentos, nutrientes e outros elementos, incluindo contaminantes (Alongi, 2009). Estima-se que economicamente o manguezal fornece US\$10.000 por hectare por ano, totalizando US\$1,6 bilhões globalmente (Diop, 2003), sendo portanto, evidente a necessidade da preservação e recuperação das áreas degradadas. Para tanto, faz-se necessário a análise local interdisciplinar e de forma integrada das propriedades intrínsecas e dos fatores de riscos desse ecossistema.

O sistema estuarino da Baía de Vitória representa a maior área de manguezal do Estado do Espírito Santo (18 km<sup>2</sup>), correspondendo a 25% do total deste ecossistema no Estado (Vale, Ferreira, 1998). Essa região é de extrema importância socioeconômica por sustentar um importante complexo portuário e servir como fonte de subsistência familiar. No entanto, esse ambiente vem sofrendo forte degradação ambiental, intensificada a partir da década de 70, causada pela ocupação populacional, aterros, desmatamentos, resíduos industriais e domésticos (Carmo, 1987; Carmo et al., 1995). Grilo et al. (2013) verificaram elevados índices de contaminação fecal devido aos processos de urbanização nessa região.

Outros fatores que ocorrem no Estado do Espírito Santo são as atividades ligadas à exploração petrolífera que colocam trechos do litoral (inclusive os manguezais) sob o risco de acidentes envolvendo derrames de óleo e derivados (Almeida et al., 2007). Em relação à contaminação da Baía de Vitória, análises de metais pesados foram realizadas por Joyeux et al. (2004) que confirmaram a bioacumulação em tecidos de peixes. Jesus et al. (2004) destacaram aporte

antrópico com relação aos metais Cu, Pb, Zn, Mn, Hg e Fe no sedimento e Costa et al. (2015) enriquecimento de Cu no sedimento do Canal da Passagem e também contaminação por petróleo. Kumar et al. (2015) verificaram contaminação por metal em sedimento e moluscos, porém, em níveis abaixo do padrão internacional para consumo humano e também observaram a contaminação por compostos orgânicos. Souza et al. (2014) verificaram as respostas anatômicas adaptativas das plantas de mangue devido a contaminação do sedimento. Contaminação por TBT foi verificada no sedimento e por meio alterações no aparelho reprodutor de moluscos caracterizando-os como bioindicadores na Baía de Vitória (Costa et al., 2013; 2014)

Pressões de origem antrópica associadas com mudanças climáticas são indicativos de redução contínua das áreas de manguezal, a menos que, tendo em vista os valores econômicos e ecológicos destes sistemas, mais empenho seja utilizado na preservação, conservação e replantio com urgência (Woodroffe, Davies, 2009) das áreas de manguezais no mundo.

A utilização sustentável dos manguezais nas regiões costeiras tropicais do mundo se faz necessária para garantir o acesso das gerações futuras aos recursos proteicos e aos benefícios indiretos que asseguram qualidade de vida. Além disso, o manguezal tem como característica ecológica de apresentar resposta sensível ao menor distúrbio externo (Schaeffer-Novelli et al., 2002), sendo considerado um bom indicador para detectar e monitorar mudanças do nível do mar em escalas local e regional.

Dessa forma, este estudo pretende caracterizar e diferenciar a qualidade dos bosques do manguezal da Baía de Vitória, considerando dados de estrutura da vegetação e da fauna, propriedades da água intersticial e do sedimento, morfologia superficial do bosque, contaminação do sedimento e pressão urbana. Esses dados foram usados como base para proposição de metodologia de análise de vulnerabilidade. Com esses resultados foram estabelecidos níveis de vulnerabilidade para os manguezais da Baía de Vitória.

Espera-se a partir desse trabalho, disponibilizar uma ferramenta de apoio à tomada de decisão para o planejamento ambiental local, a qual poderá contribuir para o gerenciamento ambiental da Baía de Vitória visando planos de ocupação nas áreas do entorno e, principalmente, de recuperação das áreas degradadas.

Esta tese será composta por cinco capítulos na forma de artigos científicos.

## **Objetivos**

**Capítulo 1** - Avaliar as características dos bosques em um manguezal urbanizado por meio da estrutura de vegetação e condições abióticas a fim de distinguir a heterogeneidade/qualidade do habitat. Para tanto as fisionomias foram selecionadas em função da variação espacial das florestas de franja e bacia e relacionadas com as variáveis ambientais do sedimento e da água intersticial e de fatores antrópicos.

**Capítulo 2** - Analisar a variação da macrofauna considerando diferentes pontos de amostragens ao longo da Baía de Vitória, tipos de bosque (bacia e franja) e períodos de amostragem (inverno e verão) por meio de parâmetros populacionais como: abundância, diversidade e composição específica da epifauna e da endofauna no manguezal. Além disso, este trabalho tem como objetivo verificar a influência de parâmetros ambientais e de dados da estrutura da vegetação na fauna do manguezal nos bosques estudados.

**Capítulo 3** - Verificar as concentrações de microcontaminantes orgânicos (hidrocarbonetos poliaromáticos e alifáticos, pesticidas organoclorados, bifenilas policloradas e compostos organoestanhos) e elementos maiores e traços em amostras de sedimento superficial ao longo do manguezal da Baía de Vitória. Além disso, avaliar se as concentrações dos contaminantes estão relacionadas com propriedades do sedimento e da água intersticial e com indicadores da fauna e da vegetação e determinar possíveis fontes de origem destes contaminantes.

**Capítulo 4** - Verificar a variação espaço-temporal da morfologia do sedimento superficial na Baía de Vitória, visando identificar padrões e diferenciá-los em tendências erosivas, deposicionais ou de estabilidade. Além disso, buscou-se avaliar a existência de relações entre essas tendências e as propriedades do sedimento, dados de precipitação, vazão e vento e dados da vegetação.

**Capítulo 5** - Propor uma metodologia para classificação dos bosques em níveis de vulnerabilidade com base na integração de dados da vegetação, fauna, contaminantes, características do sedimento e pressão urbana. Para isso foi realizada uma análise multidisciplinar, buscando compreender as características intrínsecas que tornam um bosque mais ou menos sensível às alterações ambientais de origem antrópica ou naturais, por meio de uma metodologia quantitativa e qualitativa.



A hipótese principal desse estudo é que os fatores biológicos (estrutura da floresta e indicadores da fauna) e abióticos (salinidade, sedimento, contaminantes) são bons estimadores na determinação dos níveis de vulnerabilidade do manguezal aos impactos ambientais futuros.

### Área de estudo

O sistema estuarino da Baía de Vitória (20°13' e 20°22'S, 40°16' e 40°23'W), localizado na região centro-sul do Espírito Santo, compreende os municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica e Serra. Esses municípios pertencem à região metropolitana de Vitória, a qual representa 42% da densidade populacional do Estado do Espírito Santo (IBGE, 2010) e 60% do PIB estadual (IJSN, 2010).

O clima da região é quente e úmido, com duas estações definidas: chuvosa (outubro a março) e seca (abril a setembro) (Figura 1). O potencial de precipitação e evapotranspiração no clima são similares (Schaeffer-Novelli et al., 1990) o que pode resultar em maior tensor sobre a vegetação.

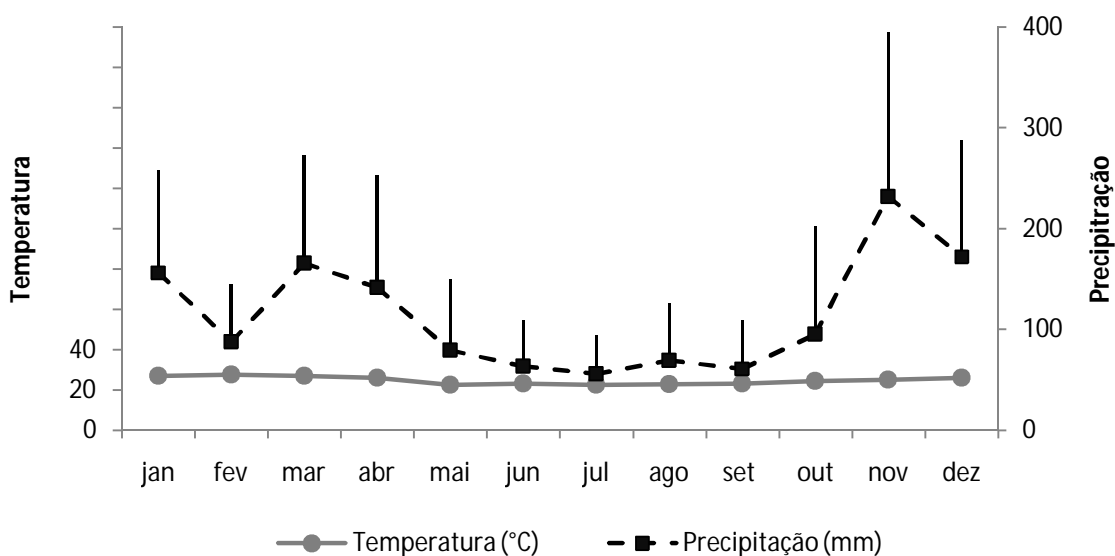


Figura 1. Dados médios (+Desvio Padrão) de precipitação e temperatura dos anos de 2000 a 2013 para o município de Vitória, ES (Fonte: INMET, 2013, estação 83648, lat. -20,31 long -40,31, Vitória, ES).

Os ventos de maior frequência e maior intensidade são provenientes dos quadrantes nordeste e sudeste, respectivamente, estando os primeiros associados aos ventos alísios, que sopram durante a maior parte do ano, enquanto os de

sudeste estão associados às frentes frias que chegam periodicamente à costa do Estado (Albino et al., 2001).

O sistema estuarino da Baía de Vitória é conectado ao oceano através de dois canais, o Canal da Passagem, ao norte e o Canal do Porto, ao sul. O Canal do Porto é constantemente dragado, atingindo as maiores profundidades da Baía, até 20 metros (Veronez Jr. et al., 2009). A principal contribuição de entrada de água doce no estuário é proveniente do Rio Santa Maria da Vitória, que apresentou vazão anual média de 20,6 m<sup>3</sup>/s entre os anos de 2004 e 2014 (Hidroweb, 2015). Além deste, os rios Formate-Marinho, Aribiri, Córrego Piranema e o Canal da Costa, todos de pequeno porte, também deságuam nesse sistema (Veronez Jr. et al., 2009). O fluxo de água do Rio Santa Maria da Vitória é controlado devido a presença de barragens (Garonce, Quaresma, 2014), sendo duas usinas hidrelétricas, denominadas Rio Bonito e Suiça, além da barragem de abastecimento.

Esse estuário tem um regime de micromaré (até 2m), com semi-marés diurnas (Bastos et al., 2010). De acordo com Veronez Jr. et al. (2009), as correntes existentes na Baía de Vitória são resultantes dos efeitos da maré, da vazão dos rios, da morfologia, da estratificação da coluna d'água, das ondas e dos ventos, visto que a Baía apresenta um largo trecho orientado no sentido dos ventos predominantes (nordeste e sudeste). As mudanças no contorno da Baía proporcionam estreitamentos que tem consequências nas correntes e no comportamento das marés (Veronez Jr. et al., 2009). Rigo e Chacaltana (2006) observaram que o manguezal é responsável por um acréscimo das velocidades das correntes na Baía. Esse estuário é uma região complexa, com canais estreitos e áreas amplas, com profundidades variando entre 1 e 34 m em relação ao nível do mar (Barros et al., 2011).

Neves et al. (2012) verificaram que a maré é a principal forçante influenciando a circulação na Baía de Vitória, especialmente a maré vazante. Devido a presença dos dois canais de comunicação da Baía de Vitória com o mar ocorre o encontro das duas frentes de maré sendo denominada "tombo de maré" (Rigo, 2004) que está localizado próximo a foz do Rio Santa Maria e o Canal dos Escravos.

O Porto Organizado de Vitória é administrado pela CODESA e compreende a movimentação de cargas em 10 berços públicos e arrendados. No ano de 2014, a movimentação de carga geral alcançou 6.500.000 toneladas, tendo como destaque

a movimentação de mármore, granitos e outras rochas; automóveis, gasolina, álcool, óleo diesel e outros combustíveis; trigo, malte e outros cereais em grãos e farinha; café; cobre e minérios de cobre; produtos químicos, farmacêuticos e fertilizantes (CODESA, 2014).

A área de manguezal compreende aproximadamente 18km<sup>2</sup> (Vale, Ferreira, 1998) onde ocorrem as espécies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia schaueriana* e *A. germinans*, sendo esta última menos comum (Carmo, 1987).

Toda a região do manguezal encontra-se protegida pelo Decreto Estadual nº 2625-r, de 23 de novembro de 2010, que criou o Mosaico de áreas protegidas do manguezal da Baía de Vitória. Este compreende as seguintes Unidades de Conservação: Parque Natural Municipal do Rio Itanguá e Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Manguezal de Cariacica (sob a gestão do Município de Cariacica); Parque Natural Municipal Morro da Mantegueira e Monumento Natural Morro do Penedo (sob a gestão do Município de Vila Velha); Estação Ecológica Municipal Ilha do Lameirão e Parque Municipal Dom Luiz Gonzaga (sob a gestão do Município de Vitória); e Área de Proteção Ambiental Manguezal Sul da Serra (sob gestão do município da Serra). Sendo essa última criada posteriormente ao Decreto.

No manguezal da Baía de Vitória foram delimitados 8 pontos, sendo demarcadas parcelas na franja (F) e na bacia (B), totalizando 16 pontos de amostragem (Figura 2). As franjas ocupam as áreas marginais e os bosques de bacia se estabelecem nas zonas mais interiores, em áreas de pouco relevo, onde a renovação de águas ocorre mais lentamente (Cíntron, Shaeffer-Noveli, 1983; Schaeffer-Novelli et al., 2000), e percebe-se uma mudança visual na estrutura do bosque. Cada parcela foi delimitada em função da densidade do bosque, contendo pelo menos 30 indivíduos de mangue e as áreas variaram entre 50m<sup>2</sup> e 420m<sup>2</sup>.

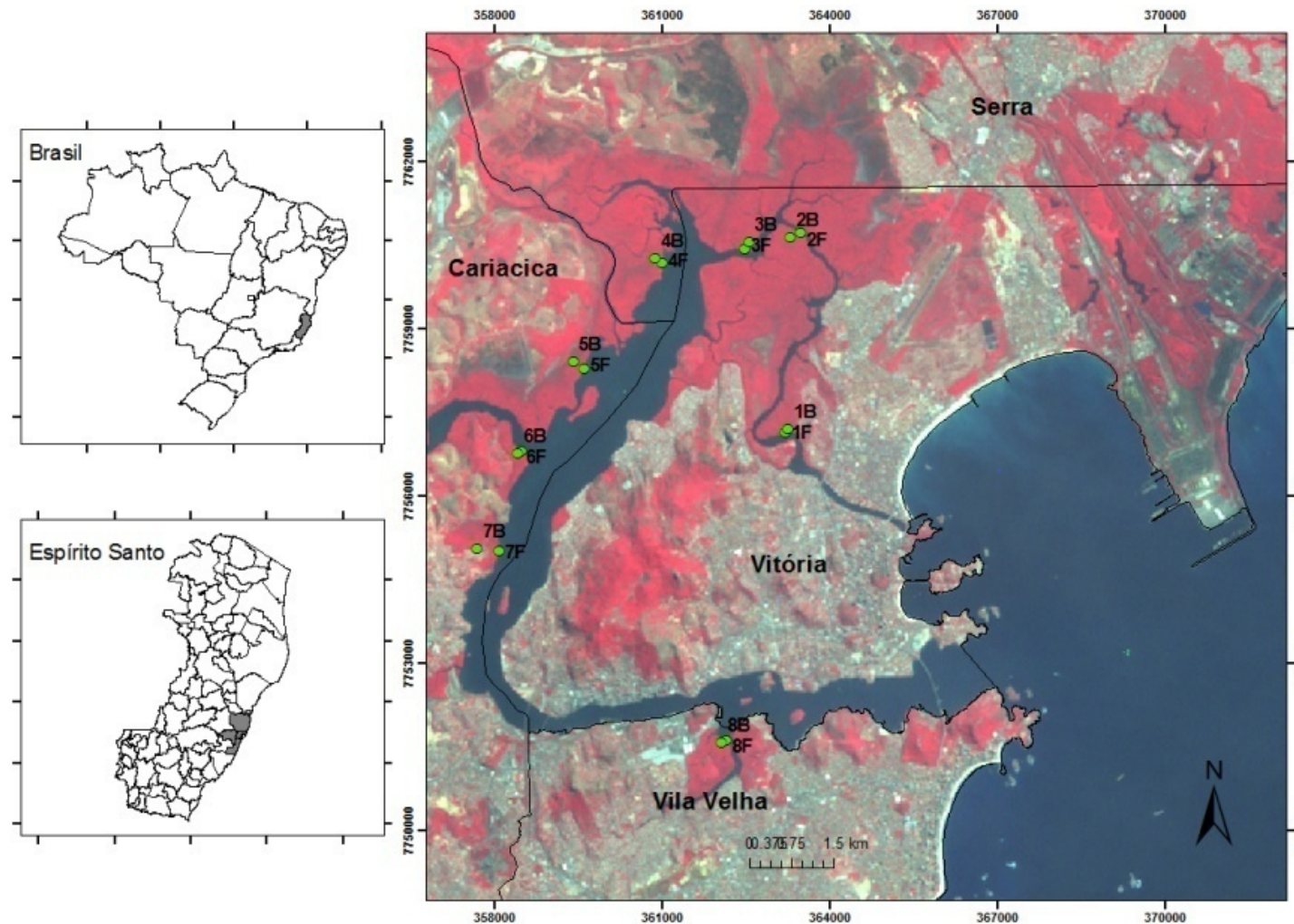


Figura 2. Pontos de amostragem (1 a 8, zonas: F: Franja, B: bacia) localizados no manguezal da Baía de Vitória - ES. Fonte: IDAF (2010), Landsat7 (data de passagem: jan/2003). Datum: SIRGAS 2000, sistema de projeção UTM. Composição: R4G3B2, falsa cor vermelho. Áreas em vermelho mais intenso representam os manguezais, em vermelho vivo as morrarias e resquícios de vegetação do Bioma Mata Atlântica. Pontos em cinza no mapa do Brasil representam o Espírito Santo e no mapa do Estado, a região metropolitana de Vitória. Organização: Gabriela C. Zamprogno.

## Referências

- Albino, J., Paiva, D.S., Machado, G.M. Geomorfologia, tipologia, vulnerabilidade erosiva e ocupação urbana das praias do litoral do Espírito Santo, Brasil. *Geografares*.2: 63-69. 2001.
- Almeida, L.G., Silva, M.R.L.F., Vale, C.C. Análise multitemporal da Baía de Vitória (ES) utilizando sensoriamento remoto. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Florianópolis. Brasil. 4557- 4564. 2007.
- Alongi, D.M. Paradigm shifts in mangrove biology. In: *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*, Perillo, G. M. E.; Wolanski, E.; Cahoon, D. R.; Brinson, M.M. (Eds.). Amsterdam: Elsevier, p. 1-62. 2009.
- Alongi, D.M. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*.29 (3): 331–349. 2002.
- Barros, M.L.C., Rosman, P.C.C., Telles, J.C.F. A simplified wetting and drying method for shallow water flow with application in mangrove areas. In: *21st Brazilian Congress of Mechanical Engineering*, Natal- RN. 2011.
- Bastos, A.C., Vilela, C.G., Quaresma, V.S., Almeida, F.K. Mid-to late-holocene estuarine infilling processes studied by radiocarbon dates, high resolution seismic and biofacies at Vitoria Bay, Espírito Santo, Southeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 82(3): 761-770. 2010.
- Carmo, T.M.S. Os manguezais ao norte da Baía de Vitória, Espírito Santo. *Anais do Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira*. São Paulo, Publicações ACIESP. I: 173-194.1987.
- Carmo, T.M.S., Brito-Abauvre, M.G., Senna-Melo, R.M., Zanotti-Xavier, S., Costa, M.B., Horta, M.M.M. Os manguezais da baía norte de Vitória, Espírito Santo: Um ecossistema ameaçado. *Revista Brasileira de Biologia*. 55(4): 801-808. 1995.
- Cintron-Molero, G., Schaeffer-Novelli, Y. *Introducion a Ecología Del Manglar*. Montevideo/UNESCO. 109. 1983.
- CODESA. Relatório estatístico de movimentação de cargas - Anuário de 2014.
- Costa, E.S., Grilo, C.F., Wolff, G.A., Thompson, A., Figueira, R.C., Neto, R.R. Evaluation of metals and hydrocarbons in sediments from a tropical tidal flat estuary of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. 92(1-2): 259-68. 2015
- Costa M.B., Zamprogno, G.C., Pedruzzi, F.C., Dalbem, G.B., Tognella, M.M.P. Assessing the Continuous Impact of Tributyltin from Antifouling Paints in a Brazilian Mangrove Area Using Intersex in *Littoraria angulifera* (Lamarck, 1822) as Biomarker. *International Journal of Oceanography*.1-8. 2013.
- Costa M.B., Zamprogno, G.C., Pedruzzi, F.C., Morais, L., Tognella, M.M.P., Godoi, A.A.L., Santos, D.M., Marchi, M.R.R., Fernandez, M.A. Differential organotin

sensitivity in two *Leucozonia* species from a ship traffic area in southeastern Brazil. *Marine Biology Research*.10 (7): 712–724. 2014.

Espírito Santo. Decreto Estadual nº 2625-r, 23 de novembro de 2010.

Diop, S. Vulnerability assessments of mangroves to environmental change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 58: 1–2. 2003.

Duke, N. C.; Ball, M. C.; Ellison, J. C. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology Biogeography*.7: 27-47. 1998.

Ellison, J.C. Geomorphology and sedimentology of mangroves. In: *Coastal wetlands an integrated ecosystem approach*. Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R., Brinson, M.M. (Eds.). Elsevier Amsterdam, The Netherlands. p. 565-592. 2009.

Ellison, A.M., Farnsworth, E.J. Anthropogenic disturbance of caribbean mangrove ecosystems: past impacts, present trends, and future predictions. *Biotropica*. 28: 549–565. 1996.

Garonce, F.A.A, Quaresma, V.S. Hydrodynamic Aspects at Vitoria Bay Mouth, ES. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*.86(2): 555-570, 2014.

Grilo, C.F., Neto, R.R., Vicente, M.A., De Castro, E.V.R. Figueira, R.C.L., Carreira, R.S. Evaluation of the influence of urbanization processes using mangrove and fecal markers in recent organic matter in a tropical tidal flat estuary. *Applied Geochemistry*. 38: 82–91.2013.

HIDROWEB, Sistemas de informações hidrológicas, Agência Nacional das Águas. Disponível em <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em julho de 2015.

Hogarth, J.P. Mangrove Ecosystems. *Encyclopedia of biodiversity*. 5:10-22. 2013.

IBGE, Censo demográfico 2010. Disponível em [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br). Acesso em dezembro de 2013.

IJSN. PIB regional, segundo os municípios 2010. Disponível em [www.ijsn.es.gov.br](http://www.ijsn.es.gov.br). Acesso em dezembro de 2013.

INMET. Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa. Disponível em [www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br). Acesso em dezembro de 2013.

Jesus, H.C., Costa, E.A., Mendonça, A.S.F., Zandonade, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. *Química Nova*. 27(3): 378-386. 2004.

Joyeux, J.C., Pereira, B.B., Almeida, H.G. The flood-tide ichthyoplanktonic community at the entrance into a brazilian tropical estuary. *Journal of Plankton Research*. 26(11): 1277-1287. 2004.

Kruitwagen, G., Pratap, H.B., Covaci, A., Wendelaar Bonga, S.E. Status of pollution in mangrove ecosystems along the coast of Tanzania. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1022-1031. 2008.

Kumar, V., Sinha, A.K., Rodrigues, P.P., Mubiana, V.K., Blust, R., Boeck, G. Linking environmental heavy metal concentrations and salinity gradients with metal accumulation and their effects: A case study in 3 mussel species of Vitória Estuary and Espírito Santo Bay, Southeast Brazil. *Science of the Total Environment*. 523: 1–15. 2015.

Lovelock, C.E., Ellison, J. Vulnerability of Mangroves and Tidal Wetlands of the Great Barrier Reef To Climate Change. In: Johnson, J.E., Marshall, P.A. (Eds). *Climate change and the great barrier reef: a vulnerability assessment*. Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office. Australia. 153- 192. 2007.

Macintosh, D.J., Ashton, E.C., Havanon, S. Mangrove rehabilitation and intertidal biodiversity: a study in the ranong mangrove ecosystem, Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.55: 331–345. 2002.

McFadden, M. Vulnerability Analysis in environmental management: Widening and deepening its approach. *Environmental Conservation*.34 (3): 195–204. 2007.

Neves, R.C., Quaresma, V.S., Bastos, A.C., Silva, J.C.R. Sedimentary transport in coastal bays: case study of Vitoria and Espírito Santo Bays – ES – Brazil. *Revista Brasileira de Geofísica*. 30(2): 181-189. 2012.

Rigo, D., Chacaltana, J.T.A. Computacional modelling of mangrove effects on the hydrodynamics of Vitoria Bay, Espírito Santo – Brazil. *Journal of Coastal Research, Special Issue 39*: 1543-1545. 2006.

Rigo, D. Análise do escoamento em regiões estuarinas com manguezais - medições e modelagem na Baía de Vitória, ES. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Oceânica, COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro. 140 pp. 2004.

Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón-Molero, G., Adaime, R.R., Camargo, T.M. Variability of mangrove ecosystems along the brazilian coast. *Estuaries*.13: 204-218. 1990.

Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón-Molero, G., Soares, M.L.G. Mangroves as indicators of sea level change in the muddy coast of the world. In: Healy, T.R., Wang, Y., Healy, J.A. *Muddy coast of the world: processes, deposits and function*. The Netherlands, Amsterdam. 245-262. 2002.

Skondras, N.A., Karavitis, C.A., Gkotsis, I.I., Scott, P.J.B., Kaly, U.L., Alexandris, S.V. Application and assessment of the Environmental Vulnerability Index in Greece. *Ecological Indicators*. 11:1699–1706. 2011.

Soares, M.L.G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*. 59(3): 503-515. 1999.

Souza, I.C., Bonomo, M.M., Morozesk, M., Rocha, L.D., Duarte, I.D., Furlan, L.M., Arrivabebe, H.P., Monferran, M.V., Matsumoto, S.T., Milanez, C.R.D., Wuderlin, D.A., Fernandes, M.N. Adaptive plasticity of *Laguncularia racemosa* in response to different environmental conditions: Integrating chemical and biological data by chemometrics. *Ecotoxicology*, v. 23, p. 335-348, 2014.

Spalding, M., Kainuma, M., Collins, L. *World Atlas of Mangroves*, Second Ed. Earthscan. London. 336 p. 2010.

Tognella-De-Rosa, M.P., Soares, M.L.G., Espinoza, H.D.C.F. Abordagens ecológicas em manguezal. In: Menezes, L.F.T., Pires, F.R., Pereira Jr., O.J. *Ecosistemas costeiros do Espírito Santo. Conservação e restauração*. Vitória, EDUFES. 103-115. 2007.

Vale, C.C., Ferreira, R.D. Os Manguezais do Litoral do Estado do Espírito Santo. *Anais do Simpósio de Ecosistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira*. São Paulo, Publicações ACIESP. 1: 88-94. 1998.

Veronez Jr., P., Bastos, A.C., Quaresma, V.S. Morfologia e distribuição sedimentar em um sistema estuarino tropical: Baía de Vitória, ES. *Revista Brasileira de Geofísica*. 27(4): 609-624. 2009.

Woodroffe, C.D., Davies, G. The morphology and development of tropical coastal wetlands. In: *Coastal wetlands an integrated ecosystem approach*. Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R., Brinson, M.M. (Eds.). Elsevier Amsterdam. p. 65-88. 2009.

Woodroffe, C.D. The Natural Resilience of Coastal Systems: Primary Concepts. In: *Managing coastal vulnerability*, McFadden, L., Nicholls, R.J., Penning-Rowsell, E. Elsevier, Amsterdam. p. 45-60. 2007

Zuloaga, O., Prieto, A., Usobiaga, A., Sarkar, S.K., Chatterjee, M., Bhattacharya, B.D., Bhattacharya, A., Alam, M.D.A., Satpathy, K.K. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in intertidal marine bivalves of Sunderban Mangrove Wetland, India: an approach to bioindicator species. *Water Air Soil Pollution*. 201: 305–31. 2009.



## CAPÍTULO 1

(Submetido à Brazilian Journal of Oceanography)

### **Heterogeneidade estrutural de manguezal urbanizado no sudeste do Brasil, influência dos fatores ambientais e tensores antrópicos**

#### **RESUMO**

A caracterização da estrutura da vegetação de manguezal indica as respostas deste ecossistema às condições ambientais existentes (naturais e antrópicas) em escalas locais, espaciais e temporais. Este estudo avaliou as características estruturais de florestas de manguezal urbanizado correlacionando com variáveis ambientais, do sedimento e da água intersticial, e com fatores antrópicos para distinguir a heterogeneidade/qualidade do habitat. Foram selecionadas 16 áreas na Baía de Vitória, sendo demarcadas parcelas nos bosques de franja e de bacia. Os dados avaliados foram altura média, DAP médio, área basal, densidade total e relativa e dominância relativa por espécie da vegetação e as variáveis ambientais características da água intersticial, *standing crop*, granulometria e matéria orgânica do sedimento além de influências antrópicas. Os resultados indicam que o manguezal, apesar de sofrer intensamente com diversos impactos antrópicos, apresenta bosques com diferentes graus de maturidade e heterogeneidade estrutural, sendo que os pontos mais distantes de impactos antrópicos diretos, porção interna da Baía, apresentam bosques com maior grau de desenvolvimento e qualidade ambiental em relação aos pontos mais próximos a pressões urbanas (esgoto, lixo, ocupação urbana, alteração na granulometria), indicando menor qualidade ambiental. Níveis intermediários de desenvolvimento também foram observados indicando pulsos de alterações ambientais. Em escala local, as intervenções humanas provocaram alterações no desenvolvimento do bosque amplificando a taxa de mortalidade e reduzindo o diâmetro e altura médios das florestas e, dessa forma, a biomassa disponível para a teia alimentar. As variáveis ambientais salinidade, matéria orgânica, *standing crop*, granulometria e os tensores antrópicos contribuíram para explicar os padrões estruturais da vegetação. A manutenção da qualidade ambiental no estuário é fortemente regida pela

plasticidade das florestas de mangue em responder aos tensores ambientais. A gestão de sistemas estuarinos sob forte processo de urbanização deve estabelecer áreas de manutenção e de expansão dos manguezais.

**Palavras-chave:** Sistemas estuarinos, estrutura de vegetação, variáveis ambientais, qualidade ambiental, pressões urbanas.

## **ABSTRACT**

The aim of this study is to evaluate the characteristics of the forest in an urbanised mangrove using vegetation structure and abiotic conditions to distinguish habitat heterogeneity/quality. A total of 16 points in Vitória Bay were selected, in the fringe and basin forests. The variables evaluated were height, diameter, basal area, density, dominance, interstitial water, standing crop, grain size, organic matter and anthropogenic influences. The results indicated that the mangrove, despite suffering intensely from various anthropogenic effects, had forests with varying degrees of maturity. Areas more distant from direct human effects had a higher degree of development and environmental quality relative to points closer to urban pressures. Intermediate development levels were also observed, which indicated pulses of environmental change. Human interventions caused alterations in the development of the forest which increased the mortality rate and reduced the diameter and height of the trees. The environmental variables of salinity, organic matter, standing crop, grain size and anthropogenic stressors contributed to the structural patterns. Our data suggest that an analysis of the vegetation structure and the abiotic factors are useful indicators to evaluate ecosystem quality, thus providing a basis for the future management.

**Descriptors:** Estuarine Systems, Vegetation Structure, Environmental Variables, Environmental Quality, Urban Pressures.

## 1.1 Introdução

O ecossistema manguezal é importante fonte de produtividade primária e provê abrigo e alimento para os organismos associados. Estas e outras funções o tornam um ecossistema complexo e diversificado (Twilley et al., 1996; Lee 2008; Feller et al., 2010; Hogarth, 2013), apesar do baixo número de espécies de mangue. É caracterizado por possuir rede trófica relativamente simples contendo tanto espécies marinhas quanto terrestres, servindo como locais de repouso e reprodução de aves, répteis e mamíferos e outras espécies também economicamente importantes como peixes, crustáceos e moluscos (Alongi, 2002). Além disso, os manguezais oferecem inúmeros serviços às comunidades humanas (Badola et al., 2012) tais como proteção costeira contra ondas e tempestades (Mazda et al., 2007; Horstman et al., 2014) e em maior escala temporal, elevações no nível médio do mar (Danielsen et al., 2005; Alongi, 2008; Wolanski et al., 2009). A complexidade ecológica deste ecossistema pode ser observada nas alterações da estrutura em escalas locais, espaciais e temporais (Alongi, 2009).

No entanto, grande parte das florestas de manguezal do mundo tem sido perdida nas últimas décadas motivada pelo crescimento urbano, aquecimento global, aquicultura, desenvolvimento urbano e industrial (Alongi, 2002; Duke et al., 2007; Spalding et al., 2010; Giri et al., 2011) em diferentes intensidades e magnitudes. A degradação dos habitat do manguezal resulta em perda de funcionalidade ecológica comprometendo diversos recursos e na redução de fonte de renda de comunidades tradicionais, além de colocar em perigo milhões de pessoas que vivem na área costeira (Duke et al., 2007; Feller et al., 2010).

Florestas de mangue crescem sob a influência de fatores ambientais que variam em intensidade e periodicidade (Schaeffer-Novelli et al., 1990; Alongi, 2009) de acordo com sua distribuição latitudinal e histórico local. As fisionomias no interior do manguezal são modeladas por ajustes do nível de água doce e maré, energia de ondas, processos deposicionais e erosivos e pelas comunidades biológicas associadas (Schaeffer-Novelli et al., 2000). Os solos do manguezal possuem características sedimentares altamente variáveis em função das diferentes fontes (Cintrón, Schaeffer-Novelli, 1983). Os sedimentos que chegam ao manguezal têm

origem continental e marinha e são transportados e depositados pelas correntes fluviais e de maré (Kruitwagen et al., 2008).

Dentre os fatores ambientais locais que influenciam o manguezal, a cobertura vegetal está intimamente relacionada com a composição do solo e com a salinidade (Cintrón, Schaeffer-Novelli, 1983; Ukpong, 1994; Cardona, Botero, 1998; Estrada et al., 2013), uma vez que as espécies se distribuem ao longo de um gradiente de acordo com sua tolerância ao sal e competição por recursos (Duke et al., 1998). Além desses fatores, a frequência de inundação (diferenças no tempo que o manguezal fica submerso) pode influenciar a distribuição das espécies por provocar modificações nas características do solo (Cunha et al., 2006). Desse modo, a vegetação envolve um conjunto de atributos genéticos influenciados por uma variedade de fatores biológicos e ambientais em diferentes escalas regionais e globais, determinando o padrão de distribuição das espécies (Duke et al., 1998).

A caracterização estrutural da vegetação constitui uma valiosa ferramenta no que se refere às respostas desse ecossistema às condições ambientais existentes, bem como aos processos de alteração do meio ambiente, auxiliando, assim, na sua conservação (Soares, 1999; Estrada et al., 2013). Embora bastante estudado, ainda se faz necessário o entendimento de processos básicos, incluindo respostas a distúrbios, perturbações e capacidade de restauração do manguezal (Schaeffer-Novelli et al., 2000). E a análise da estrutura das florestas de mangue pode contribuir para esse entendimento.

As avaliações da estrutura das florestas de mangue são importantes mecanismos de gerenciamento costeiro, sendo necessárias para o conhecimento e posterior manejo das áreas costeiras, tendo em vista que a sua ocupação está aumentando progressivamente, principalmente nas regiões economicamente emergentes, onde as pressões para construção e/ou ampliação dos sistemas portuários são intensas. Os manguezais estão cada vez mais aprisionados dentro de sistemas urbanos e, dessa forma, estão inviabilizados de manutenção dos seus processos evolutivos em escalas geológica (Wolanski et al., 2009) e ecológica. De acordo com Sakho et al. (2011), os principais fatores que controlam a evolução de um manguezal no leste da África são antropogênicos, sendo essa a realidade da maioria dos manguezais próximos às grandes cidades, como é o caso da área desse estudo.

O objetivo deste estudo é avaliar as características dos bosques num manguezal urbanizado por meio da estrutura de vegetação e condições abióticas a fim de distinguir a heterogeneidade/qualidade do habitat. Para tanto as fisionomias foram selecionadas em função da variação espacial das florestas de franja e bacia e relacionadas com as variáveis ambientais do sedimento e da água intersticial e de fatores antrópicos. A hipótese deste estudo é que a heterogeneidade da estrutura do bosque reflete os tensores ambientais em escala local.

## **1.2. Material e método**

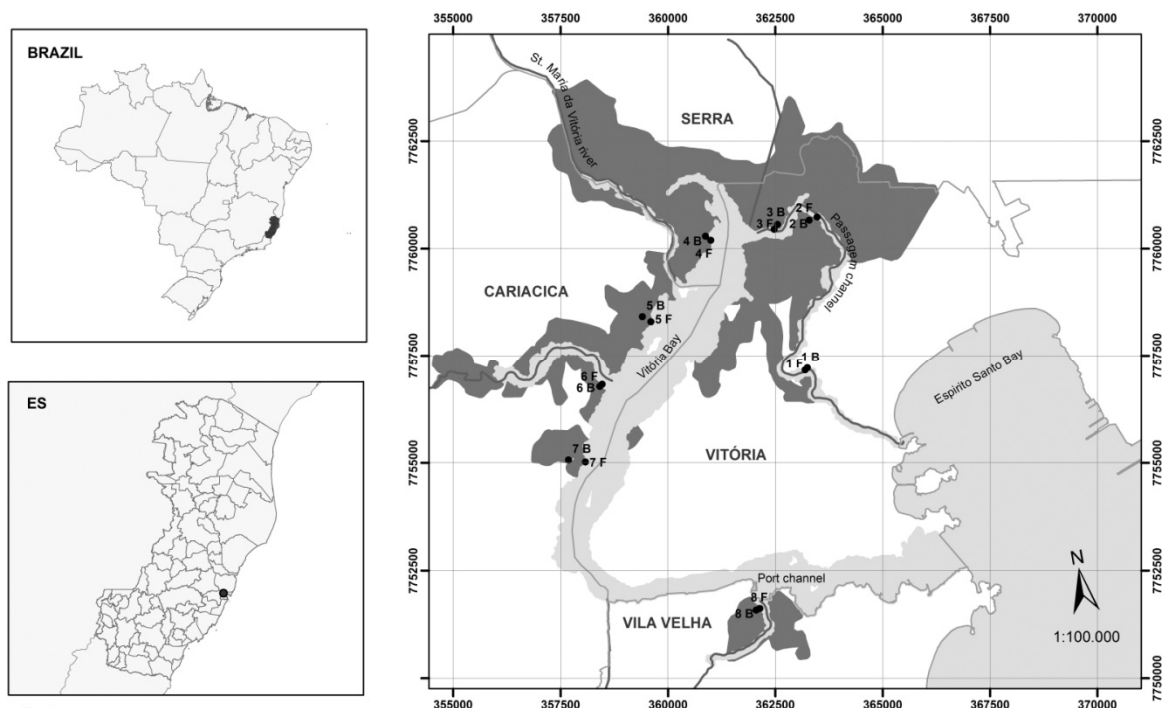
### **Área de estudo**

O Sistema estuarino da Baía de Vitória (Figura 1.1) está localizado em uma região metropolitana e vem sofrendo forte degradação nas últimas décadas devido a crescente urbanização, presença de portos, siderúrgicas e atividades de mineração (Carmo et al., 1995; Grilo et al., 2013; Souza et al., 2014a e b). Além da expansão urbana, a baía comporta o Porto de Vitória onde embarcações de diferentes origens, com carga e volume variado circulam diariamente tornando-o um dos portos mais importantes no Brasil e com forte tendência de ampliação no volume de carga (SEP/UFSC, 2012). Esgoto *in natura* é descarregado ao longo do estuário (Grilo et al., 2013). O manguezal da Baía de Vitória está compreendido dentro de um mosaico de áreas protegidas que inclui seis Unidades de Conservação.

O clima da região é quente e úmido, com duas estações definidas: chuvosa (novembro a abril) e seca (maio a outubro) (INMET, 2014).

A Baía de Vitória é conectada ao oceano através de dois canais, o canal da Passagem localizado ao norte e o Canal do Porto, ao sul. O Canal do Porto é constantemente dragado, atingindo as maiores profundidades da Baía, cerca de 20 metros (Veronez Junior et al., 2009). O fluxo de água do Rio Santa Maria da Vitória é controlado devido à presença de barragens (Garonce, Quaresma, 2014). Esse rio corresponde à principal contribuição de água doce no sistema, situado na sua porção oeste. Além desse, os rios Formate-Marinho, Bubu, Aribiri, Córrego Piranema e o Canal da Costa, todos de pequeno porte, também deságuam na região (Veronez Junior et al., 2009). Dessa forma o aporte de água doce e do mar é diferenciado nas áreas de manguezal desse sistema.

Esse estuário é caracterizado pelo regime de micromarés, classificadas como semi-diurnas (Bastos et al., 2010) e com amplitude de até 2 m (Moura et al., 2011). As correntes que atuam no interior da Baía de Vitória são resultantes dos efeitos da maré, da vazão dos rios, da morfologia, da estratificação da coluna d'água, das ondas e dos ventos, visto que a baía apresenta um largo trecho orientado no sentido dos ventos predominantes (nordeste e sudeste) (Veronez Junior et al., 2009).



**Figura 1.1.** Pontos de amostragem (1 ao 8, zonas: F: Franja, B: bacia) localizados no manguezal da Baía de Vitória - ES. Fonte: arquivos shapefiles geobases ortomosaico IEMA 2007/2008. Datum: SIRGAS 2000, sistema de projeção UTM. Áreas em cinza mais intenso representam os manguezais. Pontos em cinza no mapa do Brasil representa o Espírito Santo e no mapa do Estado o manguezal da Baía de Vitória. Organizado por Elizabeth Dell'Orto e Silva e Fernando J. Teubner.

## Metodologia

Foram selecionadas 8 áreas na Baía de Vitória, sendo demarcadas parcelas nas florestas de franja (F) e de bacia (B), totalizando 16 pontos de amostragem (Figura 1.1). As franjas ocupam as áreas marginais e os bosques de bacia se estabelecem nas zonas mais interiores sujeitas a menor frequência de inundação pelas marés, onde a renovação de águas ocorre mais lentamente (Cintrón, Schaeffer-Novelli, 1983; Schaeffer-Novelli et al., 2000), e percebe-se uma mudança visual na estrutura do bosque. Cada parcela foi delimitada em função da densidade do bosque e as áreas variaram entre 50m<sup>2</sup> e 420m<sup>2</sup>.

## **Características da vegetação**

A estrutura da vegetação foi avaliada uma única vez, em fevereiro de 2012, visto que em condições naturais o incremento em biomassa é bastante lento (Komyama, 2008). Em cada parcela, as árvores com mais de 1m de altura foram quantificadas, identificadas quanto à espécie e condição de vida (viva ou morta) sendo estimados os parâmetros estruturais de altura, com o auxílio de telêmetro óptico Ranging, e do diâmetro do tronco a 1,30m de altura do solo (DAP), com trena graduada em unidades de  $\pi$  (Forestry Suppliers), de acordo com metodologia proposta por Schaeffer-Novelli e Cintrón(1986). Com esses dados foram calculados: altura média, DAP médio, área basal, densidade total e relativa e dominância relativa por espécie conforme metodologia descrita por Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986) e os resultados foram transformados para hectare de mangue.

## **Variáveis ambientais**

Em duas estações climáticas (verão – chuvoso e inverno – seco) nos anos de 2012 e 2013, foram analisadas as características da água intersticial, o *standing crop*, a granulometria e a matéria orgânica do sedimento.

Em cada parcela foram inseridos três tubos de policloreto de vinil (PVC) (5 cm de diâmetro e 50 cm de profundidade) a pelo menos 45 cm no sedimento e perpendiculares à entrada da maré. Os tubos apresentavam base fechada contendo poros laterais ao longo dos 20 cm iniciais para percolação da água contida no sedimento. Após a entrada de água intersticial, quando estabilizada, foram determinados parâmetros de salinidade e pH (precisão:  $\pm 0,01$ ) usando multiparâmetro marca Hanna (modelo HI 9828), calibrado a cada amostra com solução padrão.

Amostras de *standing crop* (estoque de matéria orgânica acumulada sobre o sedimento) foram coletadas em áreas delimitadas (20x20 cm). As amostras foram pesadas (peso úmido) e submetidas à secagem em estufa a 60° C para obtenção do peso seco.

Para a determinação da granulometria e matéria orgânica do sedimento, foram coletadas três amostras (em torno de 40 g) de sedimento superficial (2cm). Em laboratório as amostras foram lavadas e, em seguida, mantidas em estufa a 40°C e quarteadas. Para obter os dados de granulometria, a matéria orgânica foi

eliminada com peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 40 volumes) por cerca de 12 horas, e as amostras foram submetidas a análise granulométrica com o auxílio de um analisador de tamanho de partícula (Mastersizer 2000) da Malvern, sendo classificadas em lama e areia. A determinação do teor de matéria orgânica foi realizada por perda de peso do sedimento, submetido à ignição em mufla à temperatura de 450°C por quatro horas.

Possíveis influências antrópicas tais como proximidade com áreas urbanas, esgoto, aterros e presença de lixo foram verificadas.

### **Análise dos dados**

Foi realizada análise estatística descritiva (média e desvio padrão) dos dados. Realizou-se ANOVA três fatores com os dados das variáveis ambientais para detectar diferenças entre zonas (franja e bacia), entre os pontos de amostragem (1 ao 8) e entre os períodos amostrados (seco e chuvoso para os anos de 2012 e 2013) e aplicado o teste de Tukey *a posteriori* (Zar, 1996). Quando a hipótese de normalidade e homogeneidade não foi aceita, usou-se o teste não paramétrico Kruskal-Wallis para comparações entre pontos e períodos e Mann-Witney para comparações entre as zonas (franja e bacia) e o teste de comparações múltiplas *a posteriori* (Zar, 1996).

Foram realizadas análises de agrupamento utilizando-se o coeficiente de Bray-Curtis com os dados de estrutura da vegetação transformados pela raiz quarta e análises de componentes principais (ACP) utilizando a matriz de correlação dos dados. O coeficiente de correlação de Spearman foi calculado para as variáveis densidade e DAP médio.

As relações entre os atributos da vegetação e as variáveis ambientais foram avaliadas com análise de correspondência canônica e o teste de permutação correspondente (Legendre, Legendre, 1994). Os valores foram transformados por meio da divisão pelo comprimento Euclidiano do vetor da variável.

Considerou-se o  $\alpha$  igual a 0,05 para todos os testes.



### 1.3. Resultados

#### Estrutura da vegetação

*Rhizophora mangle* L. foi a espécie dominante em 75% das parcelas. Exceções foram observadas nas bacias dos pontos 1, 5 e 7 onde a espécie dominante foi *Laguncularia racemosa* L. Gaerth f. e na franja do ponto 8 com domínio de *Avicennia schaueriana* Stapf and Leechman ex Moldenke. A porcentagem de mortalidade foi acima de 10% em todas as parcelas da bacia e em duas parcelas de franja. A proporção de tronco por indivíduo variou de 1,23 (8B) a 3,28 (8F) e a densidade total de indivíduos vivos variou entre 714 ind./ha (3B) e 32800 ind./ha (7B). Os pontos 2F e 3F apresentaram os maiores valores de área basal, sendo considerados mais maduros, entretanto, a presença de alguns indivíduos jovens nestes bosques propiciou a redução no DAP médio. Em relação a esse parâmetro, os maiores valores foram registrados nos pontos 2B e 3B, sendo esses considerados também bosques maduros e homogêneos (Tabela 1.1).

**Tabela 1.1. Dados da estrutura dos bosques de mangue (pontos de amostragem: 1 ao 8, F: franja, B: bacia) na Baía de Vitória. Mort.: mortalidade, DAP: diâmetro, Rh: *R. mangle*, Av: *A. schaueriana* e Lg: *L. racemosa*.**

	Altura bosque (m)	Mort. (%)	Área Basal (m <sup>2</sup> )	DAP médio (cm)	Relação tronco/ Ind.	Densidade (ind. /ha)	Densidade %			Dominância %		
							Rh	Av	Lg	Rh	Av	Lg
1F	6,5±2,7	2,3	16,3	9,9	1,3	2200	90,5	4,8	4,8	90,9	8,2	1,0
1B	5,7±3,9	34,7	33,5	8,0	1,5	9800	18,2	6,1	75,8	5,0	3,8	91,2
2F	4,9±5,1	2,3	74,5	18,4	1,8	2867	100	-	-	100	-	-
2B	14,5±2,1	10,0	33,7	21,7	1,3	1091	100	-	-	100	-	-
3F	6,4±3,1	13,5	52,2	12,2	1,3	5200	95,6	-	4,4	99,1	-	0,9
3B	13,2±1,6	10,0	36,7	27,0	1,7	714	100	-	-	100	-	-
4F	9,3±6,5	2,8	35,3	17,8	1,4	1458	82,4	5,9	11,8	77,9	13,3	8,9
4B	10,6±3,9	23,3	31,3	18,6	1,7	1500	95,7	-	4,3	84,1	-	15,9
5F	6,7±3,9	6,1	18,7	10,7	1,7	2200	96,8	-	3,2	96,3	-	3,7
5B	7,9±3,0	24,3	26,7	16,8	1,8	1650	20,0	-	80,0	11,3	-	88,7
6F	4,3±4,2	10,0	23,0	12,8	1,4	2000	92,6	7,4	-	73,6	26,4	-
6B	7,1±2,9	12,5	24,6	12,7	1,3	2133	69,0	27,6	3,4	89,6	10,1	0,3
7F	4,0±2,1	0,0	28,6	7,2	1,5	7000	91,1	1,8	7,1	70,7	0,3	28,9
7B	3,0±1,0	15,5	42,7	4,5	1,9	32800	-	-	100	-	-	100
8F	6,1±2,9	2,0	48,8	16,9	3,3	2222	36,7	46,9	16,3	5,3	87,6	7,1
8B	7,3±2,2	12,5	21,4	11,0	1,2	2667	91,2	5,9	2,9	99,5	0,5	-

Os dados de altura do bosque e de diâmetro das árvores diferiram significativamente entre os pontos. Os pontos 2, 3 e 4 registraram as maiores alturas médias e o ponto 7, as menores (Tabela 1.2). O ponto 7F apresentou menor valor de moda das alturas (2,0m) do que a média (4,0m). Ao contrário, o ponto 5F se destaca por apresentar valor da moda (15,4m) muito superior a média dos dados (6,7m).

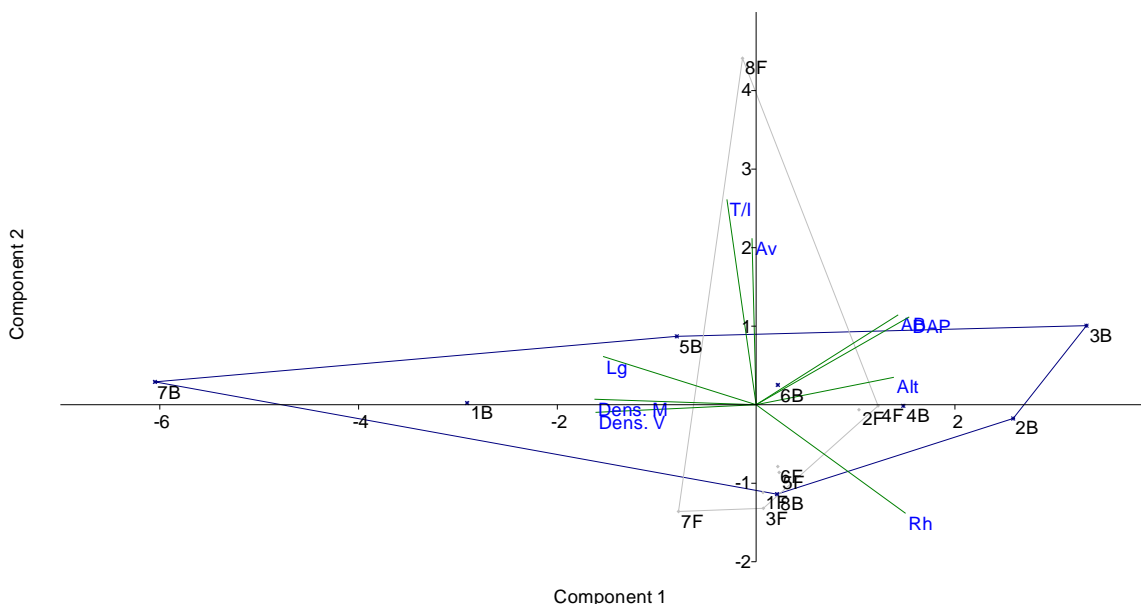
**Tabela 1.2. Análise estatística comparando os dados de Altura e Diâmetro das árvores entre os pontos de amostragem (1 ao 8) e entre as zonas (franja e bacia) por meio dos testes Kruskal-Wallis e Mann-Witney e do Teste de Comparações Múltiplas *a posteriori*. P: probabilidade associada ao valor do teste. Os grupos homogêneos determinados pelo Teste de Comparações múltiplas foram ordenados do menor valor médio para o maior.**

Variáveis	Fonte de variação	Graus de liberdade	Valor do teste	P	Teste de comparações múltiplas
Altura	Ponto	7	28,36	<0,001	7<1,5,6,8<2,3,4
	zona	1	49,52	<0,001	B>F
Diâmetro	Ponto	7	39,32	<0,001	7<1,5,6,8<2,3,4
	zona	1	47,31	<0,001	B>F

A densidade dos bosques foi correlacionada negativamente com o DAP médio ( $R = -0,79$ ,  $p < 0,05$ , Teste de Spearman). Esses resultados estão em conformidade com o pressuposto por Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986) que demonstraram que a densidade se reduz em bosques mais maduros, ou seja, com maior DAP médio. Esses bosques se caracterizam por possuir poucas árvores de maiores diâmetros.

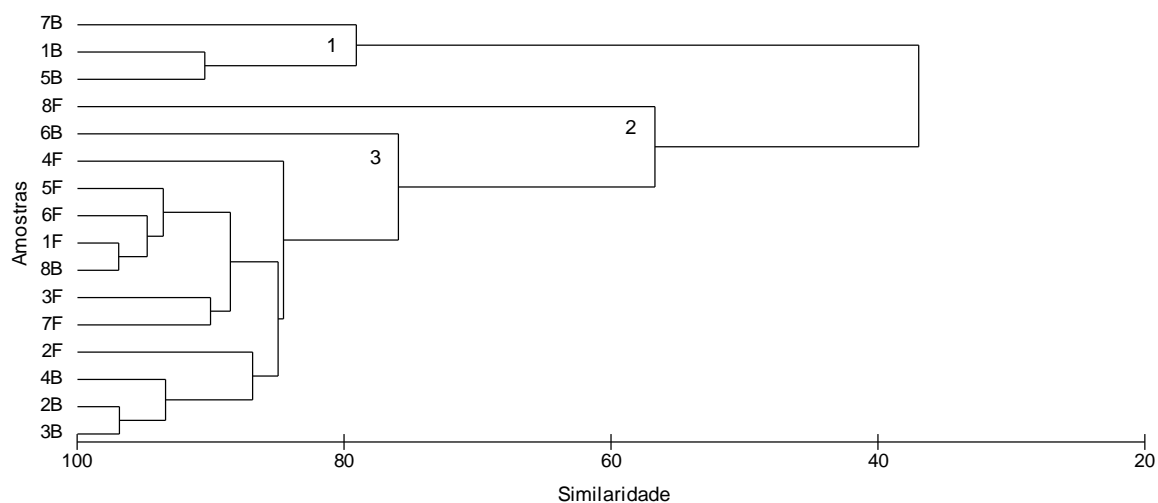
Baseado nos dados de estrutura (altura média, densidade relativa de cada espécie, densidade de árvores vivas e mortas, DAP médio, área basal viva e número de troncos por indivíduos) foi realizada a análise de componentes principais (Figura 1.3). Houve uma superposição dos polígonos referentes aos pontos de franja e bacia, indicando não haver diferença entre eles. A maioria das informações (73%) estão explicadas nos eixos horizontal (51%) e vertical (22%). Na componente 1 (eixo horizontal), as variáveis com maiores pesos são DAP (0,81, valor de correlação da PCA), *R. mangle* (0,79), área basal (0,76) e altura (0,74), e os pontos que mais se relacionaram a esse eixo foram 3B (1,54), 2B (1,20), 4B (0,69), 4F (0,57) e 2F (0,48), sendo esses dominados por *R. mangle* e com árvores mais desenvolvidas. Os pontos 1B, 7B e 5B foram correlacionados negativamente a esse eixo e positivamente às variáveis densidade de árvores vivas e mortas, indicando árvores

menos desenvolvidas, além da dominância de *L. racemosa*. Na componente 2 (horizontal), as variáveis com maiores pesos foram tronco/indivíduos (0,89) e *A. schaueriana* (0,72) e o ponto foi 8F (3,17). Este resultado reforça a particularidade da floresta de franja no ponto 8 em relação aos demais pontos.



**Figura 1.3.** Análise de componentes principal da estrutura da vegetação em função dos valores de Densidade de árvores vivas (Dens.V) e mortas (Dens. M), densidade relativa de *R. mangle* (Rh), *A. schaueriana* (Av) e *L. racemosa* (Lg), área basal (AB), altura do bosque (Alt), Número de troncos por número de indivíduos (T/I) e DAP médio (DAP) por indivíduos em cada ponto de amostragem (pontos: 1 ao 8, B: bacia, F: franja) no manguezal da Baía de Vitória, transformados pela raiz quarta (coeficiente de Bray-Curtis).

Baseado nos dados de estrutura (altura média, densidade relativa de cada espécie, DAP médio, área basal viva e número de troncos por indivíduos) realizou-se uma análise de similaridade que identificou três grupos principais de acordo com as espécies dominantes nos bosques. O primeiro grupo, composto pelas bacias dos pontos 1, 5 e 7, que têm em comum dominância de *L. racemosa*. O segundo grupo formado pelo ponto 8F ocorre pela dominância de *A. schaueriana*, e o terceiro grupo, formado pelos demais pontos, apresentam maior densidade relativa de *R. mangle* (Figura 1.4).



**Figura 1.4.** Análise de agrupamento da estrutura da vegetação em função dos valores de altura média, densidade relativa, DAP médio, área basal viva e número de troncos por indivíduos em cada ponto de amostragem transformados pela raiz quarta (coeficiente de Bray-Curtis). Pontos: 1 ao 8, B: bacia, F: franja.

Nos pontos 2B, 3B e 4B, acima de 80% dos indivíduos apresentavam DAP superior a 10 cm, caracterizando bosques maduros, sem presença de novos indivíduos. Nos pontos 2F, 6F, 7B e 7F a maioria dos indivíduos (acima de 60%) apresentam pequeno porte, além disso, essas parcelas possuíam clareiras onde ocorria recrutamento de jovens. Os pontos com dominância de *L. racemosa* demonstram diferentes estágios de maturidade do bosque. O ponto 7B está em estágio inicial de recomposição, com 60% dos indivíduos apresentando pequeno porte e nenhum indivíduo maior que 10 cm. Acima de 70% dos indivíduos do ponto 1B está em estágio intermediário de DAP e o ponto 5B foi considerado um bosque maduro, com 60% dos indivíduos com DAP maior que 10 cm (Figura 1.5).

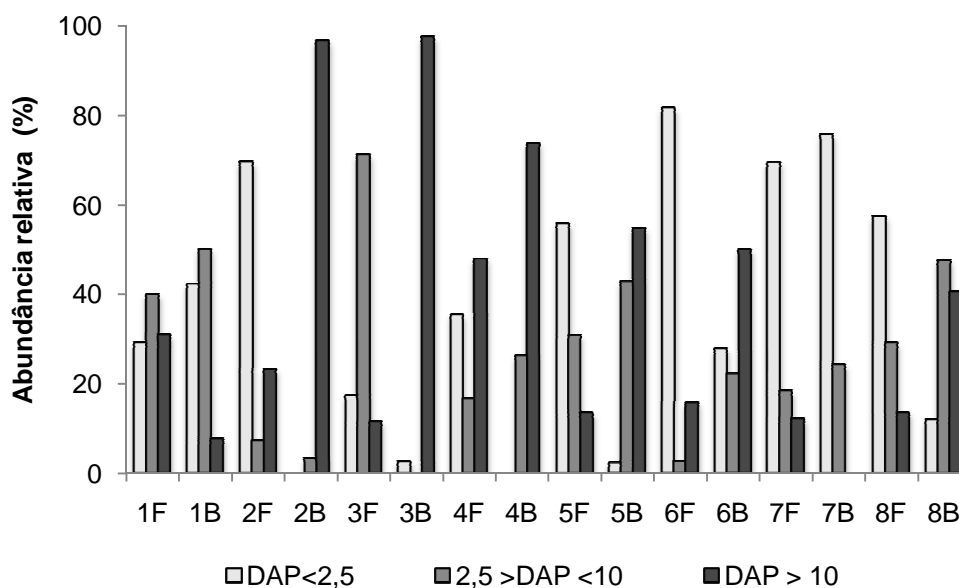


Figura 1.5. Abundância relativa dos indivíduos vivos por classe de DAP (menor que 2,5 cm, entre 2,5 e 10 cm e maior que 10 cm) em cada ponto de amostragem (Pontos: 1 ao 8, B: bacia, F: franja) na Baía de Vitória.

### Variáveis ambientais

Considerando-se a granulometria do sedimento, os pontos 1 e 7 são caracterizados como mais arenosos em comparação aos demais (Tabelas 1.5 e 1.6). Entre os períodos, as amostras coletadas no verão de 2012 registraram granulometrias mais lamosas do que as demais coletas. Entre as zonas (franja e bacia) as diferenças não foram significativas. Os valores de matéria orgânica não foram diferentes significativamente entre os períodos, mas foram distintos entre os pontos, sendo que os pontos 1 e 7 registraram proporções menores que os demais. As parcelas da franja apresentaram menores valores que as da bacia. Os resultados de *standing crop* foram diferentes entre os períodos, sendo que no verão estiveram menores que no inverno. As bacias apresentaram maiores valores para essa variável que as franjas e entre os pontos não houve diferença significativa. Em relação à salinidade, os dados se diferenciaram entre os períodos, sendo que no verão de 2013 foram maiores do que nos demais períodos. Os pontos 7 e 8 apresentaram maiores valores que os demais pontos. Os registros de salinidade na bacia foram maiores que os da franja. O pH também apresentou diferença entre os períodos e houve diferença entre o ponto 4, com os menores registros e o ponto 7, com os maiores. Entre as zonas, as parcelas na franja apresentaram maiores valores do que as da bacia.

**Tabela 1.5. Valores médios ( $\pm$  Desvio Padrão) das variáveis ambientais: granulometria (percentual de lama e de areia) e percentual de matéria orgânica do sedimento, peso seco de *standing crop*, salinidade e pH registrados na água intersticial de cada ponto de amostragem na Baía de Vitória (Pontos: 1 ao 8, B: bacia, F: franja).**

	Sedimento			<i>Standing crop</i> (g)	Água intersticial	
	Areia (%)	Lama (%)	Mat. orgânica (%)		Salinidade	pH
1F	68,7 $\pm$ 19,1	31,3 $\pm$ 19,1	24,2 $\pm$ 15,4	24,4 $\pm$ 13,1	19,5 $\pm$ 4,5	7,1 $\pm$ 0,6
1B	65,3 $\pm$ 16,4	34,7 $\pm$ 16,4	20,4 $\pm$ 10,2	9,4 $\pm$ 6,2	19,5 $\pm$ 6,2	7,0 $\pm$ 0,5
2F	28,1 $\pm$ 13,3	71,9 $\pm$ 13,3	45,3 $\pm$ 9,7	12,0 $\pm$ 12,0	17,2 $\pm$ 5,6	7,3 $\pm$ 0,6
2B	17,8 $\pm$ 16,1	82,2 $\pm$ 16,1	63,1 $\pm$ 3,8	22,9 $\pm$ 17,5	17,8 $\pm$ 4,6	7,1 $\pm$ 0,5
3F	20,7 $\pm$ 19,0	79,3 $\pm$ 19,0	40,1 $\pm$ 7,3	13,7 $\pm$ 18,4	15,9 $\pm$ 4,7	7,4 $\pm$ 0,6
3B	33,8 $\pm$ 27,6	66,2 $\pm$ 27,6	57,7 $\pm$ 12,8	22 $\pm$ 11,3	17,1 $\pm$ 4,7	7,2 $\pm$ 0,4
4F	31,9 $\pm$ 12,2	68,1 $\pm$ 12,2	32,6 $\pm$ 9,1	8,45 $\pm$ 5,4	17,9 $\pm$ 6,0	6,9 $\pm$ 0,4
4B	24,0 $\pm$ 20,2	76,0 $\pm$ 20,2	54,3 $\pm$ 13,2	24,7 $\pm$ 12,3	16,6 $\pm$ 5,3	6,7 $\pm$ 0,3
5F	30,7 $\pm$ 20,3	69,3 $\pm$ 20,3	32,4 $\pm$ 2,9	8,7 $\pm$ 10,1	18,5 $\pm$ 6	7,2 $\pm$ 0,3
5B	36,1 $\pm$ 20,3	63,9 $\pm$ 20,3	32,6 $\pm$ 6,9	12,4 $\pm$ 5,3	18,4 $\pm$ 6,1	7,0 $\pm$ 0,3
6F	41,5 $\pm$ 15,3	58,5 $\pm$ 15,3	33,8 $\pm$ 16,8	9,5 $\pm$ 3,8	16,2 $\pm$ 5	7,3 $\pm$ 0,3
6B	25,5 $\pm$ 16,8	74,5 $\pm$ 16,8	61,0 $\pm$ 8,2	67,4 $\pm$ 63,9	21,6 $\pm$ 7,5	7,0 $\pm$ 0,3
7F	58,2 $\pm$ 20,8	41,8 $\pm$ 20,8	19,5 $\pm$ 13,2	10,3 $\pm$ 9,7	20,1 $\pm$ 6,9	7,3 $\pm$ 0,3
7B	33,5 $\pm$ 23,6	66,5 $\pm$ 23,6	15,7 $\pm$ 5,4	20,3 $\pm$ 27,2	30,2 $\pm$ 6,3	7,4 $\pm$ 0,5
8F	26,6 $\pm$ 17,8	73,4 $\pm$ 17,8	43,7 $\pm$ 6,3	10,1 $\pm$ 7,7	24,2 $\pm$ 5,6	7,1 $\pm$ 0,3
8B	32,3 $\pm$ 21,1	67,7 $\pm$ 21,1	39,2 $\pm$ 17,2	25,4 $\pm$ 22,6	27,3 $\pm$ 3,2	7,2 $\pm$ 0,4

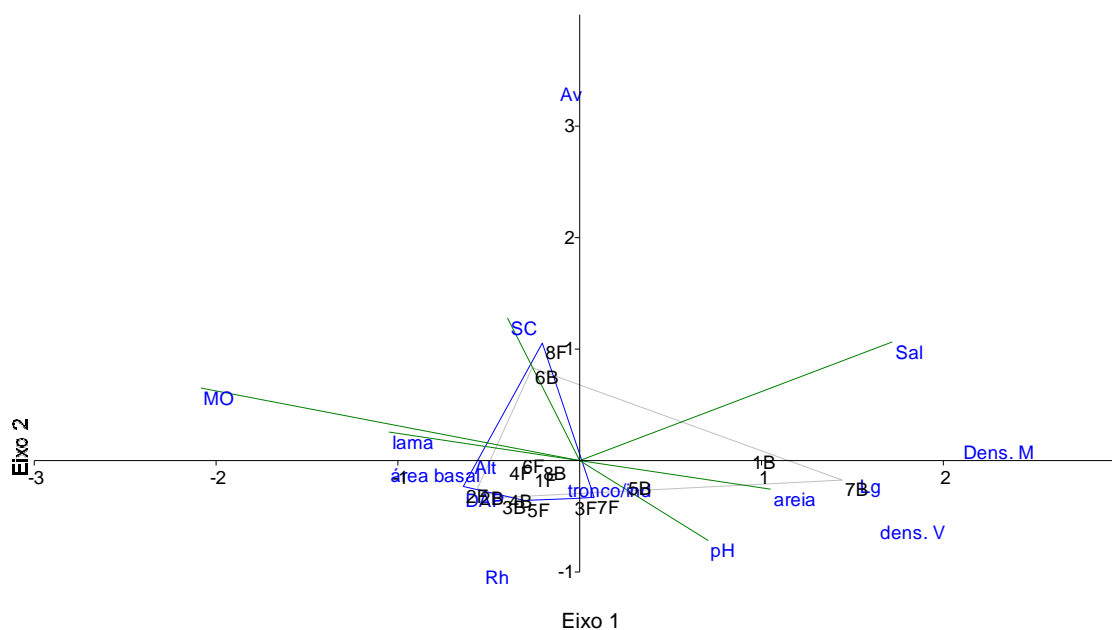
**Tabela 1.6. Resultados dos testes estatísticos e do Teste de comparações *a posteriori* utilizando os dados de lama, matéria orgânica, *standing crop*, salinidade e pH entre os períodos de verão e inverno (2012 e 2013), entre os pontos de amostragem (1 ao 8) e entre as zonas (bacia e franja). \*Dados não normais: Testes não paramétrico: Kruskal-Wallis e Mann-Witney, Dados normais: Teste paramétrico: ANOVA três fatores. Pós teste: Anova - Tukey, Kruskal-Wallis - Teste de comparações múltiplas. P: probabilidade associada ao valor do teste. Os grupos homogêneos determinados pelo pós teste foram ordenados do menor valor médio para o maior.**

Teste	Variáveis	Fonte de variação	Graus de liberdade	Valor do teste	P	Pós teste
Kruskal Wallis	Lama*	Período	3	35,97	<0,001	Demais <ver/2012
		Ponto	7	52,01	<0,001	1,7<demais
		Zona	1	66,01	NS	-
ANOVA	Matéria orgânica	Período	3	1,32	NS	-
		Ponto	7	31,15	<0,001	7,1<5<demais
		Zona	1	29,35	<0,001	F<B
Kruskal Wallis	<i>Standing crop</i> *	Período	3	28,27	<0,001	Ver <inv
		Ponto	7	11,96	NS	-
		Zona	1	4,75	<0,001	F<B
ANOVA	Salinidade	Período	3	13,39	<0,001	Demais <ver/2013
		Ponto	7	10,96	<0,001	Demais <7,8
		Zona	1	9,82	<0,001	B > F
ANOVA	pH	Período	3	32,04	<0,001	ver/2012 <ver/2013
		Ponto	7	4,78	<0,001	4<7
		Zona	1	7,25	<0,001	B < F

### Relação entre estrutura da vegetação e variáveis ambientais

De acordo com a análise de correspondência canônica (ACC) (Figura 1.6), houve uma superposição dos polígonos dos pontos de franja e bacia e o diagrama evidenciou a separação entre as parcelas com base nas espécies dominantes. De acordo com o Teste de Permutação de "Monte Carlo" houve significância marginal (P=0,06) em relação a componente ambiental horizontal (eixo 1), sendo que este eixo explica 76% dos dados ambientais e biológicos amostrados. Os resultados referentes aos demais eixos não foram significativos. As variáveis ambientais que mais se relacionaram ao eixo 1 foram salinidade (0,57, valor de correlação da ACC) e areia (0,35) e, negativamente, matéria orgânica (0,69) e lama (-0,35). Em relação às variáveis referentes à estrutura da vegetação, o eixo 1 foi positivamente relacionado com *L. racemosa* (1,52) e densidade de árvores vivas (1,63) e mortas

(2,09). Os pontos 1B (0,93), 7B (1,44) e 5B (0,25) foram correlacionados positivamente com esse eixo. Dessa forma, essas parcelas, com dominância de *L. racemosa*, estão associadas a sedimentos mais grossos e maiores valores de salinidade. Os pontos com maior abundância de *A. schaueriana* (8F e 6B) estão associadas a maiores valores de *standing crop*. Os demais pontos exibem dominância de *R. mangle* e estão associadas as áreas mais lamosas, com maior percentual de matéria orgânica e relacionadas negativamente com a salinidade.



**Figura 1.6.** Análise de Correspondência Canônica utilizando os dados de estrutura da vegetação - Densidade de árvores vivas (Dens.V) e mortas (Dens.M), densidade relativa de *R. mangle* (Rh), *A. schaueriana* (Av) e *L. racemosa* (Lg), área basal, altura do bosque (Alt), Número de troncos por número de indivíduos (tronco/ind) e DAP médio (DAP) e os atributos ambientais - valores médios de salinidade (Sal) e pH da água intersticial, matéria orgânica (MO), *standing crop* (SC) e teor de lama e areia em cada ponto de amostragem (Pontos: 1 a 8, B: bacia, F: franja) no manguezal da Baía de Vitória.

### Impactos observados

Embora grande parte do manguezal da Baía de Vitória esteja preservado, diversos impactos antrópicos podem ser observados tais como: ocupação sobre o manguezal, lançamento de esgoto *in natura*, presença de lixo e de resíduos sólidos, e aterros. Em relação aos bosques amostrados, no ponto 1B, próximo à Universidade Federal do Espírito Santo, a maioria das árvores estava inclinada e foi possível observar a presença de pó preto impregnado em folhas e troncos e sobre o sedimento, além de um aterro devido à construção de uma estrada. Em alguns pontos foi observada a presença de lixo na parcela, como nos pontos 7 e 8 e na



parcela 5B. O ponto 7 é o ponto mais próximo à área urbana, estando a 35 metros do bairro Porto Novo, em Cariacica, e próximo a um depósito irregular de lixo. Além disso, foi observado lançamento de esgoto *in natura* em um córrego que deságua próximo a esse ponto.

#### 1.4. Discussão

Os estudos sobre a diversidade da vegetação de mangue não são medidos somente em termos de número de espécies, são considerados também a capacidade de cada espécie em lidar com as condições ambientais utilizando os seus atributos individuais (Duke et al., 1998) que irão alterar a estrutura da vegetação, podendo promover a variabilidade dos habitats. Isto torna os manguezais, ao longo de sua distribuição latitudinal, ambientes altamente complexos devendo ser estudados de forma integrada considerando as estratégias ecológicas da vegetação e os fatores abióticos que regem sua ocorrência. Feller et al. (2010) reforçam a importância de estudos dessa magnitude, isto é, que avaliem as propriedades emergentes do ecossistema manguezal e permitam a compreensão da plasticidade ecológica de suas espécies vegetais.

Diversos autores sugerem que a maturidade da floresta de mangue e a densidade são correlacionadas negativamente e que os valores de DAP médio e a maturidade estão relacionados de forma positiva (Schaeffer-Novelli, Cintrón, 1986; Jimenez et al., 1985; Alongi, 2002). A correlação negativa entre densidade de indivíduos e DAP médio encontrada nesse estudo, comprovou mais uma vez que as áreas mais maduras possuem menores valores de densidade. As florestas que exibiram maior desenvolvimento estrutural são bosques monoespecíficos de *R. mangle*, áreas mais lamosas e estão mais distantes de influências antrópicas diretas. Os menores valores de desenvolvimento estrutural foram observados nas florestas próximas a áreas urbanas, onde recebem esgoto *in natura*, são locais de depósito irregular de lixo e são relacionadas com maiores concentração de areia. Essa heterogeneidade da estrutura das florestas reforça o diagnóstico de que as áreas com atuação mais constante e previsível dos fatores abióticos, maior

estabilidade geomorfológica e com menor influência direta de impactos permitem melhor desenvolvimento dos bosques (Wolanski et al., 2009; Feller et al., 2010).

A espécie *L. racemosa* nesse estudo apresentou domínio em área basal nas florestas com maior proximidade às áreas alteradas e mais arenosas. Segundo Soares (1999) bosques com domínio de indivíduos de pequeno porte de *L. racemosa* são típicos de locais alterados que se encontram em via de recomposição. *L. racemosa* é considerada espécie indicadora nos processos de biomonitoramento ambiental, apresentando respostas morfológicas distintas para diferentes cenários de poluição (Souza et al., 2014b). Cavalcanti et al. (2009) observaram que em áreas protegidas, *R. mangle* é a espécie dominante e as árvores são mais desenvolvidas. Possivelmente, os bosques com domínio de *L. racemosa* nesse estudo já foram degradados e estão em diferentes processos de regeneração de acordo com a variação observada na análise de distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetro, passando de fases de desenvolvimento inicial, intermediário e maduro. Os tensores identificados provocando a heterogeneidade das florestas de *L. racemosa* foram os processos de aterros que causaram a modificação na granulometria original, a utilização do manguezal como fonte de despejo de efluentes sólidos e modificações nos processos de vazão dos rios que desembocam no sistema estuarino. A ampliação de uma ponte do sistema viário que corta o canal da Passagem contribuiu para alterações no padrão de deposição dos sedimentos (Godinho, dados não publicados) afetando a estrutura do bosque. A floresta sujeita as modificações na vazão do rio apresentou maior grau de amadurecimento, indicando uma maior estabilidade geomorfológica e redução dos impactos.

Outro parâmetro utilizado para avaliar a qualidade das floresta foi a distribuição de abundância relativa dos indivíduos nos intervalos de diâmetro cujos resultados identificam distúrbios de diferentes intensidades, o que resultou em processos individualizados de mortalidade e de colonização descontínua por propágulos e plântulas (Lugo 1980; Jimenez, 1990). Os dados de estrutura e de distribuição de jovens (acima de 60%), observados nas florestas de franja classificadas como menos desenvolvidas, indicam que esses pontos foram sujeitos a tensores naturais e induzidos (aterros, modificação da circulação no canal de navegação e corte seletivo).

Blanco et al. (2001) recomendam a análise dos dados de altura como uma variável importante na avaliação de distúrbios. Os resultados de altura quando analisados considerando-se a média, moda e desvio padrão podem confirmar as perturbações relatadas nas florestas descritas acima. E essa análise contribui para definir a estabilidade e/ou maturidade das florestas sem intervenções pontuais das ações antrópicas. Essa avaliação permitiu identificar que a floresta que apresentou moda e média da altura muito distante e que tinha quase 80% dos indivíduos ocorrendo nos menores diâmetros, como em processo natural de senescência de acordo com recomendações de Jimenez et al. (1985).

Os estudos de Woodroffe (1982, 1983) e de Blanco et al. (2001) reportam que as florestas localizadas nas porções mais internas, são mais protegidas de ondas e tormentas, sendo favorecidas por aporte de sedimentos que serão aprisionados pela vegetação. Woodroffe (1983) também reporta que as florestas de franja são mais facilmente perturbadas que as de bacia. Em geral, as florestas de bacia apresentaram árvores mais desenvolvidas (altura e diâmetro) do que aquelas de franja. Na floresta de franja situada na foz do maior rio do sistema, a média, a moda e altura do dossel registraram dados bastante distintos. Essa variabilidade nos dados de altura estaria ligada aos tensores causados pela vazão do Rio Santa Maria da Vitória, seus períodos de enchente e os processos de abertura e fechamento das represas, que ocorrem na sua bacia hidrográfica. Por outro lado, as florestas de franja degradadas, que possuem moda e média da altura bastante similares permitiu identificar seus tensores como recentes.

Mudanças significantes nas condições ambientais são geralmente seguidas por alteração no vigor da vegetação, na zonação das espécies vegetais e por apresentar mortalidade ampla das árvores (Jimenez, Lugo, 1985). Os maiores valores de mortalidade foram registrados nas parcelas localizadas nos bosques de bacia. A mortalidade, nestas situações, pode ser explicada por três fatores principais: corte e/ou ocupação, processo de amadurecimento do bosque com morte natural e alteração nas condições ambientais. As florestas que apresentaram maior corte seletivo possuía *L. racemosa* dominando, esta espécie é amplamente utilizada como fonte de lenha pela comunidade ribeirinha devido ao tamanho de seu fuste e por este ser retilíneo em muitas situações.

Mortalidade elevada também foi observada nas florestas classificadas como senescentes e naquelas que tiveram outros tensores que não o corte seletivo, como construção de estrada e depósito de pó preto sobre as folhas e sedimento (observação pessoal). A presença de minério de ferro sobre as folhas das árvores na área de estudo foi verificada por Arrivabene et al. (2015) que não encontraram nenhum dano morfológico ou estrutural. No entanto, a redução da energia da luz incidente sobre os tecidos vegetais pode reduzir o desempenho fotossintético (Naidoo, Naidoo, 2005). A construção dos pilares de sustentação da ponte sobre o sistema estuarino provocou o revolvimento do fundo e disponibilização de sedimento na coluna d'água, alterando os padrões de velocidade de corrente na planície de inundação (Godinho, dados não publicados). Outra observação importante nas florestas impactadas pela construção da ponte é a inclinação dos troncos. Tognella De Rosa et al. (2004) observaram este fato para bosque de franja dominado por *L. racemosa* e atribuíram tal ocorrência ao aumento de energia hidráulica no local.

Maiores valores de salinidade na água intersticial estariam associados a uma redução no porte do manguezal e a um aumento da mortalidade (Cintrón, Shaeffer-Novelli, 1983) e a consequente deteriorização do mangue (Cardona, Botero, 1998). Maiores valores de salinidade e maiores alturas das árvores foram encontradas nos pontos localizados na bacia nesse estudo. Entretanto, os valores observados estão dentro dos intervalos satisfatórios para as espécies registradas (Ball, 1988). Em relação ao percentual de árvores mortas, as parcelas de bacia apresentaram maiores valores indicando possível influência da concentração de sal. A maior salinidade nos pontos de bacia deve-se, provavelmente, a maiores taxas de evaporação, devido a menor frequência de inundação.

A composição das espécies é um importante fator que influencia a dinâmica da matéria orgânica em manguezais (Gleason, Ewe, 1992). Neste estudo, os bosques com dominância de *R. mangle* são áreas mais lamosas e apresentaram maiores valores de matéria orgânica. Esses resultados estão de acordo com Cintrón e Shaeffer-Novelli (1983), os quais afirmam que os solos de *Rhizophora* são formados por uma estrutura fibrosa composta por raízes e matéria orgânica e, geralmente, contém maiores porcentagens de matéria orgânica que os outros bosques de mangue. McKee (2001) reportam a formação de turfeiras nos manguezais dominados por esta espécie.

Em geral, os bosques de bacia apresentaram maior teor de matéria orgânica e *standing crop* em comparação com os bosques de franja. Isso é justificado pelo movimento restrito da água nas áreas de bacia (Schaeffer-Novelli et al., 2000), assim como a maior concentração de sal.

A despeito da pressão sobre as áreas de manguezal, este estudo possibilitou inferir a existência de heterogeneidade estrutural influenciada pelos tensores antrópicos que atuam na região, sendo possível perceber florestas fortemente desenvolvidas e em estágios intermediários de desenvolvimento, ou seja, em processos de regeneração, e fortemente impactadas. Os pontos nas áreas mais internas da Baía situados em áreas mais distantes da ocupação urbana, apresentam árvores mais desenvolvidas (maiores valores de altura e DAP) e aqueles pontos próximo às extremidades da Baía, que sofrem maior pressão antrópica por ocupação, apresentam as árvores menos desenvolvidas dentre os bosques estudados. A característica estrutural de mosaico das florestas de mangue são relacionadas a distúrbios por alguns autores (Smith III, 1992; Soares, 1999; Soares et al., 2003) e a distribuição dos indivíduos dentro de cada classe de diâmetro permite avaliar os processos de recomposição destas florestas (Lugo, Snedaker, 1974; Jimenez et al., 1985).

O sinergismo dos processos ecológicos e humanos dentro de diferentes escalas locais, espaciais e temporais, como sugerido por Alongi (2009), interfere nos processos naturais de sucessão. Os resultados deste estudo indicam que a avaliação da heterogeneidade ambiental deve se concentrar nos dados de mortalidade de indivíduos, média e moda da altura dos indivíduos, dominância em área basal por espécie, além dos dados de DAP médio e densidade. Os últimos são empregados para classificar as florestas quanto ao grau de maturidade (Lugo et al., 1990). Entretanto, somente os parâmetros de DAP médio e de densidade não permitem identificar a heterogeneidade dos bosques que como visto neste estudo é resposta dos tensores em escala local. Para isto, a gestão do manguezal também deve se concentrar nos fatores abióticos, principalmente aqueles relacionados a quantificação da granulometria e matéria orgânica do sedimento.

As diferentes análises estatísticas utilizadas na interpretação dos resultados de estrutura confirmam que a frequência de inundação atua como um fator secundário sobre a estrutura da floresta. Provavelmente isto ocorre porque as

florestas estão localizadas no mesmo ambiente geomorfológico (Woodroffe, 1992). Por sua vez, fatores locais e suas modificações induzidas pelo homem são fortemente diagnosticados pela análise da estrutura da floresta, representados pelas diferenças entre os bosques do interior da Baía em relação às extremidades.

Estima-se que aproximadamente 1/3 das florestas de mangue do mundo foram perdidas nos últimos 50 anos (Alongi, 2002). De acordo com Soares et al. (2003), um desafio atual em relação aos manguezais da Baía de Guanabara, RJ, após a acentuada perda de sua área original e o conflito de uso devido a expansão urbana, se refere à manutenção da integridade estrutural e funcional dos mesmos. Todo o manguezal da Baía de Vitória se encontra protegido por meio de Unidades de Conservação desde 2010 (Decreto nº 2625). Apesar da pressão antrópica exercida sobre o manguezal da Baía de Vitória foram encontrados bosques em diferentes estágios de desenvolvimento, demonstrando a importância da conservação desses ambientes para recuperação das áreas degradadas e que eles são capazes de se recuperar mediante a manutenção das áreas. Cavalcanti et al. (2009) também concluem que criação de áreas de proteção em conjunto com a manutenção e gestão das áreas de manguezal remanescentes são essenciais para sua preservação. Sakho et al. (2011) constataram que manguezais danificados por ações antrópicas podem regenerar rapidamente quando em condições ambientais favoráveis e protegidos por políticas públicas apropriadas.

## **1.5 Conclusão**

O manguezal da Baía de Vitória, apesar de sofrer intensamente com diversos impactos antrópicos, apresenta bosques com diferentes graus de maturidade do bosque e heterogeneidade estrutural, sendo que as áreas mais distantes de impactos antrópicos diretos, porção noroeste da Baía, apresentam bosques com maior grau de desenvolvimento e qualidade ambiental em relação aos pontos no extremo do sistema, mais próximos a pressões urbanas (esgoto, lixo, ocupação urbana, alteração na granulometria), indicando menor qualidade ambiental. Níveis intermediários de desenvolvimento também foram encontrados podendo ser interpretados como pulsos de alterações ambientais, sujeitos a tensões pontuais e

não crônicos. Os dados indicam que em escala local, as intervenções humanas podem provocar alterações no desenvolvimento do bosque amplificando a taxa de mortalidade e reduzindo o diâmetro médio e altura média das florestas e conseqüentemente, a biomassa disponível para a teia alimentar. A manutenção da qualidade ambiental no estuário é fortemente regida pela plasticidade das florestas de mangue em responder aos tensores ambientais. Confirmando a hipótese desse estudo que a heterogeneidade da estrutura do bosque reflete os tensores ambientais em escala local.

Não foram encontrados padrões diferenciados em relação às zonas bacia e franja devido à grande heterogeneidade espacial dos dados estruturais, de modo que as diferenças entre os pontos de amostragem são mais marcantes. No entanto, as árvores da bacia são mais desenvolvidas do que as de franja, reforçando o diagnóstico dos efeitos dos tensores em escala local sobre a heterogeneidade estrutural.

As análises multivariadas contribuíram para entender a influência dos tensores antrópicos sobre os fatores abióticos, tais como maior concentração de areia e menor matéria orgânica nos pontos mais alterados e, conseqüentemente, a influência desses fatores sobre a estrutura da vegetação (árvores menos desenvolvidas) e na distribuição das espécies (dominância de *L. racemosa*) nas áreas mais impactadas.

Os dados sugerem que a análise da estrutura da vegetação e os fatores abióticos analisados são indicadores úteis para avaliar a qualidade do ecossistema, fornecendo uma base para gestão futura desta e outras nas zonas de mangue. A gestão de sistemas estuarinos sob forte processo de urbanização deve estabelecer áreas de manutenção e de expansão dos manguezais.

## Referências (Formatado de acordo com Brazilian Journal of Oceanography)

- ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environ. Conserv.*, v.29, p. 331–34, 2002.
- ALONGI, D. M. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, v. 76, p. 1-13,2008.
- ALONGI, D. M. Paradigm shifts in mangrove biology. In: PERILLO, G. M. E.; WOLANSKI, E.; CAHOON, D. R.; BRINSON, M. M. (Eds.). *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Amsterdam: Elsevier,2009.p. 1-62.
- ARRIVABENE, H. P., SOUZA, I.C.; CÓ, W. L. O.; CONTI, M. M.; WUNDERLIN, D. A.; MILANEZ,C. R. D. Effect of pollution by particulate iron on the morphoanatomy, histochemistry, and bioaccumulation of three mangrove plant species in Brazil. *Chemosphere*, v. 127, p. 27–34,2015.
- BADOLA, R.; BARTH WAL, S.; HUSSAIN,S. A. Attitudes of local communities towards conservation of mangrove forests: A case study from the east coast of India. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, v. 96, p. 188–196,2012.
- BALL, M. C. Ecophysiology of mangroves. *Trees*, v. 2, p. 129-142,1988.
- BASTOS, A. C.; VILELA, C. G.; QUARESMA, V. S.; ALMEIDA, F. K. Mid- to Late-Holocene estuarine infilling processes studied by radiocarbon dates, high resolution seismic and biofacies at Vitoria Bay, Espirito Santo, Southeastern Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.*, v. 82, p. 761-770, 2010.
- BLANCO, J. F.; BEJARANO, A .C.; LASSO, J.; CANTERA, J. R. A new look at computation of the complexity index in mangroves: do disturbed forests have clues to analyze canopy height patchiness? *Wetl. Ecol. Manag.*, v. 9, p. 91–101, 2001.
- CARDONA, P.; BOTERO,L. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean Coast of Colombia. *Biotropica*, v. 30, p. 24-34,1998.
- CARMO, T. M. S.; BRITO-ABAURRE, M. G.; SENNA-MELO, R. M.; ZANOTTI-XAVIER, S.; COSTA, M. B.; HORTA, M. M. M. Os manguezais da baía norte de Vitória, Espírito Santo: um ecossistema ameaçado. *Rev. Bras. Biol.*, v.55, p. 801-808, 1995.
- CAVALCANTI, V. F.; SOARES, M. L. G.; ESTRADA, G. C. D.; CHAVES, F. O. Evaluating mangrove conservation through the analysis of forest structure data. *J. Coastal Res.*, v. 56, p. 390-394, 2009.
- CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI,Y. *Introducción a ecología del manglar*. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la Unesco para América Latina y el Caribe, Montevideo, UY. 1983.
- CUNHA, S. R.; TOGNELLA-DE-ROSA, M. M. P.; COSTA, C. S. B. Salinity and flooding frequency as determinant of mangrove forest structure in Babitonga Bay, Santa Catarina State, Southern Brazil. *J. Coastal Res.*, v. 39, p. 1175-1180, 2004.
- DANIELSEN, F.; SORENSEN, M. K.; OLWIG, M. F.; SELVAM, V.; PARISH, F.; BURGESS, N. D.; HIRAIISHI, T.;KARUNAGARAN, V. M.; RASMUSSEN, M. S. ; HANSEN,L. B.; QUARTO, A.; SURYADIPUTRA,N. The asian tsunami: A protective role for coastal vegetation. *Science*, v. 310, p. 643, 2005.
- DUKE, N. C.; BALL, M. C.; ELLISON, J. C. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecol. Biogeogr.*, v. 7, p. 27-47, 1998.
- DUKE, N. C.; MEYNECKE, J. O.; DITTMANN, S.; ELLISON, A. M.; ANGER, K.; BERGER, K. ; CANNICCI, S.; DIELE, K.; EWEL, K. C.; FIELD, C. D.; KOEDAM,



- N.; LEE, S. Y.; MARCHAND, C.; NORDHAUS, I.; DAHDYOUH-GUEBAS, F. A world without mangroves? *Science*, 317, p. 41-42, 2007.
- ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G.; CHAVES, F. O.; CAVALCANTI, V. F. Analysis of the structural variability of mangrove forest through the physiography types approach. *Aquat. Bot.*, v. 111, p. 135-143, 2013.
- FELLER, I. C.; LOVELOCK, C. E.; BERGER, U.; MCKEE, K. L.; JOYE, S. B.; BALL, M. C. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Ann. Rev. Mar. Sci.*, v. 2, p. 395-417, 2010.
- GARONCE, F. A.; QUARESMA, V. S. Hydrodynamic aspects at Vitória Bay Mouth, ES. *An. Acad. Bras. Cienc.*, v. 86, p. 555-570, 2014.
- GIRI, C.; OCHIENG, E.; TIESZEN, L. L.; ZHU, Z.; SINGHS, A.; LOVELANDS, T.; MASEK, J.; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecol. Biogeogr.*, v. 20, p. 154-159, 2011.
- GLEASON, S. M.; EWE, K. C. Organic matter dynamics on the forest floor of a Micronesian mangrove forest: an investigation of species composition shifts. *Biotropica*, v. 34, p. 190-198, 2002.
- GRILO, C. F.; NETO, R. R.; VICENTE, M. A.; DE CASTRO, E. V. R.; FIGUEIRA, R. C. L.; CARREIRA, R. S. Evaluation of the influence of urbanization processes using mangrove and fecal markers in recent organic matter in a tropical tidal flat estuary. *Appl. Geochem.*, v. 38, p. 82-91, 2013.
- HOGARTH, J. P. Mangrove ecosystems. In: LEVIN, S. A. (Ed.). *Encyclopedia of biodiversity*. San Diego: Academic Press, 2013. p. 10-22.
- HORSTMAN E. M.; DOHMEN-JANSSEN, C. M.; NARRA, P. M. F.; VAN DEN BERG; N. J. F.; SIEMERINK, M.; HULSCHER, S. J. M. H. Wave attenuation in mangroves: A quantitative approach to field observations. *Coast. Eng.*, v. 94, p. 47-62, 2014.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa. [www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br). Acess in december 2014.
- JIMENEZ, J. A. A structure and function of dry weather mangroves on the Pacific Coast of Central America, with emphasis on *Avicennia bicolor* forests. *Estuaries*, v. 13, p. 182-192, 1990.
- JIMENEZ, J. A.; LUGO, A. E.; CINTRON, G. Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica*, v. 17, p. 177-185, 1985.
- KOMIYAMA, A.; ONG, J. E.; POUNGPARN, S. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Bot.*, v. 89, p. 128-137, 2008.
- KRUITWAGEN, G.; PRATAP, H. B.; COVACI, A.; WENDELAAR BONGA, S. E. Status of pollution in mangrove ecosystems along the coast of Tanzania. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 56, p. 1022-1031, 2008.
- LEE, S. K. Mangrove macrobenthos: Assemblages, services, and linkages. *J. Sea Res.*, v. 59, p. 16-29, 2008.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier, 1994.
- LUGO, A. E. Mangrove ecosystems: successional or steady state? *Biotropica*, v. 12, p. 65-72, 1980.
- LUGO, A. E.; Snedaker, S. C. The ecology of mangroves. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, v. 5, p. 39-64, 1974.
- MAZDA, Y.; WOLANSKI, E.; RIDD, P. V. The role of physical processes in mangrove environments: manual for the preservation and utilization of mangrove ecosystems. Terrapub, Tokyo, JP. 2007.
- MIDDLETON, B. A.; MCKEE, K. L. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *J. Ecol.*, v. 89, p. 818-828, 2001.

- NAIDOO, G.; NAIDOO, Y. Coal Dust Pollution Effects on Wetland Tree Species in Richards Bay, South Africa. *Wetl. Ecol. Manag.*, v. 13, p. 509-515, 2005.
- SAKHO, I. S.; MESNAGE, V.; DELOFFRE, J.; LAFITE, R.; NIANG, I.; FAYE, G. The influence of natural and anthropogenic factors on mangrove dynamics over 60 years: The Somone Estuary, Senegal. *Estuar. Coast. Shelf S.*, v. 94, p. 93-101, 2011.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRON, G. Guia para estudo de áreas de manguezal, estrutura, função e flora. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1986.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; CAMARGO, T. M.. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuaries*, v.13, p. 204-218, 1990.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; SOARES, M. L. G.; TOGNELLA-DE-ROSA, M. M. P. Brazilian mangroves. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.*, v. 3, p. 561-570, 2000.
- SMITH III, T. J. Forest structure. In: ROBERTSON, A. I.; ALONGI, D. (Eds.). *Tropical mangrove ecosystems*. Washington: American Geophysical Union, 1992. p. 101-136.
- SOARES, M. L. G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Rev. Bras. Biol.*, v.59, p. 503-515, 1999.
- SOARES, M. L. G.; CHAVES, F. O.; CORRÊA, F. M.; SILVA JÚNIOR, C. M. G. Diversidade estrutural de bosques de mangue e sua relação com distúrbios de origem antrópica: o caso da baía de Guanabara (Rio de Janeiro). *Anu. Inst. Geocienc.*, v. 26, p. 101-116, 2003.
- SOUZA, I. C.; MOROZESK, M.; DUARTE, I. D.; BONOMO, M. M.; ROCHA, L. D.; FURLAN, L. M.; ARRIVABENE, H. P.; MONFERRÁN, M. V.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R. D.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Matching pollution with adaptive changes in mangrove plants by multivariate statistics. A case study, *Rhizophora mangle* from four neotropical mangroves in Brazil. *Chemosphere*, v. 108, p. 115–124, 2014a.
- SOUZA, I. C.; BONOMO, M. M.; MOROZESK, M.; ROCHA, L. D.; DUARTE, I. D.; FURLAN, L. M.; ARRIVABEBE, H. P.; MONFERRAN, M. V.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R. D.; WUDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Adaptive plasticity of *Laguncularia racemosa* in response to different environmental conditions: Integrating chemical and biological data by chemometrics. *Ecotoxicology*, v. 23, p. 335-348, 2014b.
- SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. World atlas of mangroves. London: Earthscan, 2010.
- TOGNELLA-DE-ROSA, M. M. P.; OLIVEIRA, R. G.; SOARES, M. L. G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; ARRIVABENE, H. P.; MARINHEIRO, F. B. G.; CUNHA, S. R. Estrutura do manguezal do Rio Lagoa do Furado, Penha, SC. In: BRANCO, J. O.; MARENZI, A. W. C. (Eds.). *Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: Estudo de caso em Penha, SC. Itajaí. Santa Catarina: Editora Univali*, 2006. p. 77-92.
- TWILLEY, R. R.; SNEDAKER, S. C.; YAÑEZ-ARANCIBIA, A.; MEDINA, E. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: perspectives from mangrove ecosystems. In: MOONEY, H.; CUSHMAN, H.; MEDINA, E. (Eds.). *Biodiversity and ecosystem functions: a global perspective*. New York: John Wiley and Sons, 1996. p. 327-370.
- UKPONG, I. E. Soil-vegetation interrelationships of mangrove swamps as revealed by multivariate analyses. *Geoderma*, v.64, p. 167-181, 1994.
- VERONEZ JUNIOR, P.; BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. S. Morfologia e distribuição sedimentar em um sistema estuarino tropical: Baía de Vitória, ES. *Rev. Bras. Geofis.*, v. 27, p. 609-624, 2009.

- WOLANSKI, E.; BRINSON, M. M.; CAHOON, D. R.; PERILLO, G. M. E. Coastal Wetlands: A synthesis. In: PERILLO, G. M. E.; WOLANSKI, E.; CAHOON, D. R.; BRINSON, M. M. (Eds). Coastal wetlands: An integrated ecosystem approach. Amsterdam: Elsevier, 2009. p. 1-62.
- WOODROFFE, C. The impact of cyclone Isaac on the coast of Tonga. *Pac. Sci.*, v. 37, p. 181-210, 1983.
- WOODROFFE, C. Mangrove sediments and geomorphology. In: ROBERTSON, A. I.; ALONGI, D. M. (Eds.). Coastal and Estuarine Studies: Tropical Mangrove Ecosystem. Washington: American Geophysical Union, 1992. p. 43-62.
- ZAR, J. H. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, New Jersey, US. 1996.

## CAPÍTULO 2

### **Variação espaço-temporal da macrofauna bentônica no manguezal da Baía de Vitória: relação com parâmetros ambientais e antrópicos**

#### **RESUMO**

O objetivo deste estudo é analisar a variação espaço-temporal da macrofauna ao longo da Baía de Vitória por meio dos parâmetros populacionais abundância, diversidade e composição específica da epifauna e da endofauna e verificar a influência de variáveis ambientais e da estrutura da vegetação. Foram estabelecidos 8 pontos e em cada foram selecionados pontos na floresta de franja e de bacia, totalizando 16 pontos de amostragem. As amostragens foram realizadas no verão e inverno de 2012 e 2013. Em cada ponto, para identificação e quantificação *in situ* da epifauna de moluscos e crustáceos foram delimitadas três áreas de 1m<sup>2</sup> e para a endofauna três amostras de sedimento foram coletadas utilizando um amostrador cilíndrico com 0,0785 m<sup>3</sup>. As amostras foram lavadas e a macrofauna triada e identificada. As comunidades da epifauna dos táxons de moluscos e crustáceos foram diferentes entre as florestas de franja e de bacia, sendo que os moluscos apresentaram maior diversidade na franja e os crustáceos na bacia. Fatores como respiração e alimentação das espécies predominantes de moluscos, maiores valores de matéria orgânica e *standing crop* indicaram a influência da frequência de inundação na composição dessas comunidades. Em relação à endofauna não foi possível verificar padrão espacial. As análises realizadas indicam que as variáveis ambientais como a granulometria, *standing crop*, salinidade e matéria orgânica contribuíram para explicar os diferentes padrões das comunidades da epifauna (moluscos e crustáceos) e da endofauna, assim como as espécies vegetais predominantes, *R. mangle* e *L. racemosa*, influenciam a distribuição. Composição das comunidades da epifauna foram diferentes entre os pontos de amostragem, podendo ter sido influenciadas pelas alterações antrópicas. Ressalta-se que a comunidade de crustáceos foi mais diversa nos pontos com maior pressão por ocupação antrópica e a comunidade de moluscos, ao contrário, apresentou uma redução nos valores dos descritores ecológicos nesses mesmos locais.

**Palavras-chave:** Epifauna, endofauna, frequência de inundação.

## 2.1 Introdução

Manguezais são ambientes complexos que proporcionam o desenvolvimento de fauna macrobentônica diversificada, a qual pode viver no sedimento ou em diferentes habitat (Chapman, Tolhurst, 2007). Os fatores ambientais desempenham importante papel na função ecológica dos manguezais e sobre a biodiversidade local (Ashton et al., 2003). Quando distúrbios antrópicos ocorrem nos ecossistemas naturais, muitas vezes, promovem a simplificação e perda de diversidade e, devido à ausência de estudos anteriores, muitas vezes não se tem registro das consequências no funcionamento dos ambientes (Ashton et al., 2003). Nesse sentido, a diversidade e abundância da macrofauna refletem a condição do ecossistema manguezal, servindo como indicador de alterações de habitat (Macintosh et al., 2002) e seu conhecimento é de extrema importância.

Dentre os organismos que habitam os manguezais, gastrópodes e crustáceos são os principais grupos da epifauna e exibem padrões de distribuição influenciados por vários fatores como: frequência de inundação pelas marés, energia das ondas, conteúdo da água, salinidade, anoxia e temperatura dos sedimentos, granulometria, fontes de recursos alimentares e processos de competição e predação (Alongi, 2002).

A utilização e exploração dos habitat de manguezal pela fauna tanto residente quanto migratória, contribui para a estrutura e funcionamento do ecossistema e, conseqüentemente, a perda dessa fauna pode influenciar nas propriedades ecológicas do manguezal (Twilley et al., 1996). A redução de caranguejos como um resultado da poluição, por exemplo, pode afetar negativamente o crescimento e a sucessão natural das florestas de mangue (Alongi, 2002). Smith III et al. (1991) observou que a construção de galerias por caranguejos é um processo importante em florestas de *Rhizophora* na Austrália, pois afeta a aeração do solo, que por sua vez afeta a produtividade e investimento reprodutivo desse mangue. A atividade de bioturbação realizada por essa fauna provoca uma redução nas concentrações de sulfeto e amônia do solo do manguezal, beneficiando positivamente a produtividade (Cannicci et al., 2008).

O hábito sedentário ou sésil da maioria dos adultos e a sensibilidade para as características físicas e químicas do ambiente tornam os moluscos bons

bioindicadores para monitoramentos ambientais marinhos e para estudos de ecotoxicologia (Kathiresan, Bingham, 2001; Rittschof, McClellan-Green, 2005). O comportamento alimentar filtrador dos bivalves proporciona a acumulação de uma ampla faixa de poluentes potencialmente tóxicos (Pipe, Coles, 1995) e o consumo desses animais por outros organismos, ao longo da cadeia alimentar, resulta na bioacumulação desses poluentes.

Uma maior compreensão do funcionamento do ecossistema é necessária para melhor gestão e conservação dos manguezais (Ashton et al., 2003). Sendo assim, o objetivo desse estudo é analisar a variação da macrofauna considerando diferentes pontos de amostragens ao longo da Baía de Vitória, tipos de florestas (bacia e franja) e períodos de amostragem (inverno e verão) por meio de parâmetros populacionais como: abundância, diversidade e composição específica da epifauna e da endofauna no manguezal. Além disso, este trabalho tem como objetivo verificar a influência de parâmetros ambientais e de dados da estrutura da vegetação na diversidade e composição da fauna do manguezal das florestas estudadas. Nesse sentido, foram estabelecidas as seguintes hipóteses: (1) Padrões de distribuição espacial e temporal dos grupos da fauna são diferentes por tipos de floresta (bacia e franja), por pontos no estuário e estação climática; (2) A distribuição da fauna bentônica é afetada pelas variáveis ambientais e pelas espécies vegetais predominantes em bosques no manguezal da Baía de Vitória e (3) As áreas submetidas a maior pressão humana e com menor desenvolvimento estrutural da floresta apresentam uma menor riqueza e diversidade da fauna.

## **2.2 Material e métodos**

**Área de estudo** (*Vide* Caracterização)

### **Metodologia**

No manguezal da Baía de Vitória foram delimitadas 8 pontos (Figura 2, Caracterização). Em cada ponto foram demarcadas parcelas na floresta de franja (F) e na bacia (B), totalizando 16 pontos de amostragem. O tamanho de cada parcela foi

delimitado em função da densidade do bosque, com pelo menos 30 indivíduos de mangue.

As amostragens foram realizadas durante o verão (período chuvoso) e inverno (período seco) de 2012 e de 2013, totalizando 4 campanhas amostrais, exceção para a epifauna de crustáceo que foi amostrada no verão e inverno do ano de 2013, totalizando 2 campanhas.

### **Amostragens das comunidades de fauna**

Devido à complexidade do habitat e aos comportamentos das espécies estudadas, diferentes metodologias foram empregadas e os resultados foram analisados separadamente para epifauna de moluscos e de crustáceos e endofauna.

- Epifauna de moluscos

Em cada parcela, três áreas aleatórias foram delimitadas por amostrador contemplando 1m<sup>2</sup>, os moluscos encontrados na superfície do sedimento e sobre os troncos das árvores foram identificados e quantificados *in situ*. A Família Teredinidae foi registrada qualitativamente em troncos de mangue em processo de decomposição também no interior dos quadrados.

- Epifauna de crustáceos

Para avaliar a abundância da epifauna de crustáceos, três áreas aleatórias também foram delimitadas por quadrat de 1m<sup>2</sup> dentro de cada parcela. Os indivíduos dos gêneros *Aratus*, *Goniopsis* e *Ucides* foram contados e identificados visualmente e os indivíduos do gênero *Uca* foram capturados para identificação *in situ*, quantificados e devolvidos ao mesmo local de coleta.

- Endofauna

Três amostras de sedimento foram coletadas em cada parcela, utilizando um amostrador cilíndrico com 10 cm de diâmetro e 20 cm de profundidade, correspondendo a um volume de 0,0785 m<sup>3</sup>, de acordo com metodologia proposta por MacFarlane e Booth (2001). Em laboratório, as amostras foram lavadas em uma peneira com 0,5 mm de malha e preservadas em álcool a 70%. Os organismos da

macrofauna retidos nas peneiras foram separados por grupo taxonômico e identificados até o menor nível taxonômico possível.

Devido a chaves taxonômicas limitadas para muitos desses grupos, o nível de resolução taxonômica variou entre os táxons. Moluscos e Artrópodes (Crustaceos) foram identificados em nível de espécie e gênero, sempre que possível. Anelídeos foram identificados em nível de família (Poliquetas) e subclasse (Oligoqueta). Acaros (Acari) foram identificados em nível de ordem. Alguns indivíduos foram identificados como morfotipo por se tratar de organismos muito jovens ou de difícil identificação.

### **Dados ambientais**

Em cada parcela foram inseridos três tubos de PVC (5 cm de diâmetro e 50 cm de profundidade) no sedimento em pontos diferentes da parcela (mais próximo ao rio, região central e região mais interna). Os tubos apresentavam base fechada e poros para percolação da água. Após a entrada de água intersticial suficiente para amostragem foi medido *in situ* os valores de salinidade utilizando um multiparâmetro marca Hanna, modelo HI 9828.

Foram coletadas três amostras de *standing crop* (estoque de matéria orgânica acumulada sobre o sedimento) delimitada com um quadrado de 20x20 cm em cada parcela. As amostras foram pesadas (peso úmido), submetidas à secagem em estufa a 60° C por 4 dias e após esse processo foram novamente pesadas para obtenção do peso seco.

Para a determinação da granulometria e da matéria orgânica, foram coletadas três amostras de sedimento superficial (2cm) nos períodos de verão e inverno de 2012 e de 2013. As amostras foram mantidas em estufa a 40°C por 48 horas e quarteadas. Para análise da granulometria, a matéria orgânica foi eliminada com peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 40 volumes) por cerca de 12 horas para posterior utilização no granulômetro a laser (Malvern). As amostras foram classificadas em lama e areia. A matéria orgânica foi determinada pela perda de peso do sedimento por ignição em mufla à temperatura de 450°C por 4 horas.

### **Dados da vegetação**

A estrutura da vegetação foi avaliada no verão de 2012. Em cada parcela as árvores com mais de 1 m de altura foram quantificadas, identificadas quanto à



espécie e condição de vida (viva ou morta) e calculados dados de densidade total e densidade relativa por espécie de acordo com metodologia proposta por Cintrón-Molero e Schaeffer-Novelli (1983) e Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986).

### **Análise dos dados**

As três réplicas de cada período e ponto/zona foram tratadas como médias. Os descritores ecológicos adotados foram abundância absoluta (número de indivíduos) e relativa, densidade (número de indivíduos/m<sup>2</sup> para epifauna e número de indivíduos/m<sup>3</sup> para endofauna), riqueza (número de táxons), índice de diversidade específica de Shannon-Wiener (log base 10) e índice de equitabilidade de Pielou (Zar, 1996).

A existência de diferenças significativas entre os períodos (verão e inverno de 2012 e 2013), pontos (1 ao 8) e zonas (F e B) foram testadas por meio de análise de variância (ANOVA) três fatores e análise de comparações múltiplas das médias (Tukey - HSD) *a posteriori*. Anteriormente à realização dos testes, os dados foram testados quanto à normalidade com Komolgorov-Smirnov e homogeneidade com Levene (Zar, 1996). A existência de diferenças entre os pontos/zonas foi testada com ANOVA um fator. Quando a hipótese de normalidade e homogeneidade não foi aceita, foram usados os testes não paramétrico Kruskal-Wallis, para comparações entre períodos, pontos e ponto/zona e comparações múltiplas *a posteriori*, e *Mann-Witney* para comparações entre as zonas.

Quanto às análises multivariadas, realizou-se análise de agrupamento e o método de ordenação MDS, utilizando-se o coeficiente de Bray-Curtis com os dados de densidade média das espécies em cada ponto/zona, transformados pela raiz quarta. O teste de permutação análise de similaridade (ANOSIM) foi empregado a fim de avaliar a significância das diferenças entre os períodos, pontos e zonas. O procedimento de porcentagem de similaridade (SIMPER) foi aplicado para indicar quais espécies são as principais responsáveis para as diferenças encontradas nos resultados do teste ANOSIM (Clarke, Warwick, 2001). Foi realizada também análises de componentes principais (ACP) utilizando a matriz de correlação dos dados.

As relações entre as densidades dos grupos faunísticos e as variáveis ambientais foram avaliadas com análise de correspondência canônica (ACC) e o teste de permutação correspondente. Os fatores ambientais utilizados foram valores

médios de areia e lama, matéria orgânica (MO) do sedimento, salinidade da água intersticial, *standing crop* (SC) e densidade relativa de árvores das espécies *R. mangle* (Rh), *A. schaueriana* (Av) e *L. racemosa* (Lg) para cada parcela. Os valores dos fatores ambientais foram transformados por meio da divisão pelo comprimento Euclidiano do vetor da variável. Além disso, o teste não paramétrico de Spearman foi utilizado para verificar possíveis correlações entre as comunidades faunísticas entre si e entre os fatores ambientais.

Considerou-se  $\alpha$  (alfa) igual a 0,05 para todos os testes.

## 2.3 Resultados

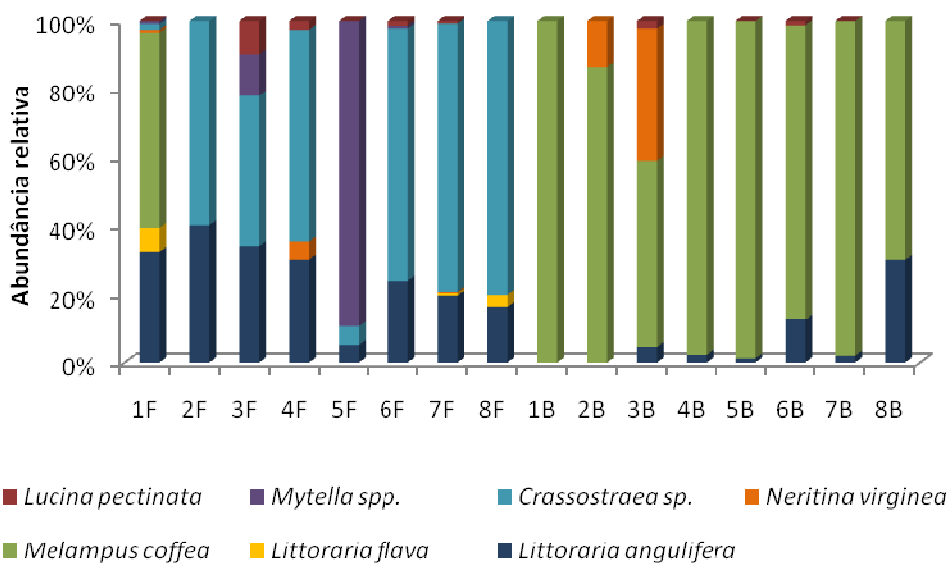
### Epifauna de moluscos

Em relação ao Filo Mollusca foi registrado na epifauna um total de 2968 indivíduos distribuídos em 8 táxons foicoletados nos pontos de amostragem nos quatro períodos estudados. A classe Gastropoda representou 51% desse total e a classe Bivalvia 49%. Exemplos da família Teredinidae foram considerados somente qualitativamente devido à dificuldade de identificação e quantificação em campo (Tabela 2.1). A espécie com maior abundância relativa no manguezal foi *Melampus coffea* (36%), seguida de *Crassostrea* sp. (26%), *Mytella* spp. (21%) e *Littoraria angulifera* (12%).

**Tabela 2.1. Lista taxonômica e densidade (ind./m<sup>2</sup>) média (± Desvio Padrão) da epifauna de moluscos nos 8 pontos de amostragem (B: bacia, F: franja) no manguezal da Baía de Vitória, registrados no verão e inverno de 2012 e 2013. X: indica presença do táxon.**

Táxons	Pontos de amostragem															
	1F	1B	2F	2B	3F	3B	4F	4B	5F	5B	6F	6B	7F	7B	8F	8B
<b>Classe Gastropoda</b>																
<b>Littorinidae</b>																
<i>Littoraria angulifera</i> (Lamarck, 1822)	3,1±3,3	-	2,4±0,9	-	1,3±0,4	0,5±0,3	1,9±1,2	0,3±0,3	3,0±1,5	0,1±0,1	4,4±1,3	0,8±1,0	4,5±1,7	0,1±0,1	4,3±1,1	3,8±1,9
<i>Littoraria flava</i> (King, Broderip, 1832)	0,7±1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2±0,3	-	0,9±1,8	-
<b>Ellobiidae</b>																
<i>Melampus coffea</i> (Linnaeus, 1758)	5,4±1,7	25,3±5,6	-	16,2±10,1	-	6,1±4,3	-	10,8±3,9	-	6,9±4,1	-	5,7±4,4	-	4,1±2,2	-	8,7±6,2
<b>Neritidae</b>																
<i>Neritina virginea</i> (Linnaeus, 1758)	0,1±0,2	-	-	2,5±2,7	-	4,3±5,3	0,3±0,7	-	-	-	-	-	0,1±0,2	-	-	-
<b>Classe Bivalvia</b>																
<b>Ostreidae</b>																
<i>Crassostrea</i> sp.	0,2±0,3	-	3,6±1,5	-	1,5±1,2	-	3,9±1,1	-	3,3±2,8	-	13,5±6,7	-	17,8±17,6	-	20,7±20,9	-
<b>Mytilidae</b>																
<i>Mytella</i> spp.	0,1±0,1	-	-	-	0,4±0,8	-	-	-	52,7±66,5	-	0,2±0,2	-	-	-	-	-
<b>Lucinidae</b>																
<i>Lucina pectinata</i> (Gmelin, 1791)	-	-	-	-	0,3±0,3	0,3±0,3	0,2±0,3	-	-	-	0,3±0,3	0,1±0,1	0,2±0,3	-	-	-
<b>Teredinidae</b>																
	-	-	X	-	X	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	X
<b>N° indivíduos</b>	<b>114</b>	<b>303</b>	<b>72</b>	<b>224</b>	<b>41</b>	<b>134</b>	<b>76</b>	<b>132</b>	<b>707</b>	<b>84</b>	<b>220</b>	<b>79</b>	<b>273</b>	<b>50</b>	<b>310</b>	<b>149</b>
<b>N° espécies</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>3</b>

A Figura 2.1 apresenta a abundância relativa das espécies registradas nos pontos de amostragem. Na franja, a espécie mais abundante foi *L. angulifera* seguida de *Crassostrea* sp., exceto no ponto 1F, onde *M. coffea* foi a espécie mais abundante e no ponto 5F, em que *Mytella* sp. foi o táxon mais abundante. *M. coffea* foi a espécie mais abundante nos pontos localizados na bacia e no ponto 1F. Observa-se também que nos pontos localizados na franja foi registrado maior número de espécies que nos pontos da bacia.



**Figura 2.1. Abundância relativa da epifauna de moluscos nos 8 pontos amostrais no manguezal da Baía de Vitória no verão e inverno de 2012 e 2013. F: franja, B: bacia.**

Os valores de riqueza, densidade, diversidade e equitabilidade estão apresentados na Tabela 2.2 e os resultados dos testes estatísticos na Tabela 2.3. Não houve diferenças significativas entre os períodos para esses descritores. Os valores de riqueza foram diferentes entre os pontos, o ponto 3 apresentou os maiores valores que o ponto 1. Para todos esses parâmetros os valores da franja foram maiores do que os da bacia. Entre os pontos/zonas, os valores de riqueza e diversidade foram menores no ponto 1B e maiores no ponto 3F. Os valores de densidade foram menores nos pontos 1B, 5B e 7B.

**Tabela 2.2. Valores médios ( $\pm$  desvio padrão) dos descritores ecológicos da epifauna de moluscos no manguezal da Baía de Vitória para os pontos amostrais (1 ao 8) e para as zonas (B: bacia, F: franja) no verão e inverno de 2012 e 2013.**

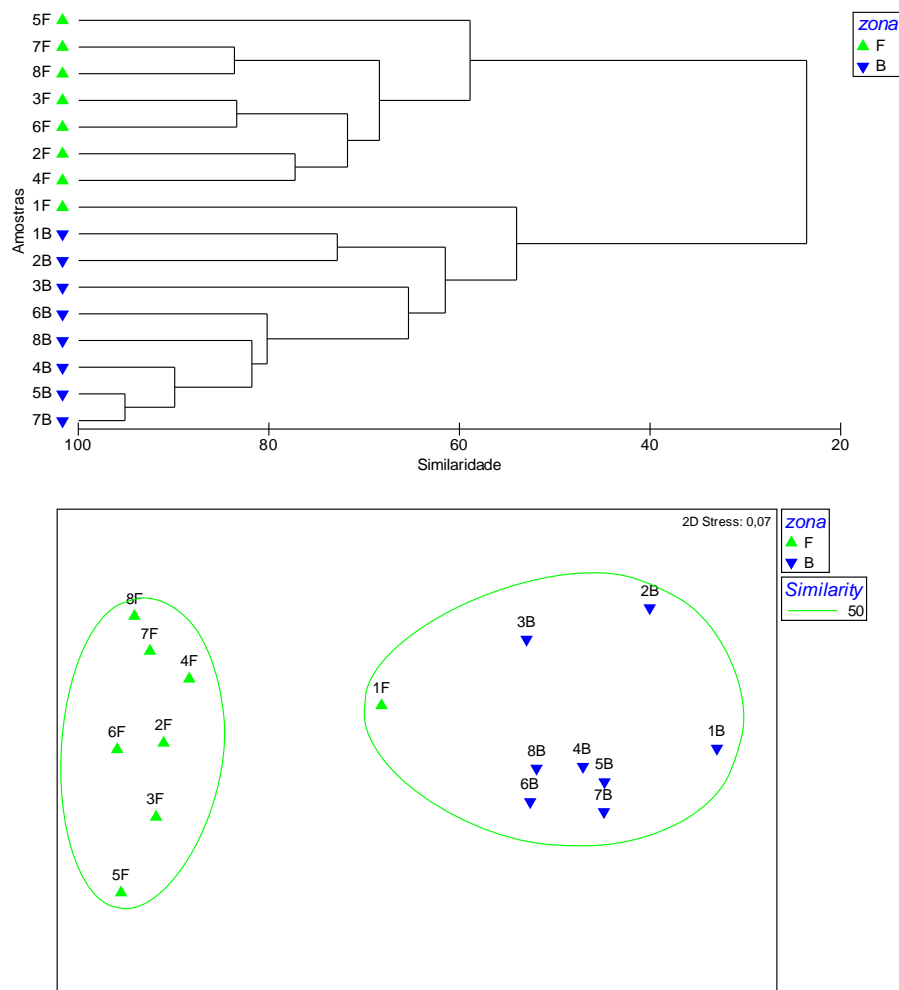
Ponto/Zona	Riqueza	Densidade (ind./m <sup>2</sup> )	Diversidade	Equitabilidade
1F	3,0 $\pm$ 2,0	6,8 $\pm$ 4,3	0,4 $\pm$ 0,2	1,0 $\pm$ 0,0
1B	1,0 $\pm$ 0,0	21,5 $\pm$ 10,8	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0
2F	2,25 $\pm$ 0,5	55,3 $\pm$ 66,8	0,3 $\pm$ 0,0	1,0 $\pm$ 0,0
2B	1,75 $\pm$ 0,5	7,0 $\pm$ 11,6	0,2 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,2
3F	3,25 $\pm$ 0,5	6,1 $\pm$ 1,5	0,5 $\pm$ 0,0	1,0 $\pm$ 0,0
3B	3,0 $\pm$ 0,0	17,6 $\pm$ 7,3	0,4 $\pm$ 0,0	1,0 $\pm$ 0,0
4F	2,5 $\pm$ 0,6	9,7 $\pm$ 3,7	0,4 $\pm$ 0,1	1,0 $\pm$ 0,0
4B	1,5 $\pm$ 0,6	7,4 $\pm$ 4,0	0,1 $\pm$ 0,2	0,5 $\pm$ 0,5
5F	0,25 $\pm$ 0,6	0,1 $\pm$ 2,8	0,4 $\pm$ 0,1	1,0 $\pm$ 0,1
5B	0,5 $\pm$ 0,5	0,1 $\pm$ 4,4	0,1 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,4
6F	3,25 $\pm$ 1,5	16,9 $\pm$ 5,9	0,4 $\pm$ 0,2	1,0 $\pm$ 0,0
6B	2,25 $\pm$ 0,5	7,2 $\pm$ 1,5	0,2 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,5
7F	2,75 $\pm$ 1,0	6,0 $\pm$ 2,8	0,4 $\pm$ 0,1	1,0 $\pm$ 0,0
7B	1,25 $\pm$ 0,5	13,7 $\pm$ 12,3	0,1 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,5
8F	2,25 $\pm$ 0,5	43,9 $\pm$ 15,3	0,3 $\pm$ 0,1	1,0 $\pm$ 0,0
8B	2,5 $\pm$ 0,6	8,8 $\pm$ 2,6	0,3 $\pm$ 0,0	1,0 $\pm$ 0,0

**Tabela 2.3. Resultados dos testes não paramétricos Kruskal-Wallis (período, ponto e ponto/zona) e Mann-Whitney (zonas) utilizando os dados de riqueza, densidade, diversidade e equitabilidade de moluscos entre os períodos (verão e inverno de 2012 e de 2013), pontos de amostragem (1 ao 8), entre as zonas (bacia e franja) e entre os pontos/zona (1F, 1B, 2F, 2B...). Os grupos homogêneos determinados pelo Teste de Comparação Múltiplas foram ordenados do menor valor médio para o maior. P: probabilidade associada ao valor do teste.**

Variáveis	Fonte de variação	Graus de liberdade	Valor do teste	P	Tukey
Riqueza	Período	3	1,19	NS	-
	Ponto	7	17,60	0,01	1 < 3
	Zona	1	256,00	<0,001	B < F
	Ponto/zona	15	5,85	<0,001	1B<3F
Densidade	Período	3	5,05	NS	-
	Ponto	7	6,16	NS	-
	Zona	1	491,50	NS	-
	Ponto/zona	15	40,78	<0,001	demais < 2F, 8F
Diversidade	Período	3	1,41	NS	-
	Ponto	7	13,78	NS	-
	Zona	1	143,50	<0,001	B < F
	Ponto/zona	15	43,44	<0,001	1B<3F
Equitabilidade	Período	3	0,69	NS	-
	Ponto	7	9,76	NS	-
	Zona	1	163,50	<0,001	B < F
	Ponto/zona	15	41,07	<0,001	1B, 5B, 7B < demais

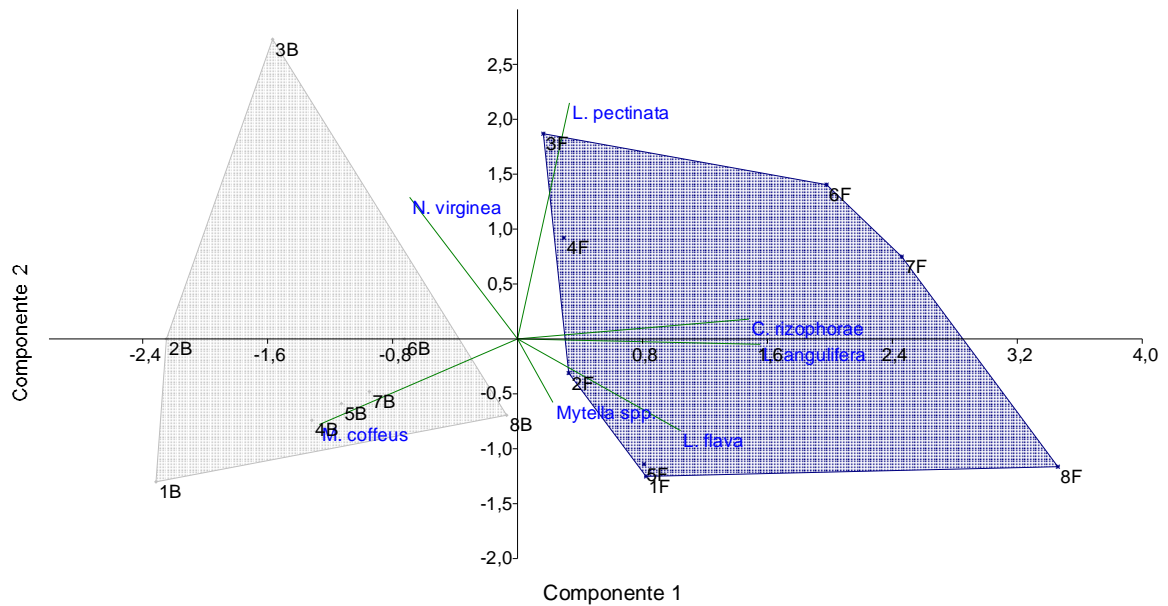
Verificou-se na análise de agrupamento a formação de dois grupos principais com 50% de similaridade, o primeiro com as amostras nos pontos da franja e o segundo com as amostras nos pontos da bacia e o ponto 1F (Figura 2.2). O diagrama resultante do método de ordenação MDS evidenciou a separação entre esses grupos.

De acordo com o teste ANOSIM não houve diferenças entre os períodos amostrados. O mesmo teste indicou diferenças significativas entre os pontos ( $R=0,379$ ,  $P=0,001$ ), apesar do valor de R baixo, e entre as zonas ( $R=0,913$ ,  $P=0,001$ ). A análise do percentual de similaridade (SIMPER) definiu que as espécies que mais contribuíram para a similaridade do primeiro grupo com as amostras de franja foram *L. angulifera* e *Crassostrea* sp. A espécie que mais contribuiu para a similaridade do segundo grupo foi *M. coffea*, com as amostras de bacia e o ponto 1F, pois foi o único ponto na franja em que essa espécie ocorreu.



**Figura 2.2.** Análise de agrupamento e ordenação MDS da epifauna de moluscos no manguezal da Baía de Vitória, em função dos valores de densidade média das espécies, em cada ponto (1 ao 8) e zona (B: bacia e F: franja), transformados pela raiz quarta (coeficiente de Bray-Curtis).

Em relação à análise de componentes principais, os componentes 1 e 2 foram responsáveis por explicar 60% da variação entre as amostras, sendo o primeiro 39% e o segundo 21%. O diagrama evidenciou a separação entre os polígonos referentes aos pontos de bacia, lado esquerdo do diagrama (correlacionando com maiores abundâncias de *M. coffea* e *N. virginea*) e os pontos de franja, lado direito do diagrama (correlacionando com maiores abundâncias dos bivalves amostrados e dos gastrópodes do gênero *Littoraria*) (Figura 2.3).



**Figura 2.3.** Diagrama de ACP das amostras baseados nos valores de densidade média das espécies de moluscos em cada ponto de amostragem (pontos 1 a 8, B: bacia, F: franja).

### Epifauna de crustáceos

Para a comunidade de epifauna de crustáceos (Filo Arthropoda, Subfilo Crustacea) no manguezal da Baía de Vitória em dois períodos de amostragem foram registrados 1459 indivíduos distribuídos em 12 táxons pertencentes à Classe Malacostraca e um táxon pertencente à Classe Cirripedia (Tabela 2.4). O táxon da Classe Cirripedia foi considerado somente nas análises qualitativas devido às dificuldades de quantificação em campo devido à alta densidade desses indivíduos.

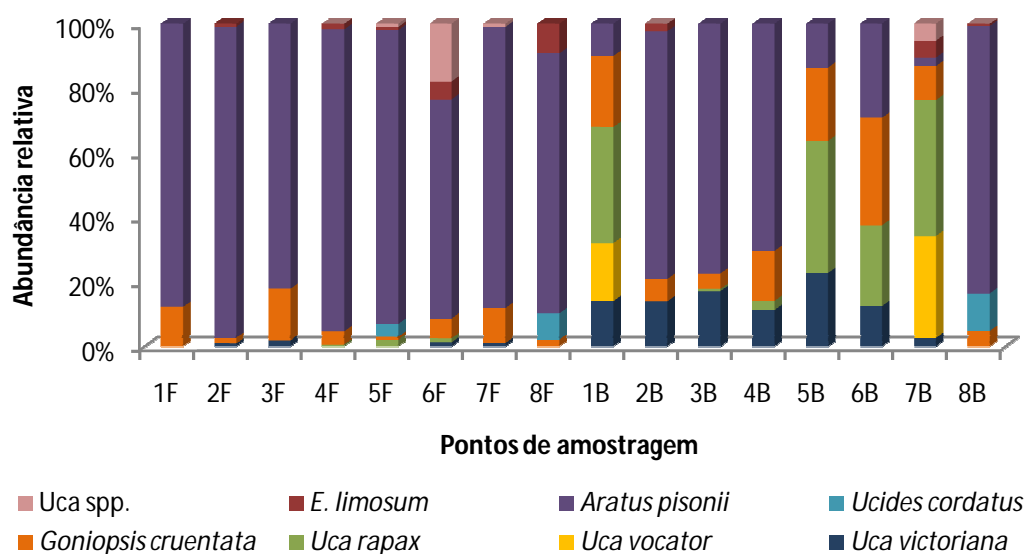
A espécie dominante foi *Aratus pisonii* representando 76% do total, seguida de *Goniopsis cruentata* com 8%.



Tabela 2.4. Lista taxonômica e densidade (ind./m<sup>2</sup>) média (± Desvio Padrão) da epifauna de crustáceos registrados nos pontos de amostragem (pontos 1 ao 8, zonas: B: bacia, F: franja) na Baía de Vitória nos períodos de verão e inverno de 2013. X: registro de ocorrência.

Táxons	Pontos de amostragem															
	1B	1F	2B	2F	3B	3F	4B	4F	5B	5F	6B	6F	7B	7F	8B	8F
<b>Classe Malacostraca</b>																
<b>Infraordem Brachyura</b>																
<b>Ocypodidae</b>																
<i>Uca victoriana</i> Hagen, 1987	1,2±0,2	-	1±0,9	0,2±0,2	4,2±2,6	0,2±0,2	1,3±1,9	-	0,8±0,7	-	0,5±0,7	0,3±0,5	0,2±0,2	0,2±0,2	-	-
<i>Uca vocator</i> (Herbst, 1804)	1,5±2,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2±2,8	-	-	-
<i>Uca rapax</i> (Smith, 1870)	3,0±0,0	-	-	-	0,2±0,2	-	0,3±0,5	0,2±0,2	1,5±0,7	0,3±0,5	1±1,4	0,3±0,5	2,7±2,8	-	-	-
<i>Uca burgersi</i> Holthuis, 1967	0,5±0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uca cumulanta</i> Crane, 1843	-	-	-	-	-	0,2±0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2±0,2	-
<i>Uca leptodactyla</i> Rathbun, 1898	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3±0	-	-
<i>Uca</i> spp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2±0,2	-	4,8±6,8	0,3±0,5	0,2±0,2	-	-
<b>Ucididae</b>																
<i>Ucides cordatus</i> (Linnaeus, 1763)	-	-	-	-	-	2,8±4	-	-	-	0,7±0,9	-	-	-	-	2,8±4	1,3±1,9
<b>Grapsidae</b>																
<i>Goniopsis cruentata</i> (Latreille, 1803)	1,8±1,6	2,2±2,1	0,5±0,7	0,3±0,5	1,2±1,2	1,7±1,4	1,8±1,2	1,2±1,6	0,8±0,2	0,2±0,2	1,3±1,9	1,7±1,9	0,7±0,9	1,8±0,7	1,2±0,7	0,3±0,5
<i>Aratus pisonii</i> (Milne Edwards, 1837)	0,8±1,2	15,5±3,1	5,5±1,2	18,2±8,7	18,8±4,0	18,7±11,8	8,3±0	27±12,3	0,5±0,2	15,3±11,3	1,2±0,7	18,3±1,4	0,2±0,2	14,7±5,7	20,5±9,7	13,2±3,1
<b>Xanthiidae</b>																
<i>Eurytium limosum</i> (Say, 1818)	-	-	0,2±0,2	0,2±0,2	-	0,2±0,2	-	0,5±0,2	-	0,2±0,2	-	1,5±1,6	0,3±0,5	-	0,2±0,2	1,5±2,1
<b>Portunidae</b>																
<i>Callinectes</i> sp.	-	-	0,3±0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Infraordem Caridea</b>																
<b>Alpheidae</b>																
<i>Alpheus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2±0,2	-	-
<b>Classe Cirripedia</b>																
	-	X	-	X	-	X	-	X	-	X	-	X	-	X	-	X
<b>Nº de indivíduos</b>	50	106	43	113	146	56	71	173	22	101	24	162	38	101	146	98
<b>Nº de espécies</b>	6	2	5	4	4	6	4	4	4	6	4	6	7	7	5	4

A Figura 2.4 apresenta a abundância relativa dos crustáceos. As amostras dos pontos 2B e 8B são mais semelhantes às amostras da franja devido a maior abundância de *A. pisonii* e a ausência de *Uca rapax*. Os pontos 3B e 4B também apresentaram maior abundância de *A. pisonii*. As amostras de bacia apresentaram maiores valores de número de espécies do que as amostras de franja. Espécies com abundância relativa com contribuição menor que 1% do total não foram incluídas na Figura.



**Figura 2.4. Abundância relativa da epifauna de crustáceos nos 8 pontos de amostragem (F: franja, B: bacia) no manguezal da Baía de Vitória, verão e inverno de 2013.**

As análises univariadas também identificaram diferenças entre as amostras de franja e bacia em relação aos parâmetros densidade, equitabilidade e diversidade, sendo que a densidade de indivíduos foi maior na franja do que na bacia e a diversidade e equitabilidade foram maiores na bacia do que na franja (Tabelas 2.5 e 2.6). Tanto a riqueza de espécies como diversidade foram maiores nas amostras de verão em comparação com as amostras de inverno. Em relação aos pontos/zonas, diferenças significativas foram encontradas nos índices de equitabilidade e diversidade, sendo o índice de equitabilidade menor no ponto 2F do que nos pontos 1B e 5B e em relação ao de diversidade, os pontos 1F, 2F e 4F apresentam valores menores que os pontos 1B, 5B e 7B. Os demais testes não indicaram diferenças significativas.

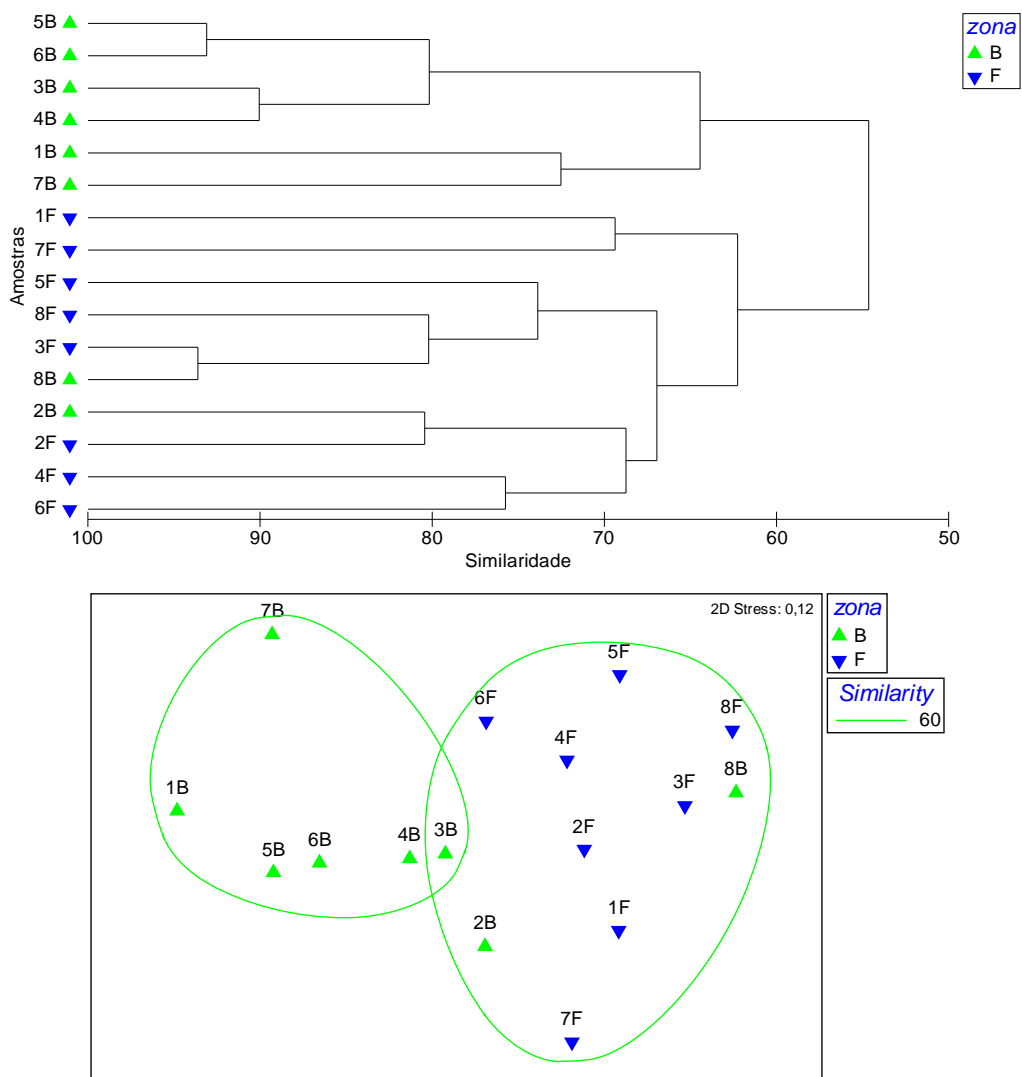
**Tabela 2.5. Valores médios ( $\pm$  Desvio padrão) dos descritores ecológicos para a epifauna de crustáceos no manguezal da Baía de Vitória, ES os pontos de amostragem (pontos: 1 ao 8, zonas: B: bacia, F: franja) no verão e inverno de 2013.**

Ponto/Zona	Riqueza	Densidade (ind./m <sup>2</sup> )	Diversidade	Equitabilidade
1B	4,5 $\pm$ 0,7	8,8 $\pm$ 1,2	0,6 $\pm$ 0,1	0,9 $\pm$ 0,0
1F	2,0 $\pm$ 0,0	17,7 $\pm$ 5,2	0,1 $\pm$ 0,1	0,5 $\pm$ 0,3
2B	3,5 $\pm$ 2,1	7,5 $\pm$ 1,6	0,3 $\pm$ 0,1	0,7 $\pm$ 0,2
2F	2,5 $\pm$ 2,1	18,8 $\pm$ 7,8	0,1 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,2
3B	3,5 $\pm$ 0,7	24,3 $\pm$ 5,2	0,3 $\pm$ 0,0	0,5 $\pm$ 0,0
3F	4,0 $\pm$ 1,4	23,7 $\pm$ 14,6	0,3 $\pm$ 0,0	0,5 $\pm$ 0,1
4B	3,0 $\pm$ 1,4	11,8 $\pm$ 3,5	0,3 $\pm$ 0,2	0,6 $\pm$ 0,2
4F	3,0 $\pm$ 1,4	28,8 $\pm$ 10,1	0,1 $\pm$ 0,2	0,2 $\pm$ 0,2
5B	4,0 $\pm$ 0,0	3,7 $\pm$ 0,9	0,5 $\pm$ 0,0	0,9 $\pm$ 0,1
5F	3,5 $\pm$ 0,7	16,8 $\pm$ 11,5	0,2 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,1
6B	2,5 $\pm$ 0,7	4 $\pm$ 0,9	0,3 $\pm$ 0,2	0,8 $\pm$ 0,2
6F	4,5 $\pm$ 0,7	27 $\pm$ 8,0	0,4 $\pm$ 0,1	0,5 $\pm$ 0,1
7B	4,0 $\pm$ 1,4	6,3 $\pm$ 5,7	0,5 $\pm$ 0,1	0,8 $\pm$ 0,1
7F	4,5 $\pm$ 0,7	17,3 $\pm$ 6,1	0,3 $\pm$ 0,1	0,4 $\pm$ 0,0
8B	3,5 $\pm$ 2,1	24,5 $\pm$ 13,4	0,2 $\pm$ 0,1	0,5 $\pm$ 0,1
8F	2,5 $\pm$ 2,1	16,3 $\pm$ 7,5	0,2 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,5

**Tabela 2.6. Resultados da ANOVA três fatores para período (verão e inverno de 2013), pontos (1 ao 8) e zonas (Bacia e Franja) e ANOVA um fator para ponto/zona (1F, 1B, 2F, 2B...) utilizando os valores de riqueza, densidade, equitabilidade e diversidade de crustáceos. Os grupos homogêneos determinados pelo Teste de Tukey foram ordenados do menor valor médio para o maior. F: valor do teste; p: probabilidade associada ao valor do teste;  $\alpha = 0,05$ .**

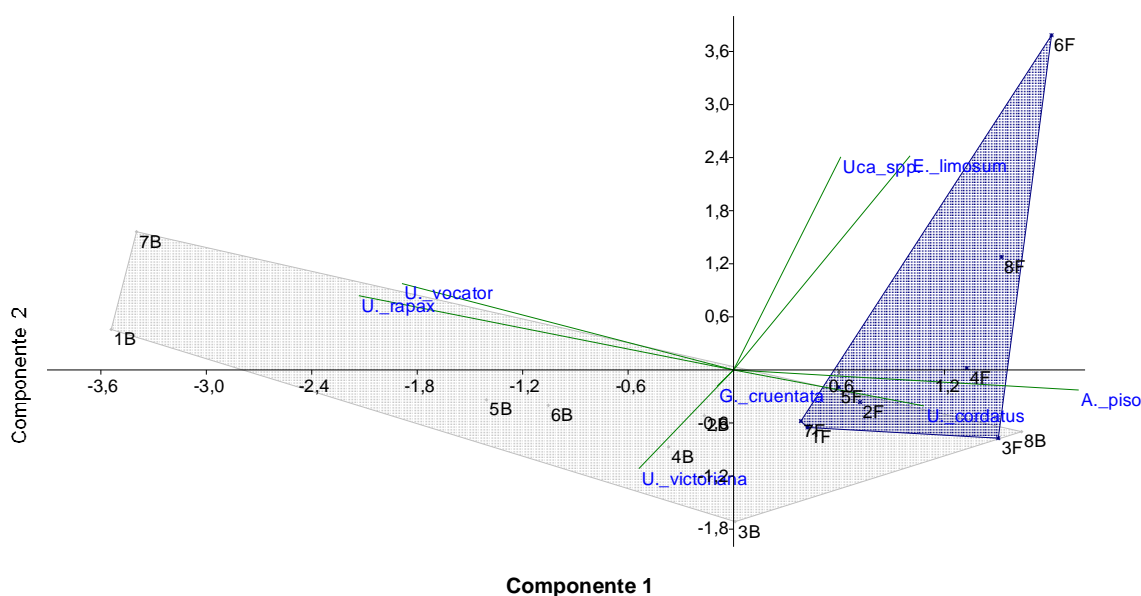
Variável	Fonte de variação	Grau de liberdade	F	P	Tukey
Riqueza	Período	1	7,1	0,01	Inv < Ver
	Ponto	7	0,589	NS	-
	Zona	1	0,351	NS	-
	Ponto/zona	15	0,69	NS	-
Densidade	Período	1	0,686	NS	-
	Ponto	7	1,342	NS	-
	Zona	1	9,935	<0,01	B < F
	Ponto/zona	15	2,30	NS	-
Equitabilidade	Período	1	3,04	NS	-
	Ponto	7	1,89	NS	-
	Zona	1	32,98	<0,01	F < B
	Ponto/zona	15	3,36	0,01	2F < 1B, 5B
Diversidade	Período	1	7,22	0,01	Inv < Ver
	Ponto	7	1,4	0,256	-
	Zona	1	16,8	<0,01	F < B
	Ponto/zona	15	2,51	0,03	1F, 2F, 4F < 1B, 5B, 7B

No dendrograma e no método de ordenação MDS houve a formação de dois grupos principais com 60% de similaridade, grupo um com a maioria dos pontos da bacia e grupo dois com os pontos da franja e os pontos 8B e 2B (Figura 2.5). O teste ANOSIM confirmou a diferença entre as comunidades de crustáceos da bacia e da franja ( $R= 0,26$ ,  $p=0,001$ ). Entre os pontos de amostragem e entre os períodos não houve diferenças significativas. De acordo com o percentual de similaridade (SIMPER) *A. pisonii*, *G. cruenta*, *U. rapax* e *U. vitoriana* foram as espécies que contribuíram para a similaridade das amostras dos pontos de bacia e *A. pisonii* foi a única responsável pela similaridade entre as amostras dos pontos de franja.



**Figura 2.5. Análise de agrupamento e ordenação MDS da epifauna de crustáceos, em função dos valores de densidade média das espécies, em cada ponto de amostragem (pontos: 1 a 8, B: bacia, F: franja), transformados pela raiz quarta (coeficiente de Bray-Curtis).**

Em relação à análise de componentes principais, os componentes 1 e 2 foram responsáveis por explicar 54% da variação entre as amostras (34% e 20%, respectivamente). O diagrama do ACP mostra que houve uma superposição dos polígonos com as amostras dos pontos de bacia e de franja, sendo *A. pisonii* e *U. cordatus* as espécies mais importantes para o grupo das amostras de franja e as do gênero *Uca* mais importantes para os pontos de bacia (Figura 2.6).

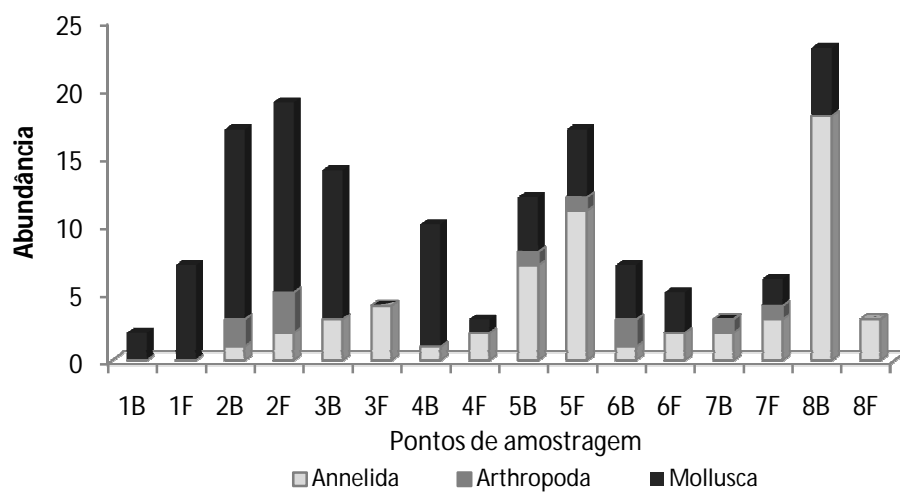


**Figura 2.6.** Diagrama de ACP das amostras baseado nos valores de densidade média das espécies de crustáceos em cada ponto de amostragem (pontos 1 a 8, B: bacia, F: franja). Espécies com abundância superior a 1% do total.

## Endofauna

Nos 4 períodos de amostragem, foram encontrados 148 indivíduos distribuídos em 25 táxons na endofauna (Tabela 2.7). Os táxons com maior abundância foram Oligoqueta (Annelida) representando 21% e *Littoridina australis* (Mollusca) 20% do total de indivíduos.

De modo geral, Mollusca foi o filo mais abundante, seguido de Annelida e de Arthropoda. Em relação aos pontos de amostragem, nos pontos 1B e 1F, 2B e 2F, 3B, 4B, 6B e 6F, os moluscos foram mais abundantes, nos demais pontos os anelídeos foram mais abundantes. Os pontos 2B, 2F, 5F e 8B apresentaram os maiores valores de abundância (Figura 2.7).



**Figura 2.7. Abundância total de Annelida, Arthropoda e Mollusca nos 8 pontos de amostragem (B: bacia e F: franja) no verão e inverno de 2012 e 2013.**

Tabela 2.7. Lista taxonômica e densidade (ind./m<sup>2</sup>) média ( $\pm$  Desvio Padrão) da endofauna no manguezal da Baía de Vitória (Pontos: 1 ao 8, zonas: B: bacia, F: franja) coletados no verão e no inverno de 2012 e 2013.

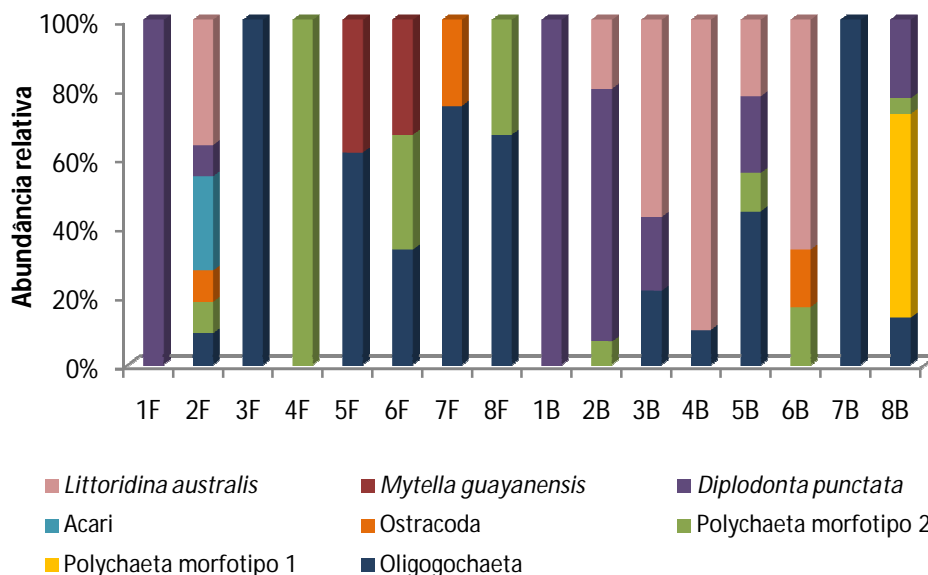
Táxons	Pontos de amostragem															
	1F	1B	2F	2B	3F	3B	4F	4B	5F	5B	6F	6B	7F	7B	8F	8B
<b>Filo Annelida</b>																
<b>Subclasse Oligochaeta</b>	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	0,3 $\pm$ 0,4	0,2 $\pm$ 0,3	-	0,1 $\pm$ 0,2	0,7 $\pm$ 1,3	0,3 $\pm$ 0,6	0,1 $\pm$ 0,2	-	0,2 $\pm$ 0,5	0,2 $\pm$ 0,3	0,2 $\pm$ 0,3	0,2 $\pm$ 0,2
<b>Classe Polychaeta</b>																
Morfotipo1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1 $\pm$ 2,1
Morfotipo2	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,2
<b>Nereidae</b>	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	-
<b>Syllidae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	-	-
<b>Lumbrineridae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2
<b>Pilagirdae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	-
<b>Filo Arthropoda</b>																
Morfotipo	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Classe Crustacea</b>																
<b>Ocypodidae</b>																
<i>Uca</i> sp.	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Uca victoriana</i> Hagen, 1987	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-
<b>Grapsidae</b>																
<i>Aratus pisonii</i> (Milne Edwards, 1837)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	-
<b>Classe Ostracoda</b>	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-
<b>Classe Arachnida</b>																
<b>Ordem Acari</b>	-	-	0,2 $\pm$ 0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Classe Insecta</b>																
<b>Tipulidae</b>	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-
<b>Filo Mollusca</b>																
<b>Classe Bivalvia</b>																
Morfotipo1	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Lucinidae</b>																
<i>Lucina pectinata</i> (Gmelin, 1791)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-

Tabela 2.7. Lista taxonômica e densidade (ind./m<sup>2</sup>) média ( $\pm$  Desvio Padrão) da endofauna no manguezal da Baía de Vitória (Pontos: 1 ao 8, zonas: B: bacia, F: franja) coletados no verão e no inverno de 2012 e 2013. B: bacia, F: franja. Continuação.

Táxons	Pontos de amostragem															
	1F	1B	2F	2B	3F	3B	4F	4B	5F	5B	6F	6B	7F	7B	8F	8B
<b>Veneridae</b>																
<i>Chione pubera</i> (Bory Saint-Vincent, 1827)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-
<i>Anomalocardia brasiliiana</i> (Gmelin, 1791)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-
<b>Ungulinidae</b>																
<i>Diplodonta punctata</i> Say, 1822	0,5 $\pm$ 0,9	0,2 $\pm$ 0,3	0,1 $\pm$ 0,2	0,9 $\pm$ 1,4	-	0,2 $\pm$ 0,3	-	-	-	0,2 $\pm$ 0,3	-	-	-	-	-	0,4 $\pm$ 0,5
<b>Mytilidae</b>																
<i>Mytella guayanensis</i> (Lamarck, 1819)	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4 $\pm$ 0,8	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-
<b>Nuculidae</b>																
<i>Nucula semiornata</i> d'Orbigny, 1846	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-
<b>Tellinidae</b>																
<i>Macoma constricta</i> (Bruguière, 1792)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-
<b>Classe Gastropoda</b>																
Morfotipo1	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Ellobiidae</b>																
<i>Melampus coffea</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	0,1 $\pm$ 0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Hidrobiidae</b>																
<i>Littoridina australis</i> (D'Orbigny, 1835)	-	-	0,3 $\pm$ 0,7	0,2 $\pm$ 0,5	-	0,7 $\pm$ 1,3	-	0,7 $\pm$ 0,8	-	0,2 $\pm$ 0,3	-	0,3 $\pm$ 0,7	-	-	-	-
<b>N° de indivíduos</b>	<b>07</b>	<b>02</b>	<b>15</b>	<b>17</b>	<b>04</b>	<b>14</b>	<b>03</b>	<b>10</b>	<b>17</b>	<b>12</b>	<b>05</b>	<b>07</b>	<b>06</b>	<b>03</b>	<b>03</b>	<b>23</b>
<b>N° de espécies</b>	<b>01</b>	<b>01</b>	<b>09</b>	<b>06</b>	<b>01</b>	<b>03</b>	<b>03</b>	<b>02</b>	<b>05</b>	<b>07</b>	<b>05</b>	<b>05</b>	<b>04</b>	<b>02</b>	<b>02</b>	<b>05</b>



A Figura 2.8 apresenta a abundância relativa dos principais táxons registrados para a endofauna. Os táxons com abundância relativa inferior a 2% do total não foram incluídos na Figura.



**Figura 2.8. Abundância relativa dos principais táxons da endofauna nos 8 pontos de amostragem (F: franja, B: bacia) no manguezal da Baía de Vitória, verão e inverno de 2012 e 2013.**

Os valores médios de riqueza, densidade, diversidade e equitabilidade de cada ponto/zona estão apresentados na Tabela 2.8. Os resultados dos testes estatísticos não paramétricos (Kruskal-Wallis e Mann-Witney) não indicaram diferenças significativas entre esses descritores, em relação aos períodos, pontos, zonas e entre os pontos/zonas.

**Tabela 2.8. Valores médios ( $\pm$  Desvio padrão) dos descritores ecológicos em cada ponto/zona da endofauna coletada no manguezal da Baía de Vitória, nos 8 pontos de amostragem (zonas: B: bacia, F: franja) em quatro períodos (verão e inverno de 2012 e 2013).**

Ponto/zona	Riqueza	Densidade	Diversidade	Equitabilidade
1F	0,5 $\pm$ 0,6	0,5 $\pm$ 1,0	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0
1B	0,3 $\pm$ 0,5	0,2 $\pm$ 0,3	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0
2F	2,3 $\pm$ 1,9	1,2 $\pm$ 1,0	0,2 $\pm$ 0,3	0,5 $\pm$ 0,6
2B	1,5 $\pm$ 1,3	1,5 $\pm$ 1,8	0,2 $\pm$ 0,2	0,5 $\pm$ 0,6
3F	0,5 $\pm$ 0,6	0,3 $\pm$ 0,5	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0
3B	1,3 $\pm$ 1,0	1,2 $\pm$ 1,1	0,1 $\pm$ 0,2	0,5 $\pm$ 0,6
4F	0,8 $\pm$ 1,0	0,3 $\pm$ 0,3	0,1 $\pm$ 0,2	0,3 $\pm$ 0,5
4B	0,8 $\pm$ 0,5	0,8 $\pm$ 0,8	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0
5F	1,3 $\pm$ 1,9	1,4 $\pm$ 2,4	0,1 $\pm$ 0,3	0,2 $\pm$ 0,5
5B	1,8 $\pm$ 1,3	1,0 $\pm$ 1,0	0,3 $\pm$ 0,2	0,7 $\pm$ 0,5
6F	1,3 $\pm$ 1,3	0,4 $\pm$ 0,4	0,1 $\pm$ 0,2	0,3 $\pm$ 0,5
6B	1,0 $\pm$ 2,0	0,7 $\pm$ 1,3	0,1 $\pm$ 0,3	0,2 $\pm$ 0,5
7F	1,0 $\pm$ 0,0	0,5 $\pm$ 0,3	0,0 $\pm$ 0,0	0,0 $\pm$ 0,0
7B	0,5 $\pm$ 1,0	0,3 $\pm$ 0,5	0,1 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,5
8F	0,5 $\pm$ 1,0	0,3 $\pm$ 0,5	0,1 $\pm$ 0,1	0,2 $\pm$ 0,5
8B	1,5 $\pm$ 1,9	1,9 $\pm$ 2,4	0,2 $\pm$ 0,3	0,5 $\pm$ 0,6

O teste ANOSIM demonstrou que não houve diferença significativa na endofauna em relação aos períodos, pontos e zonas. Da mesma forma, a análise de agrupamento não evidenciou grupos considerando esses fatores.

A análise de componentes principais, considerando os grupos de organismos encontrados na endofauna: gastrópodes, bivalves, crustáceos, oligoquetas e poliquetas que foram encontrados na endofauna, mostrou superposição dos polígonos referentes aos pontos de bacia (B) e franja (F), indicando não haver diferenças entre os tipos de floresta. O primeiro eixo foi responsável por explicar 30% das variáveis e o segundo, por 21% (Figura 2.9).

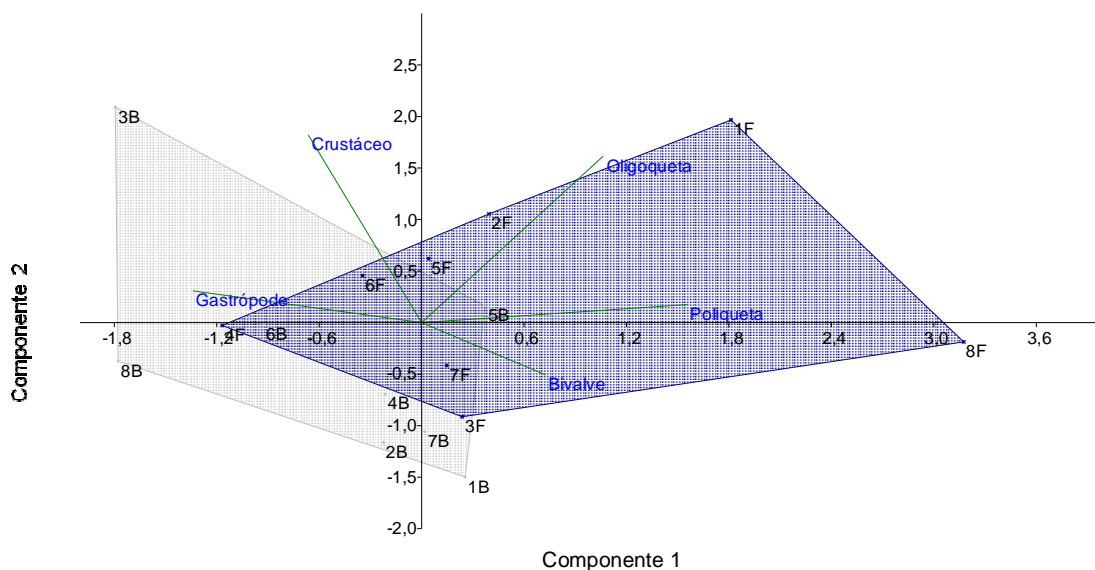


Figura 2.9. Diagrama de ACP das amostras baseados nos valores de densidade média das espécies da endofauna em cada ponto de amostragem (pontos 1 a 8, B: bacia, F: franja).

### Relação entre as comunidades faunísticas

Foram testadas possíveis correlações entre os valores de densidade, diversidade e riqueza da epifauna de moluscos e crustáceos e da endofauna. O resultado indicou correlação negativa significativa entre os valores de diversidade de moluscos e de diversidade de crustáceos da epifauna ( $R = -0,39$ ) e positiva entre a diversidade de molusco e a densidade de crustáceos da epifauna ( $R = 0,70$ ). Correlação negativa foi encontrada entre os valores de densidade da epifauna de crustáceos e diversidade da endofauna ( $R = -0,45$ ) e entre os valores de densidade e diversidade da epifauna de crustáceos ( $R = -0,39$ ). A análise entre densidade e diversidade da endofauna identificou correlação positiva ( $R = 0,69$ ). As demais correlações não foram significativas.

### Relação entre a fauna e as variáveis ambientais

Possíveis correlações foram testadas entre as variáveis ambientais e os descritores ecológicos dos grupos da fauna estudados. Houve correlações positivas significativas entre a diversidade da endofauna e o teor de lama ( $R = 0,29$ ) e entre a densidade e a riqueza da endofauna com a matéria orgânica ( $R = 0,41$ ,  $R = 0,45$ , respectivamente).

Em relação aos dados da vegetação, houve correlação positiva significativa entre a densidade de *R. mangle* e a densidade e a riqueza da endofauna ( $R = 0,65$ ,

R= 0,54, respectivamente). A densidade e riqueza da endofauna foram correlacionadas negativamente com a densidade de *L. racemosa* (R= -0,66, R= -0,61, respectivamente). As demais correlações testadas não foram significativas.

A análise de correspondência canônica utilizando os dados de densidade da epifauna dos moluscos evidenciou a separação dos polígonos para as florestas de bacia e de franja, sendo que a maior discriminação nesses fatores ocorreu no eixo horizontal (Figura 2.10). As amostras 1F e 8B são próximas entre si, caracterizando um estágio intermediário entre as duas formações. Considerando o teste de permutação a diferenciação ao longo do primeiro eixo é significativa (P< 0,001) e corresponde a 64% de toda a informação. Nos demais eixos esse teste não indicou valores significativos. Entre os pontos de franja, 5F foi a amostra mais diferente das demais e isso deve-se a maior abundância de *Mytella*. *Crassostrea* sp. tem ocorrência mais característica nas amostras de franja 2, 4, 6, 7 e 8. *M. coffea* e *N. virginea* são as espécies mais características da bacia. As amostras de franja se relacionaram mais com *R. mangle* e *A. schaueriana* e as amostras de bacia com *standing crop*, *L. racemosa*, matéria orgânica e salinidade.

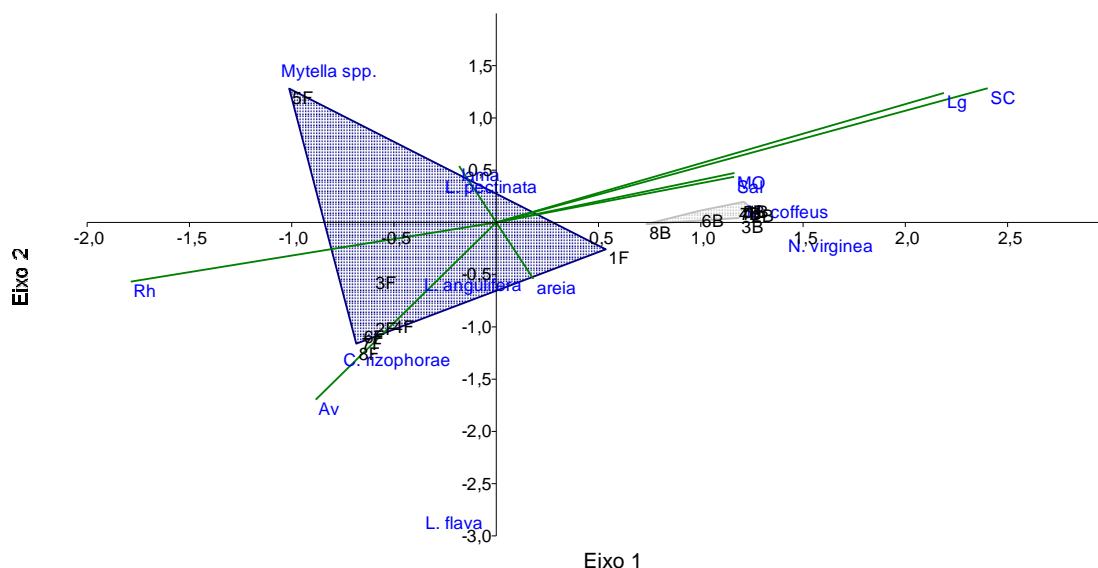


Figura 2.10. Análise de Correspondência Canônica utilizando os valores médios de densidade das espécies da epifauna de moluscos e os valores médios de areia e lama, salinidade (Sal), matéria orgânica (MO), *standing crop* (SC), densidade relativa de árvores das espécies *R. mangle* (Rh), *A. schaueriana* (Av) e *L. racemosa* (Lg) no manguezal da Baía de Vitória (pontos: 1 ao 8, zonas: b: bacia, F: franja).

Em relação à epifauna de crustáceos, os eixos 1 e 2 da ACC explicam 77% das variações entre as amostras (Figura 2.11). O teste de permutação foi significativo em relação a dispersão dos pontos na componente ambiental horizontal

(eixo 1,  $P=0,009$ ). Os demais eixos não foram significativos. Houve uma superposição dos pontos de bacia e franja, sendo que os dados referentes aos pontos das florestas de franja apresentam maior variação. Os pontos de bacia se correlacionaram mais com areia e *L. racemosa* e as espécies do gênero *Uca* e os pontos de franja com lama e *R. mangle* e as espécies *U. cordatus* e *A. pisonii*.

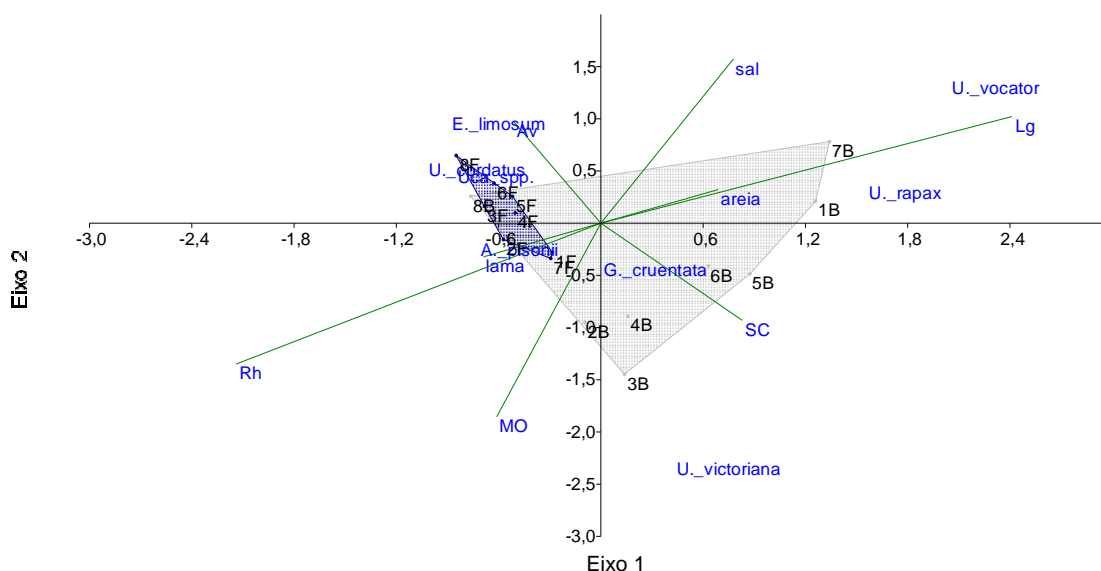


Figura 2.11. Análise de Correspondência Canônica utilizando os valores médios de densidade da epifauna de crustáceos (abundância relativa maior que 1%) e de areia e lama, salinidade (sal), matéria orgânica (MO), *standing crop* (SC), densidade relativa de árvores de *R. mangle* (Rh), *A. schaueriana* (Av) e *L. racemosa* (Lg) no manguezal da Baía de Vitória (pontos: 1 a 8, zonas: B: bacia, F: franja).

A ACC com os dados de densidade da endofauna, considerando os grupos crustáceos, gastrópodes, bivalves, poliquetas e oligoquetas, evidenciou uma superposição dos grupos de franja e bacia (Figura 2.12). O eixo 1 explicou 44% das variações e o eixo 2, 35%. Em relação ao eixo 2, o teste de permutação indicou significância marginal ( $P=0,06$ ) em relação à dispersão dos pontos na componente vertical. Houve uma superposição dos pontos de bacia e franja, confirmando que não houve diferenças entre essas comunidades. Os gastrópodes se relacionaram com lama, matéria orgânica e *standing crop*, os poliquetas com *L. racemosa*, os oligoquetas com areia e os crustáceos negativamente com salinidade.

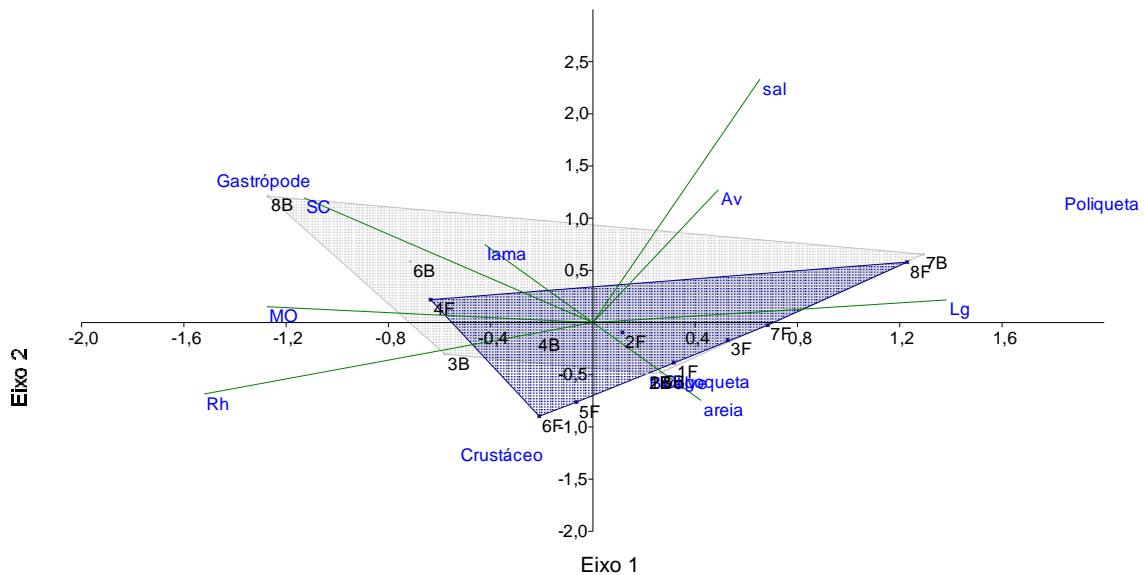


Figura 2.12. Análise de Correspondência Canônica utilizando os valores médios de densidade das espécies da endofauna e os valores médios de areia e lama, salinidade (Sal), matéria orgânica (MO), *standing crop* (SC), densidade relativa de árvores de *R. mangle* (Rh), *A. schaueriana* (Av) e *L. racemosa* (Lg) no manguezal da Baía de Vitória (pontos: 1 a 8, zonas: b: bacia, F: franja).

## 2.4 Discussão

Estudos que utilizam níveis variados de resolução taxonômica permitem identificar o padrão de distribuição da fauna em florestas de mangue na comparação de habitat (Chapman, Tolhurst, 2004; 2007). No manguezal da Baía de Vitória foi identificado um total de 43 táxons pertencentes à comunidade bentônica em diferentes níveis de resolução taxonômica. Os resultados obtidos nesse estudo provê em uma importante base de dados que pode contribuir para monitoramentos futuros e para avaliar as consequências de possíveis impactos, tais como derramamento de óleo e degradação de habitat sobre essa comunidade.

A comunidade da epifauna de moluscos e de crustáceos foi mais abundante do que a endofauna, embora a ausência de métodos padronizados dificulte essa análise. Todavia, os autores Alongi e Sasekumar (1992) e Alongi (2002) confirmam que a abundância da endofauna é geralmente menor quando comparada a outros habitat bentônicos como epifauna no ecossistema manguezal. Segundo Alongi e Sasekumar (1992), as possíveis razões para explicar a baixa densidade da endofauna no manguezal em relação aos outros ambientes são: propriedades físicas como: dessecação e altas temperaturas; competição com a epifauna abundante;

predação pela epifauna e pelos organismos nectônicos; pobre qualidade nutritiva; e defesa química da vegetação do manguezal, além das características do sedimento como falta de oxigênio e lamas sulfetadas. No entanto, o número de táxons registrados na avaliação da endofauna (25) foi maior do que na epifauna (22).

Diferenças nas comunidades de franja e bacia foram observadas nesse estudo tanto na epifauna de moluscos quanto na de crustáceos. Espécies de caranguejo e outras comunidades de fauna na zona entremaré apresentam preferência por diferentes regimes de inundação (Lovelock, Ellison, 2007). As áreas de bacia são sujeitas a menores frequências de inundação pelas marés (Schaeffer-Novelli et al., 2000), sendo isso comprovado pelos maiores valores de *standing crop* e matéria orgânica no sedimento nesses ambientes (*vide* Capítulo 1), evidenciando que são áreas menos lavadas. De acordo com Alongi e Sasekumar (1992), na superfície do sedimento no manguezal, gastrópodes e crustáceos são os principais grupos e exibem um claro padrão de zonação que tem sido atribuído a fatores físico-químicos como frequência de inundação além de fontes alimentares, predação e competição. Esse processo de zonação das espécies da epifauna foram observados nesse estudo. Por outro lado, a endofauna não mostrou um padrão de distribuição influenciado pelas zonas, nem pelos outros fatores analisados nesse estudo (pontos e períodos).

Em manguezais, os moluscos ocupam diversos níveis da cadeia alimentar, tais como carnívoros, herbívoros, detritívoros e filtradores e são distribuídos em zonas horizontal (ao longo do eixo terra-mar) e vertical (ocupando diversas alturas) (Cannicci et al., 2008). Nesse estudo, os moluscos apresentaram maiores valores de riqueza, equitabilidade e diversidade na floresta de franja do que na bacia. Possivelmente, os hábitos alimentares e respiratórios dos moluscos explicam as diferenças observadas entre as comunidades de franja e bacia. *Crassostrea* sp., *L. angulifera* e *Mytella* sp. foram os táxons mais abundantes na franja, onde a frequência de inundação é maior. Essas espécies possuem respiração branquial, apresentando, portanto, maior dependência da água. *L. angulifera* é uma espécie herbívora sendo encontrada frequentemente sobre os troncos das árvores durante a maré baixa. Nas florestas da bacia, a espécie mais abundante foi *M. coffea*, que possui respiração pulmonar e é detritívora, sendo as áreas de bacia mais favoráveis para sua ocorrência pois são menos sujeitas à inundação e, portanto, são menos

lavadas, proporcionando maiores quantidade de matéria orgânica e *standing crop*. Essa espécie é encontrada principalmente sobre o sedimento, mas também nos troncos durante a maré baixa, porém em alturas bem inferiores à *L. angulifera* (Observação pessoal).

Os crustáceos apresentaram maiores valores de densidade na franja e de diversidade na bacia. *A. pisonii* e *G. cruentata* foram as únicas espécies que ocorreram em todos os pontos/zonas. *A. pisonii* foi a espécie dominante nas florestas de franja. Na bacia, essa espécie também apresentou a maior abundância, no entanto, a abundância de outras espécies como *G. cruenta*, *U. rapax* e *U. vitoriana* diferenciou essas amostras daquelas da franja e contribuiu para os maiores valores de diversidade registrados.

Vegetação oferece múltiplos serviços como abrigo, sombra, sedimentos úmidos, alimentação e proteção contra predadores devido aos troncos e raízes, influenciando a ocorrência de diferentes espécies de caranguejo (Geist et al., 2012) além dos demais organismos da fauna. Relações com a vegetação foram observadas com os três grupos de fauna estudados. A endofauna se relacionou mais com *R. mangle*. Os resultados para a epifauna são distintos para os grupos de moluscos: *Crassostrea* sp. e *L. angulifera* se relacionaram à floresta com ocorrência de *R. mangle* e *M. coffea* e *N. virginea* predominaram nas florestas de *L. racemosa*. Em relação à epifauna de crustáceos, as espécies *A. pisonii* e *U. cordatus* estiveram associados a *R. mangle* e as espécies do gênero *Uca* à *L. racemosa*.

Essa preferência das espécies da fauna por determinadas espécies da vegetação podem ocorrer devido à influência dessas últimas sobre o solo ou as suas próprias características. De acordo com Cintrón e Shaeffer-Novelli (1983) os solos de *Rhizophora* geralmente contém maiores porcentagens de matéria orgânica que os outros bosques de mangue, explicando a relação com a endofauna. Essa espécie também, por apresentar ampla área de tronco, provê uma maior área para locomoção e forrageio dos organismos, característica que pode favorecer *L. angulifera* e *A. pisonii* e para fixação de *Crassostrea* spp.

Em relação à variação temporal das comunidades estudadas, a epifauna de moluscos e a endofauna não foi significativamente diferente entre os períodos estudados. Para a epifauna de crustáceos diferenças temporais ocorreram. Os maiores valores de diversidade e riqueza foram registrados no verão, período



chuvoso, do que no inverno, período seco. Possivelmente a maior abundância de algumas espécies no verão ocorreu devido aos períodos de reprodução. Em relação a espécie comercial *Ucides cordatus*, o verão corresponde ao defeso da espécie no Espírito Santo devido ao período reprodutivo (Portaria Estadual nº 01-R de 07 de janeiro de 2013). *Uca rapax* apresenta maior intensidade reprodutiva nos períodos mais quentes do ano (verão e primavera) no Rio de Janeiro (Castiglioni, Negreros-Fransozo, 2006). O estudo de Nicolau e Oshiro (2002) com *Aratus pisonii*, no Rio de Janeiro, também indicou o período reprodutivo para essa espécie no verão.

Os descritores ecológicos da epifauna de moluscos diferiram entre os pontos de amostragem, com menores valores nos pontos 1B, 5B e 7B. Esses pontos apresentaram maiores teores de areia e menores valores de matéria orgânica e foram considerados mais impactados por estarem mais próximos às áreas urbanas e a estrutura da vegetação também apresentou influência provocada por esse fator, principalmente os pontos 1 e 7 (*vide* Capítulo 1). Cannicci et al. (2009) comparando locais periurbanos e controle, verificaram que as populações de crustáceos e moluscos são afetadas por esgoto doméstico, sendo que os crustáceos foram mais abundantes e diversos nos ambientes poluídos enquanto que os moluscos apresentaram uma redução significativa nesses ambientes, sugerindo uma menor tolerância dos moluscos a alterações no habitat.

No presente estudo, houve uma correlação negativa entre a diversidade de moluscos e a diversidade de crustáceos. Os mesmos pontos 1B, 5B e 7B apresentaram os maiores valores de diversidade e equitabilidade para a epifauna de crustáceos. Este fator pode ser um indicativo de que essa comunidade não está sendo afetada pelas alterações antrópicas ou que as alterações estão beneficiando algumas espécies em detrimento de outras. Amaral et al. (2009) estudando duas espécies do gênero *Uca*, verificaram que elas são encontradas em grandes densidades em ambientes contaminados por esgoto. Da mesma forma, Skilleter e Warren (2000) também observaram menores números de indivíduos e espécies de moluscos e maiores números de indivíduos e espécies de crustáceos em áreas danificadas. Competição por alimentação entre caranguejos e moluscos também pode ocorrer (Fratini et al., 2000), podendo justificar as diferenças de densidade e diversidade observada entre estes grupos.

Skilleter e Warren (2000) enfatizam que modificações mesmo em pequena escala na estrutura física das florestas de mangue podem levar a impactos na composição das comunidades bentônicas e que esforços devem incidir na prevenção de perdas de habitat, bem como na prevenção de alterações na estrutura física e integridade do sistema.

O entendimento do quanto os diferentes componentes da fauna bentônica respondem a mudanças nas propriedades do sedimento é essencial na determinação dos impactos no sedimento que são tolerados pela fauna (Chapman, Tolhurst, 2007). Além disso, a compreensão das relações tróficas pode contribuir para explicar os padrões de distribuição e de abundância da epifauna e da endofauna no manguezal.

## 2.5 Conclusão

Em resposta as principais hipóteses testadas nesse estudo, pode-se afirmar:

(1) Padrões de distribuição espacial e temporal dos grupos da fauna são diferentes por tipos de floresta (bacia e franja), por pontos no estuário e estação climática. Considerando as zonas, isto é, franja e bacia, existem comunidades diferentes para a epifauna de moluscos e crustáceos nos manguezais. Os moluscos apresentaram maior diversidade na franja e os crustáceos na floresta de bacia. Fatores como a respiração e alimentação das espécies predominantes de moluscos, maiores valores de matéria orgânica e *standing crop* indicam a influência da frequência de inundação na composição dessas comunidades. A epifauna de moluscos e crustáceos apresentaram diferenças entre os pontos. Somente a distribuição da fauna de crustáceos apresentou variação temporal, com maiores valores de riqueza e diversidade no verão do que no inverno. Em relação à distribuição da endofauna não foi possível verificar padrão espacial ou temporal.

(2) A distribuição da fauna bentônica é afetada pelas variáveis ambientais e pelas espécies vegetais predominantes em bosques no manguezal da Baía de Vitória. As análises realizadas indicam que as variáveis do ambiente granulometria, *standing crop*, salinidade e matéria orgânica contribuíram para explicar os diferentes padrões

das comunidades da epifauna de moluscos e crustáceos e da endofauna, assim como as espécies vegetais predominantes, especialmente *R. mangle* e *L. racemosa*. (3) Os pontos submetidas a maior pressão humana e com menor desenvolvimento estrutural da floresta apresentam uma menor riqueza e diversidade da fauna. Composições das comunidades da epifauna foram diferentes entre os pontos, podendo ter sido influenciadas pelas alterações antrópicas. Ressalta-se que a comunidade de crustáceos foi mais diversa nos pontos com maior pressão por ocupação antrópica e a comunidade de moluscos, ao contrário, apresentou uma redução nos valores dos descritores ecológicos estudados nesses mesmos pontos. A endofauna não demonstrou padrão em relação a esse parâmetro.

## Referências

- Alongi, D.M. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*. 29 (3): 331–349. 2002.
- Alongi, D.M., Sasekumar, A. Benthic Communities. In: *Tropical Mangrove Ecosystems*. Ed. Robertson, A.I., Alongi, D.M. 137–172. Washington DC, USA: American Geophysical Union. 1992.
- Amaral, V., Penha-Lopes, G., Paula, J. Effects of vegetation and sewage load on mangrove crab condition using experimental mesocosms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 84: 300–304. 2009.
- Ashton, E.C., Macintosh, D.J., Hogarth, P.J. A baseline study of the diversity and community ecology of crab and molluscan macrofauna in the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*. 19: 127-142. 2003.
- Cannicci, S., Bartolini, F., Dahdouh-Guebas, F., Fratini, S., Litulo, C., Macia, A., Mrabu, E.J., Penha-Lopes, G., Paula, J. Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of east Africa. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 84: 305–317. 2009.
- Cannicci, S., Burrows, D., Fratini, S., Smith, T.J., Offenberg, J., Dahdouh-Guebas, F. Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*. 89: 186-200. 2008.
- Castiglioni, D.S., Negreiros-Fransozo, M.L. Ciclo reprodutivo do caranguejo violinista *Uca rapax* (Smith) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) habitante de um estuário degradado em Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 23 (2): 331-339. 2006.

Chapman, M.G., Tolhurst, T.J. Relationships between benthic macrofauna and biogeochemical properties of sediments at different spatial scales and among different habitat in mangrove forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 343: 96-109. 2007.

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 Ecology*. 304: 51–73. 2004.

Cintron-Molero, G., Schaeffer-Novelli, Y. *Introducion a Ecología Del Manglar*. Montevideo/UNESCO. 109 p. 1983.

Clarke, K.R.E, Warwick, R.M. *Change In Marine Communities: An Approach To Statistical Analysis and Interpretation*. PRIMER-E, Plymouth. 2001.

Fratini, S., Canicci, S., Vannini, M. Competition and interaction between *Neosarmatium smithi* (Crustacea: Grapsidae) and *Terebralia palustris* (Mollusca: Gastropoda) in a Kenyan mangrove. *Marine Biology*. 137: 309-316, 2000.

Geist, S.J., Nordhaus, I., Hinrichs, S. Occurrence of species-rich crab fauna in a human-impacted mangrove forest questions the application of community analysis as an environmental assessment tool. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 96: 69-80, 2012.

Kathiresan, K., Bingham, B.L.. *Biology of Mangroves and Mangrove Ecosystems*. *Advances in Marine Biology*. 40: 81-251. 2001.

Lovelock, C.E., Ellison, J. Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the Great Barrier Reef to climate change. In: *Climate Change and the Great Barrier Reef: A Vulnerability Assessment*, Johnson, J.E., Marshall, P.A. (Eds). Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse, Australia. 2007.

Macfarlane, G.R., Booth, D.J. Estuarine macrobenthic community structure in the Hawkesbury River, Australia: Relationships with sediment physicochemical and anthropogenic parameters. *Environmental Monitoring and Assessment*. 72: 51–78. 2001.

Macintosh, D.J., Ashton, E.C., Havanon, S. Mangrove rehabilitation and intertidal biodiversity: a study in the ranong mangrove ecosystem, Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 55: 331–345. 2002.

Nicolau, C.F., Oshiro, L.M.Y. Aspectos reprodutivos do caranguejo *Aratus pisonii* (H. Milne Edwards) (Crustacea, Decapoda, Grapsidae) do manguezal de Itacuruçá, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 19 (2): 167 -173. 2002.

Pipe, R.P, Coles, J.A. Environmental contaminants influencing immune function in marine bivalve molluscs. *Fish & Shellfish Immunology*. 5: 581-595. 1995.

Espírito Santo. Portaria Estadual nº 01-R, 07 de janeiro de 2013

Rittschof, D., McClellan-Green, P. Molluscs as multidisciplinary models in environment toxicology. *Marine Pollution Bulletin*. 5: 369–373. 2005.

Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón-Molero, G., Soares, M.L.G., Tognella-De-Rosa, M.M.P. Brazilian mangroves. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 3: 561-570. 2000.

Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón-Molero, G. Guia para estudo de áreas de manguezal, estrutura, função e flora. *Caribbean Ecological Research*. São Paulo. 150p. 1986.

Skilleter G.A., Warren, S. Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusc and crab assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 244: 107–129, 2000.

Smith, T.J., III, Boto, K.G., Frusher, S.D., Giddens, R.L. Keystone species and mangrove forest dynamics: the influence of burrowing by crabs on soil nutrient status and forest productivity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 33:419–432. 1991.

Twilley, R.R., Snedaker, S.C., Yañez-Arancibia, A., Medina, E. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: perspectives from mangrove ecosystems. In: *Biodiversity and ecosystem functions: a global perspective*, Mooney, H., Cushman, H., Medina, E. John Wiley and Sons, New York. 327-370. 1996.

Zar, J.H. *Biostatistical Analysis*. Ed. Prentice Hall, New Jersey. 1996.

## CAPÍTULO 3

### Distribuição de contaminantes orgânicos e elementos maiores e traço no sedimento de manguezal da Baía de Vitória

#### RESUMO

Este trabalho teve como objetivo verificar as concentrações de contaminantes orgânicos (hidrocarbonetos poliaromáticos e alifáticos, pesticidas organoclorados, bifenilas policloradas e compostos organoestanhos) e elementos maiores e traços em amostras de sedimento superficial ao longo do manguezal da Baía de Vitória. As concentrações foram relacionadas com propriedades do sedimento, da água intersticial e indicadores biológicos. Sedimentos superficiais foram coletados nas planícies de marés em 8 pontos para análises dos contaminantes orgânicos e nas florestas de franja e bacia dos 8 pontos de amostragem o sedimento foi amostrado para análises dos elementos traço e maiores. Foram registradas altas concentrações de hidrocarbonetos poliaromáticos, provenientes de combustão, na maioria dos pontos, justificado pela proximidade com área urbana. TBT também apresentou concentrações altas em alguns pontos, indicando a continuidade do uso de tintas anti-incrustantes à base desse composto na Baía de Vitória. Foram verificadas baixas concentrações de hidrocarboneto provenientes de petróleo, compostos organoclorados e elementos traço e maiores, apesar do risco devido à presença do Porto, proximidade com ocupação urbana, áreas agrícolas e indústrias. A análise desses contaminantes permitiu relacionar as áreas com maiores concentrações de todos os compostos avaliados à maior proximidade com a ocupação urbana, sendo esses na extremidade da Baía. As áreas na parte interna da Baía encontram-se mais protegidas da influência antrópica direta e mais distantes das fontes de emissão, por isso, o sedimento retém menor concentração de contaminantes, podendo ser relacionado à maior qualidade ambiental da vegetação.

**Palavras-chave:** hidrocarbonetos, pesticidas, influência antrópica, contaminação química.

### 3.1 Introdução

Florestas de mangue estão sob ameaça de acumulação de poluentes, os quais podem ser transportados para esse ecossistema através dos rios e marés (Kruitwagem et al., 2008), por meio de resíduos sólidos, descargas de efluentes domésticos e industriais, além do transporte pelo ar (Bayen, 2012). Como consequência, os poluentes são decantados da camada de água e acumulados nos sedimentos de regiões estuarinas e manguezais (Tam, Yao, 2002) que atuam como filtros natural de poluição (McLusky, Elliott, 2004).

As propriedades físico-químicas dos sedimentos dos manguezais, em que predominam as partículas finas, facilitam a adsorção de poluentes orgânicos hidrofóbicos (Kruitwagen et al., 2008), bem como favorecem a acumulação de metais pesados (Lacerda et al., 1991; Qiu et al., 2011). Devido à capacidade dos sedimentos dos manguezais em adsorver esses compostos, o nível de contaminação neste ecossistema irá refletir o uso de poluentes nas áreas costeiras (Kruitwagen et al., 2008). Dessa forma, os sedimentos podem servir como indicador de qualidade dos habitat (Harris et al., 2011). Além disso, os contaminantes químicos podem acumular no tecido da biota, tanto da fauna (Kruitwagen et al., 2008) como vegetação (Agoramoorthy et al., 2008), podendo ocasionar alterações na diversidade e abundância das comunidades faunísticas (Canicci et al., 2009) e respostas adaptativas nas plantas (Souza et al., 2014).

Manguezais em ambientes urbanizados são passíveis de contaminação por diversos poluentes tais como substâncias anti-incrustantes, pesticidas organoclorados, hidrocarbonetos, esteróides, metais pesados, dentre outros. Os efeitos desses contaminantes em ambientes como os manguezais ainda não são bem conhecidos. A sua distribuição, comportamento e acúmulo são definidos pela hidrologia dos manguezais, pela classe dos poluentes e pelas propriedades dos sedimentos (Kruitwagen et al., 2008; Zuloaga et al., 2009). A complexa geoquímica de sedimentos do manguezal é resultado de numerosas interações físicas e biológicas controlando os processos sedimentares (Marchand et al., 2004).

O sistema estuarino da Baía de Vitória é localizado na área metropolitana do Estado do Espírito Santo, região altamente urbanizada, compreendendo 42% da densidade populacional do Estado (IBGE, 2010), agravada pela operação de um

importante complexo portuário. As alterações antrópicas foram intensificadas a partir da década de 70 como a implantação de aterros e ocupação populacional sobre as áreas de manguezal (Carmo, 1987; Carmo et al., 1995; Jesus et al., 2004). Como consequência, esse estuário recebe despejo de efluentes domésticos *in natura*, resíduos sólidos e poluentes de diferentes fontes (Souza et al., 2015). Além disso, desmatamentos e uso de agrotóxicos ao longo dos rios que deságuam na baía, tornam-na potencialmente contaminada por inúmeros poluentes.

Esse trabalho tem como objetivo verificar as concentrações de microcontaminantes orgânicos (hidrocarbonetos poliaromáticos e alifáticos, pesticidas organoclorados, bifenilas policloradas e compostos organoestanhos) e elementos maiores e traços em amostras de sedimento superficial ao longo do manguezal da Baía de Vitória. Além disso, pretende-se avaliar se as concentrações dos contaminantes estão relacionadas com propriedades do sedimento e da água intersticial e com indicadores da fauna e da vegetação e determinar possíveis fontes de origem destes contaminantes.

As hipóteses desse trabalho foram: (1) A área de estudo, devido a intensa urbanização, acumula níveis altos dos contaminantes orgânicos e dos elementos químicos avaliados no manguezal da Baía de Vitória, e as áreas mais próximas à pressão urbana apresentam os maiores valores. (2) Indicadores da fauna (riqueza e diversidade) e da estrutura da vegetação refletem degradação ambiental nas áreas mais contaminadas.

## **3.2 Material e método**

### **Área de estudo** (*Vide* Caracterização)

#### **Metodologia**

Foram delimitadas 8 pontos na Baía de Vitória, sendo demarcadas parcelas nos bosques de franja (F) e de bacia (B), totalizando 16 pontos de amostragem (Figura 2, Caracterização). Cada parcela foi delimitada em função da densidade do bosque, com pelo menos 30 indivíduos de mangue, as áreas variaram entre 50m<sup>2</sup> e 420m<sup>2</sup> e estão detalhadas no Capítulo 1.



Para análise dos contaminantes avaliados, após a limpeza do *stand crop* (matéria orgânica acumulada sobre o sedimento) foram realizadas coletas do sedimento superficial (0-2 cm). Os sedimentos para avaliação dos microcontaminantes orgânicos foram coletados previamente nas florestas de franja e de bacia para avaliar percentagem de carbono orgânico nas amostras. As altas concentrações registradas de carbono orgânico levaram a opção de coleta de sedimento na planície de maré adjacente ao bosque de mangue para análise desses contaminantes, sendo coletados então nos 8 pontos de amostragem (pontos 1 ao 8). O sedimento para análise de elementos químicos maiores e traço foram coletados nos bosques de mangue, na área central das parcelas (franja e bacia), totalizando 16 pontos de amostragem (pontos 1 ao 8, F e B). Nesse caso, a concentração do alumínio foi usada como normalizador geoquímico a fim de possibilitar a comparação entre as concentrações dos demais elementos avaliados entre as diferentes áreas, conforme sugerido por Windom et al. (1989).

### **Contaminantes orgânicos**

As amostras de sedimento para análises dos contaminantes orgânicos foram coletadas em setembro de 2013 e março de 2014. Para o procedimento de coleta foi utilizado luva de nitrila e coletor de aço-inox. As amostras foram armazenadas em caixas de alumínio previamente calcinadas. Concluída a coleta, as amostras foram mantidas sob refrigeração em isopor com gelo ( $\pm 4$  °C) até a realização das análises específicas.

### ***Parâmetros físico-químicos***

No momento da coleta, os parâmetros salinidade, pH e potencial redox foram medidos na água superficial ao sedimento amostrado, utilizando multiparâmetro da marca Hanna, modelo HI9828.

Para a determinação da granulometria, amostras de sedimento superficial foram coletadas, mantidas em estufa a 40°C por 48 horas e quarteadas. A matéria orgânica foi eliminada com peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 40 volumes) por cerca de 12 horas para posterior utilização no granulômetro a laser (Malvern). As amostras foram classificadas em lama e areia.

### *Procedimentos das amostras para análise dos compostos orgânicos*

Aproximadamente 100 g do sedimento de cada amostra foi seco em estufa de circulação forçada de ar a 40°C, sendo posteriormente desagregado utilizando gral e pistilo de porcelana, homogeneizado e armazenado para posterior análise. Durante as análises, aproximadamente 15 gramas de sedimento seco recebem 200 µL de uma mistura de padrões internos de recuperação (*surrogates*), sendo posteriormente extraído em aparato Soxhlet durante 12 horas com *n*-hexano e diclorometano (1:1). Os extratos foram concentrados a 10 ml em evaporador Syncore e fluxo de nitrogênio e separados em 50% para as análises dos hidrocarbonetos e 50% para análises dos organoclorados. Posteriormente, os extratos foram separados novamente em 1ml sob fluxo de nitrogênio para realização das determinações analíticas.

### *Determinações analíticas*

#### *Hidrocarbonetos*

Os procedimentos de análise dos sedimentos seguiram o protocolo modificado de USEPA 3630C (1996), USEPA 8015C (2007) e Niencheski e Fillmann (2006) para hidrocarbonetos alifáticos e policíclicos aromáticos. As amostras passaram por 5 etapas principais, incluindo secagem e homogeneização, extração, purificação e fracionamento, bem como identificação e quantificação dos compostos presentes. Toda a metodologia foi previamente otimizada e validada no Laboratório de Microcontaminantes Orgânicos e Ecotoxicologia Aquática (CONECO) da Universidade Federal de Rio Grande (FURG).

Os extratos de sedimento (1 mL) foram purificados e fracionados por cromatografia de adsorção em coluna de sílica/alumina. A sílica e a alumina foram previamente ativadas em estufa a 160°C por 4 horas e 5 % desativada, por meio da adição de água ultra pura 5% (p/p) extraída com *n*-hexano aos adsorventes, sob agitação por 2 horas, seguindo a metodologia EPA 3630C (1996) modificada por Niencheski e Fillmann (2006). A primeira fração (F1), contendo os hidrocarbonetos alifáticos foi eluída com 25 mL de *n*-hexano. A segunda fração (F2), contendo os HPAs, foi eluída com 30 mL de diclorometano/*n*-hexano (10:90), seguido de 25 mL de diclorometano/*n*-hexano (50:50). A terceira fração (F3), contendo os esteróides, foi eluída com 50 mL de diclorometano/metanol (90:10). As frações foram tratadas

com cobre ativado para eliminação do enxofre das amostras pois eles interferem na determinação cromatográfica. As frações F1, F2 e F3 eluídas foram concentradas em evaporador Syncore e fluxo suave de nitrogênio até o volume de 1 mL, sendo mantidos a 10 °C até a separação e determinação por cromatografia de fase gasosa.

### Hidrocarbonetos alifáticos

Para a determinação dos hidrocarbonetos alifáticos seguiu-se a metodologia descrita em USEPA 8015C (2007) e Niencheski e Fillmann (2006), sendo realizada em cromatógrafo de fase gasosa Perkin Elmer Clarus 500, equipado com detector de ionização de chama (CG-DIC), injetor automático de amostra e injetor split/splitless. Foi utilizada coluna cromatográfica capilar (Elite-1/Perkin Elmer – 100% dimetilpolisiloxano) de 30 metros, 0,25 mm DI e 0,25 µm de espessura de filme. A programação de temperatura iniciou em 40 °C, com aumento a taxa de 5°C por minuto até 290°C, ficando constante por 5 minutos e aumentando até 300°C a taxa de 10°C por minuto, mantendo-se constante por 10 minutos. A temperatura do injetor foi mantida a 280°C no modo *splitless*. É utilizado hélio como gás carreador em um fluxo de 1,5 mL min<sup>-1</sup>. O volume de amostra injetado foi de 1 µL (F1) e a identificação dos 28 compostos alifáticos (*n*-C<sub>12</sub> a *n*-C<sub>36</sub>, pristano e fitano) foi baseada nos tempos de retenção de padrões autênticos (calibração externa). A quantificação foi realizada por meio das curvas analíticas de cada analito pelo método de cálculo de padronização interna utilizando o 1-tetradeceno. Para avaliar a recuperação da metodologia foram utilizados o 1-hexadeceno e 1-eicoseno como padrões de recuperação.

A quantificação dos alifáticos totais foi efetuada a partir da integração manual da área total do cromatograma a partir da linha de base, a fim de incluir todos os picos presentes no intervalo referente aos compostos utilizados. Esse valor foi dividido pela área do 1-tetradeceno para encontrar a concentração de alifáticos totais. Os hidrocarbonetos resolvidos foram quantificados por meio do somatório da área dos picos presentes no intervalo de 9 a 56 minutos, janela referente ao tempo de retenção dos *n*-alcanos *n*-C<sub>12</sub> a *n*-C<sub>36</sub>, divididos pela área do padrão interno 1-tetradeceno. Já a mistura complexa não resolvida (MCNR) foi calculada pela subtração dos alifáticos resolvidos dos totais.

Para a fração de alifáticos, obteve-se o limite de detecção de 0,001-0,002 µg/g e de quantificação de 0,003-0,005 µg/g de sedimento seco e recuperação entre 71 e 102% do padrão.

#### Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos – HPAs

Os HPAs foram determinados utilizando-se cromatógrafo de fase gasosa equipado com detector de espectrometria de massas (Perkin Elmer Clarus 680 – CG –EM), amostrador automático de amostras e injetor split/splitless. Foi utilizada uma coluna cromatográfica capilar (Elite – 5MS / Perkin Elmer – 5% difenil dimetilpolisiloxano) de 30 metros, 0,25 mm DI e 0,25 µm de espessura de filme. A programação de temperatura iniciou-se em 40°C, com aumento à taxa de 10°C min<sup>-1</sup> até 60°C, aumento da temperatura na razão 5°C min<sup>-1</sup> até 290 °C, sendo mantida por 5 min e aumento da temperatura na razão 10 °C min<sup>-1</sup> até 300°C, sendo mantida por 10 minutos. A temperatura do injetor foi mantida a 280°C no modo *splitless* (fluxo do *split* 50:1 após um minuto). A linha de transferência foi mantida a 280°C e a fonte do detector a 200°C com energia de 70 eV. Utilizou-se hélio como gás carreador em um fluxo de 1,3 mL min<sup>-1</sup>. O volume injetado de amostra foi 1 µL (F2) através do modo de aquisição *SIFI* (*Selected Ion and Full Ion Scanning*), possibilitando em uma única injeção a aquisição pelo modo *full scan* e Monitoramento Seletivo de Íons (SIM). A quantificação foi no modo de monitoramento seletivo por padronização interna, utilizando os padrões deuterados: naftaleno-d8, acenafteno-d10, fenantreno-d10, criseno-d12 e perileno-d12. A identificação dos compostos foi baseada no espectro de massas individuais e nos tempos de retenção comparados com padrões autênticos (padrões externos) e bibliotecas de espectros. A recuperação da metodologia foi avaliada por meio da adição do *p*-terfenil-d14 como padrão de recuperação. A curva de calibração dos HPAs foi construída por regressão linear com padronização interna (excluindo a origem), sendo utilizados os níveis de concentração de 5 a 1000 ng mL<sup>-1</sup>. As curvas foram divididas em dois níveis: nível baixo (5, 10, 20, 50 e 100 ng mL<sup>-1</sup>) e nível alto (50, 100, 250, 500 e 1000 ng mL<sup>-1</sup>) para obter melhor linearidade.

A metodologia de análise de HPAs alquilados baseiou-se no método USEPA 8270 (1996) modificado. Devido à dificuldade de obtenção de todos os padrões de HPAs alquilados, a fração aromática de diesel foi empregada como padrão de

identificação destes compostos. A quantificação foi realizada utilizando-se o fator de resposta obtido com padrões autênticos dos homólogos não alquilados por meio da curva analítica de calibração dos HPAs originais.

O modo de aquisição foi o Monitoramento Seletivo de Íons (SIM), sendo que as 35 massas ( $m/z$ ) dos compostos alquilados são monitoradas em 7 janelas. Cada janela possui um tempo de escaneamento total (*scan time*) de no máximo 0,44 segundos, sendo para cada íon um tempo em torno de 50 e 210 ms.

Para a fração de aromáticos, obteve-se limite de detecção de 0,004-0,020 ng/g e de quantificação de 0,014 - 0,066 ng/g de sedimento seco e recuperação entre 79 e 100% do padrão.

### Organoclorados (Ocs) e PCBs

O fracionamento dos extratos em PCBs (F1) e pesticidas organoclorados (F2) foi obtido por cromatografia de adsorção em coluna utilizando Florisil (adsorvente seletivo de magnésio e sílica). O Florisil foi previamente ativado em estufa a 130°C por 12 horas. A primeira fração (F1), contendo os PCBs foi eluída com 90 mL de *n*-hexano. A segunda fração (F2), contendo os organoclorados, foi eluída com 120 mL de diclorometano/*n*-hexano (20:80). As frações foram tratadas com cobre ativado para eliminação do enxofre das amostras, pois eles interferem na determinação cromatográfica.

A identificação e quantificação dos compostos organoclorados foi realizada em um cromatógrafo de fase gasosa Perkin Elmer Clarus 500 equipado com detector de captura de elétrons <sup>63</sup>Ni (ECD) e injetor automático de amostra. Foi utilizada coluna cromatográfica capilar (Agilent- HP5 – 5% Diphenil – 95% Dimetilsiloxane) de 30 metros, 0,25mm DI e 0,25µm de espessura de filme. A programação de temperatura iniciou em 40°C com aumento à taxa de 20°C min<sup>-1</sup> até 160°C, com 5 minutos de espera, e até 260°C numa razão de 2°C min<sup>-1</sup>, sendo mantida por 15 minutos. A temperatura do injetor foi mantida a 280°C no modo splitless (fluxo do splitt 50:1 após 1 minuto) e do detector a 300°C. Utilizou-se He como gás carreador (1,5 mL min<sup>-1</sup>) e N<sub>2</sub> como gás de make-up (30 mL min<sup>-1</sup>). O volume de amostra injetado foide 1 µL.

As amostras de sedimento foram analisadas para alfa-HCH (BHC), beta-HCH (BHC), gama-HCH (BHC), delta-HCH (BHC), DDT (somatório dos isômeros p,p'- e

o,p-), DDE (somatório dos isômeros p,p'- e o,p-), DDD (somatório dos isômeros p,p'- e o,p-), dieldrin, endrin, alfa-clordano, gama-clordano e o somatório de 44 congêneres de PCBs em sua fração total. A identificação dos pesticidas clorados e PCBs analisados foi baseada nos tempos de retenção de padrões autênticos. A quantificação foi realizada contra padrões externos empregando-se curvas analíticas de cada analito e método de cálculo por padronização interna utilizando-se os padrões *2,4,5,6-tetracloro-m-xileno (TCMX)* e PCB 209. A recuperação da metodologia foi avaliada utilizando o PCB 103 e 198 como padrões de recuperação e o desempenho analítico foi avaliado por análise de materiais de referência certificados e brancos analíticos. A confirmação de alguns compostos encontrados foi feita pela análise realizada em um cromatógrafo de fase gasosa Perkin Elmer Clarus 500 com detector de espectrometria de massa (CG-EM).

Para os organoclorados, obteve-se limite de detecção de 0,002 ng/g e de quantificação de 0,006-0,008 ng/g de sedimento seco e recuperação entre 76-98% do padrão. Para os PCBs, o limite de detecção variou de 0,004 a 0,008 ng/g e de quantificação de 0,013 a 0,025 ng/g, e os valores de recuperação variaram entre 61 a 95% do padrão.

#### *Controle de qualidade*

Durante todos os procedimentos foram realizadas medidas adequadas para controle de qualidade, tais como: utilização de brancos de laboratório para determinar níveis de contaminação introduzidos durante os procedimentos de extração e limpeza. Esses brancos foram analisados seguindo a mesma metodologia destinada às amostras. Além disso, foram realizados ensaios de recuperação com a fortificação da matriz, matriz duplicada, análise de materiais de referência e participação regular (semestral) no programa de proficiência analítica do CALA (*Environment Canada, Canadá*).

#### *Organoestânicos (OTs)*

Aproximadamente 5 g de sedimento, previamente liofilizados, foram pesados com uma balança analítica, foram adicionados 100 µL do padrão de recuperação e deixadas em repouso durante 30 minutos para estabilização e interação do padrão com a amostra. Para extração, 15 mL da solução de tropolona

0,05 % (m/v) em metanol e 1,0 mL de ácido clorídrico (37 %) foram adicionados aos frascos contendo as amostras e agitados em vórtex até a ressuspensão dos sedimentos. Os frascos colocados banho ultrasônico por 15 minutos e centrifugados a 3250 rpm por 10 minutos. Este procedimento foi feito em triplicata para cada amostra analisada bem como para o material de referência certificado e os brancos analíticos.

Após a centrifugação, o sobrenadante foi transferido, com auxílio de pipetas de Pasteur, para um funil de separação contendo 150 mL da solução de cloreto de sódio 10 % e extraídos, em triplicata, com 20 mL de diclorometano. A água foi removida dos extratos (fase orgânica) pela passagem por um funil contendo sulfato de sódio anidro, sendo coletados em um balão de fundo chato de 125 mL. Posteriormente foram adicionados 5 mL de hexano, e o volume total do extrato foi reduzido para 1 mL em sistema de evaporação Syncore<sup>®</sup>. Esses extratos foram transferidos para frascos âmbar de 40 mL com tampa septada (septo de teflon) e derivatizados.

O procedimento de derivatização foi feito de acordo com Morabito et al. (2000). Antes da derivatização o ar dos frascos foi purgado com gás nitrogênio através da inserção de 2 agulhas no septo dos frascos (uma agulha para entrada do N<sub>2</sub>, outra para a saída do ar do interior do frasco). A alquilação dos compostos obtidos no extrato foi realizada pela adição de 2 mL de brometo de pentilmagnésio em solução de éter dietílico 2 mol L<sup>-1</sup> (Reagente de Grignard) utilizando uma seringa de vidro e uma agulha para a saída de N<sub>2</sub>.

Após a adição do derivatizante, esses frascos foram agitados em vórtex por 1 minuto e deixados em repouso durante 30 minutos com agitação ocasional. Posteriormente, o excesso de derivatizante foi destruído pela adição de 12 mL de água ultra pura e 1 mL de ácido clorídrico (37%), ambos previamente resfriados a 4 °C. Esta etapa foi feita em banho de gelo a fim de evitar perdas por volatilização (Morabito et al., 2000).

Em seguida, os butilestânicos e o Tripropilestanho alquilados foram extraídos da mistura através de uma extração líquido-líquido com 5 mL de hexano (triplicata), sendo evaporados a 1 mL em sistema de evaporação Syncore<sup>®</sup> e, em seguida, purificados.

Para purificação foi realizada a técnica cromatografia em coluna clássica. Em uma coluna de vidro foram adicionados 3,5 g de sílica ativada (450 °C, 6 h) e 1 g de sulfato de sódio anidro, condicionados com uma mistura de hexano - tolueno (1:1). O extrato obtido anteriormente foi colocado na coluna e eluído com 15 mL da mistura hexano – tolueno. Os eluatos foram recolhidos em tubos de vidro graduados, evaporados sob fluxo de nitrogênio até aproximadamente 0,5 mL, transferidos para frascos de 1,5 mL, fortificados com 100 ng de tetrabutilestanho (padrão interno) e aferidos em 1 mL com hexano. Em seguida, as amostras foram encaminhados para análise por cromatógrafo de fase gasosa.

As análises dos compostos orgânicos de estanho foram feitas em um cromatógrafo de fase gasosa equipado com um amostrador automático, injetor *Split/Splitless* e detector de espectrometria de massas tipo quadrupolo (Perkin Elmer modelo Clarus 500 MS). Foi utilizada uma coluna cromatográfica capilar Elite – 5MS (30 m x 0,25 mm; 0,25 µm), revestida com 5 % difenil dimetilpolisiloxano. A temperatura do injetor foi de 280 °C, modo de injeção *split* com fluxo constante de 1,7 mL.min.<sup>-1</sup> do gás hélio de elevada pureza (99,999 %). A temperatura do forno foi programada da seguinte forma: 2 minutos a 80 °C para 300 °C em 11 minutos (11 °C/min). O tempo total de análise foi de 13 minutos.

### **Elementos traço e maiores**

As coletas foram realizadas no verão (fevereiro) e inverno (agosto) de 2012. As amostras de sedimento superficial (0-2cm) para análise de elementos traço e maiores foram coletadas na parte central de cada parcela, durante marés baixas de sizígia, com auxílio de colher de plástico e armazenadas em sacolas plásticas. Concluída a coleta, as amostras foram mantidas sob refrigeração em isopor com gelo ( $\pm 4$  °C) até a realização das análises específicas.

### ***Parâmetros físico-químicos:***

Em cada parcela foram inseridos três tubos de PVC (5 cm de diâmetro e 50 cm de profundidade) no sedimento. Os tubos apresentavam base fechada contendo poros laterais ao longo dos 20 cm iniciais para percolação da água contida no sedimento. Após a entrada de água intersticial, quando estabilizada, foram determinados parâmetros de salinidade, pH (precisão:  $\pm 0,01$ ) e potencial redox



usando multiparâmetro marca Hanna, modelo HI 9828, calibrado a cada amostra com solução padrão.

Para a determinação da granulometria e matéria orgânica do sedimento, foram coletadas três amostras de sedimento superficial (0-2cm). As amostras foram mantidas em estufa a 40°C por 48 horas e quarteadas. Para análise da granulometria, a matéria orgânica foi eliminada com peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 40 volumes) por cerca de 12 horas para posterior utilização no granulômetro a laser (Malvern). As amostras foram classificadas em lama e areia. A matéria orgânica foi determinada pela perda de peso do sedimento por ignição em mufla a temperatura de 450°C por quatro horas.

### Análises químicas

As amostras foram liofilizadas e homogeneizadas em almofariz e pistilo de ágata. O procedimento analítico foi realizado através da digestão ácida, método EPA 3051 (1994), utilizando forno de microondas Mars X-press (CEM). Foram pesados 0,25 gramas da amostra (fração do sedimento <2mm) e adicionados 10mL de ácido nítrico concentrado (destilado *sub-boiling*) em tubos de teflon. Todas as etapas foram realizadas por gravimetria para posterior cálculo do fator de diluição. Um total de 10 elementos traço (V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Pb) e 5 elementos maiores (Al, B, Mg, Sr, Ba) foram analisados nos extratos usando ICP-MS (Inductively Coupled Plasma – Mass Spectroscopy). Em todos os extratos foi adicionada solução de padrão interno. O material de referência certificado (MRC) SS2 (EnviroMat Contaminated Soil) foi utilizado para verificar a eficiência na precisão do método e controle analítico (Tabela 3.1).

**Tabela 3.1. Resultados obtidos para o material de referência certificado (MRC) SS2 coeficiente de regressão, limite de detecção (LD) e quantificação (LQ) do método utilizado para análise dos elementos (RSD:desvio padrão relativo). Para os elementos B e Cd não foi possível calcular o Z (score), pois o MRC não apresentou desvio padrão.**

Elementos (n=6;*n=2)	Valores (mg/kg)		Recup. %	RSD %	Z (score)	Coeficiente de regressão	LD (mg/kg)	LQ (mg/kg)
	Obtido	Certificado						
B	12,53	12	104,43	2,15	---	0,98	0,320	0,500
Mg	10403,75	11065	94,02	0,87	1,09	0,99	0,094	0,310
Al	11391,34	13265	85,87	3,86	1,63	0,99	0,207	0,684
V	32,96	34	96,94	5,30	0,35	1,00	0,096	0,318
Cr	31,18	34	91,71	8,48	0,70	1,00	0,003	0,009
Mn	441,61	457	96,63	5,29	0,64	0,99	0,044	0,147
Fe	19777,12	21046	93,97	4,51	0,88	0,99	0,065	0,216
Ni	52,25	54	96,76	7,17	0,44	0,98	0,171	0,565
Cu	173,84	191	91,02	3,90	1,91	0,99	0,156	0,514
Zn	456,85	467	97,83	3,45	0,44	0,97	0,020	0,067

As	74,98	75	99,97	8,50	0,00	0,98	0,025	0,083
Sr	193,20	214	90,28	6,52	1,73	1,00	0,006	0,019
*Cd	1,99	2	99,50	3,01	---	0,97	0,006	0,019
Ba	200,78	215	93,39	3,30	1,09	0,98	0,097	0,321
Pb	104,68	126	83,07	4,25	2,13	0,99	0,030	0,100

### **Análise dos dados**

Realizou-se análise estatística descritiva dos dados com média e desvio padrão. O teste de Spearman foi realizado entre os contaminantes orgânicos e dados de granulometria do sedimento e da água superficial. A correlação de Spearman entre os elementos maiores e traço foi representada pela matriz de correlação.

Teste de Kruskal-Wallis foi usado para comparação entre os HPAs e os pontos.

Os dados dos elementos traço e maiores foram normalizados pelo Al para comparação entre os pontos e períodos. O Al é amplamente usado como normalizador de concentrações de metais, uma vez que apresenta a maior abundância natural e é bastante refratário. Além disso, não está associado à fontes antropogênicas (Window et al., 1989). Os dados foram submetidos à ANOVA três fatores com os dados dos elementos para detectar diferenças entre zonas (franja e bacia), entre os pontos de amostragem (1 ao 8) e entre os períodos amostrados (verão e inverno de 2012) e à ANOVA um fator considerando os dados por ponto e zona. O teste de Tukey foi aplicado *a posteriori*. Quando a hipótese de normalidade e homogeneidade não foi aceita, usou-se o teste não paramétrico Mann-Witney para comparações entre as zonas e períodos e o teste Kruskal-Wallis para comparações entre pontos e pontos/zonas e o teste de comparações múltiplas *a posteriori*.

As análises multivariadas aplicadas foram: componentes principais (ACP) utilizando a matriz de correlação dos dados e de correspondência canônica (ACC) utilizando os dados dos compostos avaliados e de indicadores da fauna (diversidade de moluscos e crustáceos) e flora (estrutura da vegetação) e o teste de permutação correspondente. Para essas análises, os valores foram transformados por meio da divisão pelo comprimento Euclidiano do vetor da variável.

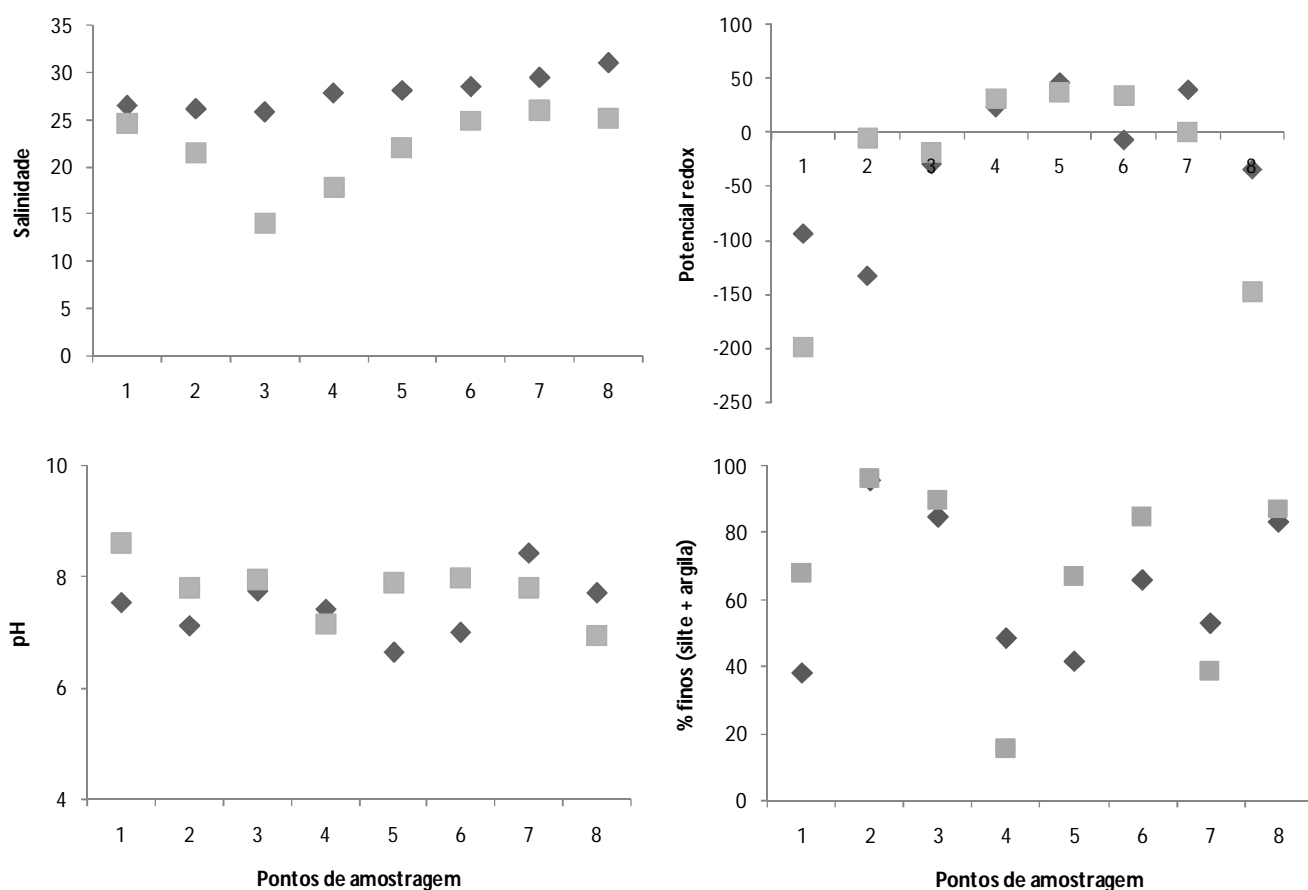
Análises de agrupamentos também foram realizadas para os elementos traço e maiores. Utilizou-se o método de Ward e distância Euclidiana como a medida de dissimilaridade. A análise foi feita no modo Q (comparação entre as amostras) e modo R (comparação entre as variáveis).

### 3.3 Resultados e Discussão

#### Contaminantes orgânicos

- Características físico-químicas

Os valores de salinidade da água superficial foram mais altos nos pontos mais extremos da Baía (1, 7, e 8) e inferiores na parte interna da Baía (3, 4, 5), sendo essa diferença mais evidente em 2014, que apresentou maior vazão do Rio Santa Maria e precipitação (vazão 19,8 m<sup>3</sup>/s em 2013 e 25,4 m<sup>3</sup>/s em 2014, precipitação 33,3mm em 2013 e 90,9 mm em 2014), evidenciando as entradas de água doce e salina. De acordo com o potencial redox, características oxidantes foram registradas nos pontos 4, 5, 6 e 7, e redutora nos pontos 1, 2 e 8. Os valores de pH variaram de 6,6 a 8,6. Os dados de granulometria indicaram como pontos mais lamosos 2, 3, 6 e 8 (Figura 3.1).



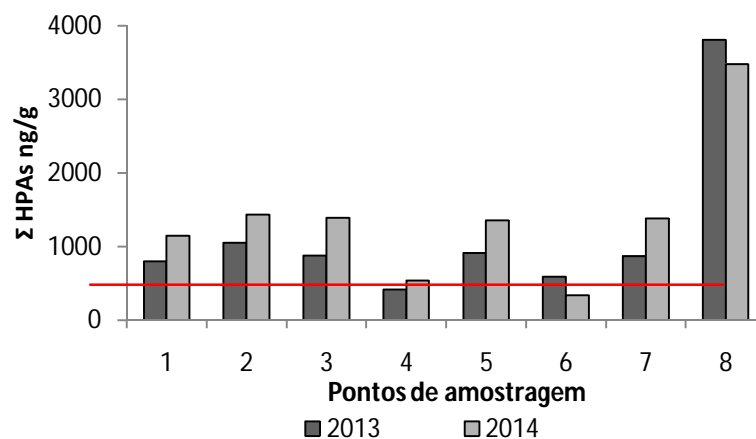
**Figura 3.1. Características físico-químicas da água superficial (salinidade, potencial redox e pH) e granulometria do sedimento amostrado (% finos) dos pontos ao longo da Baía de Vitória. Losangos representam sedimentos coletados no ano de 2013 e quadrados no ano de 2014.**

- Hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs)

Os hidrocarbonetos poliaromáticos contendo dois ou mais anéis de benzeno representam uma das mais importantes classes de poluentes ambiental (Liu et al., 2009) e são conhecidos pelos efeitos mutagênicos e carcinogênicos (Tolosa et al., 2004; Maioli et al., 2011). Eles são provenientes de duas possíveis fontes: petrogênica - produtos do petróleo bruto e refinado ou pirogênica - derivados de combustão incompleta da matéria orgânica, tais como da madeira, combustíveis fósseis, asfalto e resíduos industriais (Liu et al., 2009), podendo ter origem natural (reservas de petróleo, carvão, restos de plantas e fogos de pradaria) ou antropogênica (Yunker et al., 2002). Atualmente a origem antrópica é predominante (Libes, 2009). Os HPAs são amplamente dispersos no ambiente por transporte atmosférico ou através de correntes marinhas, podendo acumular nos solos e sedimentos aquáticos (Liu et al., 2009) e são transportados a grandes distâncias levando a uma contaminação generalizada (Libes, 2009).

Devido às características hidrofóbicas dos HPAs, eles são retidos nos tecidos gordurosos dos organismos e além do potencial cancerígeno desses compostos, podem provocar falhas reprodutivas e deficiências nos sistemas imunes (Libes, 2009). A toxicidade dos HPAs é intensificada pela exposição à radiação ultravioleta como ocorre em ambientes bentônicos de águas rasas (Libes, 2009), tais como manguezal. No entanto, esses compostos são menos propensos a bioacumulação ou biomagnificação do que outros poluentes orgânicos não polares, como os PCBs e pesticidas clorados (Libes, 2009).

Um total de 18 compostos foi analisado, e o total de HPAs refere-se a soma desses compostos. O total de HPAs variou de 337 ng/g a 3805 ng/g. As maiores concentrações foram registradas no ponto 8F (3805 e 3474ng/g) (Figura 3.2). O ponto 8 está próximo à área portuária e a um rio que despeja esgoto *in natura*, explicando as maiores concentrações de HPAs encontradas. Altos níveis de contaminação são comuns nos sedimentos de portos urbanos, representando um problema para a dragagem do porto uma vez que os resíduos devem ser tratados como perigosos (Libes, 2009). Tam et al. (2001) também observaram maiores concentrações de HPAs total próximo à descarga de esgoto.



**Figura 3.2. Concentração de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs) total nos pontos de amostragem da Baía de Vitória. Acima da linha indica limite proposto por Notar et al. (2001) para locais altamente contaminados.**

De acordo com Notar et al. (2001) três diferentes níveis de contaminação por HPAs nos sedimentos foram propostos: ligeiramente contaminado (HPAs total < 250 ng/g), moderadamente contaminado (HPAs total entre 250 e 500 ng/g) e altamente contaminado (total de HPAs > 500 ng/g). De acordo com essa classificação, todos os pontos amostrados foram considerados altamente contaminados, com exceções observadas somente nos pontos 4 em 2013 e 6 em 2014, que estão moderadamente contaminados.

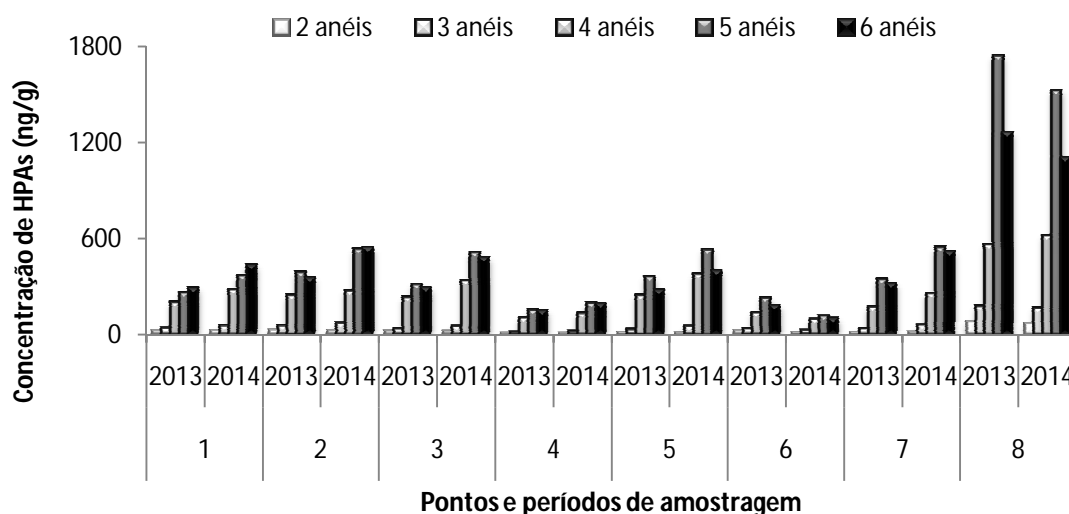
Entretanto, de acordo com a legislação do Brasil (Resolução CONAMA 454/2012), a maioria dos pontos estão abaixo do limite proposto, ou seja, não representando risco para biota. Somente alguns pontos (8, 5 e 7) apresentaram valores acima do limite permitido por essa legislação para água salina/salobra (Nível 1), para os compostos Benzo-a-pireno e Dibenzo(ah)antraceno (Tabela 3.2). O Benzo-a-pireno é considerado o mais notório e comum HPA carcinogênico e é um subproduto da combustão de combustíveis fósseis, matéria orgânica e madeira (Baird, Cann, 2009), representando um risco para a biota aquática local. Em relação à somatória dos 17 HPAs propostos por essa legislação, os valores do ponto 8 se aproximaram aos valores limites estabelecidos (4000 ng/g).

**Tabela 3.2. Distribuição dos hidrocarbonetos (ng/g de peso seco) registrados na Baía de Vitória, somatórias e razões selecionadas e valores estabelecidos para HPAs em sedimento pela resolução CONAMA 454/2012 (valores em negrito indicam níveis superiores ao nível (N) 1 do CONAMA).**

Compostos	1		2		3		4		5		6		7		8		CONAMA	
	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	N 1	N 2
Naftaleno	10,8	8,1	14,6	6,8	10,7	6,1	1,5	1,7	6,8	2,4	13,2	3,2	3,2	3,4	21,8	19,1	160	2100
2-metil-naftaleno	6,9	10,0	8,2	9,9	df5,6	7,3	2,0	2,1	3,0	3,3	5,3	3,2	5,5	7,6	38,2	33,5	70	670
1-metil-naftaleno	3,9	5,5	4,4	5,2	3,1	4,1	1,0	1,1	1,8	2,1	3,3	2,2	2,8	3,7	17,1	15,0	-	-
Acenaftileno	0,8	1,2	1,1	1,5	0,6	1,1	0,2	0,3	0,6	0,6	0,5	0,3	1,6	2,0	8,1	7,1	44	640
Acenafteno	0,8	1,0	1,2	1,5	0,7	1,2	0,3	0,3	0,6	1,0	0,5	0,0	0,4	0,6	2,5	2,9	16	500
Fluoreno	5,5	6,1	6,1	7,8	3,6	5,4	1,1	1,3	2,4	3,3	3,7	2,0	3,8	6,3	11,0	20,6	19	540
Fenantreno	24,3	35,9	36,3	47,2	23,4	36,0	10,5	12,5	23,4	36,7	26,6	19,9	24,3	39,0	118,0	103,4	240	1500
Antraceno	6,1	8,8	8,0	10,0	5,0	7,8	1,9	2,3	4,5	6,6	4,1	1,8	5,4	8,8	33,5	29,4	85,3	1100
Fluoranteno	39,4	54,2	29,5	0,6	48,9	64,9	17,1	34,1	51,7	103,5	11,4	22,3	10,2	0,6	3,2	2,8	600	5100
Pireno	50,6	76,1	71,0	91,1	54,8	89,2	24,8	30,2	55,1	82,3	36,4	20,8	58,3	95,8	264,1	231,5	665	2600
Benzo-a-antraceno	76,0	99,6	84,2	118,6	88,4	120,4	41,2	45,2	95,0	131,5	61,6	37,5	64,0	100,4	156,3	242,0	280	690
Criseno	31,8	48,6	55,5	61,1	36,7	60,0	18,4	21,9	40,6	57,1	24,0	13,8	37,1	59,2	133,4	138,9	300	850
Benzo-b-fluoranteno	129,8	179,3	212,5	285,3	168,8	279,9	83,4	111,4	202,0	310,7	128,4	61,1	184,1	284,4	863,8	757,2	-	-
Benzo-k-fluoranteno	21,0	29,5	32,8	45,1	24,0	39,0	12,1	15,1	28,1	40,1	18,4	9,4	29,1	47,8	143,3	125,6	-	-
Benzo-a-pireno	74,7	109,4	99,6	139,9	82,7	135,2	37,9	44,9	92,6	126,5	56,2	31,8	91,4	147,3	<b>528,6</b>	<b>463,4</b>	230	760
Indeno(1,2,3-cd)pireno	167,6	253,8	221,0	325,1	180,2	298,4	92,8	121,5	178,2	256,5	112,3	58,0	199,9	327,0	1037,3	909,3	-	-
Dibenzo(ah)antraceno	32,7	<b>46,3</b>	40,8	<b>60,3</b>	33,6	<b>55,7</b>	17,6	23,5	34,0	<b>48,7</b>	21,3	11,2	37,0	<b>61,9</b>	<b>203,9</b>	<b>178,8</b>	43	140
Benzo(ghi)perileno	119,0	176,3	128,6	213,9	109,3	179,7	51,9	67,5	96,4	139,5	66,6	38,8	115,2	187,7	221,5	194,2	-	-
ΣTotal HPAs	801,7	1149,9	1055,3	1430,9	880,3	1391,3	415,7	537,0	916,8	1352,3	593,7	337,3	873,4	1383,4	3805,5	3474,6	-	-
Σ17 HPAs (CONAMA)	797,8	1144,4	1050,9	1425,7	877,2	1387,2	414,6	535,9	915,0	1350,2	590,5	335,1	870,6	1379,7	3788,5	3459,6	4000	-
ΣHPAs 2 - 3 anéis	59,2	76,8	79,9	89,8	52,8	68,9	18,5	21,7	43,2	56,0	57,1	32,6	47,1	71,5	250,1	230,9	-	-
ΣHPAs 4 - 6 anéis	742,5	1073,1	975,5	1341,0	827,5	1322,4	397,2	515,3	873,6	1296,3	536,6	304,7	826,3	1312,0	3555,4	3243,6	-	-
Razão Ant/Σ-178	0,20	0,20	0,18	0,17	0,18	0,18	0,16	0,15	0,16	0,15	0,13	0,08	0,18	0,18	0,22	0,22	-	-
Razão F-ant/Σ-202	0,44	0,42	0,29	0,01	0,47	0,42	0,41	0,53	0,48	0,56	0,24	0,52	0,15	0,01	0,01	0,01	-	-
Razão Bz(a)a/Σ-228	0,71	0,67	0,60	0,66	0,71	0,67	0,69	0,67	0,70	0,70	0,72	0,73	0,63	0,63	0,54	0,64	-	-
Razão Ind/Σ-276	0,58	0,59	0,63	0,60	0,62	0,62	0,64	0,64	0,65	0,65	0,63	0,60	0,63	0,64	0,82	0,82	-	-
Σ178-278 HPAs	773,0	1117,9	1019,7	1398,2	855,9	1366,2	409,6	530,1	901,5	1339,6	567,3	326,4	856,1	1359,8	3706,9	3376,4	-	-

Critérios para distinguir as prováveis fontes (pirogênica ou petrogênica) são baseados nas peculiaridades da composição de HPAs e padrão de distribuição (Zuloaga et al., 2009).

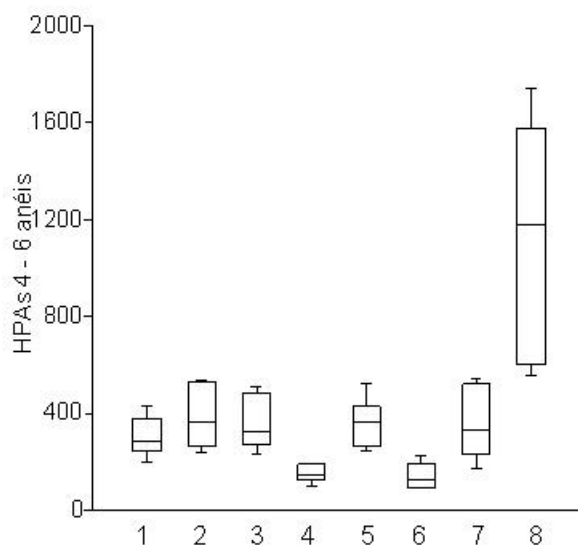
Todos os compostos analisados foram detectados nas amostras, no entanto HPAs com quatro a seis anéis dominaram sobre os demais (Figura 3.3). Esses compostos de alto peso molecular correspondem a valores acima de 90% em relação aos compostos de baixo peso molecular (2 e 3 anéis benzênicos). HPAs com alto peso molecular são provenientes de fontes pirogênicas, formados em processos de combustão de combustíveis fósseis (Zhang et al., 2004) e apresentam alto potencial carcinogênico (Tam et al., 2001). Estes compostos possuem baixa mobilidade e com coeficiente de partição elevado indicam substâncias que bioacumulam em vez de vaporizar e migrarem (Baird, 2002).



**Figura 3.3. Concentração e composição de HPAs nos sedimentos da Baía de Vitória (pontos: 1 ao 8, períodos: 2013 e 2014).**

Comparando os valores de HPAs de 4 a 6 anéis, o teste de Kruskal-Wallis e o pós teste correspondente indicaram que os pontos 4 e 6 apresentam os menores valores, seguido dos pontos 1, 2, 3, 5 e 7 e o ponto 8 os maiores (Figura 3.4). Esse resultado caracteriza que os pontos com maior concentração dos compostos com alto peso molecular são aqueles mais próximos das áreas urbanizadas. Os pontos 2 e 3 estão próximos ao aeroporto de Vitória e área de depósito do Porto de Tubarão e na direção dos ventos predominantes nordeste e sudeste, e os pontos 7 e 8 estão localizados próximos ao sistema portuário,

onde são transportados produtos petrolíferos e mais próximos também da área urbana, assim como o ponto 1.



**Figura 3.4. Box plot da concentração dos HPAs de 4 a 6 anéis de benzeno (2013 e 2014) nos pontos de amostragem. Linha horizontal: mediana, Caixa: quartis de 25-75%, linha vertical: valores máximos e mínimos.**

Ant/ $\Sigma$ -178 corresponde a razão entre o antraceno e a soma dos isômeros de peso molecular 178 (fenantreno e antraceno). O valor dessa razão menor que 0,10 é indicativo de petróleo enquanto que valores maiores que 0,10 caracterizam fontes pirogênicas, isto é, originados em processos de combustão (Yunker et al., 2002). Somente em um ponto em um único período (ponto 6F em 2014) o valor para essa razão foi abaixo de 0,10, indicando a predominância de processos de combustão nos demais pontos e períodos amostrados (Tabela 3.2).

A razão F-ant/ $\Sigma$ -202 corresponde a razão entre o fluoranteno e a soma dos isômeros de peso molecular 202 (fluoranteno e pireno). Proporções abaixo de 0,4 indicam origem petrogênica, entre 0,4 e 0,5 são mais características de queima de combustíveis fósseis líquidos (veículo e petróleo bruto) enquanto que proporções maiores que 0,50 são características de combustão de vegetais, madeira ou carvão (Yunker et al., 2002). Os pontos 2, 6 (2013), 7 e 8 indicam origem petrogênica (<0,4), os pontos 1, 3, 4 (2013) e 5 (2013) indicam queima de combustíveis líquidos (entre 0,4 e 0,5) e os pontos 4, 5 e 6 em 2014 indicam processos de combustão de vegetais (>0,5) (Tabela 3.2). Ressalta-se o ponto 8 que apresentou 0,01 para essa razão em ambos os períodos, uma vez que o valor de Pireno foi muito superior ao fluoranteno. Os resultados são



condizentes com o tipo de uso em cada local amostrado. Os pontos 7 e 8, com origem petrogênica são as áreas portuárias e de maior circulação de embarcações de grande porte. Os pontos 1, 3, 4 e 5, que caracterizam processos de queima de combustível líquido, é onde há maior circulação de embarcações a motor de pequeno porte. Estes motores em sua maioria são de dois cilindros o que contribui bastante para a poluição decorrente da formação de HPAs durante a combustão (Baird, 2002). E os pontos 4, 5 e 6 com processos de combustão que predominam em 2014 estão localizados próximos às áreas de uso agrícola e menos urbanizados na Baía.

A razão  $Bz(a)/\Sigma-228$  associa a concentração do benzo(a)antraceno com a soma das concentrações dos isômeros de peso molecular 228 (benzo(a)antraceno e criseno). Valores  $<0,20$  são associados a fontes petrogênicas, quando os valores estão entre 0,20 e 0,35 não é possível discriminar a fonte. Valores superiores a 0,35 são associados a processos de combustão (Yunker et al., 2002). No caso das amostras obtidas todos os valores estão associados a combustão (Tabela 3.2).

$Ind/\Sigma-276$  corresponde a razão entre o indeno[1,2,3-c,d]pireno e a soma dos isômeros de peso molecular 276 (indeno[1,2,3-c,d]pireno e benzo(g,h,i)perileno). Para essa razão, os valores inferiores a 0,20 são atribuídos a fontes petrogênicas (petróleo bruto e diferentes tipos de óleos derivados), entre 0,2 e 0,5 combustíveis fósseis (veículos e óleo cru) e acima de 0,5 correspondem a processos de combustão envolvendo biomassa vegetal e carvão (Yunker et al., 2002). Todos os pontos e períodos amostrados apresentaram valores acima de 0,5 (Tabela 3.2).

De acordo com os dados obtidos, os hidrocarbonetos nos sedimentos amostrados da Baía de Vitória são provenientes principalmente de fontes pirogênicas, ou seja, de processos de combustão. Entretanto, os resultados indicaram alguma contribuição de fonte petrogênica devido à presença de HPAs contendo dois ou três anéis benzênicos e resultados da razão  $F-ant/\Sigma-202$ . O domínio de fontes de processos de combustão está mais relacionado ao despejo de esgotos industriais e domésticos e deposição atmosférica do que ao derramamento de petróleo (Notar et al., 2001).

Os resultados obtidos nas análises de HPAs são preocupantes principalmente porque os contaminantes com maior concentração nos

sedimentos analisados são considerados cancerígenos, se acumulam em moluscos e crustáceos, e podem ser transferidos por meio da cadeia alimentar (Baird, 2002). Por sua vez, os níveis de concentração avaliados indicam que a contaminação por petróleo é baixa, dando oportunidade aos gestores ambientais de efetuarem maior controle na ampliação das atividades portuárias e no processo de industrialização da região metropolitana de Vitória.

Sabe-se que a natureza do sedimento influencia na distribuição e concentração de HPAs (Tam et al., 2001). Apesar de positiva, a correlação entre o percentual de finos (silte + argila) e a concentração total de HPAs não foi significativa ( $R=0,47$ ,  $P>0,05$ , Teste de Spearman). Tam et al. (2001) sugerem que a distribuição e concentração de HPAs nos sedimentos está mais relacionada a entrada do que ao tipo de sedimento encontrado.

- Hidrocarbonetos alifáticos

A análise dos hidrocarbonetos alifáticos pode ser usada para mapear derramamento de óleo e providenciar informações sobre as possíveis fontes de carbono no ambiente (Tolosa et al., 2004), sendo possível inferir a origem destas fontes, isto é, se petrogênica ou biogênica (Volkman et al., 1992). Esses são caracterizados como compostos resolvidos (AHs resolvidos) e mistura complexa mal resolvida (UCM - *Unresolved Complex Mixture*) (Bouloubassi, Saliot, 1993). A UCM consiste em uma mistura de muitos isômeros e homólogos de hidrocarbonetos ramificados e cíclicos estruturalmente complexos que não podem ser resolvidos por colunas capilares (Bouloubassi, Saliot, 1993).

Os valores de alifáticos totais, que consiste na somatória de UCM e resolvidos ( $\Sigma$ -AHs resolvidos), variaram entre 17 e 221  $\mu\text{g/g}$  sendo que os maiores valores, isto é, acima de 180  $\mu\text{g/g}$  foram registrados nos pontos 2 e 8 (Tabela 3.3). Concentrações maiores que 100  $\mu\text{g/g}$  podem ser associadas à introdução de petróleo (Volkman et al., 1992; Readman et al., 2002).

Um dos principais indicadores de contaminação por petróleo degradado é a presença de UCM (Readman et al., 2002; Maioli et al., 2011). Os valores de UCM nas áreas de estudo variaram entre 4 e 37  $\mu\text{g/g}$ , correspondendo de 16 a 33% dos alifáticos totais, indicando baixa contribuição de petróleo nesses sedimentos. A razão entre UCM e  $\Sigma$ -AHs resolvidos (UCM / R) possibilita

confirmar a origem petrogênica dos hidrocarbonetos quando os valores desta razão são superiores a 4,00 (Lipiatou, Saliot, 1991). Nesse estudo, os valores estão abaixo de 0,5 indicando aporte biogênico.

A razão Pris/Fit: corresponde à razão entre as concentrações do pristano e do fitano. O pristano é encontrado em maiores proporções que o fitano em sedimentos marinhos não contaminados por petróleo. Os valores desta razão inferiores a 1 indicam fonte petrogênica e valores mais altos para essa razão indicam origem biogênica (Readman et al., 2002). Todos os resultados obtidos nesse estudo, variando de 1,21 a 14,89, indicam origem biogênica (Tabela 3.3).

**Tabela 3.3. Distribuição da concentração dos hidrocarbonetos alifáticos (µg/g de peso seco) em cada ponto de amostragem na Baía de Vitória.**

Compostos (µg/g)	1		2		3		4		5		6		7		8	
	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014
C12	< LQ	< LQ	0,13	0,24	0,03	0,04	0,02	0,02	0,01	0,01	0,04	0,04	0,04	0,03	< LQ	< LQ
C13	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
C14	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
C15	< LQ	< LQ	0,05	0,16	< LQ	< LQ	0,01	0,01	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,02	0,01	< LQ	< LQ
C16	< LQ	< LQ	0,23	0,34	0,01	0,01	0,06	0,07	< LQ	< LQ	0,19	0,18	0,07	0,06	0,05	0,04
C17	0,01	0,01	0,51	0,62	0,03	0,04	0,12	0,15	0,01	0,01	0,03	0,03	0,16	0,13	0,14	0,12
Pristano	0,09	0,11	0,61	0,72	0,04	0,04	0,08	0,10	0,01	0,01	0,03	0,03	0,19	0,16	0,13	0,12
C18	0,01	0,01	0,23	0,34	0,03	0,04	0,07	0,09	0,01	0,01	0,03	0,03	0,07	0,06	0,12	0,11
Fitano	0,01	0,01	0,16	0,27	0,02	0,03	0,05	0,06	0,01	0,01	0,01	0,01	0,05	0,04	0,09	0,08
C19	0,01	0,02	0,24	0,35	0,05	0,05	0,07	0,08	0,01	0,01	0,03	0,03	0,07	0,06	0,15	0,13
C20	0,02	0,02	0,37	0,48	0,08	0,09	0,06	0,07	0,02	0,02	0,06	0,06	0,11	0,09	0,27	0,23
C21	0,03	0,04	0,58	0,69	0,13	0,15	0,07	0,09	0,02	0,02	0,04	0,04	0,18	0,15	0,47	0,40
C22	0,03	0,04	0,46	0,57	0,11	0,14	0,05	0,07	0,03	0,02	0,06	0,06	0,14	0,12	0,42	0,37
C23	0,15	0,18	2,77	2,88	0,51	0,60	0,23	0,29	0,08	0,08	0,27	0,25	0,85	0,72	2,19	1,90
C24	0,08	0,10	1,47	1,58	0,27	0,31	0,14	0,17	0,09	0,09	0,24	0,22	0,45	0,38	1,24	1,08
C25	0,52	0,62	10,61	10,72	1,98	2,35	0,87	1,08	0,39	0,38	1,30	1,22	3,27	2,74	13,86	12,02
C26	0,21	0,25	2,41	2,52	0,41	0,49	0,25	0,31	0,18	0,17	0,51	0,48	0,74	0,62	3,09	2,68
C27	1,10	1,30	16,81	16,92	2,54	3,01	1,54	1,92	0,77	0,75	2,69	2,53	5,17	4,34	19,44	16,85
C28	0,56	0,67	5,18	5,29	0,76	0,90	0,53	0,66	0,33	0,32	1,20	1,13	1,59	1,34	8,42	7,30
C29	4,06	4,82	43,44	33,55	5,22	6,19	4,13	5,15	2,39	2,32	9,60	9,02	13,37	11,22	27,92	24,20
C30	0,86	1,02	5,52	5,63	0,84	0,99	0,57	0,71	0,41	0,39	1,68	1,58	1,70	1,43	7,84	6,79
C31	6,54	7,76	30,98	31,09	3,86	4,57	2,91	3,63	2,02	1,96	8,89	8,35	9,53	8,00	23,16	20,08
C32	0,95	1,13	4,71	4,82	0,77	0,91	0,46	0,57	0,33	0,32	1,41	1,33	1,45	1,22	5,32	4,61
C33	3,85	4,57	10,59	10,70	2,44	2,89	1,78	2,22	1,30	1,26	6,00	5,64	3,26	2,74	17,81	15,43
C34	0,27	0,33	2,25	2,35	0,42	0,49	0,22	0,27	0,14	0,13	0,61	0,58	0,69	0,58	4,12	3,58
C35	0,96	1,14	5,56	5,66	0,81	0,96	0,54	0,68	0,38	0,37	0,10	0,09	1,71	1,44	14,40	16,48
C36	0,10	0,12	1,01	1,12	0,25	0,30	0,07	0,09	0,04	0,04	0,21	0,20	0,31	0,26	1,50	1,30
Alifáticos resolv.	22,36	26,63	165,11	160,25	24,13	28,21	17,71	21,43	11,55	13,48	46,81	43,32	66,09	55,29	185,36	173,90
UCM	7,30	8,22	17,39	20,43	11,94	13,87	4,29	6,22	5,29	6,57	11,94	14,86	13,29	14,02	35,37	37,12
Alifáticos totais	29,65	34,85	182,50	180,68	36,07	42,08	22,01	27,66	16,85	20,05	58,75	58,18	79,38	69,31	220,73	211,01
UCM/resolvidos	0,33	0,11	0,49	0,24	0,46	0,26	0,20	0,19	0,31	0,13	0,49	0,29	0,49	0,34	0,25	0,21

LQ: < Limite de quantificação

Os perfis de distribuição individual dos *n*-alcanos são semelhantes em todos os pontos de coleta, do tipo unimodal, com predomínio dos homólogos ímpares de cadeia longa na faixa do *n*-C25 a *n*-C35, com maior contribuição do homólogo *n*-C29 em todos os pontos (Figura 3.5). Esses alcanos derivam de plantas terrestres superiores (Tolosa et al., 2004), como esperado em áreas de domínio de manguezal. A maior contribuição do homólogo *n*-C29 é encontrado nas folhas de *R. mangle* e *L. racemosa* e de *n*-C33 de *A. schaueriana* (Belligotti et al., 2007), indicando maior contribuição das duas primeiras espécies no manguezal da Baía de Vitória.

As cadeias de menor comprimento de carbono (*n*-C11 a *n*-C15) indicam entrada de óleo fresco (Tolosa et al., 2004), com baixa concentração nos pontos estudados.

De acordo com Jaffé et al. (2001) e Mead et al. (2005), a presença de cadeias entre *n*-C21 e *n*-C25 com predominância de ímpares sobre pares, sugere a contribuição de macrófitas aquáticas e macroalgas. Essa fonte de matéria orgânica ocorreu nas amostras analisadas, porém em baixa concentração (Figura 3.5).

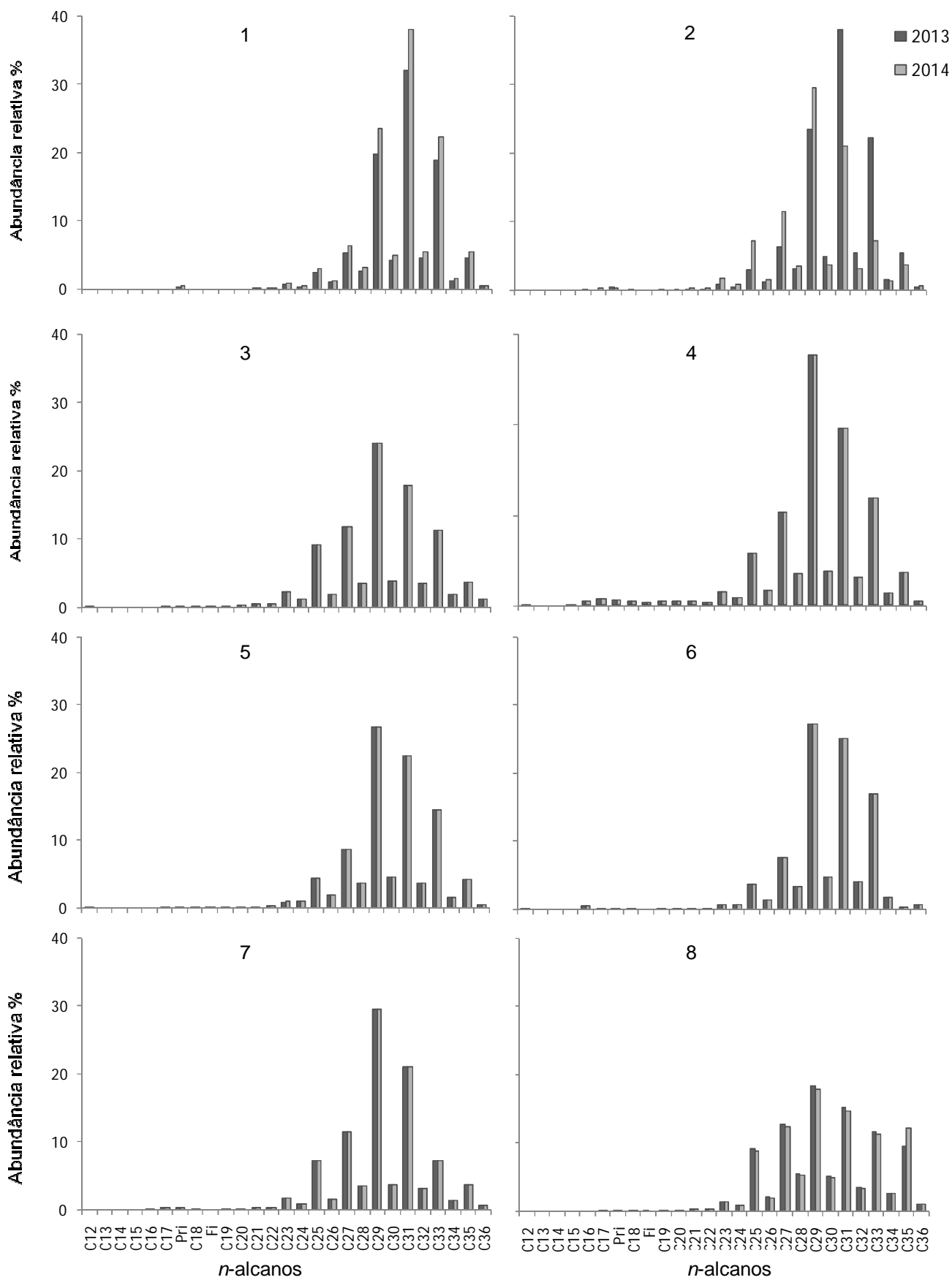
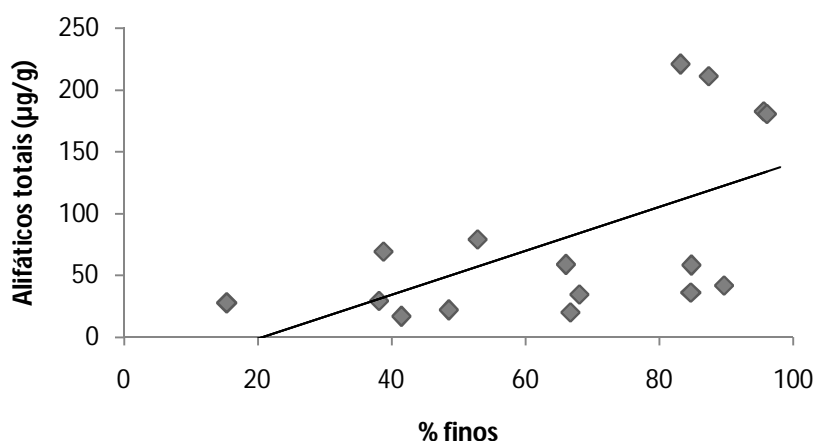


Figura 3.5. Distribuição relativa da concentração de *n*-alcenos ( $\mu\text{g/g}$  de peso seco) em cada ponto de amostragem (1 ao 8) na Baía de Vitória.

Apesar dos altos valores de alifáticos totais observados nos pontos 2 e 8, a análise geral dos hidrocarbonetos alifáticos indica origem biogênica em todos os pontos, derivada especialmente de mangue e sem contaminação significativa de aporte petrogênico demonstrado, principalmente, pelos baixos valores de UCM.

Não houve correlação entre hidrocarbonetos alifáticos totais e HPAs ( $R=0,2$ , Teste de Spearman). A ausência de correlação entre essas classes de compostos indica diferentes fontes e/ou processos de transporte (Readman et al., 2002). Isso reforça a origem dos hidrocarbonetos alifáticos vindo do aporte de matéria orgânica do manguezal e dos HPAs provenientes de processos de combustão.

Ao contrário dos HPAs, houve correlação positiva significativa entre os alifáticos totais e percentual de finos ( $R=0,5$ ,  $P=0,02$ , Teste de Spearman) (Figura 3.6), explicando as maiores contribuições nos pontos 2 e 8.



**Figura 3.6. Correlação entre concentração alifáticos totais e percentual de finos (silte + argila) nos sedimentos amostrados na Baía de Vitória.**

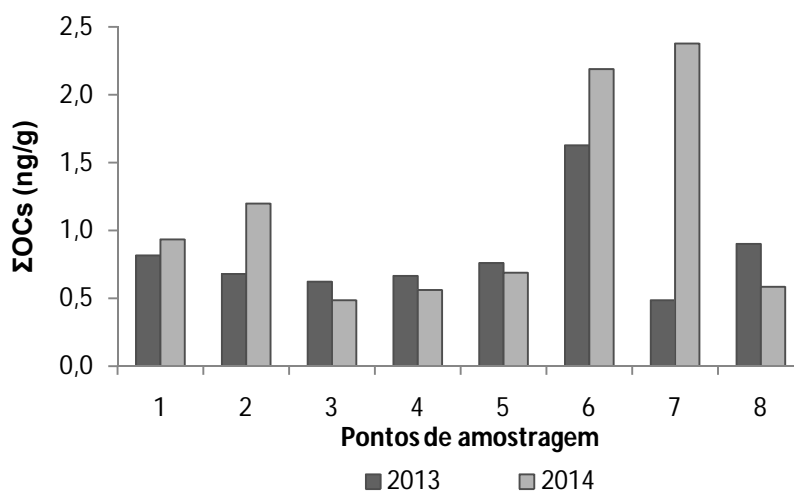
- Pesticidas organoclorados (Ocs)

Os poluentes orgânicos persistentes (POPs) são um grupo de produtos químicos com origem antrópica que permanecem intactos no ambiente por longos períodos, são transportados a longas distâncias e acumulam-se nos seres vivos, sendo tóxicos para diversas espécies (Hagen, Walls, 2005). Nesse grupo estão incluídos diversos compostos utilizados como pesticidas organoclorados. Dentre os pesticidas, DDT e HCBs tem menor volatilidade entre os organoclorados e são registrados em valores mais altos próximo às suas fontes de origem (D'Amato, 2002). Entre os efeitos adversos nas populações de mamíferos marinhos incluem:

depressão do sistema imunitário, deterioração da capacidade reprodutiva, lesões de glândulas e órgãos, câncer e alterações esqueléticas (Liber, 2009).

A comercialização, o uso e distribuição dos produtos agrotóxicos organoclorados é proibida no Brasil desde 1985 (Portaria Ministério da Agricultura Nº 329, 1985). A crescente preocupação mundial sobre esses poluentes resultou na Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (2001) visando eliminação total dos POPs, em que o Brasil é um dos países signatários (UNEP, 2015). Apesar do banimento, estudos indicam entrada recente dessas substâncias nas Américas Central e do Sul (Carvalho et al., 2009; Ballesteros et al., 2014).

Nesse estudo, foram avaliados 29 compostos de pesticidas organocloradas. A concentração total dos compostos analisados variou de 0,5 a 2,4 ng/g. Apesar de baixos valores, essas substâncias foram encontradas em todos os pontos e períodos analisados (Figura 3.7). As maiores concentrações foram encontradas nos pontos 6, próximo à desembocadura do Rio Bubu, onde deságuam resíduos residenciais *in natura* e existem áreas agrícolas ao longo do rio e 7, próximo à ocupação urbana e um córrego lançamento de esgoto *in natura*.



**Figura 3.7. Distribuição da concentração total dos organoclorados (ng/g) avaliados na Baía de Vitória.**

Em relação à legislação vigente (Resolução CONAMA 454/2012), somente dois compostos estiveram acima do limite do Nível 1 proposto para água salina/salobra, os isômeros do Hexaclorociclohexano (alfa-HCH e beta-HCH). HCH é um inseticida de amplo espectro, eficiente e econômico, foi amplamente utilizado no mundo (Li et al., 1998), sendo extremamente tóxico aos seres vivos (Willett et al.,



1998) e com tendência a bioacumulação (Baird, 2002). Esses compostos foram encontrados no ponto 7 em 2014 (Tabela 3.4), os quais aumentaram em cerca de 90% da concentração em relação à 2013. Esse fato pode ser um indicativo de uso recente dessa substância. Além disso, Kumar et al. (2015), em análises do sedimento da Baía de Vitória em 2007 encontrou valores abaixo do limite de detecção, reforçando o provável uso recente dessa substância.

Foram observadas concentrações baixas de DDT e seus metabólitos (DDD e DDE), sendo que a concentração total variou de <0,008 a 0,6 ng/g (Tabela 3.4). No sedimentos do estuário de Santos e São Vicente a concentração máxima total foi de 15,6 ng/g (Bícego et al., 2006).

D'Amato et al. (2002) reportam que a predominância de DDD sobre DDE é indicativo de condições anaeróbicas com baixa circulação. Este padrão foi observado nos pontos 1, 5, 6 e 8. Tavares et al. (1999) consideraram que o resultado da razão DDT/ DDE maior que 0,9 é um indicativo de entrada dessa substância nos últimos 5 anos. Considerando essa razão, os valores indicaram uso recente nos pontos 1, 6 e 8, nos dois períodos estudados e no ponto 3 em 2014, e estes variaram de 2,7 (ponto 3 em 2014) a 25,5 (ponto 6). O ponto 6, que apresentou os maiores valores dessa razão, é próximo ao Rio Bubu, onde tem áreas agrícolas ao longo de seu curso. No entanto, D'Amato et al. (2002) sugerem que devido às características do DDT, a presença dessa substância pode ser um indicativo de uso recente, de transporte a longa distância ou resíduo remanescente do uso no passado devido à lenta degradação. Não sendo possível, assim, confirmar o uso recente dessas substâncias na Baía de Vitória, sendo uma possibilidade.

Não houve correlação entre percentual de finos e somatória dos compostos organoclorados ( $R=0,0$ ,  $P>0,05$ , Teste de Spearman).

**Tabela 3.4. Distribuição dos pesticidas organoclorados (ng/g de peso seco) registrados na Baía de Vitória, somatória e valores estabelecidos para sedimento salino/salobra pela resolução CONAMA 454/2012 (valores em negrito indicam níveis superiores ao nível (N) 1 do CONAMA).**

Substâncias	1		2		3		4		5		6		7		8		CONAMA		
	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	N1	N2	
HCB	0,011	0,013	0,010	0,012	0,011	0,010	0,068	0,011	0,018	0,011	0,010	0,027	0,014	0,063	0,011	0,011	-	-	
α-HCH	0,033	0,045	0,038	0,082	0,040	0,037	0,038	0,041	0,036	0,036	< LQ	0,097	0,043	<b>0,847</b>	0,045	0,020	0,320	0,999	
β-HCH	0,065	0,079	0,063	0,172	0,067	0,053	0,015	0,068	0,055	0,046	0,056	0,033	0,073	<b>0,748</b>	0,066	< LQ	0,320	0,999	
γ-HCH/Lindano	0,014	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,017	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,320	0,999	
δ-HCH	0,018	0,079	0,017	0,060	0,018	0,009	0,019	0,019	0,041	0,018	0,216	0,020	< LQ	< LQ	0,030	0,030	0,320	0,999	
op-DDE	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,013	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,011	< LQ	< LQ	2,07*	3,74*
pp'-DDE	0,010	0,010	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,010	0,010	< LQ	< LQ	0,010	0,010			
op-DDD	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,007	0,061	0,312	< LQ	< LQ	0,009	0,009	1,22*	7,81*	
pp'-DDD	0,013	0,013	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,013	0,012	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,013	0,011			
op-DDT	0,007	0,013	0,012	0,013	0,007	0,007	0,007	0,007	0,012	0,013	0,213	0,244	0,007	0,007	0,013	0,016	1,19*	4,77*	
pp'-DDT	0,044	0,044	0,007	0,007	0,044	0,037	0,007	0,007	0,042	0,046	0,007	0,007	0,007	0,007	0,043	0,048			
Oxiclordano	0,292	0,317	0,325	0,642	0,341	0,211	0,412	0,322	0,315	0,281	0,022	0,042	0,348	0,707	0,355	0,139	-	-	
γ-clordano	0,014	0,014	0,014	0,014	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,014	0,014	0,014	0,014	< LQ	< LQ	0,014	0,010	2,26	4,79	
α-clordano	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	2,26	4,79	
Heptacloro	0,009	0,010	0,010	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,010	0,008	0,010	0,009	0,008	< LQ	0,010	0,010	-	-	
Aldrin	0,020	0,020	0,019	0,020	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,019	0,019	0,019	0,019	< LQ	< LQ	0,019	0,019	-	-	
Dieldrin	0,025	0,025	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,024	0,023	0,025	0,120	< LQ	< LQ	0,025	0,025	0,71	4,3	
Endrin	0,037	0,038	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,370	0,411	< LQ	< LQ	0,037	0,039	2,67	62,4	
Endrin aldeido	0,029	0,029	0,027	0,029	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,028	0,031	-	-	
Endrin cetona	0,008	0,008	0,007	0,008	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,008	0,077	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	-	-	
Heptaclorohepoxido	0,012	0,012	0,011	0,012	0,011	0,020	< LQ	< LQ	0,011	0,010	0,010	0,011	< LQ	< LQ	0,012	0,009	-	-	
trans-nonacloro	0,030	0,031	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,029	0,027	0,030	0,030	< LQ	< LQ	0,030	0,026	-	-	
Endosulfan I	0,031	0,032	0,030	0,031	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,030	0,030	0,031	0,034	< LQ	< LQ	0,031	0,029	-	-	
Endosulfan II	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,422	0,586	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	-	-	
Endosulfan sulfato	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,001	-	-	
Metoxicloro	0,095	0,095	0,090	0,095	0,092	0,094	0,090	0,095	0,090	0,088	0,093	0,081	< LQ	< LQ	0,094	0,084	-	-	
Mirex	0,007	0,007	0,007	0,007	< LQ	< LQ	0,007	0,007	< LQ	< LQ	0,007	0,009	< LQ	< LQ	0,007	0,009	-	-	
ΣOCs	0,816	0,934	0,679	1,198	0,623	0,484	0,667	0,563	0,760	0,690	1,626	2,187	0,486	2,375	0,900	0,587	-	-	

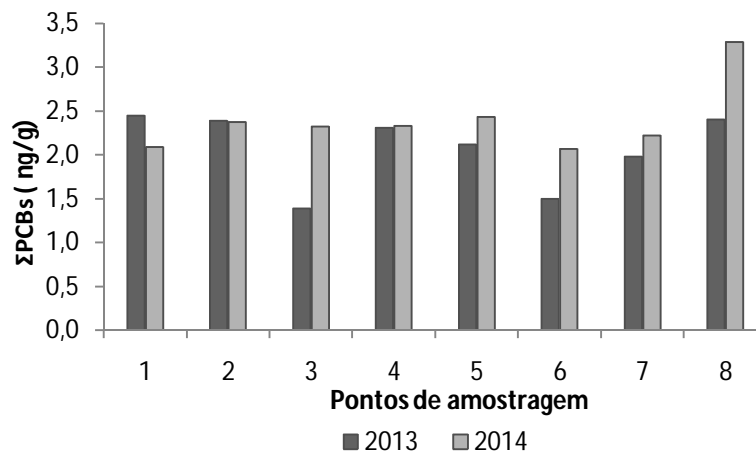
\* Esse critério se aplica a soma dos isômeros pp' e op para as substâncias DDD, DDE e DDT. <LQ (abaixo do limite de quantificação).

- Bifenilas policloradas (PCBs)

PCBs, um grupo de substâncias organocloradas, são considerados poluentes orgânicos persistentes (POPs) de uso industrial (Kruitwagen et al., 2008). Esses compostos não são usados como pesticidas e apresentam uma larga variedade de aplicações na indústria, tais como fluidos de transferência de calor em maquinários, plastificantes, solventes, agentes impermeáveis, entre outros (Baird, Cann, 2011). De acordo com Souza et al. (2008), esses compostos nunca foram produzidos no Brasil, mas transformadores a óleo podem conter a substância. A produção, uso e comercialização no Brasil foi formalmente restrita em 1981 (Portaria Interministerial nº19/81) e esse composto também está incluído da lista de organoclorados da Convenção de Estocolmo (UNEP, 2015). No entanto, altas concentrações desses compostos em mamíferos marinhos foram registrados na região sul e sudeste da costa brasileira (Dornelles et al., 2013) e em peixes e ostras na América Central (Carvalho et al., 2009). Dentre os efeitos tóxicos incluem-se disruptores endócrinos, imunossupressores e potencial carcinogênico (Libes, 2009). Ressalta-se a capacidade de biomagnificação dos POPs, ou seja, aumento da concentração química nos organismos com o aumento dos níveis tróficos (Kelly et al., 2007).

A concentração de PCBs total na Baía de Vitória variou de 1,4 a 3,3 ng/g, sendo que os maiores valores foram encontrados no ponto 8, manguezal próximo à área portuária e urbanizada (Figura 3.8). Assim como os resultados dos pesticidas organoclorados, apesar de baixos valores, congêneres de PCBs foram encontrados em todos os pontos e períodos amostrados.

Kumar et al. (2015) também encontraram baixos valores de PCBs na Baía de Vitória, variando de 0,4 a 11ng, confirmando a baixa contaminação por esses compostos. Os níveis de PCBs foram bem menores em comparação com sedimentos superficiais de outros estuários brasileiros, como em Santos e São Vicente, onde o maior valor do total de PCBs foi 254 ng/g (Bícego et al., 2006), e na Baía de Guanabara onde o maior valor foi 184 ng/g (Souza et al., 2008).



**Figura 3.8. Distribuição de  $\Sigma$  PCBs na Baía de Vitória (pontos 1 ao 8, períodos amostrados 2013 e 2014).**

Os valores de PCBs observados estão abaixo daqueles estipulados pela legislação vigente (CONAMA 454/2012), visto que o nível 1 para a somatória de 7 bifenilas corresponde a 22,7 ng/g.

Não houve correlação entre a somatória de PCBs e o percentual de finos ( $R=0,1$ ,  $P>0,05$ , Teste de Spearman).

- Compostos organoestânicos (OTs)

Compostos organoestânicos estão incluídos no grupo dos compostos organometálicos, e caracterizam-se pela presença de um átomo de estanho (Sn) covalentemente ligado a um ou mais substitutos orgânicos (metil, etil, butil, propil, fenil) (Santos et al., 2011).

Os principais compostos organestânicos são o Tributilestanho (TBT) e seus produtos de degradação dibutilestanho (DBT) e o Monobutilestanho (MBT), além dos fenílicos Trifenilestanho (TPhT), Difenilestanho (DPhT) e Monofenilestanho (MPhT) (Santos et al., 2011).

O tributilestanho (TBT) é considerado o OTs mais importante devido à sua alta toxicidade para a vida aquática (Hoch, Schwesig, 2004), sendo um dos seus principais efeitos o envenenamento dos sistemas aquáticos, podendo originar mutações e levar espécies aquáticas à extinção (Godoi, 2003), tem potencial de bioacumular e é um potente disruptor endócrino (Libes, 2009). O principal uso do TBT é em tintas anti-incrustantes, servindo com um biocida de grande eficácia (Santos et al., 2011). Devido aos seus efeitos tóxicos sobre a biota, demonstrados pelo desenvolvimento da síndrome denominada imposex (Oehlmann et al., 1998),

muitos países baniram o uso de tintas anti-incrustantes a base de TBT (Champ, 2000). Imposex é definido como um processo de masculinização caracterizado pelo desenvolvimento de órgão sexual masculino em fêmeas de gastrópodes podendo levar ao desaparecimento de espécies (Oehlmann et al., 2007) e é considerado a resposta biológica mais sensível a este contaminante (Axiak et al., 1995). Um outro biomarcador para TBT em moluscos é o intersex, onde também se observa um processo de masculinização de fêmeas de gastrópodes (Costa et al., 2013).

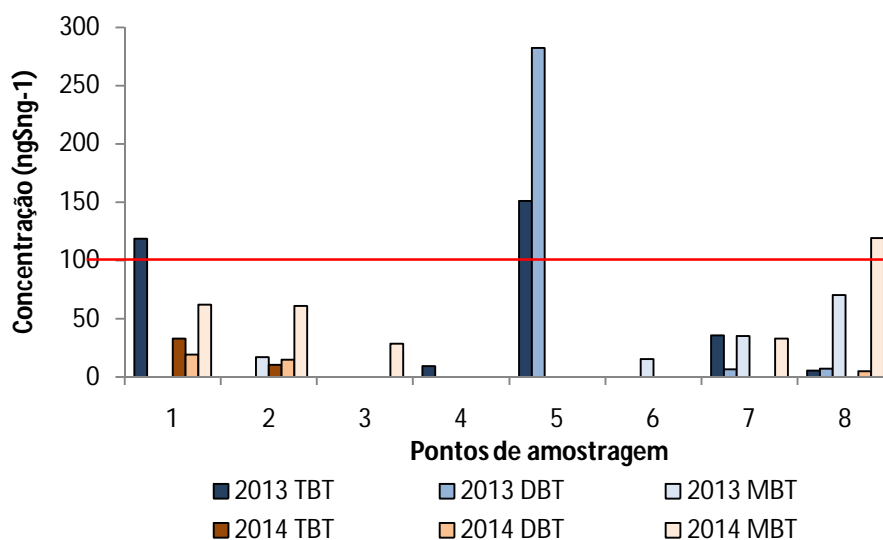
Devido à alta toxicidade desses compostos, seu uso está controlado em muitos países e um banimento global foi proposto pela Convenção dos Sistemas Antiincrustantes (AFs) da IMO (International Maritime Organization) em 2003, mas entrou em vigor somente em 2008. A Marinha do Brasil suspendeu a utilização de TBT nos seus navios em 2003 e, em 2007, promulgou o regulamento NORMAM 23 para restringir a utilização desses compostos (Santos et al., 2011). Apesar do banimento, contaminação por TBT foi amplamente verificada ao longo da América do Sul tanto por meio da análise do sedimento quanto pelo biomarcador endócrino imposex (Castro et al., 2011). Na Baía de Vitória, a contaminação por TBT foi verificada por meio do imposex em gastrópodes marinhos e pela ocorrência de níveis altos de TBT no sedimento (Costa et al., 2014 a, b) e pelo biomarcador endócrino intersex em gastrópodes estuarinos (Costa et al., 2013).

Os valores da distribuição de OTs obtidos no presente estudo estão apresentados na Figura 3.9 e Tabela 3.5. Os valores de TBT variaram entre  $151 \text{ ngSn.g}^{-1}$  e abaixo do limite de quantificação ( $< 5 \text{ ngSn.g}^{-1}$ ). Com exceção do ponto 2, todos os valores registrados para 2013 são mais elevados que aqueles de 2014. O maior valor foi encontrado no ponto 5 em 2013, que também obteve o maior valor de DBT registrado. Esse ponto está localizado na região interna da Baía próximo a foz do maior rio do sistema, Rio Santa Maria. No ponto 1 também foi encontrado valor alto de TBT em 2013 ( $118 \text{ ngSn.g}^{-1}$ ) e em 2014 uma redução nesse valor ( $33 \text{ ngSn.g}^{-1}$ ) e a presença dos produtos de degradação DBT e MBT. Esse ponto está próximo ao canal da passagem onde tem marinas de reparo e embarcações. O ponto 8, próximo à região portuária, TBT e produtos de degradação foram registrados nos dois anos amostrados.

Os pontos 1 e 5 apresentaram valores de TBT acima do nível 1 proposto pela legislação brasileira (Resolução CONAMA 454/2012).

Os resultados de TBT encontrados foram menores do que aqueles observados por Costa et al. (2014) em regiões próximas a área de estudo, cujo valores variaram de 384 a 7173 ngSn.g<sup>-1</sup>. Esses resultados indicam uma possível redução no uso dessas tintas. No entanto, considerando que concentrações de TBT abaixo de 1 ngSn.g<sup>-1</sup> são suficientes para o desenvolvimento de imposex (Axiak et al., 1995) e de 10ngSn.g<sup>-1</sup> causam intersex (De Wolf et al., 2004), a maioria dos valores encontrados nesse estudo demonstram a presença desse contaminante em níveis tóxicos para a fauna nesse sistema estuarino.

Não houve correlação significativa entre os valores percentuais de finos e as concentrações de TBT (R=-0,3, P>0,05, Teste de Spearman).



**Figura 3.9. Distribuição de compostos organoestanhos (ngSn.g<sup>-1</sup> de peso seco) no manguezal da Baía de Vitória. Linha indicando limite do nível 1 proposto pela CONAMA 454/2012 para TBT - águas salinas/salobras.**

**Tabela 3.5. Distribuição dos organoestanhos (ngSng<sup>-1</sup> de peso seco) registrados na Baía de Vitória e valores estabelecidos para tributilestanho (TBT) em sedimento pela resolução CONAMA 454/2012 (valores em negrito indicam níveis superiores ao nível (N) 1 do CONAMA).**

OTs	Pontos de amostragem																CONAMA	
	1		2		3		4		5		6		7		8		N1	N2
	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014	2013	2014		
TBT	<b>118,76</b>	32,99	<LQ	10,48	<LQ	<LQ	9,52	<LQ	<b>151,2</b>	<LQ	<LQ	<LQ	35,62	<LQ	5,48	<LQ	100	1000
DBT	<LQ	19,14	<LQ	14,72	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	282,38	<LQ	<LQ	<LQ	6,62	<LQ	6,93	4,68	-	-
MBT	<LQ	62,13	16,99	61,02	<LQ	28,34	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	15,61	<LQ	34,97	33,1	70,23	119,1	-	-

<LQ: abaixo do limite de quantificação

- Distribuição espacial

A Figura 3.10 mostra a distribuição espacial dos contaminantes de origem antrópica em 3 classes (valor máximo subtraído do valor mínimo e o resultado dividido por três), usando os valores médios dos dois períodos analisados. PCBs foi o composto mais amplamente distribuído, apesar dos valores baixos, com valores na classe intermediária nos pontos mais internos da Baía e valor máximo no ponto 8. Os demais contaminantes não apresentaram valores intermediários. HPAs também apresentou o maior valor no ponto 8, Ocs nos pontos 6 e 7 e TBT nos pontos 1 e 5.

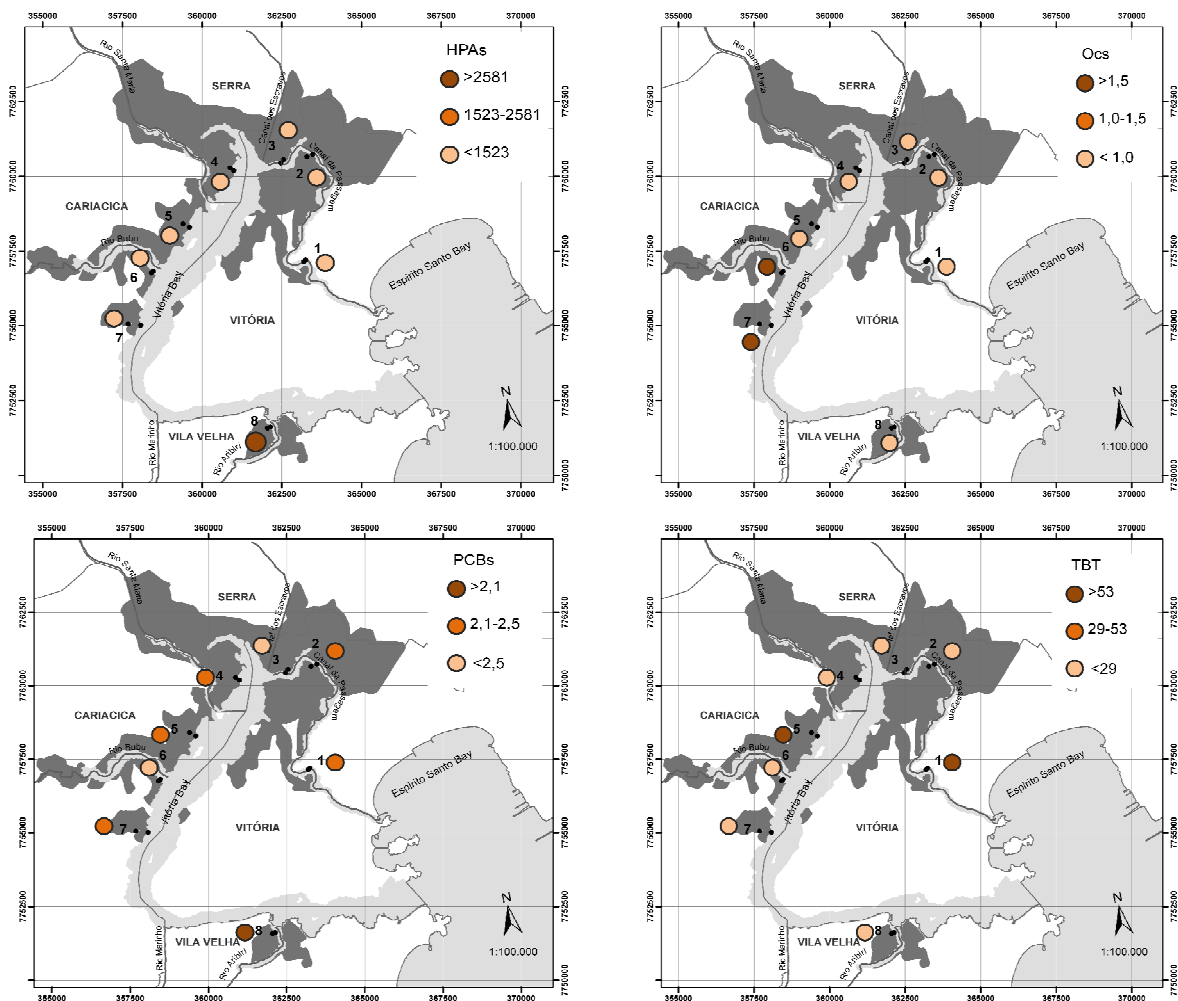
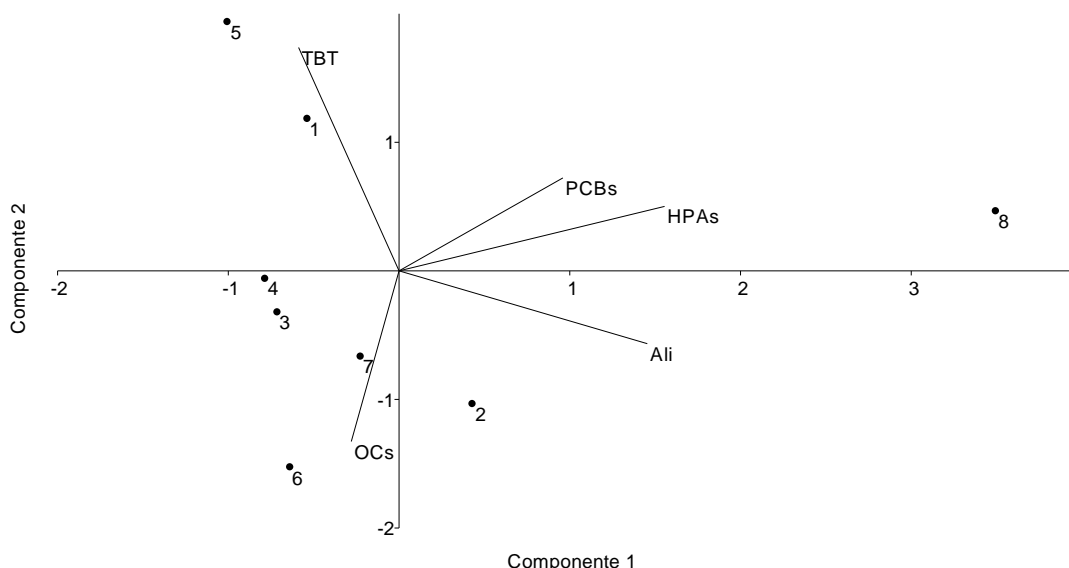


Figura 3.10. Distribuição espacial da concentrações dos contaminantes HPAs, Ocs, PCBs e TBT em 3 classes de intervalo registrados no sedimento na Baía de Vitória.



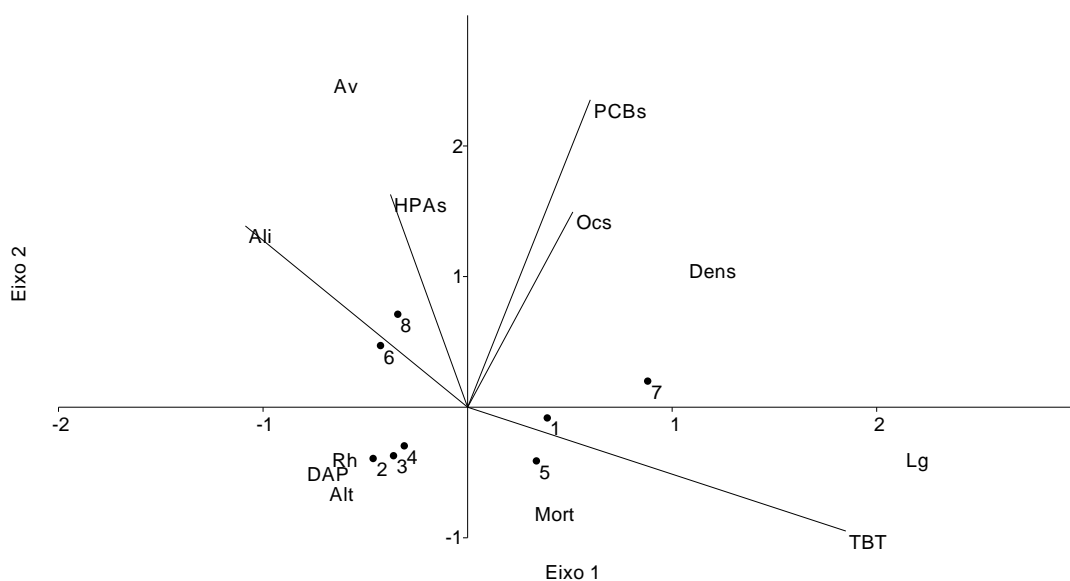
- Análises multivariadas

A Análise de Componentes Principais (ACP) com os dados dos contaminantes orgânicos (soma de HPA, PCB, OC, alifáticos totais e TBT) indicou que as três primeiras componentes explicam 91% da variabilidade dos dados: componente 1: 43%, 2: 27%, 3: 21% (Figura 3.11). HPA e PCB correlacionaram com o ponto 8, que apresentou os maiores valores desses compostos. Os valores da soma de OC se relacionaram com os pontos 6 e 7 e o TBT com os pontos 1 e 5. E alifáticos apresentou maior correlação com os pontos 2 e 8. Esses dados indicam fontes de contaminação diferentes para os compostos analisados. Os pesticidas organoclorados, com maiores valores nos pontos 6 e 7, ambos próximos de rios/riachos com áreas rurais nas margens. A contaminação por HPA e PCB indica a mesma origem, no caso atividades industriais e portuárias. O ponto 8 apresentou os maiores valores desses contaminantes, esse ponto é próximo à área portuária e ocupação urbana, com a presença de algumas indústrias. O TBT está relacionado aos pontos 1, próximo de pequenas marinas e barcos de pequeno porte, e ao 5. Os alifáticos os maiores valores foram encontrados nos pontos 2 e 8, mas não se relacionaram a fontes antropogênicas, sendo provenientes principalmente das plantas do manguezal.



**Figura 3.11. Análise de componentes principais considerando os valores médios dos contaminantes orgânicos em cada ponto (1 ao 8), na Baía de Vitória. Ocs: organoclorados, PCBs: Bifenilas policloradas, HPAs: hidrocarbonetos poliaromáticos, Ali: hidrocarbonetos alifáticos e TBT: Tributilestanho.**

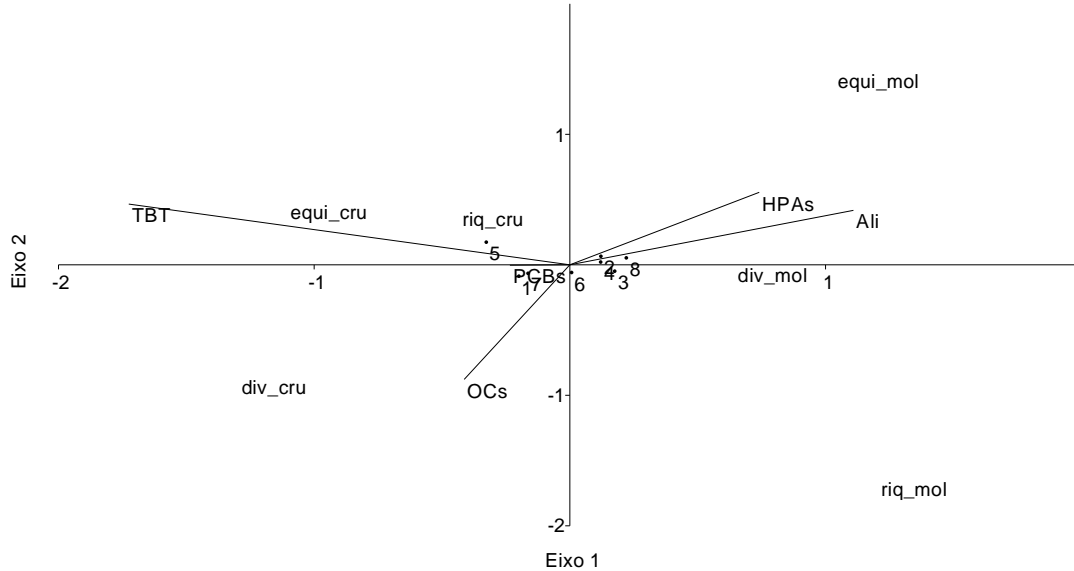
Foi realizada uma análise de correspondência canônica (ACC) para relacionar os contaminantes orgânicos e as características da vegetação, considerando os valores médios de franja e bacia de cada ponto (Figura 3.12). O primeiro eixo explicou 50% das variâncias, e é positivamente relacionado à mortalidade e densidade das árvores e maior densidade de *L. racemosa*, que ocorreu em maiores valores nos pontos 1, 5 e 7, que também apresentou maiores concentrações de TBT, PCBs e Ocs. O segundo eixo explicou 41% das variâncias dos dados e foi relacionado positivamente à densidade das árvores e maior densidade de *A. schaueriana*, ocorrendo em maiores valores nos pontos 6, 7 e 8, que apresenta maiores valores de concentração de HPAs, PCBs, OCs e Alifáticos. Os pontos 2, 3 e 4 apresentaram relação com *R. mangle*, maior diâmetro de tronco e maiores alturas, e não se relacionaram diretamente aos compostos orgânicos avaliados.



**Figura 3.12.** Análise de correspondência canônica utilizando os dados médios dos compostos orgânicos HPAs, alifáticos (Ali), PCBs, Ocs e TBT e os dados médios da estrutura da vegetação - altura das árvores (alt), diâmetro do tronco (DAP), densidade relativa de *R. mangle* (Rh), *A. schaueriana* (Av) e *L. racemosa* (Lg), percentual de mortalidade (M), altura do bosque (alt) e densidade de árvores vivas (dens) em cada pontos de amostragem (1 ao 8), manguezal da Baía de Vitória.

De acordo com a ACC com os valores dos contaminantes e dados médios da fauna do bosque de franja e bacia (diversidade, riqueza e equitabilidade da epifauna de moluscos e crustáceos), o primeiro eixo representou 90% da explicação dos dados e o Teste de Permutação de "Monte Carlo" indicou significância marginal com 0,06 de erro (Figura 3.13). Esse eixo é positivamente ligado aos descritores de

moluscos, aos pontos 2, 3, 4 e 8 e aos valores de HPAs e Alifáticos. Os demais contaminantes e os valores de crustáceos se relacionaram negativamente a esse eixo.



**Figura 3.13.** Análise de correspondência canônica utilizando os dados médios dos contaminantes HPAs, alifáticos (ali), PCBs, Ocs e TBT, dados do sedimento - % de finos, potencial redox, pH e salinidade (sal) da água superficial e os dados da fauna - riqueza e diversidade de moluscos (riq mol e div mol) riqueza e diversidade de crustáceos (riq crus e div crus) e riqueza da endofauna (riq end) por pontos de amostragem (1 ao 8).

Não houve correlações entre os parâmetros da água superficial (potencial redox, pH e salinidade) com as concentrações dos compostos orgânicos (Teste de Spearman).

## **Elementos traço e maiores**

As fontes precisas de metais traço em amostras ambientais são difíceis de identificar, visto que a presença desses elementos consiste em uma combinação de fontes naturais e antropogênicas (Bayen, 2012). Esses elementos presentes no mar podem ser provenientes de perturbações por processos naturais, tais como aceleração da taxa de intemperismos e incêndios florestais e por fontes antropogênicas como descargas de efluentes industrial e residencial, combustão de combustíveis fósseis e uso de tintas anti-incrustantes (Libes, 2009). Muitos metais tem o potencial de bioacumular e biomagnificar (Libes, 2009) e são poluentes comuns em ecossistemas aquáticos urbanos (MacFarlane, Burchett, 2001).

Em todos os pontos e períodos, os elementos Fe e Al apresentaram as maiores concentrações. O Al foi maior nos pontos 1B, 3F, 4F, 5F, 5B, 6B no verão e 4B, 5F e 5B no inverno. Nos demais pontos e períodos o Fe apresentou a maior concentração. A terceira maior concentração foi de Mg em todos os pontos. As demais ordens de concentração dos elementos variaram entre os pontos, sendo que Cd apresentou o valor mais baixo em todos os pontos/períodos. A Tabela 3.6 apresenta o valor médio dos elementos nos pontos de coleta.

Em relação à legislação brasileira (CONAMA 454, 2012), os valores dos elementos As, Cd, Pb, Cr, Ni e Zn estiverem abaixo dos limites propostos para o nível 1. Somente o Cu no ponto 8F em agosto de 2012, registrado com o valor de 44mg/kg, esteve acima do nível 1 estipulado por essa legislação (34mg/kg). Costa et al. (2015) em um estudo no Canal da Passagem verificou provável enriquecimento de Cu relacionado aos efluentes domésticos, confirmando a contaminação da Baía de Vitória por esse elemento traço.

Considerando os valores médios dos elementos registrados na Baía de Vitória independente dos pontos, a concentração apresentou a seguinte ordem: Fe>Al>Mg>Mn>Sr>Ba>Zn>V>B>Cr>Pb>As>Cu>Ni>Cd.

Valores semelhantes aos desse estudo foram encontrados por Souza et al. (2014) no sedimento do manguezal da Baía de Vitória, em 2009/2010. Ressalta-se um provável enriquecimento por zinco, uma vez que os valores encontrados por Souza et al. estiveram abaixo do limite de detecção, enquanto que no presente estudo os valores variaram de 13 a 60 mg/kg.

**Tabela 3.6. Concentração média ( $\pm$  desvio padrão) (mg/kg) dos elementos maiores e traço no sedimentos dos pontos de amostragem na Baía de Vitória (pontos 1 ao 8, b: bacia, F: franja).**

	B	Mg	Al	V	Cr	Mn	Fe	
1F	14,1 $\pm$ 1,3	1645,8 $\pm$ 520,1	3533,7 $\pm$ 382,6	7,6 $\pm$ 0,5	4,3 $\pm$ 1,1	12,2 $\pm$ 2,6	4475,3 $\pm$ 22,2	
1B	12,5 $\pm$ 6	3072,9 $\pm$ 960,8	10764,6 $\pm$ 906,7	21,4 $\pm$ 7,3	9,7 $\pm$ 9,5	29 $\pm$ 6,0	11861,4 $\pm$ 4641,4	
2F	16,1 $\pm$ 0,2	4183,4 $\pm$ 509,4	21101,5 $\pm$ 1834,8	35,7 $\pm$ 0,9	27,3 $\pm$ 0,5	55,8 $\pm$ 3,2	29434,6 $\pm$ 1117,2	
2B	30,5 $\pm$ 9,3	5020,1 $\pm$ 1353,9	16643,7 $\pm$ 1568,3	31,9 $\pm$ 4,4	18,6 $\pm$ 1,7	39,2 $\pm$ 16,9	18019,9 $\pm$ 752,9	
3F	17,3 $\pm$ 3,9	3731,9 $\pm$ 329,3	27076,1 $\pm$ 9556,4	42,2 $\pm$ 4,3	31,8 $\pm$ 6,1	52,3 $\pm$ 7,1	29029,4 $\pm$ 3478,4	
3B	30,7 $\pm$ 5,5	5288,9 $\pm$ 200,6	20422,6 $\pm$ 5714,7	37 $\pm$ 0,4	22,9 $\pm$ 2,4	39,3 $\pm$ 14	23667,2 $\pm$ 3831,3	
4F	13,2 $\pm$ 0,4	3369,8 $\pm$ 1129,5	24141,8 $\pm$ 1014,5	39,3 $\pm$ 5,5	27,4 $\pm$ 4,9	56,6 $\pm$ 16,8	30961,4 $\pm$ 9004,7	
4B	38,6 $\pm$ 20,3	4612,7 $\pm$ 1887,9	24478,3 $\pm$ 2769,9	34,3 $\pm$ 3,1	22,1 $\pm$ 2,2	43,7 $\pm$ 2,8	21970,1 $\pm$ 889,9	
5F	13,7 $\pm$ 0,4	3634,1 $\pm$ 1058,8	30588,7 $\pm$ 12116,9	41,8 $\pm$ 9,2	28,7 $\pm$ 6,5	88,7 $\pm$ 22,7	35629 $\pm$ 3363,6	
5B	17,3 $\pm$ 7,5	2222,9 $\pm$ 253,5	11598,0 $\pm$ 853,3	11,8 $\pm$ 0,4	10,8 $\pm$ 0,9	23,2 $\pm$ 6,5	10462,5 $\pm$ 1844,6	
6F	12,1 $\pm$ 3,9	3776,8 $\pm$ 606,1	20419,4 $\pm$ 566,1	43 $\pm$ 0,8	29,4 $\pm$ 0,5	90,4 $\pm$ 14,6	28905 $\pm$ 2260,8	
6B	54,3 $\pm$ 17,7	6935,9 $\pm$ 492,2	15719,1 $\pm$ 4023,5	34,6 $\pm$ 0,8	19,7 $\pm$ 1,9	42,9 $\pm$ 0,3	18018,8 $\pm$ 2506,9	
7F	10,7 $\pm$ 3,2	3601,3 $\pm$ 722,3	17099,4 $\pm$ 1813,4	35,6 $\pm$ 4,1	25,7 $\pm$ 3,8	155,8 $\pm$ 106,7	27538,7 $\pm$ 4158,9	
7B	8,3 $\pm$ 4,8	2643,7 $\pm$ 1226,9	11467,3 $\pm$ 5147,3	18,4 $\pm$ 3,2	8,5 $\pm$ 8,3	35,7 $\pm$ 6,0	13248,2 $\pm$ 2753,5	
8F	19,2 $\pm$ 2,1	5377,3 $\pm$ 633,1	16732,1 $\pm$ 1108,4	38,8 $\pm$ 2,7	31,1 $\pm$ 0,5	87,2 $\pm$ 0,1	28466,7 $\pm$ 2103,9	
8B	34,2 $\pm$ 16,6	3700,5 $\pm$ 1973,6	11523,0 $\pm$ 7775,3	20,2 $\pm$ 13,1	16,8 $\pm$ 13,4	31,3 $\pm$ 21	16372,7 $\pm$ 11083,2	
	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Cd	Ba	Pb
1F	3,0 $\pm$ 2,1	2,6 $\pm$ 1,0	13,5 $\pm$ 0,5	2,8 $\pm$ 1,2	23,6 $\pm$ 5,1	0,1 $\pm$ 0,1	15,1 $\pm$ 1,8	4,2 $\pm$ 2,3
1B	4,5 $\pm$ 0,3	3,6 $\pm$ 1,4	29,9 $\pm$ 8,6	7,3 $\pm$ 3,7	48,2 $\pm$ 32,8	0 $\pm$ 0	132,2 $\pm$ 168,9	7,7 $\pm$ 3,4
2F	5,2 $\pm$ 0,2	8,2 $\pm$ 0,7	29,6 $\pm$ 0,6	8,8 $\pm$ 0,3	48,7 $\pm$ 2,1	0 $\pm$ 0	17,3 $\pm$ 0,5	8,4 $\pm$ 0,6
2B	6,1 $\pm$ 1,3	6,8 $\pm$ 0,4	30,7 $\pm$ 8,3	7,8 $\pm$ 1,2	64,4 $\pm$ 21,4	0,1 $\pm$ 0	50,0 $\pm$ 50,0	9,2 $\pm$ 4,7
3F	7,4 $\pm$ 4,0	9,5 $\pm$ 2,1	35,1 $\pm$ 11,4	9,8 $\pm$ 2,6	40,2 $\pm$ 2,3	0 $\pm$ 0	23,2 $\pm$ 11,8	16 $\pm$ 10,7
3B	6,6 $\pm$ 3,2	7,5 $\pm$ 0,9	27,7 $\pm$ 4,5	7,5 $\pm$ 2,5	63,4 $\pm$ 3,5	0,1 $\pm$ 0	17,4 $\pm$ 8,3	10,3 $\pm$ 6
4F	7,2 $\pm$ 1,5	8,4 $\pm$ 1,0	35,5 $\pm$ 1,4	9,8 $\pm$ 0,4	40,5 $\pm$ 13,7	0 $\pm$ 0	26,4 $\pm$ 4,8	11,3 $\pm$ 5,1
4B	8,7 $\pm$ 0,8	8,3 $\pm$ 1,0	31,1 $\pm$ 7,8	7,0 $\pm$ 0,2	58,3 $\pm$ 16,4	0,1 $\pm$ 0	24,1 $\pm$ 0,5	12,7 $\pm$ 1,6
5F	7,1 $\pm$ 1	8,2 $\pm$ 1,9	36,9 $\pm$ 7,2	11,9 $\pm$ 1,5	37,8 $\pm$ 1,0	0 $\pm$ 0	23,1 $\pm$ 3,2	12,4 $\pm$ 4,8
5B	5,0 $\pm$ 0,1	2,5 $\pm$ 0,2	14,7 $\pm$ 2,6	7,4 $\pm$ 1,4	31,0 $\pm$ 5,9	0,1 $\pm$ 0	15,6 $\pm$ 3,8	8,4 $\pm$ 0,1
6F	5,6 $\pm$ 0	9,9 $\pm$ 0,8	42,6 $\pm$ 6,5	10,0 $\pm$ 0,6	38,6 $\pm$ 3,2	0 $\pm$ 0	33,1 $\pm$ 0,7	9,5 $\pm$ 0,5
6B	6,3 $\pm$ 2,0	8,4 $\pm$ 0,1	34,2 $\pm$ 1,1	8,7 $\pm$ 0,1	81,3 $\pm$ 6,4	0,1 $\pm$ 0	27,9 $\pm$ 11,6	9,9 $\pm$ 6,2
7F	5,3 $\pm$ 0,7	8,7 $\pm$ 2,2	38,1 $\pm$ 9,2	13,8 $\pm$ 1,7	38,7 $\pm$ 8,2	0 $\pm$ 0	24,0 $\pm$ 2,8	7,3 $\pm$ 1,1
7B	3,5 $\pm$ 3,6	6,3 $\pm$ 5,6	42,3 $\pm$ 29,4	5,8 $\pm$ 7,1	37,4 $\pm$ 15,1	0 $\pm$ 0	130,7 $\pm$ 143,6	9,5 $\pm$ 5,8
8F	6,5 $\pm$ 0,5	30,3 $\pm$ 19,1	60,6 $\pm$ 2,1	12,5 $\pm$ 0,2	46,2 $\pm$ 5,7	0,1 $\pm$ 0	36,6 $\pm$ 5	11,0 $\pm$ 0,7
8B	4,9 $\pm$ 4,8	6,5 $\pm$ 5,6	29,5 $\pm$ 18,5	9,5 $\pm$ 6,8	51,4 $\pm$ 18,6	0,1 $\pm$ 0	30,1 $\pm$ 14,5	11,9 $\pm$ 8,4

A tabela 3.7 mostra a correlação de Spearman entre as variáveis analisadas. O teor de finos foi correlacionado positivamente com os elementos B, Al, Ni, Cd, Ba, Pb e a matéria orgânica com B, Mg, Sr e Cd. Correlações positivas foram encontradas entre os elementos Al, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As e Pb. O Al apresentou correlações positivas e significativas com a maioria dos elementos, exceções ocorreram com os elementos B, Sr, Cd e Ba.

**Tabela 3.7. Matriz de correlação de Spearman entre os elementos analisados, matéria orgânica (MO) e o teor de finos (silte + argila) nos sedimentos.**

MO	B	Mg	Al	V	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Cd	Ba	Pb	
0,5*	0,4*	0,2	0,4**	0,1	0,2	0,2	0,3	0,7***	0,3	0,2	0,2	0,3	0,4*	0,4*	0,7***	<b>finos</b>
	0,8***	0,6***	0,2	0,2	0,1	-0,1	0,1	0,3	0,1	-0,1	-0,2	0,7***	0,7***	-0,1	0,1	<b>MO</b>
		0,6***	0,1	0,0	0,0	-0,1	-0,1	0,4*	0,1	0	-0,1	0,7***	0,7***	0,0	0,3	<b>B</b>
			0,3**	0,6***	0,4*	0,4*	0,4*	0,3	0,6***	0,5***	0,1	0,9***	0,4*	0,2	0,1	<b>Mg</b>
				0,8***	0,8***	0,7***	0,8***	0,8***	0,5**	0,4*	0,4*	0,2	0,1	0,2	0,6***	<b>Al</b>
					0,9***	0,8***	0,9***	0,5**	0,8***	0,6***	0,5**	0,3	0,0	0,2	0,3	<b>V</b>
						0,9***	0,9***	0,6***	0,8***	0,6***	0,7***	0,1	0,0	0,2	0,4*	<b>Cr</b>
							0,9***	0,5**	0,8***	0,7***	0,8***	0,1	-0,1	0,4*	0,4*	<b>Mn</b>
								0,5**	0,7***	0,6***	0,7***	0,1	-0,1	0,2	0,4*	<b>Fe</b>
									0,5**	0,4*	0,6***	0,2	0,4**	0,4*	0,8***	<b>Ni</b>
										0,9***	0,5**	0,4*	0,1	0,6***	0,3*	<b>Cu</b>
											0,5**	0,4**	0,0	0,8***	0,4**	<b>Zn</b>
												-0,1	-0,1	0,3	0,5**	<b>As</b>
													0,4*	0,3	0,2	<b>Sr</b>
														0,0	0,3	<b>Cd</b>
															0,6***	<b>Ba</b>

\*p<0,05    \*\*p<0,005    \*\*\*p,0,0005

De acordo com os testes estatísticos, houve diferenças significativas entre os pontos de amostragem para os elementos Mg, V, Mn, Fe, Cu, Zn, Ba, Pb e As, sendo que, em geral, os pontos 1, 6, 7 e 8 apresentaram os maiores valores e os pontos 2, 3, 4 e 5 os menores (Tabela 3.8).

**Tabela 3.8. Resultados dos testes estatísticos para os elementos normalizados com Al utilizando os fatores: pontos (1 ao 8), períodos (verão e inverno de 2012) e zonas (Bacia e Franja). Dados normais: Teste paramétrico: ANOVA três fatores. \*Dados não normais: Testes não paramétrico: Kruskal-Wallis e Mann-Witney. Pós teste: Kruskal-Wallis Teste de comparações múltiplas, ANOVA - Tukey. Os grupos homogêneos determinados pelo pós teste foram ordenados do menor valor médio para o maior.**

	B	Mg	V	Cr	Mn	Fe	Ni*
Ponto	n.s.	0,03	0,007	n.s.	0,01	0,04	n.s.
	-	4,5<1	5<1,6,8	-	2,3,4,5<7	3,4,5<8	-
Período	n.s.	0,02	0,004	n.s.	n.s.	n.s.	0,02
	-	V<I	V<I	-	-	-	I<V
Zona	0,04	n.s.	n.s.	<0,01	<0,01	<0,01	n.s.
	F<B	-	-	B<F	B<F	B<F	-
Ponto/ zona	<0,01	n.s.	n.s.	n.s.	0,02	n.s.	n.s.
	demais<1F,6B,8B	-	-	-	demais<7F	-	-
	Cu*	Zn	As	Sr*	Cd*	Ba*	Pb
Ponto	<0,01	0,04	0,01	n.s.	n.s.	0,01	0,01
	5<8	2,3,4,5<1,7,8	3,4<1,8	-	-	demais<1,7	2<1
Período	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	<0,01
	-	-	-	-	-	-	I<V
Zona	n.s.	n.s.	n.s.	<0,01	n.s.	n.s.	n.s.
	-	-	-	F<B	-	-	-
Ponto/ zona	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,006	n.s.	n.s.
	-	-	-	-	demais<1F	-	-

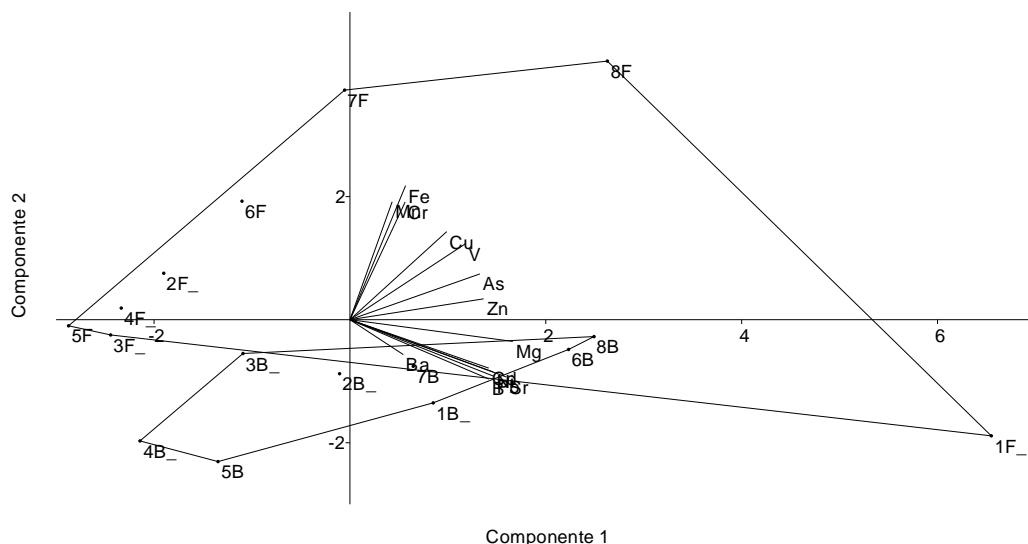
De acordo com Baird e Cann (2011) os elementos Pb, Cd, Cr e As, juntamente com o Hg, não avaliado nesse estudo, são considerados os mais perigosos no ambiente, devido ao uso intensivo, toxicidade e larga distribuição. Cd e Pb apresentaram os maiores valores no ponto 1 e As nos pontos 1 e 8. As e Cu são utilizados em tintas anti-incrustantes (Libes, 2009). Esses foram encontrados em maior concentração nos pontos 1 e 8. Ponto 1, no Canal da Passagem é próximo de marinas e barcos pequenos e ponto 8 próximo ao complexo portuário de Vitória. Além desses compostos, Zn, que também constitui uma ameaça à biota (Long et al., 1995), apresentou maiores concentrações nos pontos 1, 7 e 8, nas extremidades da Baía. Os Pontos 1, 7 e 8 estão nas extremidades da Baía de Vitória, e são localizados próximos à área urbana, justificando as maiores concentrações registradas. A entrada de metais antropogênicos refletem a proximidade e intensidade com a fonte de poluição (Libes, 2009), conforme observado nos resultados desse estudo.

Em relação aos períodos analisados, os únicos elementos que apresentaram diferenças foram Mg e V, com maior concentração no inverno, e Ni e Pb, com maiores concentrações no verão. Souza et al. (2014) não reconheceram padrões de variação temporal entre verão e inverno. Entre as zonas, a bacia apresentou os

maiores valores para os elementos B e Sr e a franja apresentou maiores valores para Cr, Mg e Fe. Considerando os pontos e zonas, B apresentou maiores valores nos pontos 1F, 6B e 8B, Mn no ponto 7F e Cd no ponto 1F.

A ACP, com os dados de metais normalizados pelo Alumínio, indicou que as três primeiras componentes somadas explicam 83% da variabilidade dos dados (componente 1: 45%, 1: 25%, 3: 13%) (Figura 3.14). Os pontos de franja apresentam uma maior variação dos dados em relação aos pontos de bacia, representados pelos tamanhos dos polígonos. Todos os elementos apresentaram correlações positivas com o componente 1, sendo que aqueles com maiores valores de correlação foram: Mg (0,9, valor de correlação da ACP), Sr (0,9), Ni (0,8), Pb (0,8), B(0,8), Cd (0,8), Zn (0,8), As (0,7) e V (0,7) e os pontos com os maiores valores de correlação foram 1F (6,5), 8F (2,6), 8B (2,8), 6B (2,2), 1B (0,8) e 7B (0,7), indicando que esses pontos apresentaram as maiores concentrações para a maioria dos elementos analisados.

A segunda componente apresentou as maiores correlações com os metais Fe (0,9), Cr (0,8), Mn (0,8) e Cu (0,6) e com os pontos 8F (4,2), 7F (3,7) e 6F (1,9). A terceira componente apresentou correlação positiva somente com o Ba (0,9) e com os pontos 7B (4,3) e 1B (2,2). Tanto as franjas quanto as bacias dos pontos 2, 3, 4, 5 apresentaram correlações negativas ou próximas a zero com as três componentes principais indicando baixos valores para todos os elementos analisados.

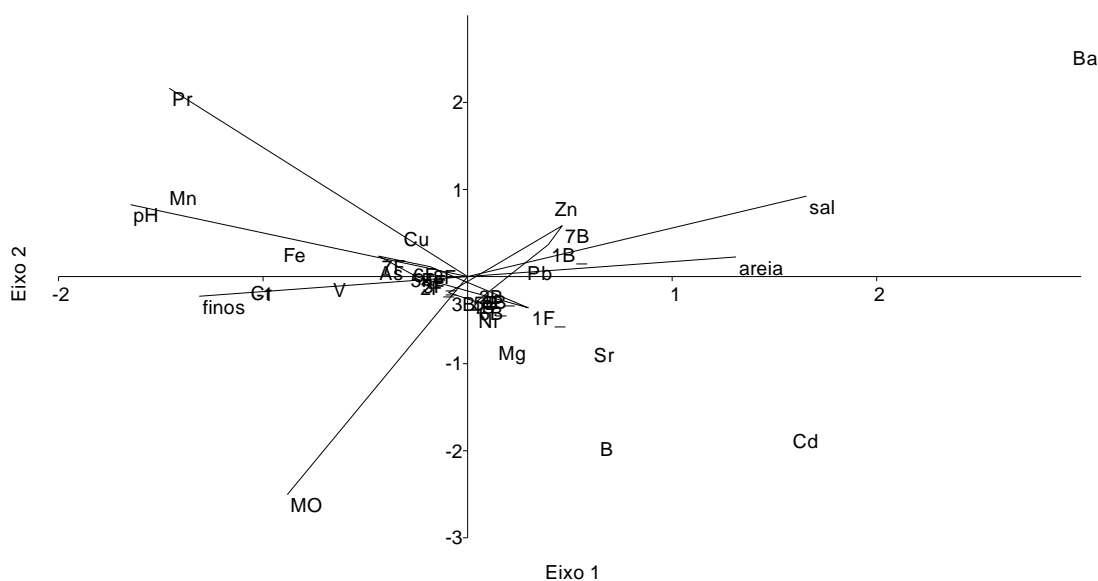


**Figura 3.14. Análise de componentes principais considerando os valores médios dos metais em cada ponto/zona, na Baía de Vitória.**



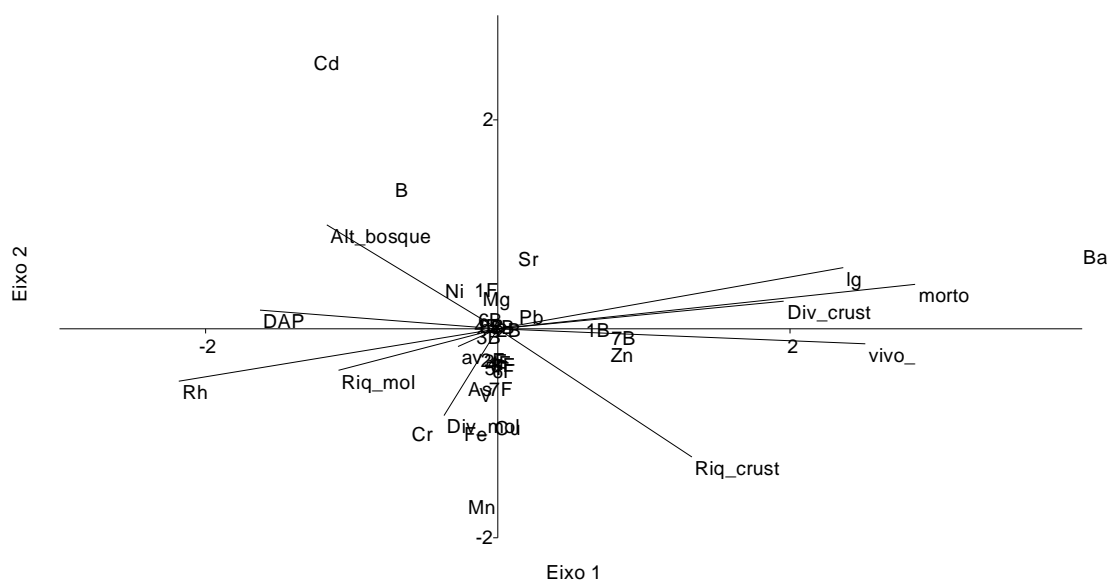
De acordo com a análise de correspondência canônica (ACC) (Figura 3.15), considerando as propriedades do sedimento e da água intersticial, houve superposição dos polígonos dos pontos de franja e de bacia. O Teste de Permutação de "Monte Carlo" indicou que a componente vertical (eixo 2), foi significativa ( $p=0,02$ ) na explicação dos dados. Os dois primeiros eixos explicaram 87%, sendo 50% o primeiro e 37% o segundo eixo. As variáveis ambientais que mais se relacionaram ao eixo 1 foram salinidade (0,4, valor de correlação da ACC) e areia (0,3) e, negativamente, o pH (-0,4), potencial redox (-0,4) e finos (-0,3). Os elementos que apresentaram maiores valores de correlação positiva com esse eixo foram: Ba (2,9) e Cd (1,6). Em relação ao eixo 2, o potencial redox (0,5) apresentou o maior valor de correlação positiva e a correlação negativa ocorreu para a matéria orgânica (-0,6). E em relação aos elementos, as maiores correlações foram Ba (2,6), Mn (1,0) e Zn (0,9). Os pontos 1B e 7B apresentaram os maiores valores de correlação com os dois primeiros eixos.

A maioria dos pontos de franja se relacionou com os elementos Cr, V, Fe, As, Cu e Mn e com as variáveis ambientais pH, potencial redox e finos. A maioria dos pontos de bacia e o ponto 1F se relacionou com os elementos Ni, Mg, Sr, B e Cd e, negativamente, com as variáveis ambientais citadas acima. Os pontos 1B e 7B se diferenciaram dos demais pontos de bacia devido às correlações positivas com os metais Zn, Pb e Ba e com a salinidade e areia.



**Figura 3.15. Análise de correspondência canônica utilizando os dados médios de metais por pontos/zonas de amostragem e as variáveis ambientais: % de finos, areia e matéria orgânica (MO) do sedimento e potencial redox (Pr), pH e salinidade (sal) da água intersticial.**

De acordo com a ACC considerando os dados biológicos (fauna e vegetação), os dois primeiros eixos representaram 80% dos dados (Figura 3.16). O primeiro e o segundo eixos foram significativo de acordo com o teste de permutação ( $p=0,05$  e  $0,02$ , respectivamente). O primeiro eixo foi relacionado positivamente aos elementos Zn, Sr, Ba e Pb, aos pontos 1B e 7B e à maior densidade de *L. racemosa* e de árvores vivas e mortas e riqueza e diversidade de crustáceos. O segundo eixo apresentou maiores valores de correlação positiva com os elementos B e Cd, com o ponto 1F. De modo geral, verificaram-se correlações positivas entre os valores da epifauna de crustáceos, densidade de árvores vivas e mortas, densidade de *L. racemosa* e os elementos Zn, Pb e Ba, e estes foram correlacionados negativamente com *R. mangle*, altura das árvores e riqueza de moluscos.



**Figura 3.16.** Análise de correspondência canônica utilizando os dados médios dos elementos por pontos/zonas de amostragem e as variáveis: altura das árvores (Alt bosque), diâmetro dos troncos (DAP), densidade de árvores vivas (vivo) e mortas (morto) e densidade relativa das espécies (*R. mangle* - Rh, *A. schaueriana* - Av e *L. racemosa* - Lg) e diversidade e riqueza da fauna de crustáceos (Div crust e Riq crust) e moluscos (Div mol e Riq mol).

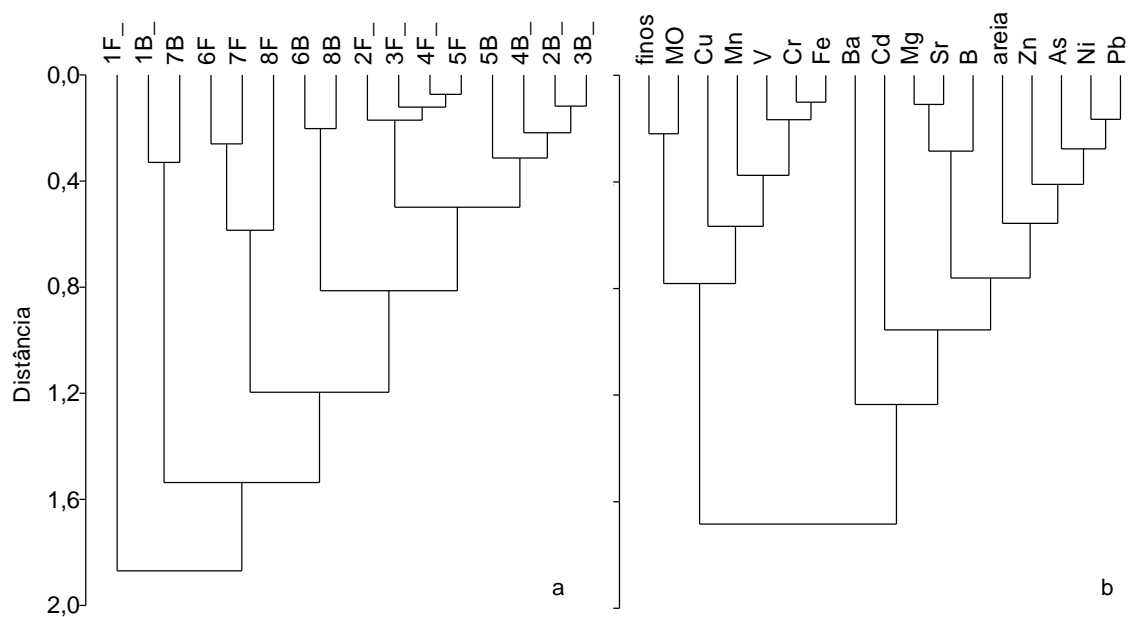
De modo geral, os pontos no interior da Baía de Vitória (pontos 2, 3, 4) apresentaram menores concentrações dos elementos avaliados e coincidiram com os pontos com as árvores mais desenvolvidas e com dominância de *R. mangle* (vide capítulo 2). Ao contrário, os pontos com maiores concentrações foram correlacionados positivamente com dominância de *L. racemosa*, especialmente pontos 1 e 7, onde essas árvores apresentam menores tamanhos (altura e DAP).

MacFarlane e Burchett (2002) relacionaram a concentração de Cu, Pb e Zn com redução de crescimento, na biomassa e maior mortalidade das árvores.

Foi verificada também correlação positiva entre diversidade de crustáceos e os pontos com maiores níveis de contaminação e negativa com diversidade dos moluscos. Canicci et al. (2009), comparando locais periurbanos e controle, também verificaram que as populações de crustáceos e moluscos são afetadas por esgoto doméstico, sendo que os crustáceos foram mais abundantes e diversos nos ambientes poluídos enquanto que os moluscos apresentaram uma redução significativa nesses ambientes, sugerindo uma menor tolerância a alterações no habitat. Da mesma forma, Skilleter e Warren (2000) também observaram menores números de indivíduos e espécies de moluscos e maiores números de indivíduos e espécies de crustáceos em áreas alteradas. No entanto, todos os elementos analisados apresentaram a concentração inferior ao limite proposto pela legislação (CONAMA 454, 2012), indicando menor probabilidade de efeitos adversos à biota. Exceção ocorreu somente para o elemento cobre no ponto 8F. A concentração estava no intervalo que representa possíveis efeitos à biota, dentre esses efeitos, podem ocorrer alterações na comunidade bentônica como redução na riqueza e abundância (Long et al., 1995). Estudos específicos e em longo prazo são necessários para confirmar a ocorrência desses efeitos.

A Figura 3.17a mostra a análise de agrupamento no modo Q, percebe-se a formação de um grupo com as amostras dos pontos 2, 3, 4 e 5 e quatro subgrupos com as demais amostras, referentes aos pontos 1, 6, 7 e 8, que representam os maiores valores de concentração dos elementos analisados.

Já a análise de agrupamento no modo R (Figura 3.17b) evidenciou dois grupos principais, um formado pelos elementos Cu, Mn, V, Cr, e Fe e teor de finos e matéria orgânica e outro com os Ba, Cd, Mg, Sr, B, Zn, As, Ni e Pb e teor de areia. O agrupamento indica que os elementos que compõem cada grupo apresentam o mesmo comportamento ou provém da mesma fonte (Santos et al., 2010).



**Figura 3.17. Análises de agrupamento obtidas pelo método de Ward, utilizando como medida de similaridade Distância Euclidiana entre as amostras. por ponto. Modo Q (a) Modo R (b) incluindo os dados granulométricos (% finos), matéria orgânica (MO) e concentração de elementos traço e maiores no sedimento do manguezal da Baía de Vitória, ES.**

### 3.4 Conclusão

A Baía de Vitória se encontra altamente contaminada por HPAs, especialmente aqueles de maior peso molecular e com efeito mutagênico sobre a biota. A maior contaminação foi registrada no ponto 8, ponto mais próximo do complexo portuário e também próximo a um rio com presença de resíduos domésticos e ocupação urbana. Nesse ponto, dois compostos apresentaram valores maiores que os estipulados pela legislação brasileira, representando risco para a biota. A composição dos HPAs indica principalmente origem pirogênica, proveniente de queima de combustíveis fósseis. Os baixos valores de HPAs de baixo peso molecular e as razões entre os compostos indicam reduzida entrada de petróleo, que foi confirmada pela baixa contribuição de UCM alifáticos.

A composição dos hidrocarbonetos alifáticos indica origem biogênica, especialmente proveniente de plantas superiores, indicando também baixa contribuição de derramamento de óleo e derivados na Baía de Vitória. A ausência de correlação entre HPAs e alifáticos confirma a origem diferenciada desses compostos na área de estudo.

Diversos compostos organoclorados (pesticidas e PCBs) foram encontrados distribuídos ao longo da Baía de Vitória, com maiores valores dos pesticidas nos pontos 6 e 7 e de PCBs no ponto 8. No entanto, os valores foram registrados em baixa concentração, sem riscos para biota, com exceção de dois compostos isômeros do inseticida HCH no ponto 7. Ressalta-se que a presença desses poluentes, mesmo em baixa concentração, é preocupante, devido à sua persistência no ambiente, capacidade de biomagnificação e aos possíveis efeitos sinérgicos. As toxicidades das misturas químicas sob condições ambientais realistas são praticamente desconhecidas (Lewis, 2011).

Em relação aos organoestênicos, a Baía de Vitória se encontra contaminada por esses compostos em níveis tóxicos para a biota na maioria dos pontos e em dois pontos acima dos níveis propostos pela CONAMA, nos pontos 1, canal da Passagem, próximo à marinas e embarcações, e no ponto 5, próximo a foz do rio Santa Maria.

Considerando os elementos maiores e traço, foram observados maiores valores de concentração nos pontos nas extremidades da Baía (1, 6, 7, 8), mais próximos a pressões urbanas (esgoto, lixo, ocupação urbana). Os pontos no interior da Baía, com menores influências antrópicas diretas (pontos 2, 3, 4 e 5), apresentaram os menores níveis de concentração. Somente o elemento traço Cu apresentou concentração acima do estipulado pela legislação (CONAMA 454/2012).

Em geral, para os contaminantes orgânicos, o mesmo padrão foi encontrado, com níveis inferiores nos pontos mais internos da Baía, indicando maior qualidade ambiental, o que está de acordo com os dados da estrutura da vegetação e com indicadores da fauna de moluscos. A diminuição da concentração de metais pesados com a distância das descargas de efluentes foi verificada por Kruitwagen et al. (2008) e atribuída à efetiva capacidade dos sedimentos de manguezal de remover os metais pesados da coluna d'água. Dessa forma, a concentração dos elementos e dos demais contaminantes avaliados no sedimento servem como indicador do nível da contaminação local e do uso desses compostos na região do entorno. O enriquecimento de metais em manguezais não é somente uma prova da proximidade com as fontes, mas também uma estimativa da eficiência do ecossistema na retenção dos metais (Bayen, 2012) e dos demais contaminantes.

Esse estudo verificou diversas fontes de contaminação para os compostos analisados.

Em resposta as hipóteses, pode-se afirmar que no sedimento da Baía de Vitória todos os contaminantes avaliados estão presentes, mas nem todos atingem altos valores de concentração, apesar da intensa urbanização. HPAs e TBT apresentam as maiores concentrações. As áreas mais próximas à pressão urbana apresentaram os maiores valores de concentração e as áreas mais internas da Baía, os menores para todos os contaminantes analisados. Os resultados obtidos também demonstram que indicadores da estrutura da vegetação, principalmente, e da fauna de moluscos refletem maior degradação ambiental nas áreas mais contaminadas.

## Referências

- Agoramoorthy, G., Chen, F., Hsu, M.J. Threat of heavy metal pollution in halophytic and mangrove plants of Tamil Nadu, India. *Environmental Pollution*. 155: 320-326. 2008.
- Axiak, V., Vella, A.J., Micallef, D., Chircop, P., Mintoff, B. Imposex in *Hexaplex trunculus* (Gastropoda: Muricidae): first results from biomonitoring of tributyltin contamination in the Mediterranean. *Marine Biology*. 121: 685–691. 1995.
- Baird, C. *Química Ambiental*. Porto Alegre, Artmed, Brasil. 2002.
- Baird, C., Cann, M. *Química Ambiental*. 4 ed. Porto Alegre, Artmed, Brasil. 2011.
- Ballesteros, M.L., Miglioranza, K.S.B., Gonzalez, M., Fillmann, G., Wunderlin, D.A., Bistoni, M.A. Multimatrix measurement of persistent organic pollutants in Mar Chiquita, a continental saline shallow lake. *Science of the Total Environment*. 490: 73–80. 2014
- Bayen, S. Occurrence, bioavailability and toxic effects of trace metals and organic contaminants in mangrove ecosystems: A review. *Environment International*. 48: 84–101. 2012.
- Belligotti, F.M., Carreira, R.S., Soares, M.L.G. Contribuição ao estudo do aporte de matéria orgânica em sistemas costeiros: hidrocarbonetos biogênicos em folhas de mangue. *Geochimica Brasiliensis*. 21(1): 71 – 85. 2007.
- Bícego, M.C., Taniguchi, S., Yogul, G.T., Montone, R.C., Silva, D.A.M., Lourenço, R.A., Martins, C.C., Sasaki, S.T., Pellizari, V.H., Weber, R.R. Assessment of contamination by polychlorinated biphenyls and aliphatic and aromatic hydrocarbons in sediments of the Santos and São Vicente Estuary System, São Paulo, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. 52: 1784–1832. 2006.

Bouloubassi, I., Saliot, A. Investigation of anthropogenic and natural organic inputs in estuarine sediments using hydrocarbon markers (NAH, LAB, PAH). *Oceanologica Acta*. 16: 145–161. 1993.

Brasil. Portaria Interministerial nº19, de 29 de janeiro de 1981.

Brasil. Portaria Ministério da Agricultura Nº 329, 1985.

Brasil. Resolução CONAMA 454, 01 de novembro de 2012.

Cannicci, S., Bartolini, F., Dahdouh-Guebas, F., Fratini, S., Litulo, C., Macia, A., Mrabu, E.J., Penha-Lopes, G., Paula, J. Effects of urban wastewater on crab and mollusc assemblages in equatorial and subtropical mangroves of east Africa. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 84: 305–317. 2009.

Carmo, T.M.S. Os manguezais ao norte da Baía de Vitória, Espírito Santo. *Anais do Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira*. São Paulo, Publicações ACIESP. I: 173-194.1987.

Carmo, T.M.S., Brito-Abaurre, M.G., Senna-Melo, R.M., Zanotti-Xavier, S., Costa, M.B., Horta, M.M.M. Os manguezais da baía norte de Vitória, Espírito Santo: Um ecossistema ameaçado. *Revista Brasileira de Biologia*. 55(4): 801-808. 1995.

Carvalho, F.P., Villeneuve, J., Cattini, C., Rendón, J., Oliveira, J.M. Pesticide and PCB residues in the aquatic ecosystems of Laguna de Terminos, a protected area of the coast of Campeche, Mexico. *Chemosphere*. 74: 988–995. 2009.

Castro, I.B., Perina, F.C., Fillmann, G. Organotin contamination in South American coastal areas. *Environmental Monitoring Assessment*. 184(3): 1781-99. 2011.

Champ, M.A., A review of organotin regulatory strategies, pending actions, related costs and benefits. *The Science of the Total Environment*. 258: 21-71. 2000.

Costa, E.S., Grilo, C.F., Wolff, G.A., Thompson, A., Figueira, R.C., Neto, R.R. Evaluation of metals and hydrocarbons in sediments from a tropical tidal flat estuary of Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*. 92 (1-2): 259-68. 2015.

Costa M. B., Mardegan, B.S., Zamprogno, G.C., Pedruzzi, F.C., Morais, L., Dalbem, G.B., Silva, D.A., Graceli, J.B. Penis Malformations in *Leucozonia nassa* (Gmelin, 1792) and *Leucozonia ocellata* (Gmelin, 1791) in a TBT Contaminated Region from Brazil. *Aquatic Science and Technology*. 2(2): 52-66. 2014b.

Costa M.B., Zamprogno, G.C., Pedruzzi, F.C., Dalbem, G.B., Tognella, M.M.P. Assessing the Continuous Impact of Tributyltin from Antifouling Paints in a Brazilian Mangrove Area Using Intersex in *Littoraria angulifera* (Lamarck, 1822) as Biomarker. *International Journal of Oceanography*. 1-8. 2013.

Costa M.B., Zamprogno, G.C., Pedruzzi, F.C., Morais, L., Tognella, M.M.P., Godoi, A.A.L., Santos, D.M., Marchi, M.R.R., Fernandez, M.A. Differential organotin sensitivity in two *Leucozonia* species from a ship traffic area in southeastern Brazil. *Marine Biology Research*. 10 (7): 712–724. 2014a.

D'Amato, C., Torres, J. P. M., Malm, O. DDT (Dicloro Difenil Tricloroetano): Toxicidade e contaminação ambiental - uma revisão. *Química Nova*. 25 (6): 995-1002. 2002.

De Wolf, H., Handa, C., Backeljau, T., Blust, R.,. A baseline survey of intersex in *Littorina littorea* along the Scheldt Stuary, The Netherlands. *Marine Pollution Bulletin*. 48: 587-603. 2004

Dorneles, P.R., Sanz, P. Eppe, G., Azevedo, A.F., Bertozzi, C.P., Martínez, M.A., Secchi, E.R., Barbosa, L.A., Cremer, M., Alonso, M.B., Torres, J.P.M., Lailson-Brito, J., Malm, O., Eljarrat, O., Barceló, D., Das, K. High accumulation of PCDD, PCDF, and PCB congeners in marine mammals from Brazil: A serious PCB problem. *Science of the Total Environment*. 463–464: 309–318. 2013.

EPA 3051C. Microwave assisted acid digestion of sediments, Sludges, soils, and oils. Environmental Protection Agency, Washington. 1994.

Godoi, A.F.L., Favoreto, R., Santiago-Silva, M. Contaminação Ambiental por Compostos Organoestênicos. *Química Nova*. 26 (5): 708-716. 2003.

Grimalt, J.O., Albaigés, J. Characterization of the depositional environments of the Ebro Delta (western Mediterranean) by the study of sedimentary lipid markers. *Marine Geology*. 95: 207-224. 1990.

Hagen, P.E., Walls, M.O. The Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. *Natural Resources & Environment*. 19 (4): 49-52. 2005.

Harris, K.A., Yunker, M.B., Dangerfield, N., Ross, P.S. Sediment-associated aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal British Columbia, Canada: Concentrations, composition, and associated risks to protected sea otters. *Environmental Pollution*. 159: 2665-2674. 2011.

Hoch, M., Schwesig, D. Parameters controlling the partitioning of tributyltin (TBT) in aquatic systems. *Applied Geochemistry*. 19: 323–334. 2004.

IBGE, Censo demográfico 2010. [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br). Acesso em dezembro de 2013.

Jaffé, R., Mead, R., Hernandez, M.E., Peralba, M.C., Diguida, O.A. Origin and transport of sedimentary organic matter in two subtropical estuaries: a comparative, biomarker-based study. *Organic Geochemistry*. 32: 507-526. 2001.

Jesus, H.C., Costa, E.A., Mendonça, A.S.F., Zandonade, E. Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da Ilha de Vitória-ES. *Química Nova*. 27(3): 378-386. 2004.

Kelly, B.C., Ikononou, M.G., Blair, J.D., Morin, A.E., Gobas, F.A.P.C. Food Web-Specific Biomagnification of Persistent Organic Pollutants. *Science*. 317: 236. 2007.

Kruitwagen, G., Pratap, H.B., Covaci, A., Wendelaar Bonga, S.E. Status of pollution in mangrove ecosystems along the coast of Tanzania. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1022-1031. 2008.



Kumar, V., Sinha, A.K., Rodrigues, P.P., Mubiana, V.K., Blust, R., Boeck, G. Linking environmental heavy metal concentrations and salinity gradients with metal accumulation and their effects: A case study in 3 mussel species of Vitoria estuary and Espirito Santo bay, Southeast Brazil. *Science of the Total Environment*. 523: 1–15. 2015.

Lacerda, L.D., Rezende, C.E., Aragon, G.T., Ovale, R. Iron and chromium transport and accumulation in a mangrove ecosystem. *Water, air, and soil pollution*. 57-58:513-520. 1991.

Li, Y.F., Bidleman, T.F., Barrie, L.A., McConnell, L.L. Global hexachlorocyclohexane use trends and their impact on the arctic atmospheric environment. *Geophysical Research Letters*. 25 (1): 39-41. 1998.

Libes, S. *Introduction to Marine Biogeochemistry*. Second edition, Academic Press. 2009.

Lipiatou, E., Saliot, A. Hydrocarbon contamination of the Rhone delta and western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. 22(6): 297-304. 1991.

Liu, Y., Chen, L., Huang, Q., Li, W., Tang, W., Zhao, J. Source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Huangpu River, Shanghai, China. *Science of the Total Environment*. 407: 2931 – 2938. 2009.

Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*. 19(1): 81-97. 1995.

MacFarlane, G.R., Burchett, M.D. Toxicity, growth and accumulation relationships of copper, lead and zinc in the grey mangrove *Avicennia marina*. *Marine Environmental Research*. 54(1): 65-84, 2002.

Maioli, O.L.G., Rodrigues, K.C., Knoppers, B.A., Azevedo, D.A. Distribution and sources of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons in suspended particulate matter in water from two Brazilian estuarine systems. *Continental Shelf Research*. 31: 1116–1127. 2011

Marchand, C., Baltzer, F., Lallier-Verges, E., Alberic, P. Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). *Marine Geology*. 208: 361–381. 2004.

McLusky, D.S., Elliott, M. *The Estuarine Ecosystem; ecology, threats and management*. Third Edition, Oxford. 216p. 2004.

Mead, R., Xu, Y., Chong, J., Jaffé, R. Sediment and soil organic matter source assessment as revealed by the molecular distribution and carbon isotopic composition of *n*-alkanes. *Organic Geochemistry*. 36: 363–370. 2005.

Morabito, R., Massanisso, P., Quevauviller, P. Derivatization methods for the determination of organotin compounds in environmental samples. *Trends in analytical chemistry*. 19(2+3). 2000.

Niencheski, L.F., Fillmann, G. Contaminantes: Metais, Hidrocarbonetos e Organoclorados. In.: Avaliação Ambiental de Estuários Brasileiros: Diretrizes Metodológicas, Lana, P.C., Bianchini, A., Ribeiro, C.A.O., Niencheski, L.F.H., Fillmann, G., and Santos, C.S.G. (Ed.). Museu Nacional, Rio de Janeiro, RJ. pp. 63-118. 2006.

Notar, M., Leskovsek, H., Faganelli, J. Composition, Distribution and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 42(1): 36-44. 2001.

Oehlmann, J., Bauer, B., Minchin, D., Schulte-Oehlmann, U., Fioroni, P., Markert, B. Imposex in *Nucella lapillus* and intersex in *Littorina littorea*: interspecific comparison of two TBT-induced effects and their geographical uniformity. *Hydrobiologia*. 378: 199-213.1998.

Oehlmann, J., Di Benedetto, P. , Tillmann, M., Duft, M., Oetken, M., Schulte-Oehlmann, U. Endocrine disruption in prosobranch molluscs: evidence and ecological relevance. *Ecotoxicology*. 16(1): 29-43. 2007.

Qiu, Y., Yu, K., Zhang, G., Wang, W.. Accumulation and partitioning of seven trace metals in mangroves and sediment cores from three estuarine wetlands of Hainan Island, China. *Journal of Hazardous Materials*. 190: 631-638. 2011.

Readman, J.W., Fillmann, G., Tolosa, I., Bartocci, J., Villeneuve, J.-P., Catinni, C., Mee, L.D. Petroleum and PAH contamination of the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 44: 48–62. 2002.

Santos, D.M., Sant'anna, B.S., Godoi, A.F.L., Turra, A., Marchi, M.R.R. Contamination and Impact of Organotin Compounds on the Brazilian Coast. In: Pollution Monitoring, Ortiz, A.C., Griffin, N.B. (Eds). Science Publishers, Hauppauge NY, USA. 31–59. 2011.

Santos, J.B, Queiroz, A.F.S., Celino, J.J. Estatística multivariada de metais em sedimentos superficiais de manguezais na porção norte da Baía de Todos os Santos, Bahia. *Cadernos de Geociências*. 7 (2): 80-87. 2010.

Skilleter, G.A., Warren, S. Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusc and crab assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 244: 107–129. 2000.

Souza, A.S., Torres, J.P.M., Meire, R.O., Neves, R.C., Couri, M.S., Serejo, C.S. Organochlorine pesticides (OCs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and crabs (*Chasmagnathus granulata*, Dana, 1851) from mangroves of Guanabara Bay, Rio de Janeiro State, Brazil. *Chemosphere*. 73(1 Suppl): S186–S192.2008.

Souza, I., Bonomo, M.M., Morozesk, M., Rocha, L.D., Duarte, I.D., Furlan, L.M., Arrivabene, H.P., Monferrán, M.V., Matsumoto, S.T., Milanez, C.R.D., Wunderlin, D.A., Fernandes, M.N. Adaptive plasticity of *Laguncularia racemosa* in response to different environmental conditions: integrating chemical and biological data by chemometrics. *Ecotoxicology*. 23: 335–348. 2014.

Souza, I.C., Rocha, L.D., Morozesk, M., Bonomo, M.M., Arrivabene, H. P., Duarte, I.D., Furlan, L.M., Monferrán, M.V., Mazik, K, Elliott, M., Matsumoto, S.T., Milanez, C.R., Wunderlin, D.A., Fernandes, M.N. Changes in bioaccumulation and translocation patterns between root and leaves of *Avicennia schaueriana* as adaptive response to different levels of metals in mangrove system. *Marine Pollution Bulletin*. 94 (1-2):176-84. 2015.

Tam, N.F., Ke, L., Wang, X.H., Wong, Y.S. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of mangrove swamps. *Environmental Pollution*.114(2): 255-63. 2001.

Tam, N.F.Y., Yao, M.Y. Concentrations of PCBs in coastal mangrove sediments of Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*. 44: 642-651. 2002.

Tanabe, S., Iwata, H., Tatsukawa, R. Global contamination by persistent organochlorines and their ecotoxicological impact on marine mammals. *Science of the Total Environment*. 154: 397-403. 1994.

Tavares, T.M., Beretta, M. , Costa, M.C. Ratio of DDT/DDE in the All Saints Bay, Brazil and its use in environmental management. *Chemosphere*. 38(6): 1445-1452. 1999.

Tolosa, I., Mora, S., Sheikholeslami, M.R., Villeneuve, J., Bartocci, J., Cattini, C. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin*. 48: 44–60. 2004.

UNEP. Stockholm Convention. Disponível em: <http://chm.pops.int/TheConvention/Overview/TextoftheConvention/tabid/2232/Default.aspx>, Acesso em agosto de 2015.

USEPA3630C. SW-846 Tests methods for evaluating solid wastes, physical/chemical methods: Method 3630C - Silica gel cleanup. U.S. Environmental Protection Agency On-Line Edition <http://www.epa.gov/SW-846/main.htm>.1996.

USEPA8015C. SW-846 Tests methods for evaluating solid wastes, physical/chemical methods: Method 8015C - Nonhalogenated organics by gas chromatography. U.S. Environmental Protection Agency On-Line Edition <http://www.epa.gov/SW-846/main.htm>. 2007.

USEPA 8270. Semivolatile organic compounds by gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS). Environmental Protection Agency, Washington. 1996.

Volkman, J.K., Holdsworth, D.G., Neill, G.P. Bavor Jr, H.J. Identification of natural, anthropogenic and petroleum hydrocarbons in aquatic sediments. *The Science of the Environment*. 112: 203-2019. 1992.

Willett, K., Ulrich, E., Hites, R. Differential Toxicity and Environmental Fates of Hexachlorocyclohexane Isomers. *Environmental Science & Technology*. 32(15): 2197-2207.1998.

Windom, H.L., Schropp, S.J., Calder, F.D., Ryan, J.D., Smith, Jr., R.G., Burney, L.C., Lewis, F.G., Rawlinsont, C.H. Natural Trace Metal Concentrations in Estuarine and Coastal Marine Sediments of the Southeastern United States. *Environmental Science Technology*. 23: 314-320. 1989.

Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, R.H., Goyette, D., Sylvestre, S. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*. 33: 489–515. 2002.

Zhang, J., Cai, L., Yuan, D., Chen, M. Distribution and sources of polynuclear aromatic hydrocarbons in Mangrove surficial sediments of Deep Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*. 49: 479–486. 2004.

Zuloaga, O., Prieto, A., Usobiaga, A., Sarkar, S.K., Chatterjee, M., Bhattacharya, B.D., Bhattacharya, A., Alam, M.D.A., Satpathy, K.K. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in intertidal marine bivalves of Sunderban Mangrove Wetland, India: an approach to bioindicator species. *Water Air Soil Pollution*. 201: 305–31. 2009.

## CAPÍTULO 4

### **Variação espaço-temporal da morfodinâmica do sedimento superficial em planícies de maré de manguezal**

#### **RESUMO**

O objetivo deste estudo foi verificar a variação espaço-temporal da morfologia do sedimento superficial da planície de maré na Baía de Vitória, visando identificar padrões e diferenciá-los em tendências erosivas, deposicionais ou de estabilidade e avaliar a existência de relações com as propriedades do sedimento, dados de precipitação, vazão, vento e vegetação. O monitoramento foi realizado em oito pontos na Baía de Vitória entre abril de 2012 e maio de 2014, em marés baixas de sizígia. Um par de barras metálicas foi introduzido no sedimento em planícies de maré próximas ao manguezal. Mensal ou bimensalmente foram determinadas as distâncias entre a superfície do sedimento e a escala. Além disso, foram verificados dados de granulometria, matéria orgânica e nível da água, e dados secundários de precipitação, temperatura, velocidade e direção predominante do vento e vazão do Rio Santa Maria da Vitória foram obtidos nas agências públicas de clima e recursos hídricos. A análise da morfologia superficial do sedimento indicou alternância entre momentos de deposição e erosão de sedimentos, mas não foi observado padrão sazonal. Dois pontos de amostragem foram classificados como estáveis, cinco pontos com tendência erosiva e um ponto com tendência à sedimentação. Os pontos com tendência erosiva apresentam maiores teores de lama. Exceção ocorreu apenas em um ponto mais arenoso. A morfodinâmica da planície de maré associada ao manguezal na Baía de Vitória resulta da combinação de várias forçantes. Esse estudo sugere a influência da ação das marés, vazão dos rios, ondas geradas pelo vento e da granulometria do sedimento. As alterações antrópicas no ambiente também podem ter influenciado a sedimentação.

**Palavras-chave:** Sedimentação, erosão, morfologia, planície de maré, barras metálicas.

## 4.1 Introdução

Estuários são ambientes caracterizados por variações espaciais e temporais na velocidade e direção da corrente, no transporte de material particulado e processos relacionados à sedimentação e erosão resultantes da ação dos rios e marés (Van Santen, 2007). Manguezais estuarinos são ecossistemas florestais protegidos onde ocorre a interface entre as águas marinhas e salobras e, geralmente, favorecem a deposição de sedimentos (Van Santen, 2007).

Os processos que controlam a estrutura e o funcionamento das áreas lamosas entremarés, como as florestas de mangue e planícies alagadas, são relativamente pouco compreendidos (Tollhurst, 2005). A dinâmica desses ambientes é controlada por interações de natureza biológica, física e sedimentar, pelas propriedades químicas do fundo, além das forçantes atmosféricas e hidrodinâmicas predominantes (Quaresma et al., 2007).

A variação da maré é naturalmente o mais importante processo e determina a existência das planícies de marés. Essas são caracterizadas por intensa flutuação da profundidade da água, em tempo e espaço, induzidas por forçantes hidrodinâmicas gerando processos de transporte de sedimento (Le Hir et al., 2000). Essas forçantes são eventos meteorológicos, relacionados a variações de larga escala, ondas, originadas pela propagação das ondas na costa ou geradas por ventos locais, circulação, dirigida pelos gradientes de salinidade e temperatura, e processos de drenagem (Le Hir et al., 2000). Como consequência, o fluxo induzido pela ação das ondas e marés influencia os processos de erosão, transporte e deposição dos sedimentos (Tolhurst et al., 2006).

O conhecimento do padrão de distribuição de sedimentos finos no tempo e no espaço em um ambiente estuarino é importante visto que a sedimentação pode levar à evolução dos habitat entremarés àqueles do supralitoral, enquanto que a erosão pode resultar em danos à estrutura, além disso, padrões de sedimentação podem determinar a distribuição de poluentes em estuários (Marion et al., 2005). Modificações na estrutura da vegetação, como crescimento e mortalidade, e na comunidade faunística também podem ocorrer como respostas diretas aos processos sedimentares costeiros de erosão ou deposição. Dessa forma, a morfologia e sedimentação são indicadores de interações entre mudanças do nível do mar, processos costeiros e fornecimento de sedimentos, tornando-os importantes

geoindicadores para detecção e quantificação de alterações costeiras (Souza Filho et al., 2006). Portanto, a gestão e o uso adequado da zona costeira implicam no conhecimento dos processos que atuam sobre ela, dentro de uma escala temporal (Batista et al., 2009).

Manguezais são sensíveis a mudanças do nível do mar e da frequência de inundação (Woodroffe, Davies, 2009). No contexto atual, as elevações do nível médio do mar no âmbito global estão em torno de 3,2 mm/ano (Nerem et al., 2010), sendo que para a América Latina essa taxa atingiu de 2 a 3 mm/ano nos últimos 20 anos (Magrin et al., 2014). As respostas do manguezal a um aumento do nível médio do mar irão depender de várias características como taxa de aumento do nível do mar, disponibilidade de sedimento, propriedades oceanográficas, geomorfológicas e topográficas da zona costeira, além de mudanças na elevação do substrato do manguezal (Soares, 2009). O nível do mar pode subir 0,5 m até o ano de 2100 devido ao aquecimento global, isso facilitará a intrusão de ondas no manguezal e irá acelerar a erosão na franja do mangue (Mazda, Wolanski, 2009). O acúmulo de sedimentos sobre os manguezais pode compensar o aumento do nível do mar (Ellison, 2009).

As planícies de maré defronte aos manguezais são influenciadas pelo nível médio do mar regional, pela geomorfologia costeira e também pela vegetação que afeta a estrutura do solo e a elevação da superfície (Krauss et al., 2014). Alterações por atividades humanas também afetam a sedimentação das planícies de maré (Jaffe et al., 2007). Dessa forma, variações da elevação ou não da superfície, que indicam tendência a sedimentação ou erosão, são importantes para determinar a vulnerabilidade do ecossistema às alterações na hidrodinâmica, em curto prazo, e elevações no nível médio do mar em longo prazo.

Sendo assim, esse trabalho teve como objetivo verificar a variação espaço-temporal da morfologia do sedimento superficial da planície de maré na Baía de Vitória, visando identificar padrões e diferenciá-los em tendências erosivas, deposicionais ou de estabilidade. Além disso, buscou-se avaliar a existência de relações entre essas tendências e as propriedades do sedimento, dados de precipitação, vazão e vento e da vegetação.

A hipótese desse trabalho é que as variáveis ambientais analisadas podem influenciar a morfodinâmica do sedimento em planícies de maré no manguezal.

## 4.2 Material e Métodos

### Área de estudo (*Vide* Caracterização)

#### Metodologia

O monitoramento espaço-temporal das alterações na morfologia superficial da planície de maré foi realizado em oito pontos ao longo do manguezal da Baía de Vitória entre abril de 2012 e maio de 2014, em marés baixas de sizígia. Na parte superior da planície de maré, adjacente ao manguezal, um par de barras metálicas com 1,5 m de comprimento foram posicionadas de forma a manter distância de um metro entre elas e introduzidas no sedimento até atingirem 1,3 m de profundidade. Em cada amostragem, uma escala foi posicionada sobre as duas barras e em intervalos de 10 cm foram determinadas as distâncias entre a superfície do sedimento e a escala (Figura 4.1). Essa metodologia, que envolve medidas de distância entre o topo das barras e a superfície do sedimento, foi aplicada por alguns autores como Baussolet et al. (2000), Deloffre et al. (2005) e Quaresma et al. (2007). Ao longo do monitoramento foram realizadas 16 medições em cada ponto de estudo.



**Figura 4.1. Metodologia de monitoramento da morfologia superficial da planície de maré, com destaque para as barras introduzidas no sedimento e escala para medição da distância entre o topo das barras e a superfície do sedimento.**

Para a determinação da granulometria e matéria orgânica, foram coletadas amostras de sedimento superficial (2cm) próximo às barras em setembro de 2013 e março de 2014. As amostras foram mantidas em estufa a 40°C por 48 horas e quarteadas. Para análise da granulometria, a matéria orgânica foi eliminada com peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 40 volumes) por aproximadamente 12 horas para



posterior utilização no granulômetro a laser (Malvern). As amostras foram classificadas em finos (fração silte e argila) e areia. A matéria orgânica foi determinada pela perda de peso do sedimento por ignição em mufla a temperatura de 450°C por 4 horas.

Dados médios mensais de precipitação, temperatura, velocidade e direção predominante do vento para a estação meteorológica de Vitória, no período correspondente ao monitoramento, foram obtidos no banco de dados para ensino e pesquisa do INMET (2014). Dados de vazão do Rio Santa Maria da Vitória foram obtidos por meio do banco de dados do Hidroweb (2015).

O nível de inundação foi registrado durante 26 horas em uma hora de intervalo por meio de sensores HOBO® U20 colocados nos pontos 1, 3, 5, 7 e 8, no dia 17 de maio de 2014, a partir de uma maré baixa de sizígia.

### **Análise dos dados**

Diferenças significativas das medidas do nível do sedimento entre os períodos amostrados (16) e pontos (1 ao 8) foram testadas por meio de Análise de Variância (ANOVA) medidas repetidas dois fatores e análise de comparação múltiplas das médias (Tukey - HSD) *a posteriori*. Anteriormente à realização desses testes, os dados foram examinados quanto à normalidade com Komolgorov-Smirnov (Zar, 1996).

Foram realizadas análises de ordenação MDS e dendograma utilizando a distância euclidiana com os dados médios das medidas do nível do sedimento por pontos e por períodos e com os dados das propriedades do sedimento (granulometria e matéria orgânica).

Foi realizada análise de componentes principal com os dados: nível do sedimento (total acumulado no final do período amostrado), vegetação (valores médios da altura e diâmetro das árvores e taxa de mortalidade) e do sedimento (valores médios da granulometria e *standing crop*) e o nível da água utilizando a matriz de correlação dos dados.

### 4.3 Resultados e Discussão

- Variação do nível do sedimento

A caracterização da morfologia superficial da planície de maré na área estudada apresentou alternância entre momentos de deposição e erosão de sedimento em todos os pontos (Figura 4.2). O resultado da ANOVA indicou diferenças significativas entre os pontos de amostragem ( $F=25,48$ ,  $P<0,01$ ) e entre os períodos ( $F=2,02$ ,  $P=0,02$ ). Em relação aos pontos, de acordo com o Teste de Tukey, o ponto 3 foi diferente dos demais e registrou intensa erosão, perda de sedimento, durante todo o período de monitoramento. O ponto 5 apresentou maior deposição, elevação da superfície, e foi diferente dos demais, exceto dos pontos 1 e 4. De acordo com o Teste de Tukey em relação ao período amostral, diferença significativa foi encontrada somente entre dois períodos amostrados, ambos em 2012. Agosto (4º período) foi quando ocorreu intensa sedimentação e setembro (5º período), marcado por intensa erosão (Figura 4.3). Portanto, não foi observado padrão de sazonalidade vinculado às estações chuvosa (outubro a março) e seca (abril a setembro).

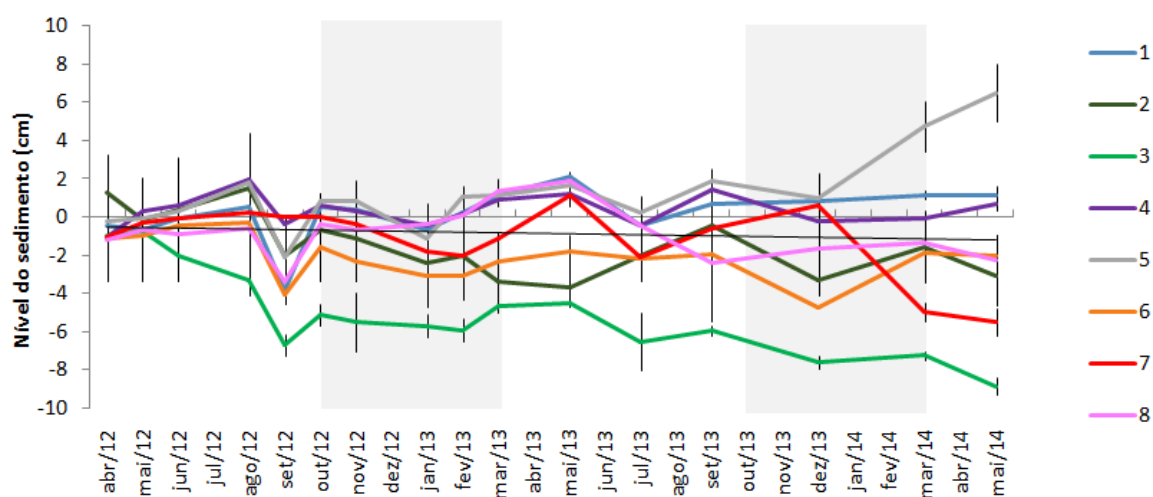
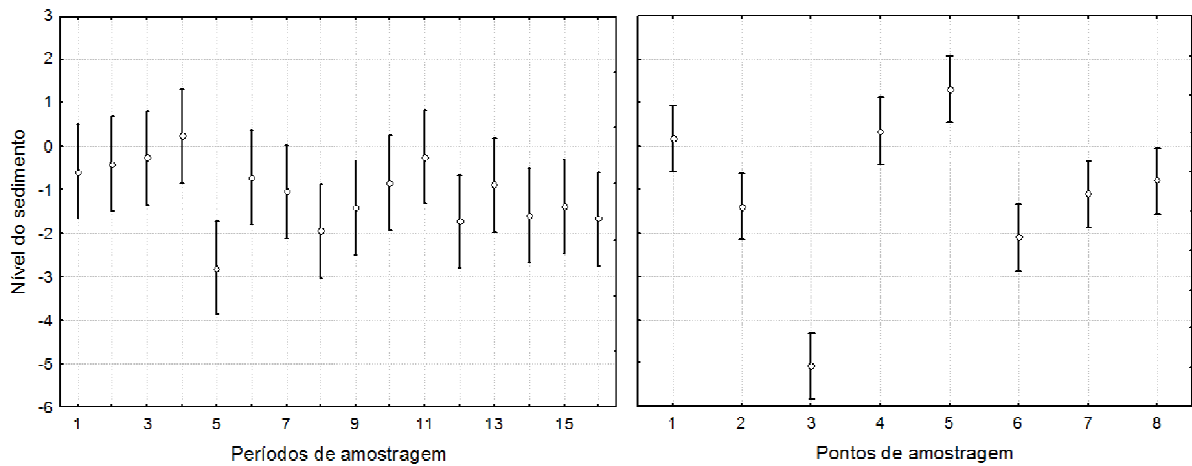


Figura 4.2. Variação espaço-temporal do nível superficial do sedimento (valores médios  $\pm$  desvio padrão) nos pontos 1 a 8 na planície de maré da Baía de Vitória. Em cinza estações chuvosas.



**Figura 4.3. Valores médios ( $\pm$  intervalo de confiança 95%) dos níveis de sedimentos medidos nas planícies de maré da Baía de Vitória, em relação aos períodos (1 - abril de 2012a 16 -maio de 2014) e pontos de amostragem (1 ao 8).**

A análise de agrupamento e o ordenamento MDS utilizando os dados médios dos níveis do sedimento superficial por pontos e períodos evidenciaram a formação de seis grupos no valor de distância euclidiana 6 (Figura 4.4). O ponto 3 (grupo 1) apresentou a erosão mais intensa, com redução acumulada em 8,8 cm ao final do período de amostragem. Os pontos 2 e 6 (grupo 6) também apresentaram perda de sedimento ao longo do período, com 3 e 2 cm de erosão, respectivamente. O ponto 7 (grupo 5) reduziu cerca de 5 cm de sedimento, mas essa diminuição ocorreu apenas no final do período de estudo, a partir de março de 2014. Os pontos 1, 4 e 8 apresentaram pequenas variações de redução e acréscimo de sedimento, sendo que a partir de maio de 2014 o ponto 8 (grupo 3) se diferenciou dos demais por mostrar maior tendência erosiva, diminuindo cerca 2,3cm ao final do período, enquanto que os pontos 1 e 4 (grupo 4) acrescentaram cerca de 1 cm no mesmo período. O ponto 5 (grupo 2) foi o ponto com maior elevação da superfície, cujo período de sedimentação se iniciou em julho de 2013, acumulando 6,5cm ao final do estudo.

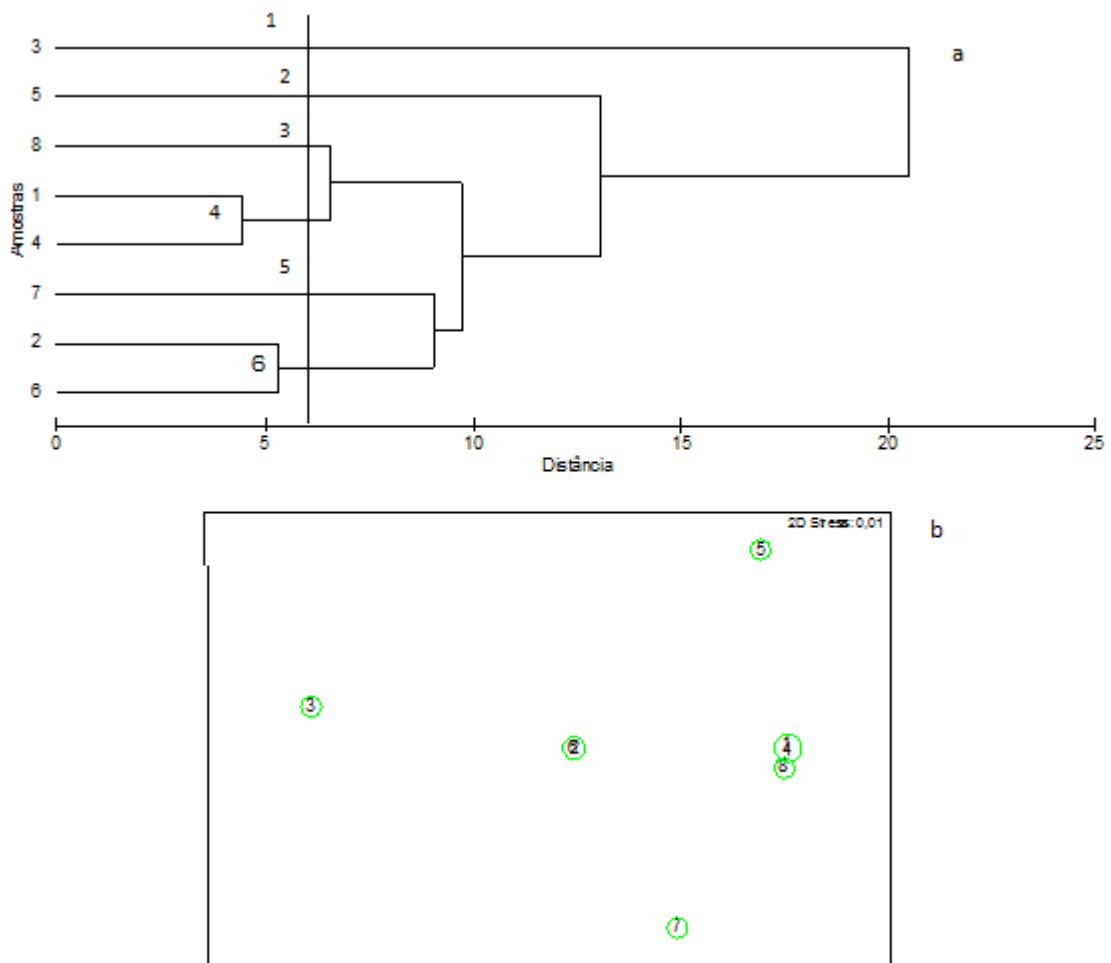


Figura 4.4. Análise de agrupamento (a) e ordenação MDS (b) dos dados médios do nível do sedimento superficial em planícies de maré da Baía de Vitória em cada ponto de amostragem (1 ao 8) (distância Euclidiana).

Os pontos foram classificados em tendências erosivas, deposicionais ou de estabilidade. Tendência erosiva foram os pontos em que a superfície reduziu mais que 2 cm no final do período de monitoramento. Estabilidade: a superfície reduziu ou aumentou até 2 cm da superfície e deposicional: aumentou acima de 2 cm do sedimento superficial. O ponto 5 foi o único com tendência de deposição, os pontos 1 e 4 se mantiveram estáveis e os demais pontos apresentaram tendências erosivas (Tabela 4.1, Figura 4.5).

Tabela 4.1. Classificação dos pontos de amostragens em tendências de erosão, deposição ou estabilidade com base no nível de sedimento total acumulado no final do período de amostragem e nível médio do sedimento ( $\pm$  Desvio padrão) de abril de 2012 a maio de 2014, pontos 1 a 8, planícies de maré, Baía de Vitória.

Ponto	Nível do sedimento		Tendência
	Média ( $\pm$ DP)	Total acumulado	
1	0,9 $\pm$ 1,3	1,2	estabilidade
2	-1,4 $\pm$ 1,6	-3,1	erosão
3	-5,1 $\pm$ 2,3	-8,8	erosão
4	0,4 $\pm$ 0,8	0,7	estabilidade
5	1,3 $\pm$ 2,1	6,5	deposição
6	-2,1 $\pm$ 1,2	-2,0	erosão
7	-1,1 $\pm$ 1,8	-5,5	erosão
8	-0,8 $\pm$ 1,3	-2,3	erosão

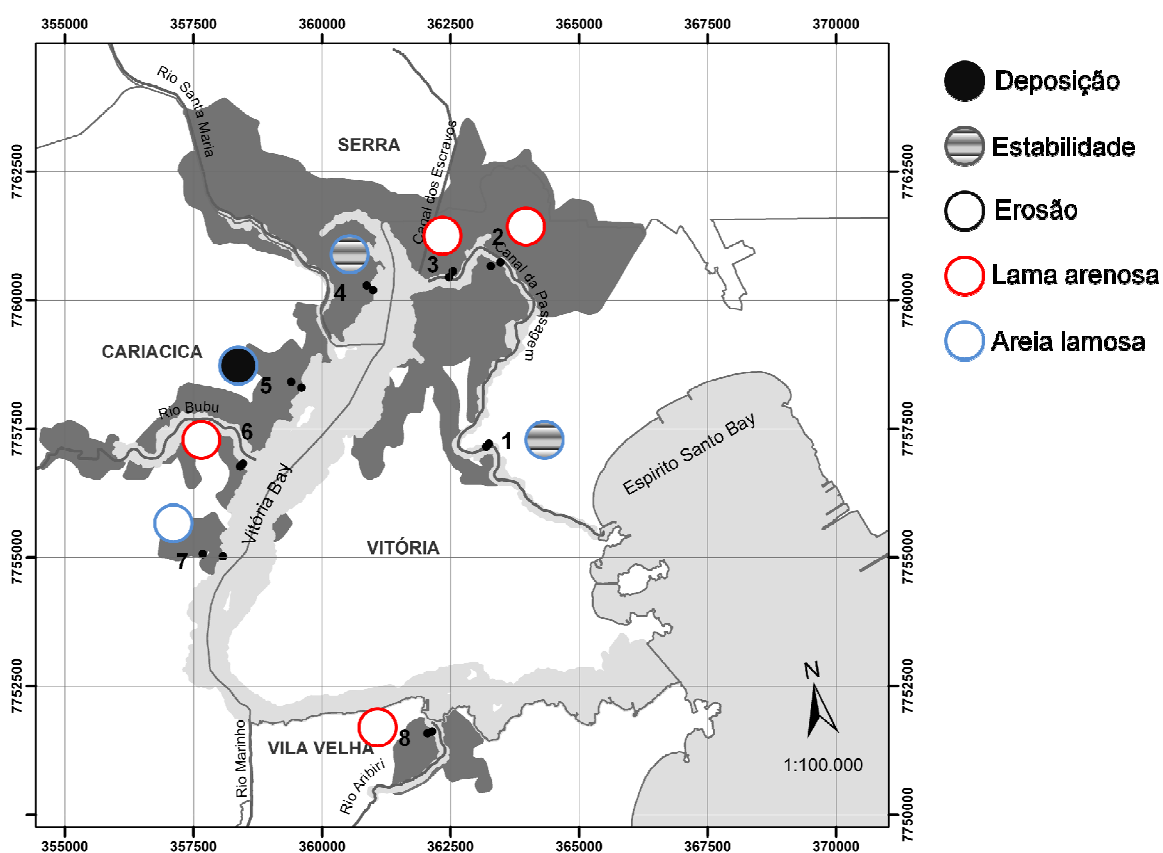
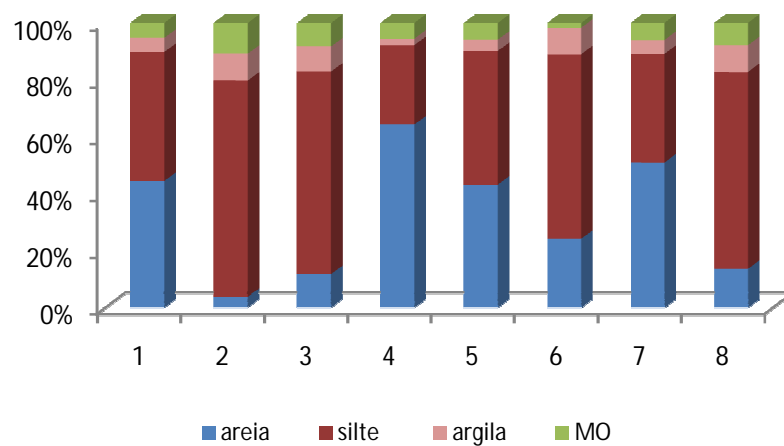


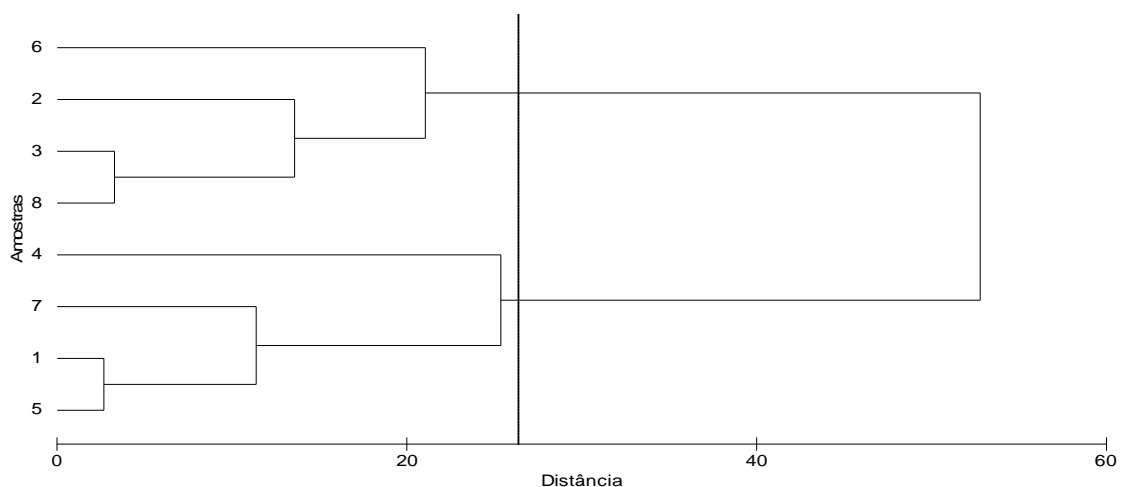
Figura 4.5. Distribuição espacial dos pontos e as tendências de sedimentação: deposição, estabilidade e erosão e granulometria predominante: mais lamosa ou mais arenosa nos oito pontos de amostragem nas planícies de maré, Baía de Vitória, monitoramento de abril de 2012 a maio de 2014.

- Granulometria e matéria orgânica

Os valores de matéria orgânica variaram de 1,7% (ponto 6) a 12,0% (ponto 2). Os dados de granulometria indicam que os pontos 2, 3, 6 e 8 correspondem a amostras predominantemente lamosas com percentuais de finos (silte e argila) acima de 75% (Figuras 4.5 e 4.6). A análise de agrupamento utilizando esses dados indicou a formação de dois grupos principais, o Grupo 1 (pontos 2, 3, 6 e 8) reuniu as amostras mais lamosas, consideradas lamas arenosas, e o Grupo 2 (pontos 1, 4, 5 e 7) reuniu as amostras que apresentaram percentuais de areia acima de 45%, sendo consideradas amostras relativamente mais arenosas, areias lamosas (Figura 4.7).



**Figura 4.6. Valores percentuais de granulometria e matéria orgânica nos pontos de amostragem (1 ao 8), planícies de maré, Baía de Vitória (valores médios setembro de 2013 e março de 2014).**



**Figura 4.7. Análise de agrupamento dos dados médios da granulometria e matéria orgânica do sedimento superficial das planícies de maré, Baía de Vitória em cada ponto de amostragem (1 ao 8) (distância Euclidiana).**

Os resultados indicaram uma relação entre os pontos que sofreram erosão ao longo do período de estudo e a granulometria do sedimento, maior proporção de finos (pontos 2, 3, 6 e 8). De acordo com Deloffre et al. (2005), sedimentos finos são facilmente erodidos até mesmo por correntes fracas em planícies lamosas. O único ponto arenoso que sofreu erosão foi o ponto 7, no entanto essa perda de sedimento ocorreu apenas no final do período analisado, a partir de 2014, durante os demais períodos houve alternância entre deposição e erosão de cerca de 2 cm. Esse ponto, diferente dos demais, apresenta conchas marinhas na superfície do sedimento (Figura 4.8), o que pode ter facilitado a erosão, junto com alguma força adicional. Quaresma et al. (2007) verificaram movimentos de conchas sobre a planície de maré induzindo processos de erosão durante momentos de tempestades. O ponto 5, próximo à desembocadura do rio Santa Maria da Vitória, que sofreu intensa sedimentação ao final do monitoramento, apresentou 45% de areia. Bastos et al. (2010) confirmam a ocorrência de areias fluviais na desembocadura desse rio. Essa sedimentação pode estar sofrendo influência do assoreamento do rio Santa Maria da Vitória.



**Figura 4.8.** Imagem mostrando as barras e a escala posicionada para as medições e a presença de conchas marinhas sobre o sedimento no ponto 7. Foto: Gabriela C. Zamprogno.

- Relação com vazão, precipitação e ventos

Comparando os resultados dos processos de erosão/sedimentação com os dados de precipitação, vazão do Rio Santa Maria, principal rio do sistema, e com os dados de vento (Figura 4.9), percebe-se que a erosão registrada no mês de setembro de 2012 para todos os pontos (exceto no ponto 7 que se manteve estável) ocorreu concomitantemente com ventos fortes e após período de precipitação (238mm) e vazão ( $44,80\text{m}^3/\text{s}$ ) elevados durante o mês de agosto. Pethick (1992)

confirma que a erosão superficial e nas bordas das planícies de maré é uma resposta natural a condições energéticas impostas. Godinho (2009) observou que na Baía de Vitória, nos momentos de maior energia (entrada de frentes frias), ocorria erosão de sedimento na planície de maré mais próxima ao manguezal e deposição mais próxima ao canal, caracterizando um perfil morfológico mais planar a fim de facilitar a dissipação da energia. Em janeiro de 2013 também foi observada erosão de sedimento em todos os pontos e precipitação elevada (200 mm) nesse mesmo mês. Van Santen (2007) também atribuiu às tempestades a erosão ocorrida na planície de maré próxima ao manguezal, causada pelo maior nível de água e por ondas provocadas pela tempestade. Janssen-Stelder (2000) verificou que durante condições calmas a sedimentação prevalece, enquanto que em condições de mau tempo (ventos fortes) a erosão prevalece nas planícies lamosas entre marés.

As alterações ocorridas entre maio e setembro de 2013 (erosões e acréscimos concomitantes em diferentes pontos) não podem ser explicadas pelos dados de vazão e precipitação, visto que não houve picos nesse período. No entanto, os ventos predominantes na direção sul indicaram a ocorrência de duas frentes frias, que possivelmente modificaram o padrão de ondas influenciando a energia do sistema (abril e julho de 2013). Mesmo em áreas protegidas, as ondas normalmente são significantes, podendo suspender sedimento de áreas rasas e muitas vezes contribuir para a estabilidade morfológica em longo prazo (Le Hirt et al., 2000). De acordo com Veronez Jr. et al. (2009), as correntes existentes na Baía de Vitória são consequências da soma dos efeitos da maré, da vazão dos rios, da morfologia, da estratificação, das ondas e dos ventos, uma vez que a baía apresenta um largo trecho orientado no sentido dos ventos predominantes (nordeste e sudoeste). Entretanto, Neves et al. (2012), estudando o canal do Porto, na Baía de Vitória não verificaram relação entre o padrão de circulação das correntes e as frentes frias, e sim relação com as marés vazantes.



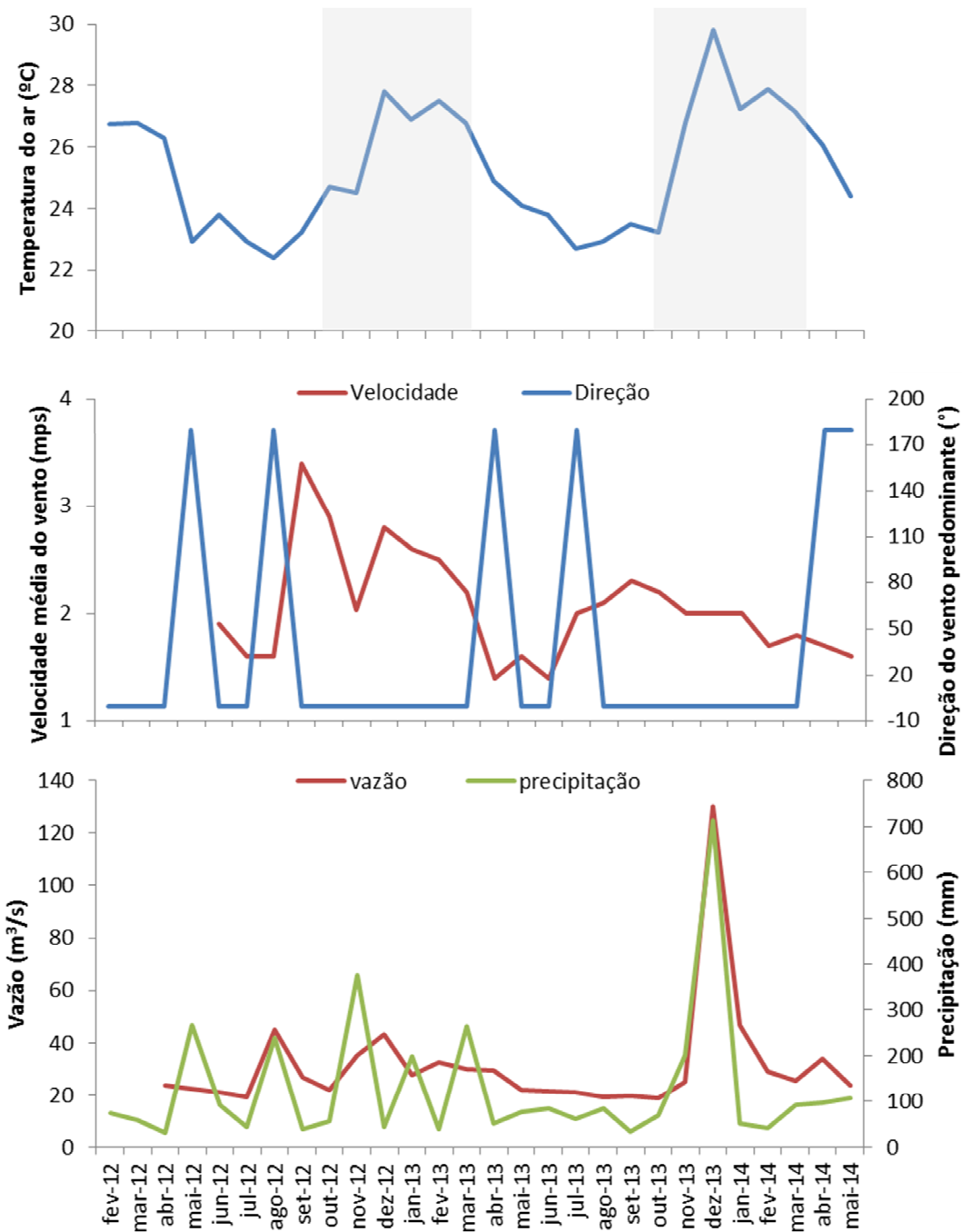


Figura 4.9. Dados médios mensais de temperatura, velocidade e direção do vento predominante (0° - N, 180° - S), precipitação (Fonte: INMET, 2014, estação 83648, lat. - 20,31 long - 40,31, Vitória, ES) e vazão do Rio Santa Maria da Vitória (Fonte: Hidroweb, 2015) para o período correspondente ao monitoramento (fevereiro de 2012 a maio de 2014). Em cinza: estações chuvosa.

Em dezembro de 2013 houve os maiores picos de precipitação e vazão registrados nesse período (714mm e 130m<sup>3</sup>/s). Posteriormente, ocorreram erosões nos pontos 2, 3 e 6 e, de forma mais acentuada, no ponto 7. Ao contrário, no ponto 5, localizado próximo a desembocadura do Rio Santa Maria da Vitória, ocorreu intensa sedimentação. Veronez Jr. et al. (2009) verificou formas irregulares junto ao delta desse rio, sendo relacionadas ao seu aporte sedimentar e as baixas velocidades das correntes nesse trecho, que, por isso, não remobilizam todo o volume sedimentar formando dunas subaquosas. Além disso, esse ponto foi considerado arenoso, necessitando, portanto, de uma maior energia para transporte dos grãos. Esses fatos contribuem para explicar a sedimentação registrada de 6,5 cm que ocorreu nesse ponto no período posterior à intensa vazão do rio. O assoreamento do rio também pode ter contribuído para o aumento da sedimentação na planície de maré. Em estuário sujeito ao regime de macromaré em clima temperado, Deloffre et al. (2005) verificaram que a dinâmica de sedimento está diretamente relacionada ao fluxo do rio e marés, sendo que durante os períodos de maior descarga fluvial ocorrem processos de sedimentação e, em menor descarga do rio, as marés controlam os processos sedimentares e a erosão prevalece.

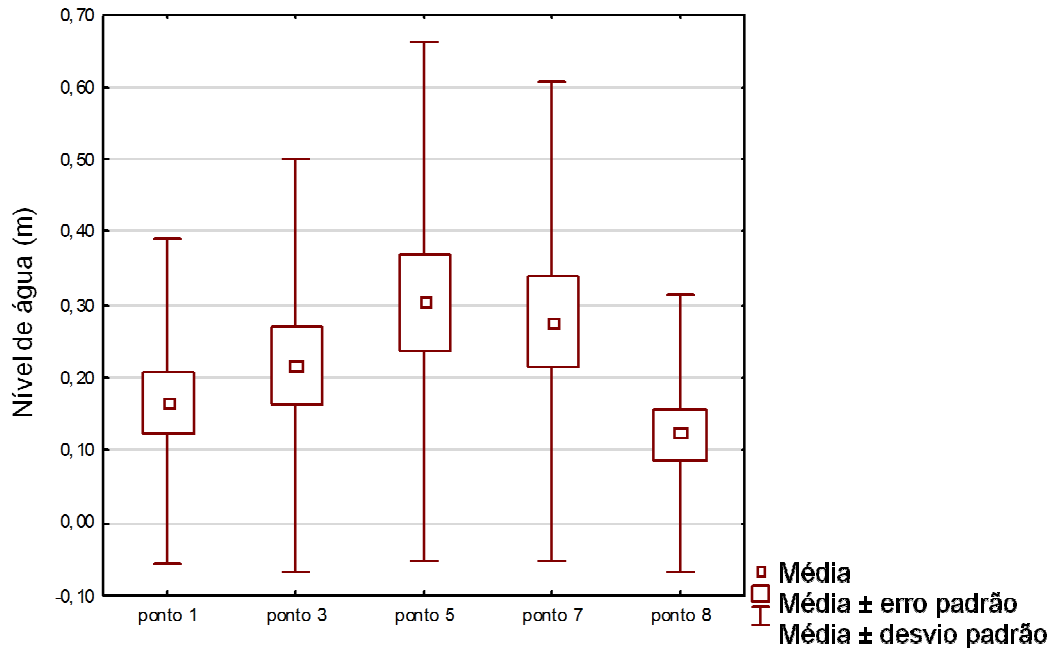
A intensa erosão registrada durante todo o período de amostragem no ponto 3 pode ser resultante do evento denominado como "tombo de maré", que se refere ao encontro entre as duas frentes de marés, aquela proveniente do canal do Porto e a do canal da Passagem (Rigo, 2004). Além disso, devido ao estreitamento do canal nesse ponto, o empilhamento das águas pode ocasionar o aumento da velocidade da corrente, provocando a retirada de sedimentos lamosos desse ponto. O mesmo fato pode explicar a erosão no ponto 2, porém em menor intensidade. Veronez Jr. et al. (2009) verificaram processo erosivo na região central da Baía de Vitória provocado pela hidrodinâmica no canal. Jaffe et al. (2007) em pesquisa histórica desde 1856 na Baía de São Pablo, Califórnia, considerou que as erosões nas planície de maré ocorreram devido às alterações antrópicas, tais como mineração, represamentos de rios e alteração no uso da terra, que reduziram a entrada de sedimentos provenientes dos rios. Essas alterações também ocorreram na Baía de Vitória, entre outras como construção de ponte, aterramento e assoreamento dos rios, que também podem alterar o padrão de sedimentação. No entanto, devido à

ausência de estudos pretéritos, não se pode comprovar que a erosão registrada na Baía de Vitória deve-se a alterações antrópicas.

De acordo com Barros et al. (2011), na Baía de Vitória, como os ventos são suaves e os fluxos dos rios são relativamente pequenos, a hidrodinâmica dessa região é principalmente dominada pelos efeitos de maré. No entanto, a variação espacial e temporal na morfologia do sedimento das planícies de maré estudadas indica a influência de outros fatores na deposição e erosão de sedimentos, tais como vazão, precipitação, ventos predominantes e tamanho dos grãos. As principais forçantes que atuam em uma planície de maré são propagação de maré, correntes, circulação induzida por vento, ondas e processos de drenagem, sendo relacionadas ao transporte de sedimento (Le Hir et al., 2000). Outros fatores como a presença dos organismos no sedimento (Quaresma et al., 2004), a abundância de plantas e algas (Le Hir et al., 2000) e a presença de conchas (Quaresma et al., 2007) podem influenciar a erosão e deposição de sedimento nas planícies entremarés, além das influências antrópicas, como instalações de aquacultura (Le Hir et al., 2000) e as ondas geradas por tráfego de barcos (Verney et al., 2007) podem modificar a hidrodinâmica. Dessa forma, devido ao número de fatores em potencial, variação na intensidade, frequência de ocorrência e a interação (sinergismo) entre eles, a avaliação da influência de cada fator é de difícil definição.

- Nível de inundação

De acordo com o teste Kruskal-Wallis verificou-se que não houve diferença entre os níveis de água medidos entre os pontos. No entanto os dados demonstram que os pontos da parte interna da baía, principalmente o ponto 5, inunda mais que os demais e passa maior tempo inundado em relação aos pontos da extremidade da Baía, pontos 1 e 8 (Figura 4.10). O maior tempo de inundação indica também maior tempo de deposição dos sedimentos, explicando a maior elevação da superfície registrada no ponto 5.



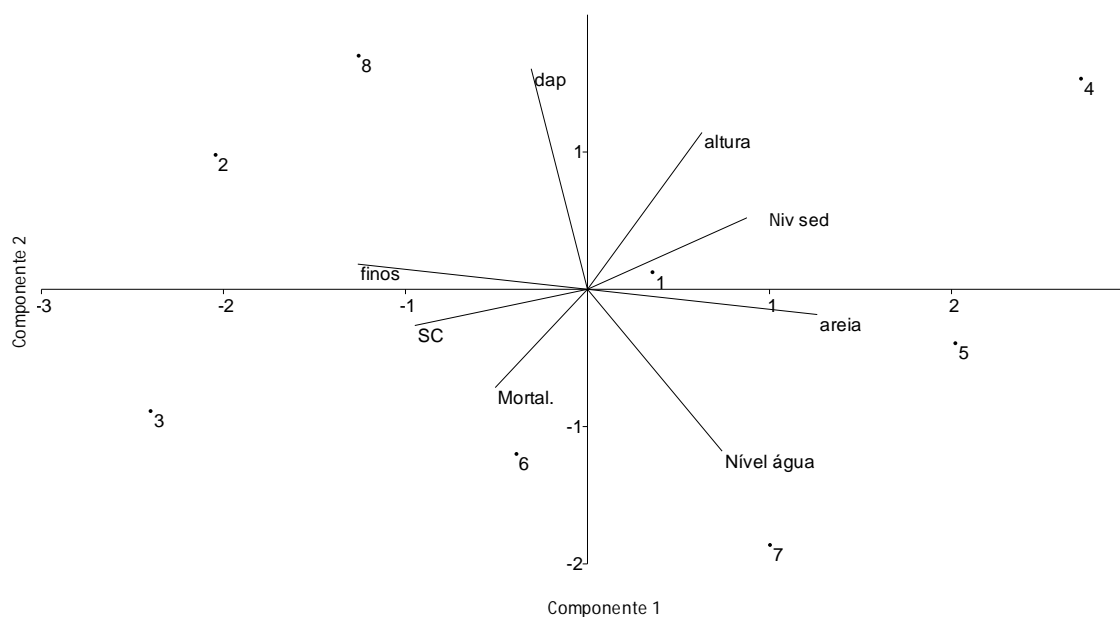
**Figura 4.10. Box plot dos níveis de inundação medidos durante 26 horas nos pontos de amostragem 1, 3, 5, 7 e 8, Baía de Vitória.**

- Análises multivariadas

A análise de componentes principais utilizando os dados da vegetação (bosques de franja) e do sedimento, nível do sedimento (total acumulado no final do período amostrado) e o nível de inundação, indicou que os dois primeiros componentes explicaram 64% dos dados (Figura 4.11). Os pontos 1, 4 e 5 apresentaram correlação positiva com o nível de sedimento (indicando deposição) e areia. O ponto 3 apresentou correlação com finos, assim como os pontos 2 e 8. O ponto 3 também apresentou maior correlação com a mortalidade de árvores e *standing crop* e negativa com nível de sedimento (indicando erosão). Mortalidade apresentou correlação negativa com altura das árvores e nível de sedimento.

Os resultados indicaram que o ponto 3, que houve perda de sedimento durante o período amostrado, apresentou alta mortalidade de árvores do bosque adjacente à planície de maré amostrada no início do monitoramento, e apresentou também correlação negativa com a altura das árvores. Tanto a sedimentação como a erosão do sedimento nas florestas de mangue podem causar mortalidade massiva (Ellison et al., 2009). No entanto, a sedimentação ocorrida na planície de maré não indica a sedimentação do interior do bosque. Van Santen et al. (2007) verificou que a área de vegetação densa apresenta deposição de sedimento sustentável e a planície de maré adjacente ao mangue apresentou maiores alterações entre

momentos de erosão e sedimentação. Os autores citam ainda que o aporte de sedimento para a zona vegetada é baixo devido à redução da velocidade da corrente, mas a efetiva proteção da vegetação contra erosão e ondas resulta em taxas mais estáveis, em contraposição ao alto dinamismo das planícies sem vegetação. Esse fato enfatiza a importância do manguezal na acumulação de sedimento e estabilidade do solo, características que aumentam sua sobrevivência durante um acelerado aumento do nível do mar (Augustinus, 1995).



**Figura 4.11. Análise dos componentes principais utilizando os dados da vegetação - valores médios da altura e diâmetro (DAP) das árvores e taxa de mortalidade (Mort.), dados do sedimento -valores médios da granulometria (finos e areia) e *standing crop* (SC), nível do sedimento - total acumulado (Niv sed.) e valores médios do nível da água, inundação (pontos de 1 a 8, Baía de Vitória).**

#### **4.4 Conclusão**

A análise da morfologia superficial do sedimento ao longo da Baía de Vitória indicou alternância entre momentos de deposição e erosão de sedimentos. No entanto padrão sazonal, considerando as estações chuvosas e secas, não foi observado.

Em relação aos pontos de amostragem, dois foram classificados como estáveis, cinco pontos com tendência erosiva e um ponto com tendência à sedimentação. Os pontos com tendência erosiva apresentam maiores teores de lama. Exceção ocorreu apenas no ponto 7, mais arenoso. O ponto 5 foi o único com deposição de sedimento, ponto mais arenoso e próximo a desembocadura do Rio Santa Maria da Vitória. Essa sedimentação ocorreu após um período de intensa precipitação e vazão do rio. O ponto 3, localizado próximo ao encontro dos dois canais da Baía, e portanto, encontro de duas frentes de marés, foi intensamente erodido durante todo o período de amostragem.

Esse estudo sugere a influência da ação das marés, vazão dos rios, ondas geradas pelo vento e da granulometria do sedimento nos processos de erosão, estabilidade e sedimentação das planícies de maré próximas ao manguezal da Baía de Vitória. As alterações antrópicas no ambiente também podem ter influenciado a sedimentação. Dessa forma, a hipótese proposta foi confirmada, demonstrando que as variáveis ambientais testadas influenciam a morfodinâmica do sedimento superficial de planícies de maré.

A continuidade desse estudo em longo prazo e outros estudos envolvendo a hidrodinâmica, assim como a dinâmica sedimentar da Baía de Vitória são necessários e permitirão aprimorar o conhecimento sobre esse complexo sistema estuarino.

## Referências

Augustinus, P.G.E.F. 1995. Geomorphology and sedimentology of mangroves. In: Geomorphology and Sedimentology of Estuaries, Perillo, G.M.E. (Ed.). Elsevier Science, Amsterdam, pp. 333–357.

Bastos, A.C., Vilela, C.G., Quaresma, V.S., Almeida, F.K. Mid-to late-holocene estuarine infilling processes studied by radiocarbon dates, high resolution seismic and biofacies at Vitoria Bay, Espirito Santo, Southeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 82(3): 761-770. 2010.

Batista, E.M, Souza Filho, P.W.M., Silveira, O.F.M. Avaliação de áreas deposicionais e erosivas em cabos lamosos da zona costeira amazônica através da análise multitemporal de imagens de sensores remotos. *Revista Brasileira de Geofísica*. 27(1): 83-96. 2009.

Ellison, G. Geomorphology and sedimentology of tidal flats. Coastal wetlands an integrated ecosystem approach. In: Coastal wetlands an integrated ecosystem approach. Perillo, G.M.E.; Wolanski, E., Cahoon, D.R., Brinson, M.M. (orgs.). Amsterdam, The Netherlands. 2009.

HIDROWEB, Sistemas de informações hidrológicas, Agência Nacional das Águas. Disponível em <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em julho de 2015.

INMET. Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa. [www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br). Acesso em dezembro de 2013.

Jaffe, B.E., Smith, R.E., Foxgrover, A.C. Anthropogenic influence on sedimentation and intertidal mudflat change in San Pablo Bay, California: 1856-1983. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 73: 175-187. 2007.

Magrin, G.O., Marengo, J.A., Boulanger, J.P., Buckeridge, M.S., Castellanos, E., Poveda, G., Scarano, F.R., Vicuña, S. Central and South America. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Barros, V.R., Field, C.B., Dokken, D.J., Mastrandrea, M.D., Mach, K.J., Bilir, T.E., Chatterjee, M., Ebi, K.L., Estrada, Y.O., Genova, R.C., Girma, B., Kissel, E.S., Levy, A.N., MacCracken, S., Mastrandrea, P.R., White, L.L. (Eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1499-1566. 2014.

Mazda, Y., Wolanski E. Hydrodynamics and modeling of water flow in mangrove areas. In: Coastal wetlands an integrated ecosystem approach. Perillo, G.M.E.; Wolanski, E.; Cahoon, D.R.; Brinson. M.M. (orgs.). Amsterdam, The Netherlands. 2009.

Nerem, R.S., Chambers, D.P., Chloé. C., Mitchum. G.T. Estimating mean sea level change from the TOPEX and Jason altimeter missions. *Marine Geodesy*, 33: 435–446. 2010.

Pethick., J.S. Saltmarshes Geomorphology. In: Saltmarshes: Morphodynamics, Conservation and Engineering Significance, Allen, J.R.L., Pye, K. (Eds).University Press, Cambridge. pp. 41-62. 1992.

Quaresma, V.S., Amos, C.L., Flindt, M. The Influence of biological activity and consolidation time on laboratory cohesive beds. *Journal of Sedimentary Research*, 74 (2): 184-190. 2004.

Quaresma, V.S., Bastos, A.C., Amos, C.L..Sedimentary processes over an intertidal flat: A field investigation at Hythe flats, Southampton Water (UK). *Marine Geology*. 241: 117–136. 2007.

Souza Filho, P.W.M., Martins, E.S.F., Costa F.R. Using mangroves as geological indicator of coastal changes in the Bragança macrotidal flat, Brazilian Amazon: an approach from remote sensing data and GIS. *Ocean & Coastal Management*. 49 (7-8): 462–475. 2006.

Tolhurst, T.J., Chapman, M.G. Spatial and temporal variation in the sediment properties of an intertidal mangrove forest: implications for sampling. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 317: 213– 222. 2005.

Tolhurst, T.J., Defew, E.C., Perkins, R.G., Sharples, A., Paterson, D.M. The effects of tidally-driven temporal variation on measuring intertidal cohesive sediment erosion threshold. *Aquatic Ecology*. 40: 521 –531. 2006.

Van Santen, P., Augustinus, P.G.E.F., Janssen-Stelder, B.M., Quartel S., Tri, N.H. Sedimentation in an estuarine mangrove system. *Journal of Asian Earth Sciences*. 29: 566–575. 2007.

Veronez Jr., P., Bastos, A.C., Quaresma, V.S. Morfologia e distribuição sedimentar em um sistema estuarino tropical: Baía de Vitória, ES. *Revista Brasileira de Geofísica*. 27(4): 609-624. 2009.

Woodroffe, C.D., Davies, G. The morphology and development of tropical coastal wetlands. Coastal wetlands an integrated ecosystem approach. In: Coastal wetlands an integrated ecosystem approach. Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R., Brinson. M.M. (Orgs.). Amsterdam, The Netherlands. 2009.



## CAPÍTULO 5

### Uso de fatores biológicos e ambientais na determinação de níveis de vulnerabilidade de bosques do manguezal da Baía de Vitória, ES

#### RESUMO

O objetivo deste trabalho foi propor uma metodologia para classificação dos bosques em níveis de vulnerabilidade com base na integração de dados da vegetação, fauna, contaminantes, características do sedimento e pressão urbana. Foram estabelecidas 8 áreas e em cada área foram demarcadas parcelas em bosques de franja e de bacia, totalizando 16 pontos de amostragem no manguezal da Baía de Vitória. Em cada ponto foram verificados os dados de estrutura da vegetação, plântulas, granulometria e matéria orgânica do sedimento, caracterização da água intersticial, macrofauna, contaminantes orgânicos e metais e avaliações da morfologia superficial do sedimento. Indicadores foram determinados para classificar os bosques em três níveis de vulnerabilidade e se mostraram bons estimadores na determinação da vulnerabilidade do manguezal aos distúrbios futuros. Os resultados indicaram que áreas internas e por isso mais protegidas do manguezal da Baía de Vitória apresentam maior qualidade ambiental e menor vulnerabilidade, enquanto que os bosques localizados nas extremidades da Baía, são submetidos a maior pressão antrópica e encontram-se mais degradados e contaminados pelos poluentes avaliados, e por isso são mais sensíveis e vulneráveis a distúrbios, apresentando maior risco de eliminação de área. São, portanto, áreas prioritárias para conservação e manejo. O impacto antrópico que tornou os bosques mais vulneráveis foi a proximidade com a ocupação urbana com conseqüente redução na área do bosque e introdução de uma maior concentração de poluentes de diversas fontes.

**Palavras-chave:** Vulnerabilidade, sensibilidade, qualidade ambiental, conservação.

## 5.1 Introdução

Os fatores antropogênicos podem controlar a evolução do manguezal (Sakho et al., 2011) induzindo a degradação ambiental e a eliminação de áreas. Os danos provocados pelas atividades humanas vão implicar na perda da conectividade entre habitat e sistemas, no aumento da disponibilidade de nutrientes, na alteração da dinâmica de sedimentação e na inclusão de barreiras físicas que irão inviabilizar a migração do manguezal em direção ao continente no caso de aumento do nível do mar (Lovelock, Ellison, 2007), entre outras consequências. Esses danos podem ser amplificado uma vez que nas últimas décadas a redução de área de manguezal no mundo tem sido dramática e muito esforço tem sido feito no intuito de recuperar e/ou reverter estes danos (Hogarth, 2013), nem sempre com sucesso.

Apesar do manguezal ter como característica ecológica a capacidade de resiliência, ou seja, a habilidade de manter sua estrutura e seu padrão de funcionamento mesmo quando sujeito a distúrbios (Zacharias, Greg, 2004), a ocorrência de tensores diversos e seu sinergismo irão reduzir sua resiliência, dificultando uma resposta ao tensor ou inviabilizando o retorno às condições originais de funcionamento, podendo levar o sistema ao colapso.

A percepção crescente de que os impactos humanos estão afetando as regiões costeiras promoveu o conceito de vulnerabilidade (Woodroffe, 2007). Este conceito pode ser entendido como o grau em que uma área é susceptível de ser afetada, ou seja, a sua capacidade para suportar as consequências de impactos de origem natural ou antrópica (Woodroffe, 2007). Sendo conceituados também por esse autor, o termo susceptibilidade como "o potencial do sistema ser afetado" e a sensibilidade como "a capacidade de resposta, ou seja, alteração mediante aos impactos". A avaliação da vulnerabilidade tem focado na compreensão das combinações presentes e futuras dos atributos físicos ou socioeconômicos que definem limiares críticos de impactos e limites efetivos de respostas de adaptação (McFadden, 2007).

Haja vista que a vulnerabilidade pode ser reduzida por meio do aumento da capacidade adaptativa das comunidades e dos ambientes e/ou por diminuição dos impactos ou das forçantes externas (McFadden, 2007), sua análise torna-se uma ferramenta de gestão e conservação. E deve ser aplicada com o intuito de conhecer e/ou minimizar os impactos que tornam os ambientes mais susceptíveis. Dessa

forma, a pesquisa da vulnerabilidade local pode auxiliar no manejo ambiental e na definição de áreas prioritárias para recuperação ou uso sustentável de recursos (Ventura, Lana, 2014).

A análise da vulnerabilidade pode, então, ser definida como a propensão de um ambiente ser impactado por uma variedade de forçantes com efeitos adversos (McFadden, 2007). Sendo esta baseada na sensibilidade do bosque que é relativa às suas características intrínsecas incluindo as alterações já provocadas por tensores naturais e antrópicos.

Considerando essas definições, foi realizada uma análise interdisciplinar que buscou compreender as características que tornam uma floresta de manguezal mais ou menos sensível aos tensores ambientais, de origem antrópica ou natural. Com o objetivo de propor uma metodologia para classificar as florestas do manguezal em ambiente urbanizado em níveis de vulnerabilidade, foram desenvolvidas metodologias quantitativa e qualitativa. Para tanto, foram utilizados indicadores biológicos (características da vegetação e da fauna) e ambientais (características do sedimento e pressão urbana) sendo os bosques com base nestas variáveis classificados em três níveis de vulnerabilidade.

A hipótese é que os indicadores biológicos e abióticos selecionados são bons estimadores para a determinação dos níveis de vulnerabilidade do manguezal perante impactos ambientais futuros.

## **5.2 Material e Métodos**

### **Área de estudo** (*Vide* Caracterização)

#### **Metodologia**

No manguezal da Baía de Vitória foram delimitados 8 pontos, sendo demarcadas parcelas nas florestas de franja (F) e de bacia (B), totalizando 16 pontos de amostragem.

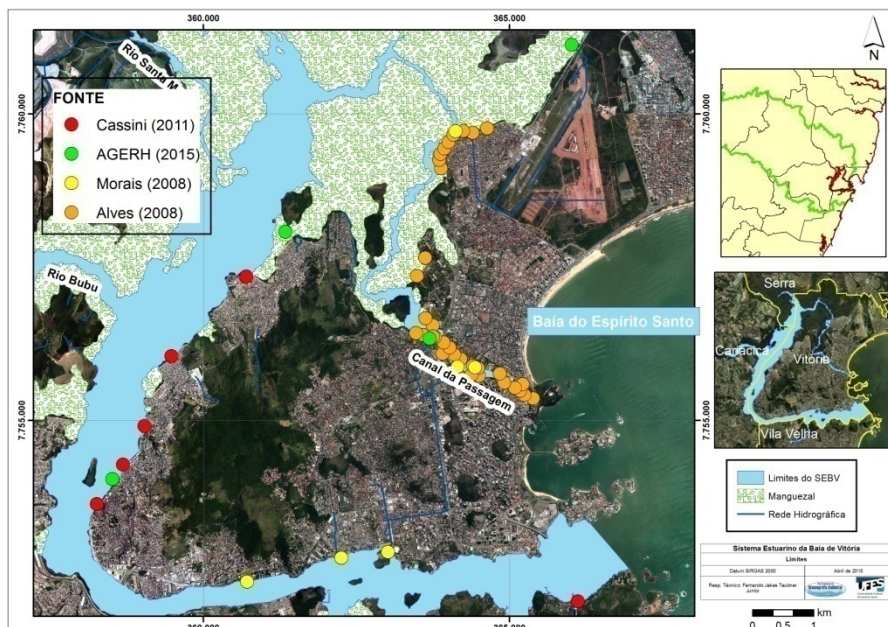
#### **Construção dos níveis de vulnerabilidade**

Para calcular o nível de vulnerabilidade para cada variável, foi estabelecido o intervalo dos dados obtidos, isto é, o valor máximo subtraído do valor mínimo e seu

resultado dividido por três. Dessa forma, três níveis de vulnerabilidade foram determinados relativos a cada variável amostrada, sendo o nível 1 (baixo), 2 (intermediário) e 3 (alto). Para as variáveis analisadas somente nos 8 pontos de amostragem, empregou-se o mesmo valor para a floresta de franja e bacia de cada ponto. O somatório dos indicadores de todas as variáveis selecionadas foi utilizado para classificar o nível de vulnerabilidade em cada ponto de amostragem e o mesmo cálculo (valor do intervalo dividido por 3) foi aplicado para determinar o nível 1 (baixo), 2 (intermediário) ou 3 (alto).

Foram selecionados 24 indicadores (variáveis) distribuídos em cinco componentes (Localização, Vegetação, Fauna, Sedimento e Contaminantes) para construção dos níveis de vulnerabilidade.

**Localização:** Foi medida a distância do bosque considerando o ponto de amostragem em relação à ocupação urbana e o tamanho da área do bosque com base na maior medida vertical e horizontal. A distância do ponto ao lançamento de esgoto mais próximo também foi mensurada com base em dados compilados por Teubner (2015) (Figura 5.1). Para isto foi utilizada ferramenta “medir distância” no software ArcGis.



**Figura 5.1. Localização dos pontos de lançamento de esgoto na Baía de Vitória. Fonte: Teubner (2015).**

Ecosistemas restritos a pequenas áreas são mais vulneráveis quando submetidos a distúrbios antrópicos (Pellegrini et al., 2009). A principal ameaça à resiliência das áreas úmidas entremarés com mudanças climáticas é a presença de

barreiras que irão impedir a migração das comunidades (Lovelock, Ellison, 2007) em direção ao continente num processo de elevação do nível médio relativo do mar. Os manguezais acompanham as alterações do nível do mar se houver sedimento e espaço disponível (Woodroffe, 2007) e se a elevação ocorrer em condições compatíveis com os processos de ajuste da floresta (Ellison, 2009), . Dessa forma, manguezais mais próximos à ocupação urbana, mais confinados e contendo menor área foram considerados mais sensíveis e com maior nível de vulnerabilidade.

Além dos parâmetros de área do bosque e distância dos centros urbanos, nesta categoria foram avaliadas a amplitude de inundação, com base nas alturas das macroalgas. Em duas estações climáticas (verão e inverno) nos anos de 2012 e 2013 foi medida a altura (cm) das macroalgas aderidas às quatro árvores nas extremidades das parcelas e utilizado-se os valores médios para análise desta variável. Essa medida tem sido tradicionalmente usada para estimar níveis de inundação uma vez que o crescimento médio dessas algas está entre as marés mais altas e mais baixas e maior a altura da macroalga indica maior submersão e menor o stress (Cunha et al., 2004; Ventura, Lana, 2014). Considerou-se que os pontos de bacia são mais vulneráveis que os pontos de franja.

**Vegetação:** Em cada parcela, foram estimados os parâmetros estruturais (Metodologia *vide* Capítulo 1). Os dados da vegetação utilizados para a construção dos níveis de vulnerabilidade foram: altura média, DAP médio, área basal, densidade de vivos, número de troncos/indivíduos, riqueza de espécies, dominância relativa e porcentagem de mortalidade.

A análise dos dados de altura dos bosques indicou que aqueles com as menores médias apresentaram maior variabilidade em altura, sugerindo maior influência de tensores durante o ciclo de desenvolvimento da floresta e, portanto, maior vulnerabilidade. Da mesma forma, os bosques com menor DAP e área basal, na análise do conjunto de dados estruturais, foram classificados como mais degradados, portanto, mais sensíveis e vulneráveis aos distúrbios. Locais com maior densidade de árvores indicaram maior degradação ambiental e, como consequência, maior sensibilidade dos bosques aos tensores naturais ou induzidos.

O número de troncos por indivíduos também é uma resposta aos tensores. Árvores com maior número de troncos por indivíduo são mais sensíveis por já terem

sido submetidas a distúrbios durante seu desenvolvimento (Cintron, Schaeffer-Novelli, 1983) e, portanto, vulneráveis.

Devido às diferentes plasticidades das espécies de mangue em relação às condições ambientais, tais como luminosidade, disponibilidade de nutrientes, gradiente de salinidade, frequência de inundação e características do solo (Ukpong, 1994; Duke et al., 1998; Berger et al., 2006), considerou-se que as florestas com menor riqueza de espécie e maior dominância são mais vulneráveis aos tensores, pois apresentam menor capacidade de resposta.

A mortalidade das árvores indica respostas às condições ambientais desfavoráveis (Jimenez, Lugo, 1985; Berger et al., 2006), ou seja, bosques com maior porcentagem de mortalidade estão relacionados à maior sensibilidade e vulnerabilidade.

No verão e inverno dos anos de 2012 e 2013 foram realizadas contagens por meio de senso visual de plântulas em cada parcela. O número de plântulas é diretamente proporcional ao potencial reprodutivo e de recuperação (Ventura, Lana, 2014), considerando, portanto, as áreas com maior densidade de plântulas como menos vulneráveis.

**Fauna:** As amostragens da fauna também foram realizadas no verão e inverno de 2012 e 2013 para epifauna de moluscos e endofauna. Para epifauna de crustáceos as amostragens foram realizadas no verão e inverno de 2013 (Metodologia *vide* Capítulo 2).

Modificações mesmo em pequena escala na estrutura física das florestas de mangue podem induzir impactos na composição das comunidades bentônicas (Skilleter, Warren, 2000). Distúrbios antrópicos promovem a simplificação e perda de diversidade (Ashton et al., 2003). Dessa forma, considerou-se que os bosques com menores valores de riqueza (número de espécies) da endofauna e da epifauna de moluscos e crustáceos, e índice de diversidade média de moluscos são mais sensíveis a distúrbios futuros. Uma vez que os valores dos índices de diversidade dos moluscos e crustáceos foram inversos, e que os moluscos apresentaram concordância com os dados de qualidade ambiental da estrutura da vegetação, nessa análise optou-se por não utilizar os dados de diversidade de crustáceos. Da mesma forma, o índice de diversidade da endofauna não foi utilizado pois não demonstrou padrão espacial.

**Sedimento:** Para esse componente consideraram-se os resultados de salinidade da água intersticial, granulometria e morfologia do sedimento.

Os dados obtidos para a salinidade e granulometria ocorreram no verão e inverno para os anos de 2012 e 2013 (Metodologia *vide* Capítulo 1). Maiores valores de salinidade da água intersticial estariam associados a uma redução no porte do manguezal e a um aumento da mortalidade (Cintrón, Shaeffer-Novelli, 1983) e a consequente deteriorização do mangue (Cardona, Botero, 1998). Dessa forma, florestas de mangue com maiores valores de salinidade da água intersticial são mais sensíveis a impactos ambientais (Ventura, Lana, 2014).

As características do sedimento de manguezal, principalmente a dominância de partículas finas, propiciam ligação com vários tipos de poluentes (Kruitwagen et al., 2008). Sendo assim, os bosques com maior percentual de sedimentos finos foram considerados mais sensíveis a impactos ambientais.

O monitoramento espaço-temporal das alterações na morfologia superficial da planície de maré foi realizado nos oito pontos entre fevereiro de 2012 a maio de 2014 (Metodologia *vide* Capítulo 4). Foi utilizado para a construção dos níveis de vulnerabilidade o resultado obtido no final do período de amostragem (total acumulado) classificando os pontos com tendência de erosão, estabilidade ou sedimentação.

A acumulação de sedimento e estabilidade do solo são características que aumentam a sobrevivência do manguezal durante um acelerado aumento do nível do mar (Augustinus, 1995). Dessa forma, considerou-se que os manguezais que apresentaram erosão (redução da superfície) durante o período de amostragem são mais vulneráveis.

**Contaminantes:** As amostras de sedimento superficial (0-2cm) para análise de elementos traço foram realizadas no verão e inverno de 2012, coletadas nos 16 pontos de amostragem (Metodologia *vide* Capítulo 3).

Foram selecionados para análise da vulnerabilidade os metais chumbo (Pb), cádmio (Cd), cromo (Cr) e o semi-metal arsênio (As). Esses elementos, juntamente com o mercúrio (não avaliado) são considerados os mais perigosos no ambiente devido ao seu uso intensivo (antrópico), seu grau de toxicidade e sua ampla distribuição (Baird, Cann, 2011). As concentrações dos metais foram normalizadas

pela concentração do Al e para a elaboração do índice de vulnerabilidade utilizou-se a média de dois períodos.

Para análises dos contaminantes orgânicos foram realizadas amostragens de sedimento superficial no inverno de 2013 e verão de 2014 nos 8 pontos de amostragem (Metodologia *vide* Capítulo 3).

Foram selecionados os dados médios de hidrocarbonetos poliaromáticos, pesticidas organoclorados e PCBs e concentração de TBT.

Poluição química pode provocar mudanças na diversidade e estrutura do ecossistema manguezal (Bayen, 2012). A maior concentração de contaminantes no manguezal indica maior proximidade à influência antrópica e que as áreas mais contaminadas apresentam menor capacidade de suportar outros tensores, sendo desse modo, mais sensíveis e mais vulneráveis. Além disso, os compostos quando incorporados pela vegetação podem causar contaminação da cadeia alimentar sustentada na matéria orgânica do manguezal disponibilizada aos decompositores e detritívoros.

### **Análises multivariadas**

Os dados obtidos (níveis) para cada variável nos pontos de amostragem foram tratados como variáveis quantitativas discretas e foi realizada uma análise de agrupamento utilizando o índice de Bray-Curtis. O teste de permutação Análise de Similaridade (ANOSIM) (um fator) foi empregado a fim de avaliar a significância das diferenças entre os grupos formados na análise de agrupamento e entre os grupos formados pelos pontos classificados com níveis um, dois e três de vulnerabilidade. O procedimento de porcentagem de similaridade (SIMPER) foi aplicado para indicar quais variáveis são as principais responsáveis para as diferenças encontradas nos resultados da análise de agrupamento (Clarke, Warwick, 2001),



### 5.3 Resultados

A Tabela 5.1 descreve a classificação das categorias utilizadas para determinação dos níveis de vulnerabilidade: variáveis, métodos de amostragem, pontos de amostragem e periodicidade. A Tabela 5.2 sintetiza a classificação de cada variável por intervalos em níveis com base nos parâmetros avaliados e descritos na Tabela 5.1.

**Tabela 5.1. Variáveis, métodos de amostragens utilizadas, pontos e número de períodos amostrados para construção dos níveis de vulnerabilidade.**

Componentes	Variável	Métodos de amostragem	Pontos	Períodos
Localização	Distância da ocupação urbana (km)	Menor distância	8	-
	Área do bosque (km <sup>2</sup> )	Estimativa de área		
Vegetação	Distância de lançamento de esgoto (km)	Distância do lançamento mais próximo		
	Altura macroalga (cm) nas árvores(média)	Medição nas 4 árvores das extremidades da parcela	8 (F e B)	4
	Altura média (m)	Parcela com pelo menos 30 indivíduos de mangue adultos	8 (F e B)	1
	DAP médio			
	Área basal (ha)			
	Densidade vivos (n. ind /ha)			
	Nº Tronco/indivíduos			
	Riqueza de espécies			
	Dominância (%)			
	Mortalidade (%)			
Fauna	Densidade média de plântulas (ind/m <sup>2</sup> )	Senso visual	8 (F e B)	4
	Riqueza e diversidade da epifauna de moluscos	3 quadrados de 1m x 1m	8 (F e B)	4
	Riqueza da epifauna de crustáceos		8 (F e B)	2
	Riqueza de endofauna	3 amostras (10cm diâmetro x 20cm profundidade)	8 (F e B)	4
Sedimento	Salinidade (média) da água intersticial	3 amostras (tubo - 50cm profundidade)	8 (F e B)	4
	Granulometria (média % finos)	3 amostras de sedimento superficial	8 (F e B)	4
	Variação da superfície (cm)	Medição do nível do solo em relação às barras (total acumulado)	8	16
Contaminantes	Metais em ng/g ( $\Sigma$ Pb, Cd, Cr, As)	Amostras de sedimento superficial	8 (F e B)	2
	$\Sigma$ HPAs (ng/g)		8	2
	$\Sigma$ Ocs (ng/g)			
	$\Sigma$ PCBs (ng/g)			
	TBT (ng/g)			

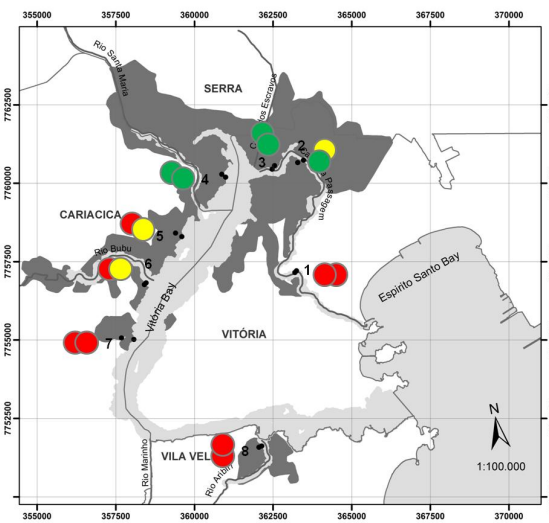
**Tabela 5.2. Resultados dos intervalos estabelecidos para cada variável selecionada para construção dos níveis de vulnerabilidade.**

Componentes	Variável	Vulnerabilidade			Indicador vulnerabilidade
		1 (baixa)	2 (média)	3 (alta)	
Localização	Distância da ocupação urbana (km)	>2	≥1 - ≤2	<1	< valor
	Área da floresta (km <sup>2</sup> )	>53,4	≥27,8 - ≤53,4	<27,8	< valor
	Distância de descarga de esgoto (km)	>1,5	≥0,5 - ≤1,5	<0,5	< valor
	Altura macroalga (cm) nas árvores (valores médios)	>38,3	≥25,6 - ≤38,3	<25,6	< valor
Vegetação	Altura média (m)	>10,5	≥6,8 - ≤10,5	<6,8	< valor
	DAP médio	>20	≥12 - ≤20	<12	< valor
	Área basal (ha)	>55	≥36 - ≤55	<36	< valor
	Densidade vivos (n. ind /ha)	<9228	≥9228 - ≤17813	>17813	> valor
	Nº tronco/indivíduos	<1,9	≥1,9 - ≤2,6	>2,6	> valor
	Riqueza de espécies	3	2	1	< valor
	Dominância (%)	<80	≥80 - ≤90	>90	> valor
	Mortalidade (%)	<11	≥11 - ≤23	>23	> valor
Fauna	Densidade de plântulas (ind/m <sup>2</sup> )	>4,5	≥2,3 - ≤4,5	<2,3	< valor
	Riqueza de moluscos (nº de espécies)	>4,3	≥2,7 - ≤4,3	<2,7	< valor
	Diversidade de molusco (Shannon base 10 - média)	>0,3	≥0,2 - ≤0,3	<0,2	< valor
	Riqueza de crustáceos (nº de espécies)	>5	≥4 - ≤5	<4	< valor
	Riqueza de endofauna (nº de espécies)	>6	≥4 - ≤6	<4	< valor
	Sedimento	Salinidade (média) da água intersticial	<20,6	≥20,6 - ≤25,4	>25,4
Granulometria (média % finos)		<49	≥49 - ≤65	>65	> valor
Variação da superfície (cm)		>1,4	≥(-3,7) - ≤1,4	<(-3,7)	< valor
Contaminantes	Metais (Pb, Cd, Cr, As) (ng/g)	<0,0025	≥0,0025 - ≤0,0032	>0,0032	> valor
	HPAs (ng/g)	<1524	≥1524 - ≤2580	>2580	> valor
	Ocs (ng/g)	<1,0	≥1,0 - ≤1,5	>1,5	> valor
	PCBs (ng/g)	<2,1	≥2,1 - ≤2,5	>2,5	> valor
	TBT (ng/g)	<30	≥30 - ≤53	>53	> valor
Σ indicadores	<48	≥48 - ≤55	>55	> valor	

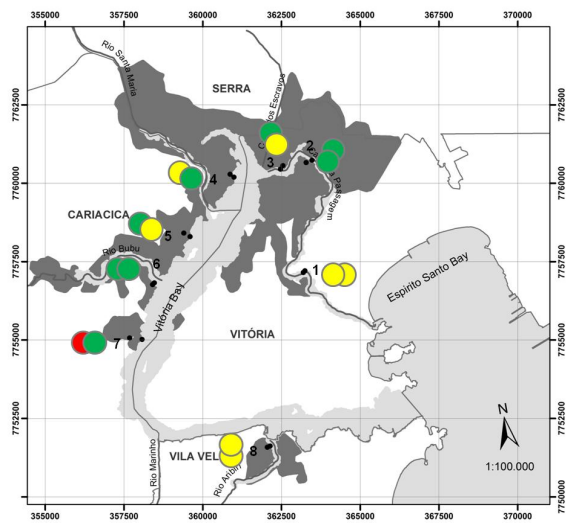
Os níveis de vulnerabilidade estão apresentados na Tabela 5.3 e a distribuição espacial para cada componente avaliado (localização, vegetação, fauna, sedimento e contaminantes) pode ser observada na Figura 5.2.

Tabela 5.3. Distribuição dos níveis de vulnerabilidade dos indicadores em cada ponto de amostragem (1 ao 8, F: franja, B: bacia), Baía de Vitória.

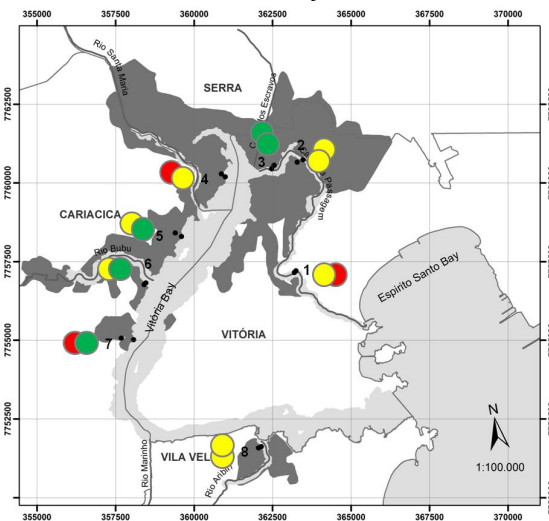
Compartimentos	Variáveis	Pontos de amostragem																
		1F	1B	2F	2B	3F	3B	4F	4B	5F	5B	6F	6B	7F	7B	8F	8B	
Bosque	Distância da ocupação urbana	3	3	1	1	1	1	1	1	3	3	3	3	3	3	3	3	
	Tamanho do bosque	3	3	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3	
	Distância de lançamento de esgoto	3	3	2	2	1	1	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3	
	Altura macroalgas nas árvores (inundação)	2	2	1	3	2	3	2	3	2	3	2	3	2	3	2	3	
Vegetação	Altura média do bosque	3	3	3	1	3	1	2	1	3	2	3	2	3	3	3	2	
	DAP médio	3	3	2	1	2	1	2	2	1	2	2	2	3	3	2	2	
	Área basal	3	3	1	3	2	2	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	
	Densidade	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	
	Nº tronco/ indivíduos	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	
	Riqueza de espécies	1	1	3	3	2	3	1	2	2	2	2	1	1	3	1	2	
	Dominância	3	3	3	3	3	3	1	2	3	2	1	2	1	3	2	3	
	Mortalidade	1	3	1	1	2	1	1	3	1	3	1	2	1	2	1	1	
	Densidade média de plântulas	3	1	2	3	3	3	3	3	3	1	3	3	3	2	3	3	
	Fauna	Riqueza de moluscos	1	3	3	3	2	2	2	3	2	3	2	2	1	3	2	3
		Diversidade de moluscos	1	3	2	2	1	1	1	3	1	3	1	2	1	3	2	2
Riqueza de crustáceos		3	2	3	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	
Riqueza da endofauna		3	3	1	2	3	3	3	3	2	1	2	2	2	3	3	2	
Sedimento	Salinidade- água intersticial	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	3	2	3	
	Granulometria Fina	1	1	3	3	3	3	3	3	3	2	2	3	1	3	3	3	
	Elevação da superfície	2	2	3	3	3	3	2	2	1	1	2	2	3	3	2	2	
Contaminantes	Metais	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	2	
	HPAs	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	
	TBT	3	3	1	1	1	1	1	1	3	3	1	1	1	1	1	1	
	Ocs	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	3	3	3	1	1	
	PCBs	2	2	2	2	1	1	2	2	2	2	1	1	2	2	3	3	
<b>∑ indicadores de vulnerabilidade</b>		51	53	44	46	43	41	40	47	47	48	45	49	48	63	55	57	
<b>Níveis de vulnerabilidade</b>		2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	3	2	3	



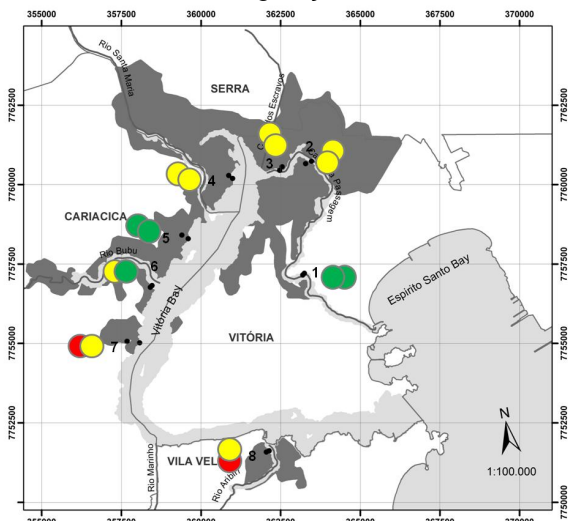
Localização



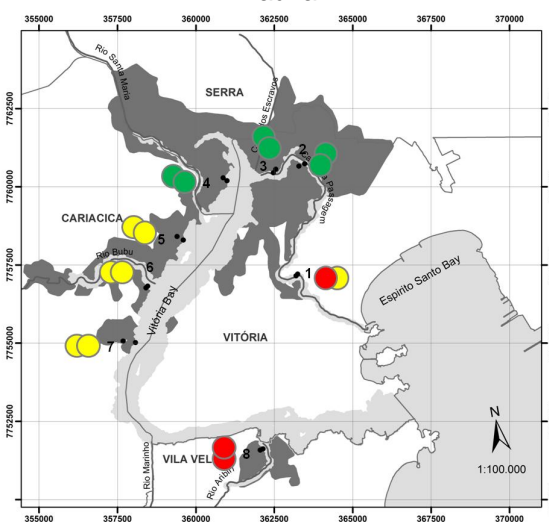
Vegetação



Fauna



Sedimento



Contaminantes

Vulnerabilidade

Alta

Média

Baixa

Figura 5.2. Distribuição espacial dos níveis de vulnerabilidade considerando os compartimentos do manguezal avaliados (Localização, Vegetação, Fauna, Sedimento e Contaminantes). Os círculos sobrepostos de cada ponto representam os bosques de franja, e os círculos sobpostos representam os bosques de baía.

## Localização

Considerando-se a componente localização do bosque, os pontos que apresentaram maior vulnerabilidade são bosques confinados, mais próximos à ocupação urbana e de pontos de lançamento de esgoto. Os dados indicaram que os pontos 1, 7 e 8 são mais vulneráveis a distúrbios antrópicos futuros e ao contrário, os pontos 2, 3 e 4 são menos vulneráveis uma vez que estão mais distantes de ocupação urbana. Dessa forma, os níveis propostos demonstram a viabilidade da sua utilização para avaliar a qualidade ambiental desse ecossistema.

A utilização dos dados da altura de macroalgas reflete a condição de vulnerabilidade, uma vez que as florestas de bacia apresentaram maiores níveis de vulnerabilidade que as de franja, pois são menos inundados. Entretanto, uma exceção ocorreu no ponto 1, que apresentou o mesmo nível de vulnerabilidade entre franja e bacia uma vez que esses bosques estão muito próximo, o que pode justificar níveis de inundação máxima semelhantes.

## Vegetação

Considerando a componente vegetação, o ponto 7B foi classificado com nível 3 de vulnerabilidade. Nesse caso, o nível de vulnerabilidade proposto mostrou-se bastante adequado, visto que esse ponto realmente apresenta a maior degradação ambiental dentre os demais estudados. Esse bosque apresenta dominância de *L. racemosa* com árvores adultas de pequeno porte e está sujeito a maior pressão urbana, apresentando o maior risco de eliminação em área e de floresta. Pontos que apresentam boa qualidade ambiental foram classificados como nível 2 de vulnerabilidade (3F, 4B e 5F). Variáveis como menor DAP, menor altura das árvores ou baixa densidade de plântulas causaram essa redução nos níveis de vulnerabilidade nas florestas citadas. Ressalta-se que algumas variáveis selecionadas (menor altura e DAP, maior densidade e mortalidade e maior número de tronco por indivíduo) indicam degradação ambiental, ou seja, que a área já passou por distúrbios anteriores e, portanto, são mais sensíveis a distúrbios futuros. E outras variáveis (densidade de plântulas, dominância e riqueza) não indicam degradação, mas indicam uma maior vulnerabilidade frente a distúrbios futuros. Dessa forma, essa análise pode ser considerada bastante adequada para avaliar os níveis de vulnerabilidade do ambiente a alterações futuras.

## **Fauna**

Ambientes com menor riqueza de espécies e diversidade de moluscos apresentaram maiores níveis de vulnerabilidade. Os pontos mais vulneráveis foram as bacias dos pontos 1, 4 e 7. Os pontos 1 e 7 foram classificados como mais vulneráveis na componente Localização, indicando maior degradação ambiental. Essa degradação pode ter afetado as comunidades faunísticas e explicar os maiores níveis de vulnerabilidade nesses pontos. Por outro lado, o ponto 4 (nível 1 para a componente Localização) foi classificado como nível 3 para a componente Fauna, apresentando também maior sensibilidade a distúrbios posteriores. Essa análise permite concluir que o componente Fauna pode não ser um bom indicador de qualidade do habitat, pois devido aos diferentes nichos ocupados pelas espécies, a permanência ou não de cada espécie pode ser influenciada por inúmeros outros fatores. No entanto, apesar de não responder às pressões urbanas, os pontos com menores valores de riqueza e diversidade serão mais vulneráveis a distúrbios futuros, os quais poderão levar ao desaparecimento da fauna bentônica local, sendo portanto um indicador relevante na análise da vulnerabilidade.

## **Sedimento**

As variáveis analisadas no componente Sedimento refletem de forma segura os níveis de vulnerabilidade propostos. Os pontos com maiores valores de salinidade, granulometria mais fina e maior erosão foram considerados mais sensíveis e, portanto, vulneráveis a impactos posteriores. Maiores níveis de vulnerabilidade foram encontrados nas bacias dos pontos 7 e 8. Por outro lado, os pontos classificados para os outros componentes como de baixa vulnerabilidade foram classificados como média vulnerabilidade para o componente Sedimento (pontos 2, 3 e 4). Esses pontos apresentam granulometria fina e tendência à erosão apresentando, portanto, uma maior sensibilidade em relação a esse componente.

## **Contaminantes**

O componente Contaminantes pode ser usado com bastante segurança para classificar a qualidade do ambiente. Contaminantes provocam degradação do ambiente, podendo afetar a fauna e a flora, direta e indiretamente. Os locais mais contaminados são influenciados pela localização do bosque, ou seja, pela

proximidade ao uso dos poluentes, dessa forma os pontos (1F e 8B e F) que estão na extremidade da Baía e sofrem maior pressão urbana são mais vulneráveis. As florestas de bacia dos pontos mais internos da Baía (2, 3 e 4) apresentaram os menores níveis de contaminação e vulnerabilidade. Ressalta-se que os contaminantes avaliados são provenientes de várias fontes de origem antrópica.

### Análise geral dos níveis de vulnerabilidade

De acordo com a análise da vulnerabilidade considerando todos os indicadores, os pontos mais internos da Baía, que sofrem menos com a intervenção humana direta, apresentam menores valores dos indicadores do que os pontos mais extremos na Baía (Figura 5.3). Esses pontos se encontram mais vulneráveis, de modo que impactos futuros e o sinergismo dos possíveis impactos podem levar a eliminação de áreas de manguezais já degradados ou mais sensíveis na Baía de Vitória. Essa análise integra todos os componentes propostos e reflete a condição ambiental dos bosques.

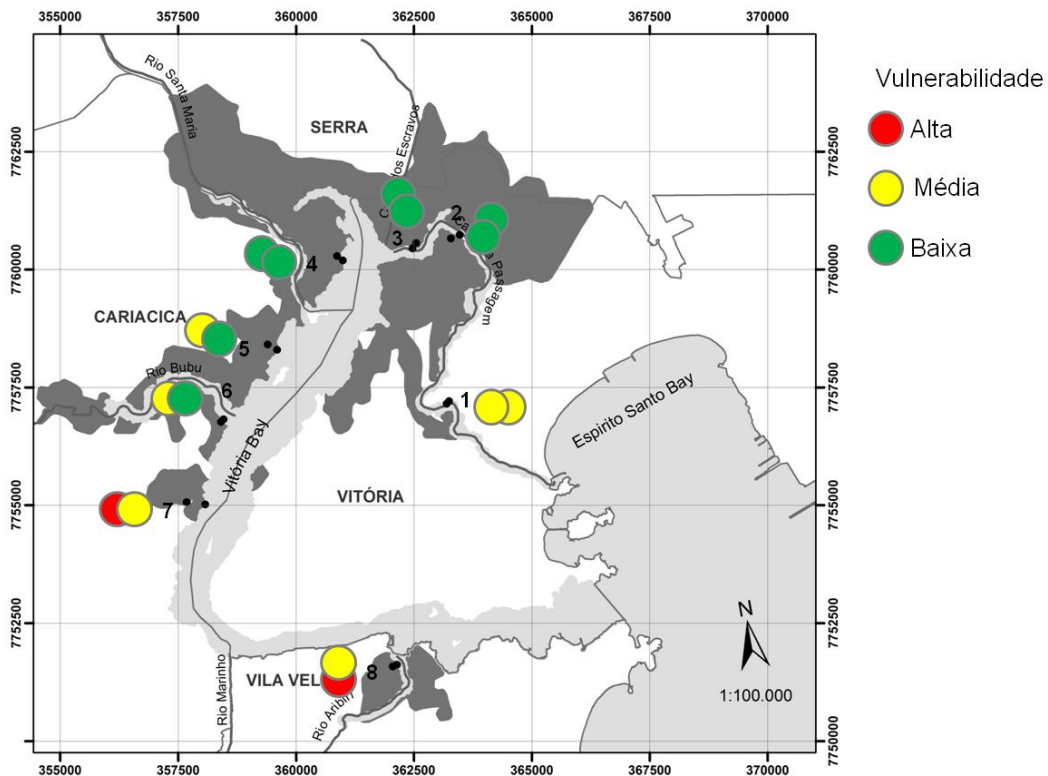


Figura 5.3. Distribuição espacial dos níveis de vulnerabilidade para o manguezal da Baía de Vitória, considerando fatores bióticos e abióticos. Os círculos sobrepostos de cada ponto representam os bosques de franja, e os círculos sobpostos os bosques de bacia.

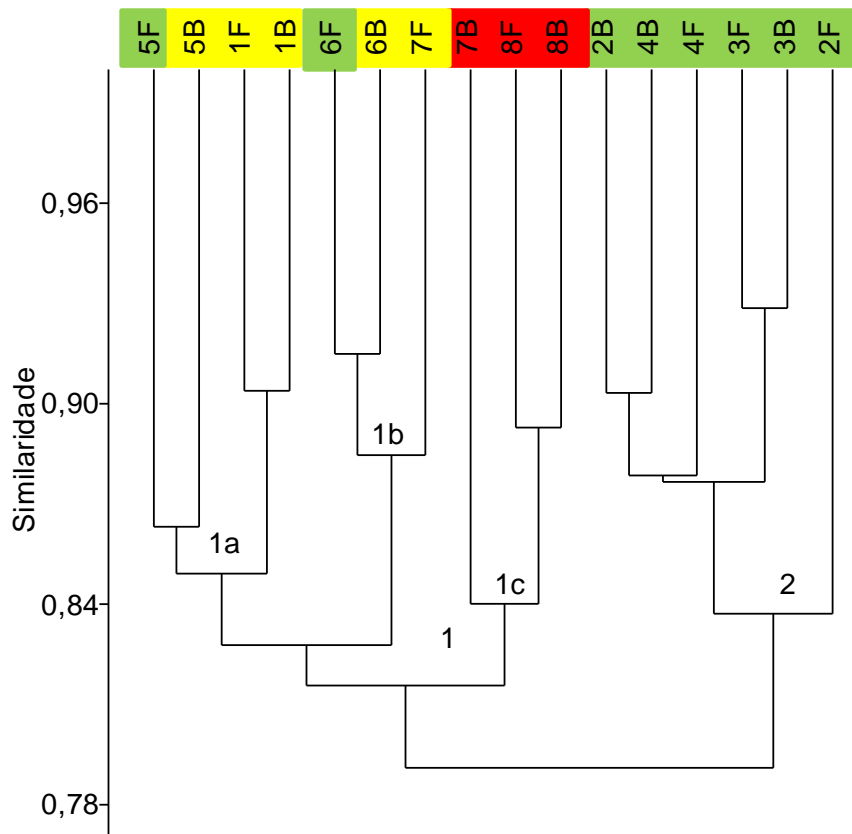
Para validação dos níveis de vulnerabilidade propostos por esse estudo, foi realizada análise de agrupamento utilizando os níveis obtidos. Essa análise foi coerente com a distribuição espacial observada, demonstrando que os níveis propostos apresentam uma sensibilidade capaz de distinguir uma classificação segura das condições ambientais. Foi evidenciada a formação de dois grupos principais (Figura 5.4). O grupo 1 reuniu as amostras dos pontos 1, 5, 6, 7 e 8 e grupo 2 reuniu as amostras dos pontos 2, 3 e 4. A análise de similaridade (ANOSIM) revelou diferenças significativas entre os grupos formados a partir da análise de agrupamento ( $R = 0,7$ ;  $P = 0,0003$ ). A análise de SIMPER definiu as variáveis que mais contribuíram para as diferenças entre os grupos: tamanho do bosque, distância da ocupação urbana e do esgoto.

Os resultados obtidos para o segundo grupo indicaram melhor qualidade ambiental com menores níveis de vulnerabilidade para tamanho do bosque e ocupação urbana, para a maioria dos contaminantes, densidade de árvores, número de tronco por indivíduos e salinidade. O grupo 1 foi subdividido em 3 grupos. O subgrupo 1c com os pontos 7B e 8 (F e B) foi o que apresentou os maiores níveis de vulnerabilidade, indicando maior degradação e sensibilidade ambiental.

Os pontos 5F e 6F, que assim como o grupo 2, apresentaram nível 1 de vulnerabilidade, foram agrupados no grupo 1 devido, principalmente, aos maiores níveis para tamanho do bosque e distância da ocupação urbana. Dessa forma, sugere-se que os pontos 5F e 6F apresentam alto potencial para tornar-se mais vulnerável.

A análise de similaridade (ANOSIM) também revelou diferenças significativas entre os grupos formados pelos pontos com níveis um, dois e três de vulnerabilidade ( $R=0,6$ ,  $P=0,0002$ ), e a análise *a posteriori* par a par indicou que o grupo do nível 1 difere dos grupos do nível 2 e 3. Esse resultado indica que os pontos com níveis 2 e 3 apresentam resultados mais semelhantes entre si e que os pontos com nível 1 registraram as maiores diferenças.





**Figura 5.4.** Análise de agrupamentos com os níveis de vulnerabilidade (1, 2 e 3) obtidos para as variáveis analisadas em cada pontos de amostragem, utilizando índice de Bray-Curtis. As cores representam os níveis de vulnerabilidade resultantes para cada ponto (verde: 1, amarelo: 2 e vermelho: 3).

## 5.4 Discussão

Métodos para avaliar a vulnerabilidade de ambientes naturais e comunidades tem sido muito discutido (McFadden, 2007) e há pouco avanço no sentido para estabelecer uma metodologia que possa ser utilizada em diferentes ambientes e ecossistemas. A análise de vulnerabilidade tem sido amplamente aplicada para sistemas costeiros no contexto de mudanças climáticas e aumento do nível do mar (Vafeidis et al., 2008; Hinkel, Klein, 2007). A utilização da vulnerabilidade para avaliar condições atuais e tendências futuras de sistemas socioecológicos é ainda uma abordagem recente (Ventura, Lana, 2014), assim como a análise da vulnerabilidade local para manguezais. Diferentes abordagens foram empregadas nos manguezais do mundo (Diop, 2003; Lovelock, Ellison, 2007; Crona et al., 2009; Omo-Irabor et al., 2010; Ellison, 2014) e para o Brasil temos dois enfoques distintos. Pellegrini et al. (2009) estabeleceram metodologia que permite avaliar as florestas de manguezal em relação ao seu desenvolvimento estrutural, sendo o pioneiro nesta abordagem para o Brasil. Com base nos parâmetros estruturais de diâmetro e altura, bem como caracteres morfológicos das árvores foram classificados 12 tipos estruturais distintos para os manguezais na zona costeira da Bahia. Ventura e Lana (2014) avaliaram a vulnerabilidade das florestas do manguezal na Baía de Paranaguá com base nos conceitos de sensibilidade, exposição e capacidade.

As alterações na estrutura e no funcionamento dos manguezais como respostas às intervenções humanas e às mudanças climáticas requerem ações de políticas públicas e de gestão ambiental. Para que as tomadas de decisões sejam expeditas e com acurácia, há necessidade de ferramentas que permitam um diagnóstico mais amplo sobre as variáveis que influenciam a sensibilidade e susceptibilidade dos ecossistemas e com isto determinem sua vulnerabilidade aos tensores.

O presente trabalho utilizou dados bióticos e abióticos, baseado nos conceitos de sensibilidade e vulnerabilidade, para classificar em três níveis de vulnerabilidade as florestas do manguezal periurbano em função dos distúrbios passados e da sensibilidade intrínseca, propondo a utilização desses níveis como ferramenta de gestão.

Apesar de sujeito a diversos impactos antrópicos, o manguezal da Baía de Vitória apresenta áreas bem preservadas e com diferentes níveis de degradação.

Esse estudo comprova que os locais submetidos a maior pressão antrópica encontram-se mais degradados e, principalmente, contaminados pelos poluentes avaliados.

O principal impacto antrópico que tornou os bosques mais vulneráveis é a proximidade com a ocupação urbana com conseqüente redução na área do bosque e introdução de uma maior concentração de poluentes de diversas fontes, bem como, ampliando a heterogeneidade de tensores. Áreas de preservação pequenas são mais vulneráveis a distúrbios periódicos enquanto reservas maiores podem conseguir mitigar a vulnerabilidade (Roberts et al., 2003). A fragmentação do habitat observada na área estudo também torna o manguezal periurbano mais vulnerável. A presença de barreiras (naturais ou não) reduz a conectividade entre os habitat e a produtividade geral (Lovelock, Ellison, 2007), comprometendo a qualidade do ecossistema como um todo. Dessa forma, o componente Localização foi um bom estimador dos tensores antrópicos (tamanho e proximidade) e naturais (nível de inundação) ao qual os pontos são submetidos.

A vegetação também se mostrou um bom estimador, uma vez que compreende dados que indicam que a área sofreu degradação ambiental (menor tamanho das árvores, maior número de troncos por indivíduos, maior densidade e alta mortalidade) e dados que indicam que a área apresenta maior sensibilidade a distúrbios futuros (baixa densidade de plântulas e dominância de uma espécie). Considerando esses dados os pontos mais internos da Baía apresentaram maiores valores de desenvolvimento do bosque, indicando maior qualidade ambiental e, portanto, menor nível de vulnerabilidade. Aspecto contrário foi observado nos pontos localizados nas extremidades da Baía, com maior pressão antrópica e mais degradado, sendo, por isso mais sensíveis a outros tensores. Manguezais se tornam mais suscetíveis a doenças e pragas quando estressados por alterações na salinidade, inundação pelas marés, sedimentação e características físico-química do solo, introdução de poluentes e danos causados por tempestades e ciclones (Alongi, 2002), apresentando menor capacidade de resposta.

Por outro lado, a fauna foi um indicador menos sensível da degradação ambiental, uma vez que são necessários estudos pretéritos para confirmar que a alteração na estrutura da comunidade ocorreu após distúrbios. Devido a maior diversidade da fauna e dos nichos ecológicos, o número de espécies e a diversidade

é influenciado por numerosos fatores. A ampla variação do número de espécies da fauna encontrada em manguezais são um reflexo de condições ambientais variáveis (Alongi, 2009). Ambientes degradados podem ainda apresentar alta riqueza de espécies, no entanto, locais com menores valores de riqueza tendem a ser mais sensíveis podendo ocorrer eliminação da fauna mediante a distúrbios, indicando, dessa forma, maior vulnerabilidade, mas não necessariamente maior degradação ambiental.

Dentre as variáveis utilizadas para caracterizar o sedimento, a granulometria é um indicador de vulnerabilidade a impactos futuros, visto que sedimento mais fino indica maior vulnerabilidade a impactos tais como contaminação por óleo e outros contaminantes. Nesse trabalho, na maioria dos pontos com granulometria mais fina houve maior erosão que nos pontos com sedimento mais grosseiros, indicando também maior vulnerabilidade. A salinidade se mostrou um bom indicador de vulnerabilidade visto que os bosques submetidos aos maiores valores de salinidade são mais susceptíveis a distúrbios. Os bosques com maiores valores de salinidade tendem a apresentar maior sensibilidade a outros tensores.

Dentre os componentes avaliados, contaminantes juntamente com a localização do bosque podem ser considerados os que melhor respondem à pressão urbana, sendo portanto, excelentes indicadores de tensores sobre o ambiente. O nível de contaminação nos sedimentos de manguezal indica o uso de poluentes nas áreas costeiras (Kruitwagen et al., 2008). A contaminação do sedimento pode servir como indicador de qualidade dos habitat (Harris et al., 2011), sendo evidente nesse estudo a maior qualidade ambiental nos locais com menores concentrações.

O método escolhido para mapear a vulnerabilidade local usando fatores biológicos e abióticos representa uma nova abordagem indicando degradação ambiental e/ou características intrínsecas que tornam a floresta mais ou menos sensível e vulnerável a impactos futuros. A metodologia é quantificável e replicável para outros manguezais, podendo ser priorizados alguns componentes e acrescentado novas variáveis acompanhando as características dos locais de estudo. Dessa forma, confirma-se a hipótese de que os fatores bióticos e abióticos selecionados para esse estudo são bons estimadores na determinação dos níveis de vulnerabilidade do manguezal aos impactos ambientais futuros.

Perturbações ou perda da estrutura biológica comprometem a integridade e funcionamento da comunidade ecológica inteira (Roberts et al., 2003). Redução na área de manguezal irá diminuir os serviços providenciados por esses ecossistemas, tais como, retenção de sedimento, sequestro de carbono e ciclagem de nutrientes, resultando em maior turbidez nas águas costeiras (Lovelock, Ellison, 2007), e, como consequência, reduzindo a diversidade da fauna, incluindo os recursos pesqueiros. A deterioração da qualidade ambiental além de comprometer o ecossistema como um todo leva a um desequilíbrio socioeconômico, comprometendo os bens e serviços fornecidos, o potencial turístico, a beleza cênica e harmonia paisagística do local.

Ferramentas de decisões devem incorporar diversidade, função do ecossistema e conhecimentos dos eventos extremos (tais como tempestades, poluição) (Lovelock, Ellison, 2007). Uma vez que os manguezais estudados encontram-se vulneráveis, especialmente aqueles submetidos à maior pressão urbana, esforços devem ser feitos no sentido de evitar a ocupação de sua área, manutenção das margens não ocupadas, possibilitando os mesmos manguezais de progredir em direção ao continente frente às elevações do nível médio relativo do mar. Além desses, esforços para redução da descarga de efluentes não tratados de indústrias e residências, bem como de resíduos sólidos devem ser priorizados na Baía de Vitória. O manguezal da parte interna da Baía, que se encontra com boa qualidade ambiental, deve ser gerido a fim de manter as suas boas condições, preservando os seus entornos e reduzindo os impactos por poluição e esgoto.

Os resultados desse estudo indicam que os pontos mais preservados são 2, 3 e 4, na parte interna da Baía e que as áreas prioritárias para recuperação e manejo são os pontos 1, 7 e 8, nas duas extremidades da Baía. Exemplos demonstram que sistemas de manguezal degradados podem ser regenerados rapidamente mediante condições ambientais favoráveis e medidas políticas apropriadas (Sakho et al., 2011). Contudo, caso medidas de gestão não sejam implementadas, a intensificação dos impactos irá levar a um aumento na degradação dos manguezais, tornando-os cada vez mais vulneráveis, inclusive comprometendo as áreas mais preservadas. Atividades humanas vêm dizimando a cobertura de manguezal, e essa destruição contínua criou a preocupação pública em conservar esse ambiente (Holguin et al., 2006). Na Baía de Vitória, o manguezal ocupava uma área maior que a atual, sendo

necessários esforços que possibilitem a conservação desse remanescente, especialmente as áreas mais vulneráveis indicadas nesse estudo.

Ressalta-se que apesar da contaminação observada neste estudo e o grau de vulnerabilidade das florestas de manguezal na Baía de Vitória, os danos são pontuais e estão em processo de desenvolvimento possibilitando aos gestores públicos estabelecerem decisões que não os amplifique, tanto no número de tensores quanto na intensidade dos tensores já existentes.

## **5.5 Conclusão**

As áreas internas e por isso mais protegidas do manguezal da Baía de Vitória apresentam maior qualidade ambiental e bosques localizados nas extremidades da Baía são submetidos a maior pressão antrópica e encontram-se mais degradados e contaminados pelos poluentes avaliados, e por isso são mais sensíveis e vulneráveis a distúrbios, apresentando maior risco de eliminação de área.

O impacto antrópico que tornou as florestas mais vulneráveis é a proximidade com a ocupação urbana com conseqüente redução na área do bosque e introdução de uma maior concentração de poluentes de diversas fontes, provocando efeito sinérgico que pode ser ampliado em futuro próximo.

As variáveis selecionadas indicaram a vulnerabilidade local, considerando tanto distúrbios passados que tornaram o bosque mais susceptível ou características intrínsecas que o tornam mais sensível. Dentre os componentes avaliados, todos demonstraram indicar corretamente a vulnerabilidade. Os componentes Localização e Contaminantes foram os que melhor refletiram a degradação do ambiente.

Políticas de gestão visando esforços na redução dos impactos devem ser implementadas a fim de recuperar as áreas degradadas e conservar a boa qualidade nos manguezais mais preservados. As medidas incluem evitar a ocupação da área, manutenção ou ampliação das margens não ocupadas, redução da descarga de efluentes não tratados de indústrias e residências e de resíduos sólidos.

A metodologia desenvolvida é de fácil entendimento, passível de ser replicada para outros manguezais e ecossistemas costeiros e apresenta resultados positivos na avaliação da vulnerabilidade ambiental.

## Referências

- Alongi, D.M. Paradigm shifts in mangrove biology. In: Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach, Perillo, G. M. E.; Wolanski, E.; Cahoon, D. R.; Brinson, M.M. (Eds.). Amsterdam: Elsevier, p. 1-62. 2009.
- Alongi, D.M. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*. 29 (3): 331–349. 2002.
- Ashton, E.C., Macintosh, D.J., Hogarth, P.J. A baseline study of the diversity and community ecology of crab and molluscan macrofauna in the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*. 19: 127-142. 2003.
- Augustinus, P.G.E.F. Geomorphology and sedimentology of mangroves. In: Perillo, G.M.E. (Ed.), *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 333–357. 1995.
- Baird, C., Cann, M. *Química Ambiental*. 4 ed. Porto Alegre, Artmed, Brasil. 2011.
- Bayen, S. Occurrence, bioavailability and toxic effects of trace metals and organic contaminants in mangrove ecosystems: A review. *Environment International*. 48: 84–101. 2012.
- Berder, U., Adams, M., Grimm, V., Hildenbrandt, H. Modelling secondary succession of neotropical mangroves: Causes and consequences of growth reduction in pioneer species. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 7(4): 243-252. 2006.
- Cardona, P., Botero, L. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean Coast of Colombia. *Biotropica*. 30: 24-34. 1998.
- Cintron-Molero, G., Schaeffer-Novelli, Y. *Introducion a Ecología Del Manglar*. Montevideo/UNESCO. 109p. 1983.
- Clarke, K.R.E, Warwick, R.M. *Change In Marine Communities: An Approach To Statistical Analysis and Interpretation*. PRIMER-E, Plymouth. 2001.
- Crona, B.I., Ronnback, P., Jiddawi, N., Ochiewo, J., Maghimbi, S., Bandeira, S. Murky water: Analyzing risk perception and stakeholder vulnerability related to sewage impacts in mangroves of East Africa. *Global Environmental Change*. 19, 227–239. 2009.
- Cunha, S.R., Tognella-De-Rosa, M.M.P., Costa, C.S.B. Salinity and flooding frequency as determinant of mangrove forest structure in Babitonga Bay, Santa Catarina State, Southern Brazil. *Journal Coastal Research*. 39: 1175-1180. 2004.
- Diop, S. Vulnerability assessments of mangroves to environmental change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 58: 1–2. 2003.

Duke, N.C., Ball, M.C., Ellison, J.C. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology Biogeography*. 7: 27-47. 1998.

Ellison, J.C. geomorphology and sedimentology of mangroves. In: *Coastal wetlands an integrated ecosystem approach*. Perillo, G.M.E., Wolanski, E., Cahoon, D.R., Brinson, M.M. (Eds.). Elsevier Amsterdam, The Netherlands. p. 565-592. 2009.

Ellison, J.C. Vulnerability of Mangroves to Climate Change. In: *Mangrove Ecosystems of Asia: Status, Challenges and Management Strategies*, Faridah-Hanum I., Hakeem, A.L.K.R., Ozturk, M. (Eds.). Springer, New York. 473 p. 2014.

Harris, K.A., Yunker, M.B., Dangerfield, N., Ross, P.S. Sediment-associated aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal British Columbia, Canada: Concentrations, composition, and associated risks to protected sea otters. *Environmental Pollution*. 159: 2665-2674. 2011.

Hinkel, J., Klein, R.J.T. Integrating Knowledge for Assessing Coastal Vulnerability to Climate Change. In: *Managing coastal vulnerability*, McFadden, L., Nicholls, R.J., Penning-Rowsell, E. Elsevier, Amsterdam. p. 45-60. 2007.

Hogarth, J.P. Mangrove ecosystems. In: *Encyclopedia of biodiversity*, Levin, S.A. (Ed.). San Diego: Academic Press. p. 10-22. 2013.

Holguin, G., Gonzalez-Zamorano, P., Bashan, L.E., Mendoza, R., Amador, E., Bashan, Y. Mangrove health in an arid environment encroached by urban development-a case study. *Science of the Total Environment*. 363, 260– 274. 2006.

Jimenez, J.A., Lugo, A.E., Cintron, G. Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica*. 17: 177-185. 1985.

Kruitwagen, G., Pratap, H.B., Covaci, A., Wendelaar Bonga, S.E. Status of pollution in mangrove ecosystems along the coast of Tanzania. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1022-1031. 2008.

Lovelock, C.E., Ellison, J. Vulnerability of Mangroves and Tidal Wetlands of the Great Barrier Reef To Climate Change. In: *Climate change and the great barrier reef: a vulnerability assessment*, Johnson, J.E., Marshall, P.A. (Eds). Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office. Australia. 153- 192. 2007.

McFadden, M. Vulnerability Analysis in environmental management: Widening and deepening its approach. *Environmental Conservation*. 34 (3): 195–204. 2007.

Omo-Irabor, O.O., Olobaniyi, S.B., Akunn, J., Venus, V., Maina, J.M., Paradzayi, C. Mangrove vulnerability modelling in parts of Western Niger Delta, Nigeria using satellite images, GIS techniques and Spatial Multi-Criteria Analysis (SMCA). *Environmental Monitoring and Assessment*. 178 (1): 39-51. 2010.

Pellegrini, J.A.C., Soares, M.L.G., Chaves, F.O., Estrada, G.C.D., Cavalcanti, V.F.A. Method for the Classification of Mangrove Forests and Sensitivity/ Vulnerability Analysis. *Journal of Coastal Research*. SI56, 443-447. 2009.



Roberts, C.M., Andelman, S., Branch, G., Bustamante, R.H., Castilla, J.C., Dugan, J., Halpern, B.S., Lafferty, K.D., Leslie, H., Lubchenco, J., McArdle, D., Possingham, H.P., Ruckelshaus, M., Warner, R.R. Ecological criteria for evaluating candidate sites for Marine Reserves. *Ecological Applications*. 13:199–214. 2003

Sakho, I.S., Mesnage, V., Deloffre, J., Lafite, R., Niang, I., Faye, G. The influence of natural and anthropogenic factors on mangrove dynamics over 60 years: The Somone Estuary, Senegal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 94: 93-101. 2011.

Skilleter G.A., Warren, S. Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusc and crab assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 244: 107–129. 2000.

Teubner, F.J. Fluxos hidrológicos das Bacias hidrográficas para o sistema estuarino da Baía de Vitória (Grande Vitória, ES) e gestão ambiental integrada. Relatório de Qualificação apresentada ao programa de Oceanografia Ambiental - UFES, Orientador: Gilberto F. Barroso. 2015.

Ukpong, I.E. Soil-vegetation interrelationships of mangrove swamps as revealed by multivariate analyses. *Geoderma*. 64: 167-181. 1994.

Vafeidis, A.T., Nicholls, R.J., McFadden, L., Tol, R.S.J., Hinkel, J., Spencer, T., Grashoff, P.S., Boot, G., Klein, R.J.T. A New Global Coastal Database for Impact and Vulnerability Analysis to Sea-Level Rise. *Journal of Coastal Research*. 24(4): 917–924. 2008.

Ventura, A.O.B., Lana, P.C. A new empirical index for assessing the vulnerability of peri-urban mangroves. *Journal of Environmental Management*. 145: 289-298. 2014.

Woodroffe, C.D. The Natural Resilience of Coastal Systems: Primary Concepts. In: *Managing coastal vulnerability*, McFadden, L., Nicholls, R.J., Penning-Rowsell, E. (Eds). Elsevier, Amsterdam. p. 45-60. 2007.

Zacharias, M.A., Greer, E. Sensitivity and Vulnerability in Marine Environments: an Approach to Identifying Vulnerable Marine Areas. *Conservation Biology*. 19(1): 86-97. 2005.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse estudo utilizou dados da vegetação, da fauna, do sedimento, contaminantes e pressão urbana com o objetivo de discriminar a qualidade ambiental do manguezal da Baía de Vitória. A partir da integração desses resultados, foi proposta uma metodologia para classificar os bosques em níveis de vulnerabilidade a distúrbios futuros, empregando abordagem multidisciplinar e inédita para a área de estudo e para os manguezais brasileiros.

A análise dos dados da estrutura da vegetação sob diferentes perspectivas (intervalos de diâmetro, parâmetros de estatística básica para a altura) permitiram identificar variações na estrutura que caracterizam a heterogeneidade ambiental das florestas de mangue na Baía de Vitória. Esse manguezal apresenta áreas de florestas bem desenvolvidas, com maior qualidade ambiental, áreas intermediárias em desenvolvimento e qualidade e florestas degradadas devido à proximidade à ocupação urbana. As características da vegetação do manguezal associadas ao tempo de permanência relativamente longo, a resiliência do sistema frente aos tensores e sensibilidade permitem traçar um diagnóstico que distingue distúrbios passados e presentes mesmo na ausência de estudos pretéritos. Sendo a vegetação, portanto, um bom indicador de sensibilidade ambiental apresentando respostas aos tensores ao quais está submetida.

A fauna do manguezal, por outro lado, devido à mobilidade, maior número de espécies, diversos nichos ecológicos ocupados e influência de fatores particulares para cada espécie, não permite a confirmação de alterações provocadas por distúrbios na ausência de estudos anteriores. Por sua vez, alguns táxons são bons indicadores da perda de qualidade ambiental e de respostas negativas aos distúrbios futuros, contribuindo para a gestão da vulnerabilidade dos manguezais.

Os resultados obtidos neste estudo permitiram ampliar o conhecimento da fauna da Baía de Vitória, servindo como base para estudos futuros. As comunidades da epifauna de moluscos e crustáceos são diferentes em relação às florestas de franja e bacia, sendo fortemente influenciadas pela frequência de inundação. Análises da epifauna sugerem que ocorrem alterações negativas nas comunidades de moluscos nos bosques mais degradados e positivas nestes locais para as comunidades de crustáceos. A fauna presente no sedimento, apesar de rica,

apresentou baixa densidade, não permitindo a observação de padrões de distribuição e ocorrência e sua associação com a influência dos fatores antrópicos.

Ao contrário do esperado, os sedimentos do manguezal da Baía de Vitória se encontram com baixas concentrações de hidrocarbonetos provenientes de petróleo, compostos organoclorados e metais, apesar do risco devido à presença do Porto, proximidade com ocupação urbana, áreas agrícolas e indústrias. Altas concentrações de hidrocarbonetos poliaromáticos provenientes de processos combustão são observadas na maioria dos pontos, sendo justificado pela proximidade com área urbana. De acordo com a análise de TBT e derivados, altas concentrações foram observadas em alguns pontos, indicando a continuidade do uso de tintas anti-incrustantes à base desse composto na Baía de Vitória. A análise desses contaminantes permitiu relacionar as áreas com maiores concentrações de todos os compostos avaliados como sendo aquelas com maior proximidade com a ocupação urbana, principalmente nos pontos localizados nas extremidades da Baía. As áreas na parte interna da Baía encontram-se mais protegidas da influência antrópica direta e, em muitas circunstâncias mais distantes das fontes de emissão; por isso, o sedimento retém menor concentração de contaminantes. Isso explica a maior qualidade ambiental da vegetação nos pontos mais preservados.

A análise da morfologia superficial do sedimento ao longo da Baía de Vitória indicou que cinco pontos de amostragem apresentam tendência erosiva, dois apresentam estabilidade e apenas um apresenta tendência de sedimentação. A planície de maré associada ao manguezal na Baía de Vitória resulta da combinação de várias forças como ação das marés, vazão dos rios, ondas geradas pelo vento e da granulometria do sedimento, além de possivelmente, alterações antrópicas. Os pontos com erosão são mais vulneráveis a alterações posteriores, podendo comprometer a integridade do meio ambiente e acarretar a perda de área. Estudos futuros mais específicos e de longo prazo são necessários visando acompanhar essa tendência erosiva.

A integração dos indicadores selecionados para análise de vulnerabilidade comprovou mais uma vez que as áreas internas e, portanto, mais protegidas do manguezal da Baía de Vitória, apresentam maior qualidade ambiental e os locais submetidos a maior pressão antrópica encontram-se mais degradados e contaminados pelos poluentes avaliados e, por isso, são mais sensíveis e

vulneráveis a distúrbios apresentando maior risco de eliminação em área. Dentre os indicadores propostos, a localização do bosque foi o componente que mais contribuiu para avaliar o impacto antrópico. Bosques mais próximos às áreas com ocupação urbana tendem a ser mais degradados, apresentar maiores concentração de poluentes de diversas fontes e áreas mais confinadas, sendo, portanto, mais vulneráveis.

A análise de vulnerabilidade proposta mostrou-se eficaz como método para integração dos resultados obtidos sobre a vegetação, a fauna, as características do sedimento e os contaminantes, indicando áreas prioritárias para o manejo e conservação do ecossistema.

Analisando os resultados obtidos, foi possível perceber que a Baía de Vitória se encontra altamente influenciada pelos fatores antrópicos, parte do manguezal se encontra fragmentado e com áreas restritas, impossibilitando sua expansão. Por outro lado, essa região ainda apresenta áreas maiores e que estão bem preservadas, sob menor influência dos fatores antrópicos, devendo ser conservadas, pois estas poderão contribuir para o processo de recolonização e reconstituição das áreas degradadas.

Devido ao relevante papel do manguezal para o equilíbrio ambiental e para a sociedade, esse estudo reforça a importância de implementação de política de gestão visando recuperação das áreas degradadas e melhor manejo e preservação do ecossistema como um todo. As principais medidas de gestão incluem evitar a ocupação da área, manutenção ou ampliação das margens não ocupadas, redução da descarga de efluentes não tratados de indústrias e residências e resíduos sólidos.

**APÊNDICE A** - Versão traduzida do Capítulo 1 submetido à Brazilian Journal of Oceanography em 31 de agosto de 2015

Running head: **Structural heterogeneity of an urbanised mangrove**

**The Structural Heterogeneity of an Urbanised Mangrove in southeastern Brazil:  
Influence of Environmental Factors and Anthropogenic Stressors**

**Gabriela C. Zamprogno<sup>1,4\*</sup>, Monica M. P. Tognella<sup>1,2,3</sup>, Valeria S. Quaresma<sup>1,4</sup>, Mercia B. Costa<sup>5</sup>, Sávia S. Pascoalini<sup>1</sup>, Ger F. Couto<sup>5</sup>**

<sup>1</sup>Graduate Program in Environmental Oceanography, Federal University of Espírito Santo (UFES) (Base Oceanográfica de Aracruz, Coqueiral de Aracruz, Aracruz, ES. CEP: 29199-970).

<sup>2</sup>UFES, Department of Agricultural and Biological Sciences, São Mateus, ES, Brazil (BR 101 Norte, Km 60, Litorâneo, São Mateus - ES, CEP: 29932-540)

<sup>3</sup> Scholarship researcher of FAPES (Fundação de apoio à pesquisa do Espírito Santo).

<sup>4</sup>UFES, Department of Oceanography and Ecology, Vitória, ES, Brazil (Av. Fernando Ferrari, 514 - Goiabeiras, Vitória, ES, CEP 29075-910).

<sup>5</sup>UFES, Department of Biological Sciences, Vitória, ES, Brazil (Av. Mal. Campos, 1468 Maruípe - Vitoria-ES, CEP: 29040-090).

\*gczamprogno@gmail.com.

## ABSTRACT

The aim of this study is to evaluate the characteristics of the forest in an urbanised mangrove using vegetation structure and abiotic conditions to distinguish habitat heterogeneity/quality. A total of 16 points in Vitoria Bay were selected, in the fringe and basin forests. The variables evaluated were height, diameter, basal area, density, dominance, interstitial water, standing crop, grain size, organic matter and anthropogenic influences. The results indicated that the mangrove, despite suffering intensely from various anthropogenic effects, had forests with varying degrees of maturity. Areas more distant from direct human effects had a higher degree of development and environmental quality relative to points closer to urban pressures. Intermediate development levels were also observed, which indicated pulses of environmental change. Human interventions caused alterations in the development of the forest which increased the mortality rate and reduced the diameter and height of the trees. The environmental variables of salinity, organic matter, standing crop, grain size and anthropogenic stressors contributed to the structural patterns. Our data suggest that an analysis of the vegetation structure and the abiotic factors are useful indicators to evaluate ecosystem quality, thus providing a basis for the future management.

**Descriptors:** Estuarine Systems, Vegetation Structure, Environmental Variables, Environmental Quality, Urban Pressures.

## RESUMO

O objetivo desse estudo foi avaliar as características das florestas de um manguezal urbanizado usando estrutura da vegetação e fatores abióticos para distinguir a heterogeneidade/qualidade do habitat. Foram selecionadas 16 áreas na Baía de Vitória, nas florestas de franja e de bacia. Os dados avaliados foram altura, DAP, área basal, densidade, dominância, água intersticial, *standing crop*, granulometria, matéria orgânica e influências antrópicas. Os resultados indicam que o manguezal, apesar de sofrer intensamente com diversos impactos antrópicos, apresenta bosques com diferentes graus de maturidade e heterogeneidade estrutural. Áreas mais distantes de impactos antrópicos diretos, apresentam bosques com maior grau de desenvolvimento e qualidade ambiental em relação aos pontos mais próximos a pressões urbanas. Níveis intermediários de desenvolvimento também foram observados indicando pulsos de alterações ambientais. Em escala local, as intervenções humanas provocaram alterações no desenvolvimento do bosque amplificando a taxa de mortalidade e reduzindo o diâmetro e altura das florestas. As variáveis ambientais salinidade,

matéria orgânica, *standing crop*, granulometria e os tensores antrópicos contribuíram para explicar os padrões estruturais da vegetação. Nossos dados sugerem que a análise da estrutura da vegetação e os fatores abióticos analisados são indicadores úteis para avaliar a qualidade do ecossistema, fornecendo uma base para gestão futura.

**Descritores:** Sistemas Estuarinos, Estrutura da Vegetação, Variáveis Ambientais, Qualidade ambiental, Pressão Urbana.

## INTRODUÇÃO

The mangrove ecosystem is an important source of primary productivity and provides shelter and food for associated organisms. These and other functions make mangroves a complex and diverse ecosystem (TWILLEY et al., 1996; LEE, 2008; FELLER et al., 2010; HOGARTH, 2013) despite low species richness. Mangrove forests are characterised by a relatively simple food web containing both marine and terrestrial species and serve as resting and breeding sites for birds, reptiles, mammals and other species that are economically important, including fish, crustaceans and molluscs (ALONGI, 2002). In addition, mangrove forests provide numerous services to human communities (BADOLA et al., 2012), such as coastal protection from waves, storms (MAZDA et al., 2007; HORSTMAN et al., 2014) and, over the long-term, tsunamis and rises in the average sea level (DANIELSEN et al., 2005; ALONGI, 2008; WOLANSKI et al., 2009). The ecological complexity of this ecosystem may be observed in structural changes occurring on the local, spatial and temporal scales (ALONGI, 2009).

However, most of the global mangrove forests have been recently lost because of urban growth, global warming, aquaculture and urban and industrial development (ALONGI, 2002; SPALDING et al., 2010; GIRI et al., 2011) of different intensities and magnitudes. The degradation of mangrove habitat results in a loss of ecological function, thus compromising many resources and reducing the income of traditional communities, in addition to endangering millions of people living on the coast (DUKE et al., 2007; FELLER et al., 2010).

Mangrove forests grow under the influence of environmental factors varying in intensity and frequency (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990; ALONGI, 2009) according to latitudinal distribution and local history. Physiognomies inside the mangrove are shaped by changes in fresh water and tide levels, wave energy, depositional and erosional processes and

the associated biological communities (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000). Mangrove soils have highly variable sedimentary characteristics because of different sources (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1983). Sediments that reach the mangrove have continental and marine origins and are transported and deposited by river and tidal currents (KRUITWAGEN et al., 2008).

Among the local environmental factors influencing mangroves, vegetation cover is closely related to soil composition and salinity (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1983, UKPONG, 1994; CARDONA; BOTERO, 1998, ESTRADA et al., 2013) because species are distributed along a gradient according to their salt tolerance and resource competition (DUKE et al., 1998). In addition to these factors, flood frequency (differences in duration the mangrove is submerged) can influence the distribution of species by causing changes in soil characteristics (CUNHA et al., 2004). Therefore, the vegetation involves a set of genetic attributes influenced by a variety of biological and environmental factors at different regional and global scales, thus determining species distribution (DUKE et al., 1998).

The structural characterisation of vegetation is a valuable tool to investigate the responses of the mangrove ecosystem to current environmental conditions and environmental change processes, thereby aiding in its conservation (SOARES, 1999; ESTRADA et al., 2013). Although extensively studied, understanding the basic processes of the mangrove environment is necessary, including responses to disturbances, perturbations and restoration capacity (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000). An analysis of mangrove forest structure can contribute to this understanding.

Evaluations of mangrove forest structure is an important coastal management mechanism being necessary to understand and subsequently manage coastal areas, providing that the occupation of these areas rises steadily, particularly in economically emerging regions with intense pressures for the construction and/or expansion of port systems. Mangroves are increasingly imprisoned within urban systems, and thus, maintaining their evolutionary processes at the geological and ecological scales is not viable (WOLANSKI et al., 2009). According to SAKHO et al. (2011), the main factors that control the evolution of a mangrove forest in East Africa are anthropogenic, and this is the reality of most mangroves near large cities, such as the area examined in this study.

The aim of this study is to evaluate the characteristics of the forest in an urbanised mangrove using vegetation structure and abiotic conditions to distinguish habitat heterogeneity/quality. For this purpose, physiognomies were selected based on the spatial



variation of fringe (F) and basin (B) forests and related to sediment and interstitial water environmental variables and anthropic factors. The hypothesis of this study is that the heterogeneity of the forest structure reflects the environmental tensors at the local scale. An analysis of the structural heterogeneity aims to contribute to management decisions for coastal systems based on mangrove ecosystems.

## **MATERIAL AND METHODS**

### **STUDY AREA**

The Vitoria Bay estuarine system (Figure 1) is located in a metropolitan region and has suffered serious recent degradation because of increasing urbanisation and the presence of ports, steel mills and mining activities (CARMO et al., 1995; GRILO et al., 2013; SOUZA et al., 2014a, b). In addition to urban expansion, the bay encompasses Vitoria Port where ships from different countries with varied cargos and volumes circulate daily. Raw sewage is discharged along the estuary (GRILO et al., 2013). The Vitoria Bay mangrove is contained within a mosaic of protected areas that includes six Conservation Units.

The regional climate is hot and humid with two distinct seasons: rainy (November to April) and dry season (May to October) (INMET, 2014).

Vitoria Bay is connected to the ocean through two channels: the Passagem channel to the north and the Porto channel to the south. The Porto channel is constantly dredged and reaches the greatest depths of the bay, approximately 20 m (VERONEZ JUNIOR et al., 2009). The water flow of the Santa Maria da Vitoria River is controlled by dams (GARONCE; QUARESMA 2014). This river is the main freshwater input into the bay and is located in its western portion. In addition to this river, the small Formate-Marinho, Bubu, and Aribiri rivers, Piranema Stream and Costal Channel also flow into the region (VERONEZ JUNIOR et al., 2009). Therefore, the freshwater and seawater inflow differs across the various mangrove areas.

The Vitoria Bay estuary is characterised by a micro-tide regime, classified as semi-diurnal (BASTOS et al., 2010). The currents inside Vitoria Bay are the result of tidal effects, the flow of the rivers, bay morphology, water column stratification, waves and winds (VERONEZ JUNIOR et al., 2009).

### **METHODOLOGY**

Eight areas were selected in Vitoria Bay with plots established in Fringe (F) and Basin (B) forests, totalling 16 sampling points (Figure 1). F forests occupy marginal areas, and B

forests are located inland, subject to a lower frequency of tidal flooding, where water renewal occurs more slowly (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1983; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000) and visual changes in the tree structure are observed. Each plot was defined according to the density of the tree and contained at least 30 mangrove individuals. The area of the plots ranged between 50 and 420 m<sup>2</sup> according to the density of individuals in the plot.

The vegetation structure was evaluated once in February 2012 because the biomass increase is slow under natural conditions (KOMIYAMA et al., 2008). In each plot, trees taller than 1 m were counted, the species identified and recorded as alive or dead. Structural parameters were estimated, including height, measured with an optical rangefinder, and a trunk diameter 1.30 m above ground level (diameter at breast height, DBH) was obtained using a graduated tape with  $\pi$  units (Forestry Suppliers) according to the methodology proposed by SCHAEFFER-NOVELLI and CINTRÓN (1986). The following parameters were calculated using these data: mean height, mean DBH, basal area, total and relative density and relative dominance per species according to the methodology described by SCHAEFFER-NOVELLI and CINTRÓN (1986). The results were transformed to mangrove hectare.

The interstitial water, standing crop, and sediment grain size and organic matter content characteristics were analysed for two seasons (summer - rainy and winter - dry) in 2012 and 2013.

In each plot, three polyvinyl chloride (PVC) tubes (5 cm in diameter and 50 cm long) were inserted at least 45 cm deep into the sediment and perpendicular to the tidal line. The tubes had a closed base containing side pores over the initial 20cm for water percolation contained in the sediment. When stabilised and following the entry of interstitial water, salinity and pH (precision:  $\pm 0.01$ ) were determined using a Hanna HI 9828 Multiparameter Meter calibrated at each sampling with a standard solution.

Samples of standing crop (organic matter stock accumulated over the sediment) were collected in delimited areas (20 X 20 cm). The samples were weighed (wet weight) and dried at 60°C to obtain the dry weight.

Three samples (weighing approximately 40 g) of surface sediment (2 cm) were collected to determine sediment grain size and organic matter content. The samples were washed, maintained in an oven at 40°C and then divided. To obtain grain size, organic matter was eliminated using hydrogen peroxide (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> at 12%) for approximately 12 hours. A grain size analysis was then conducted using a Mastersizer 2000 particle size analyser and the

samples were classified into fines (silt + clay) or sand. The organic matter content was determined by the sediment weight loss, which was subjected to ignition in a muffle furnace at 450°C for 4 hours.

Possible anthropogenic influences, such as proximity to urban areas, sewage, landfills and the presence of garbage, were also observed.

#### DATA ANALYSIS

Descriptive statistics (means and standard deviations) were generated. Three-way ANOVA was performed using environmental variables to detect differences between the areas (F and B) between the sampling points (1-8) and between the sampling periods (dry and rainy seasons in 2012 and 2013). Tukey's test was applied *a posteriori* (Zar 1996). When the normality and homogeneity assumption was not fulfilled, a nonparametric Kruskal-Wallis test was used to compare points and periods, and a Mann-Whitney U test compared zones (F and B). Multiple comparisons test was applied *a posteriori*.

A cluster analysis was conducted using the Bray-Curtis coefficient with fourth root-transformed vegetation structure data. A principal component analysis (PCA) was performed using a data correlation matrix.

A Spearman correlation coefficient was calculated for density and mean DBH.

The relationships between the vegetation attributes and environmental variables were evaluated using a canonical correspondence analysis (CCA) and a corresponding permutation test (LEGENDRE; LEGENDRE 1994). The values were transformed by dividing by the Euclidean length of the variable's vector.

For all tests,  $\alpha$  was set at 0.05.

## RESULTS

#### VEGETATION STRUCTURE

*Rhizophora mangle* L. was the dominant species in 75 percent of the plots. Exceptions were observed in B forests of points 1, 5 and 7 where the dominant species was *Laguncularia racemosa* L. Gaerth f. and on the fringe of area 8 with the dominance of *Avicennia schaueriana* Stapf and Leechman ex Moldenke (Table 1). The mortality percentage exceeded 10 percent in all B plots and in two F plots. The proportion of trunk per individual ranged from 1.23 (8B) to 3.28 (8F), and the total density of living individuals ranged from 714 ind./ha (3B) to 32,800 ind./ha (7B). Forests 2F and 3F had the highest basal area values and were considered more mature. However, the presence of some young individuals in these

forests resulted in a reduction in the mean DBH. Relative to this parameter, the highest values were recorded in plots 2B and 3B, which were also considered mature, homogeneous forest.

The forest height and tree diameter data differed significantly among the plots and were lowest in the forest at point 7 (Table 2). Points 2, 3 and 4 had the highest mean heights and point 7 the lowest. Point 7F exhibited a lower modal height (2.0 m) than the mean (4.0 m). By contrast, plot 5F exhibited a much higher modal height (15.4 m) than the mean (6.7 m).

Forest density was negatively correlated with mean DBH ( $R = -0.79$ ,  $P < 0.05$ , Spearman's test). This result is consistent with the assumption by Schaeffer-Novelli and Cintrón (1986), who showed that density decreases in more mature forest, *i.e.*, with the highest mean DBH. These forests are characterised by fewer large-diameter trees.

Based on the structure data (mean height, relative density of each species, density of living and dead trees, mean DBH, living basal area and number of trunks per individuals), a PCA was performed (Figure 2). Polygons corresponding to the F and B points overlapped, thus indicating no difference. Most of the information (73%) was explained by the horizontal (51%) and vertical (22%) axes. For component 1 (horizontal axis), DBH (0.81, PCA correlation value), *R. mangle* (0.79), basal area (0.76) and height (0.74) had more weight, and points 3B (1.54), 2B (1.20), 4B (0.69), 4F (0.57) and 2F (0.48) were most strongly correlated to this axis. These points were dominated by *R. mangle* and had more developed trees. Points 1B, 7B and 5B were negatively correlated to this axis and positively correlated to the density of living and dead trees, thus indicating less developed trees, in addition to the dominance of *L. racemosa*. For component 2 (vertical axis), trunk/individuals (0.89) and *A. schaueriana* (0.72) had more weight and 8F (3.17) was most strongly correlated. This result reinforced the uniqueness of F forest at point 8 relative to the other points.

A similarity analysis was conducted based on the structure data (mean height, relative density of each species, mean DBH, living basal area and the number of trunks to number of individuals), which identified three main groups according to the dominant species (Figure 3). The first group, consisting of the B forests in points 1, 5 and 7, were commonly dominated by *L. racemosa*. The second group was formed by point 8F because of the dominance of *A. schaueriana*. The third group, consisting of the remaining plots, had a higher relative density of *R. mangle*.

At points 2B, 3B and 4B, more than 80 percent of the individuals had a DBH greater than 10 cm, thus characterising mature forest without the presence of young individuals

(Figure 4). At points 2F, 6F, 7B and 7F, most individuals (over 60%) were small. Additionally, these plots contained gaps in which the recruitment of young individuals occurred. The points dominated by *L. racemosa* showed different stages of forest maturity. Point 7B was in the early stages of recovery, with 60 percent small individuals and no individual greater than 10 cm. Over 70 percent of the individuals of point 1B were at an intermediate DBH stage, and point 5B was considered mature forest with 60 percent of individuals owning a DBH greater than 10 cm.

#### ENVIRONMENTAL VARIABLES

Considering sediment grain size, points 1 and 7 were characterised as sandier (Tables 3 and 4). Between the periods, samples collected in the summer of 2012 had muddier sediment than the other collections. Between-zone (F and B) differences were not significant. The organic matter content did not differ significantly between periods but differed among points, with points 1 and 7 having lower content. F plots had lower organic matter content than B plots. Standing crop values were different between periods and were lower in the summer than in the winter. The B plots had higher standing crop values than the F plots, but there was no significant difference among the plots. Salinity differed between seasons and was higher in the summer of 2013 than in other periods. Points 7 and 8 had higher salinity values than other points. The salinity values in B plots were higher than in F plots. The pH also differed between periods, and there was a significant difference between point 4, with the lowest salinity values, and point 7, with the highest values. Between the zones, F plots had higher pH than B plots.

#### THE RELATIONSHIP BETWEEN THE VEGETATION STRUCTURE AND ENVIRONMENTAL VARIABLES

According to a CCA (Figure 5), the polygons corresponding to the F and B points overlapped, and the diagram showed a separation between the plots based on the dominant species. According to a Monte Carlo Permutation Test, there was a marginal significance ( $P = 0.06$ ) relative to the horizontal environmental component (axis 1), and this axis explained 76 percent of the environmental and biological data sampled. The environmental variables most strongly correlated with axis 1 were salinity (0.57, CCA correlation value) and sand (0.35) and, negatively, organic matter content (0.69) and mud (-0.35). Regarding the variables corresponding to vegetation structure, axis 1 was positively related to *L. racemosa* (1.52) and the density of living (1.63) and dead trees (2.09). Only points 1B (0.93), 7B (1.44) and 5B (0.25) were positively correlated with this axis. Therefore, these plots, dominated by *L.*

*racemosa*, were associated with coarser sediment and higher salinity values. Plots with a greater abundance of *A. schaueriana* (8F and 6B) were associated with higher standing crop values. The remaining plots were dominated by *R. mangle* and associated with muddier areas with a higher percentage of organic matter and negatively related to salinity.

#### OBSERVED IMPACTS

Although much of the Vitoria Bay mangrove is conserved, various anthropogenic effects can be observed, including occupation over the mangrove, raw sewage discharge, the presence of garbage and solid waste, and landfills. Regarding the sampled forest, at point 1B located near the Federal University of Espirito Santo, most trees were curved, there was a black dust layer over the sediment and impregnated on leaves, trunks and soil, and there was a landfill because of road construction. At some points, including points 7 and 8 and plot 5B, garbage was observed inside of the plot. Point 7 was the closest to the urban area, 35 m from the Porto Novo neighbourhood in Cariacica, and was close to an illegal garbage dump. Raw sewage was discharged into a stream that drained close to this point.

#### DISCUSSION

Studies investigating mangrove vegetation diversity not only consider species number but also the ability of each species to cope with environmental conditions as a function of their individual attributes (DUKE et al., 1998), which will change the vegetation structure and may lead to habitat variability. Thus, mangroves are highly complex environments along their latitudinal distribution that should be studied in an integrated manner considering the vegetative ecological strategies and abiotic factors governing their occurrence. FELLER et al. (2010) emphasise the importance of studies of this magnitude, i.e., those that evaluate the emergent properties of the mangrove ecosystem and emphasise the ecological plasticity of its plant species.

Several studies suggest that the maturity and density of mangrove forests are negatively correlated and that mean DBH and maturity are positively correlated (JIMENEZ et al., 1985; SCHAEFFER-NOVELLI; CINTRÓN, 1986; ALONGI, 2002). The negative correlation between the density of individuals and mean DBH observed in this study has again demonstrated that the most mature areas have lower density values. The forests with greater structural development are monospecific *R. mangle* forest in muddier areas and are located farther from direct anthropogenic influences. The lowest structural development values were

observed in forests close to urban areas that received raw sewage, were sites for illegal garbage dumping and were related to higher sand concentrations. This heterogeneity in forest structure reinforces the diagnosis that areas with more constant and predictable abiotic factors, greater geomorphological stability and a lower direct influence of effects favour better forest development (WOLANSKI et al., 2009; FELLER et al., 2010).

In this study, *L. racemosa* was dominant in B forests closer to altered and sandier areas. According to SOARES (1999), forest with the dominance of small *L. racemosa* individuals are typical of altered sites in the process of recovery. *L. racemosa* is considered an indicator species in environmental biomonitoring processes with distinct morphological responses to different pollution scenarios (SOUZA et al., 2014b). CAVALCANTI et al. (2009) observed that in protected areas, *R. mangle* is the dominant species, and the trees are more developed. Potentially, the forest dominated by *L. racemosa* in this study have been degraded and are in different regeneration stages, according to the variation observed in the distribution analysis of individuals in the diameter classes, covering from initial to intermediate and mature development phases. The stressors identified as causing *L. racemosa* forest heterogeneity were landfill processes that caused changes in original grain size, the use of mangroves as sites for solid waste disposal and changes in the flow processes of rivers into the estuary system. The expansion of a bridge of the road system that crossed the channel contributed to changes in the sediment deposition pattern (GODINHO, unpubl. data), thus affecting the forest structure. Forest subject to changes in river flow showed a higher degree of maturity, thus indicating greater geomorphological stability and reduced effects.

Another parameter used to evaluate forest quality was the distribution of the relative abundance of individuals in the varying diameter ranges. These results identified disturbances of different intensities, which resulted in individualised processes of mortality and discontinuous colonisation by propagules and seedlings (LUGO, 1980; JIMENEZ, 1990). The data on the structure and distribution of young individuals (over 60%) observed in the least developed F forests indicated that these areas were subject to natural and induced stressors (landfills, changes in the circulation of the navigation channel and selective cutting).

BLANCO et al. (2001) recommend an analysis of height data as an important variable in evaluating disturbances. When considering the mean, mode and standard deviation, height results may confirm the disturbances reported in the forests described above. This analysis helps to define the stability and/or maturity of forests without occasional interventions from human actions. This evaluation identified that the forest mode and mean height values were

different with approximately 80 percent of individuals occurring in smaller diameters, as if in a natural process of senescence (JIMENEZ et al., 1985).

WOODROFFE (1983) and BLANCO et al. (2001) reported that the inner portions of forests are more protected from waves and storms and are favoured by vegetation-trapped sediment. WOODROFFE (1983) also reports that F forests are more easily disturbed than the B forests. Overall, B forests had more developed trees (height and diameter) than the F forests. In the F forest at the mouth of the largest river in this system, the canopy height mean and mode were considerably different. This variability in height may be linked to stressors caused by the flow of the Santa Maria da Vitoria River, its flood periods and the opening and closing of dams in its drainage basin. However, the degraded F forests, which had similar height modes and means, indicated recent stressors.

Significant changes in environmental conditions are generally followed by changes in vegetation vigour, plant species zonation and extensive tree mortality (JIMENEZ et al., 1985). The highest mortality values were recorded in plots located in the B forest. Mortality in these situations can be explained by three main factors: cutting and/or occupation, forest maturation with natural death and changes in environmental conditions. The forests that contained greater selective cutting were dominated by *L. racemosa*. This species is widely used as a source of firewood for the riverside community because of the size of the trunk and because the trunk is often straight.

High mortality was also observed in forests classified as senescent and those that contained stressors other than selective cutting, such as road construction and the deposition of black powder on leaves and sediment (personal observation). The presence of iron ore dust on tree leaves in the study area was tested by ARRIVABENE et al. (2015), who observed no morphological or structural damage. However, decreased energy from incident light on plant tissues may reduce photosynthetic performance (NAIDOO; NAIDOO, 2005). The construction of bridge support pillars over the estuarine system disturbed the bottom, which increased available sediment in the water column, thus changing the current velocity patterns in the floodplain (GODINHO, unpubl. data). Trees in forests affected by bridge construction also showed trunk leaning. TOGNELLA DE ROSA et al. (2006) observed trunk leaning in F forest dominated by *L. racemosa* and attributed their occurrence to increased hydraulic energy at the site.

Higher salinity values in the interstitial water may be associated with a reduction in mangrove size, an increase in mortality (CINTRÓN; SHAEFFER-NOVELLI, 1983) and the



consequent deterioration of the mangrove (CARDONA; BOTERO, 1998). However, higher salinity values and larger tree heights were observed for the B sampling points in this study. However, the observed values were within the ranges suitable for the recorded species (BALL, 1988). Relative to the percentage of dead trees, B plots possessed higher values, thus indicating the possible influence of salt concentration. The higher salinity for the B points was most likely because of higher evaporation rates resulting from lower flooding frequency.

Species composition is an important factor influencing the dynamics of organic matter in mangrove forests (GLEASON; EWE, 2002). In this study, forests dominated by *R. mangle* were muddier and showed higher values of organic matter. These results are consistent with CINTRÓN and SCHAEFFER-NOVELLI (1983), who confirmed that *Rhizophora* soils are formed by a fibrous structure composed of roots and organic matter and generally contain higher percentages of organic material than other mangrove forest. MIDDLETON and MCKEE (2001) reported the formation of peat bogs in mangroves forests dominated by this species.

In general, B forest had higher organic matter and standing crop content compared to the F forest. This result is explained by the restricted movement of water in B forests (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000) and a higher salt concentration.

Despite pressure on the mangrove areas, this study inferred the presence of structural heterogeneity influenced by anthropogenic stressors operating in the region and observed strongly affected, high- and intermediate development stages, *i.e.*, under regeneration processes. Points in the inner areas of the bay are located in areas further from urban occupation and therefore have more developed trees (greater heights and DBH values) and points near the F forests of the bay, which suffer more anthropogenic pressure from occupation and have the least developed trees among the studied forests. The characteristic mosaic structure of mangrove forests has been related to disturbances (SMITH III, 1992; SOARES, 1999; SOARES et al., 2003), and the distribution of individuals within each diameter class can evaluate forest regeneration processes (LUGO; SNEDAKER, 1974; JIMENEZ et al., 1985).

The synergy of human and ecological processes at different local, spatial and temporal scales, as suggested by ALONGI (2009), affects the natural processes of succession. The results of this study indicate that an evaluation of environmental heterogeneity should focus on individual mortality, mean and mode heights of individuals, dominance in basal area per species, and mean DBH and density. The latter are used to classify forests regarding the

degree of maturity (LUGO et al., 1980). However, mean DBH and density alone cannot identify forest heterogeneity, which is a response to local stressors, as was observed in this study. For this purpose, mangrove management must also focus on abiotic factors, particularly sediment grain size and organic matter content.

The different statistical analyses used to interpret structural data confirmed that flood frequency acts as a secondary factor on forest structure. This result most likely occurs because the forests are located in the identical geomorphological environment (WOODROFFE, 1992). In turn, local factors and their human-induced changes are strongly diagnosed by a forest structure analysis, as represented by differences between interior and F forest.

An estimated 1/3 of global mangrove forests have been lost in the last 50 years (ALONGI, 2002). According to SOARES et al. (2003), a current challenge relative to the mangroves of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, refers to the conservation of their structural and functional integrity, following the sharp loss of their original area and the usage conflicts because of urban expansion. The entire mangrove of Vitória Bay has been protected by Conservation Units since 2010 (Decree No. 2625). Despite anthropic pressure on the mangroves of Vitória Bay, forest in different stages of development were observed, thus indicating the conservation importance of these environments for the recovery of degraded areas that can recover via maintenance. CAVALCANTI et al. (2009) also concluded that establishing protection areas, together with the maintenance and management of the remaining mangrove areas, is essential for preservation. SAKHO et al. (2011) observed that mangroves damaged by anthropogenic actions can regenerate quickly under favourable environmental conditions when protected by appropriate public policies.

The Vitória Bay mangrove, despite suffering intensely from many anthropogenic effects, has forest with different degrees of maturity and structural heterogeneity. The areas most distant from direct anthropogenic effects, along the northwest portion of the bay, have forest with a higher degree of development and environmental quality relative to points in the areas closest to urban pressures (containing sewage, garbage, urban occupation, changes in grain size), thus indicating lower environmental quality. Intermediate development levels were also observed and may be interpreted as pulses of environmental change, subject to specific and non-chronic stressors. The data indicate that at the local scale, human intervention can lead to changes in the development of forest, increasing the mortality rate and reducing the mean diameter and mean height of the forests and therefore the biomass available for the food web. The maintenance of environmental quality in the estuary is

strongly governed by the plasticity of mangrove forests in response to environmental stressors.

Different patterns were not observed relative to the B and F zones because of the large spatial heterogeneity of the structural data; therefore, the differences between sampling points are more striking. However, the trees in B forests were more developed than those in F forests, thus reinforcing the diagnosis of the effects of local stressors on structural heterogeneity.

Multivariate analyses contributed to understanding the influence of anthropogenic stressors on abiotic factors, such as an increased concentration of sand and lower concentration of organic matter in the most affected points, and consequently, the influence of these factors on the structure of the vegetation (less developed trees) and distribution of species (dominance of *L. racemosa*) in the most affected areas.

Our data suggest that an analysis of the vegetation structure and the abiotic factors are useful indicators to evaluate ecosystem quality, thus providing a basis for the future management of this and other mangrove areas. The management of estuarine systems under strong urbanisation pressure should establish areas to maintain and expand mangroves.

## **ACKNOWLEDGMENTS**

Special thanks to Rosaflor Oliveira, *in memoriam*, Alan Christian M. Santos, Karina M. Menezes, Marcella B. Ribeiro and other colleagues of the Malacologia Laboratory (UFES) for their assistance in the field work and laboratory. This work received economic support from Companhia Docas do Espírito Santo (CODESA) (n. 06/2011), the first author was supported during the study by a scholarship awarded by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

## **REFERENCES**

- ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environ. Conserv.*, v. 29, p. 331–34, 2002.
- ALONGI, D. M. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, v. 76, p. 1-13, 2008.
- ALONGI, D. M. Paradigm shifts in mangrove biology. In: PERILLO, G. M. E.; WOLANSKI, E.; CAHOON, D. R.; BRINSON, M. M. (Eds.). *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Amsterdam: Elsevier, 2009. p. 1-62.

- ARRIVABENE, H. P.; SOUZA, I. C.; CÓ, W. L. O.; CONTI, M. M.; WUNDERLIN, D. A.; MILANEZ, C. R. D. Effect of pollution by particulate iron on the morphoanatomy, histochemistry, and bioaccumulation of three mangrove plant species in Brazil. *Chemosphere*, v. 127, p. 27–34, 2015.
- BADOLA, R.; BARTHWAL, S.; HUSSAIN, S. A. Attitudes of local communities towards conservation of mangrove forests: A case study from the east coast of India. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, v. 96, p. 188–196, 2012.
- BALL, M. C. Ecophysiology of mangroves. *Trees*, v. 2, p. 129-142, 1988.
- BASTOS, A. C.; VILELA, C. G.; QUARESMA, V. S.; ALMEIDA, F. K. Mid- to Late-Holocene estuarine infilling processes studied by radiocarbon dates, high resolution seismic and biofacies at Vitoria Bay, Espirito Santo, Southeastern Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.*, v. 82, p. 761-770, 2010.
- BLANCO, J. F.; BEJARANO, A. C.; LASSO, J.; CANTERA, J. R. A new look at computation of the complexity index in mangroves: do disturbed forests have clues to analyze canopy height patchiness? *Wetl. Ecol. Manag.*, v. 9, p. 91–101, 2001.
- CARDONA, P.; BOTERO, L. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean Coast of Colombia. *Biotropica*, v. 30, p. 24-34, 1998.
- CARMO, T. M. S.; BRITO-ABAURRE, M. G.; SENNA-MELO, R. M.; ZANOTTI-XAVIER, S.; COSTA, M. B.; HORTA, M. M. M. Os manguezais da baía norte de Vitória, Espírito Santo: um ecossistema ameaçado. *Rev. Bras. Biol.*, v. 55, p. 801-808, 1995.
- CAVALCANTI, V. F.; SOARES, M. L. G.; ESTRADA, G. C. D.; CHAVES, F. O. Evaluating mangrove conservation through the analysis of forest structure data. *J. Coastal Res.*, v. 56, p. 390-394, 2009.
- CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Introducción a ecología del manglar. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la Unesco para América Latina y el Caribe, Montevideo, UY. 1983.
- CUNHA, S. R.; TOGNELLA-DE-ROSA, M. M. P.; COSTA, C. S. B. Salinity and flooding frequency as determinant of mangrove forest structure in Babitonga Bay, Santa Catarina State, Southern Brazil. *J. Coastal Res.*, v. 39, p. 1175-1180, 2004.
- DANIELSEN, F.; SORENSEN, M. K.; OLWIG, M. F.; SELVAM, V.; PARISH, F.; BURGESS, N. D.; HIRAIISHI, T.; KARUNAGARAN, V. M.; RASMUSSEN, M. S. ;

- HANSEN, L. B.; QUARTO, A.; SURYADIPUTRA, N. The asian tsunami: A protective role for coastal vegetation. *Science*, v. 310, p. 643, 2005.
- DUKE, N. C.; BALL, M. C.; ELLISON, J. C. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecol. Biogeogr.*, v. 7, p. 27-47, 1998.
- DUKE, N. C.; MEYNECKE, J. O.; DITTMANN, S.; ELLISON, A. M.; ANGER, K.; BERGER, K.; CANNICCI, S.; DIELE, K.; EWEL, K. C.; FIELD, C. D.; KOEDAM, N.; LEE, S. Y.; MARCHAND, C.; NORDHAUS, I.; DAHDOUH-GUEBAS, F. A world without mangroves? *Science*, 317, p. 41-42, 2007.
- ESTRADA, G. C. D.; SOARES, M. L. G.; CHAVES, F. O.; CAVALCANTI, V. F. Analysis of the structural variability of mangrove forest through the physiography types approach. *Aquat. Bot.*, v. 111, p. 135-143, 2013.
- FELLER, I. C.; LOVELOCK, C. E.; BERGER, U.; MCKEE, K. L.; JOYE, S. B.; BALL, M. C. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Ann. Rev. Mar. Sci.*, v. 2, p. 395-417, 2010.
- GARONCE, F. A.; QUARESMA, V. S. Hydrodynamic aspects at Vitoria Bay Mouth, ES. *An. Acad. Bras. Cienc.*, v. 86, p. 555-570, 2014.
- GIRI, C.; OCHIENG, E.; TIESZEN, L. L.; ZHU, Z.; SINGHS, A.; LOVELANDS, T.; MASEK, J.; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecol. Biogeogr.*, v. 20, p.154-159, 2011.
- GLEASON, S. M.; EWE, K. C. Organic matter dynamics on the forest floor of a Micronesian mangrove forest: an investigation of species composition shifts. *Biotropica*, v. 34, p. 190-198, 2002.
- GRILO, C. F.; NETO, R. R.; VICENTE, M. A.; DE CASTRO, E. V. R.; FIGUEIRA, R. C. L.; CARREIRA, R. S. Evaluation of the influence of urbanization processes using mangrove and fecal markers in recent organic matter in a tropical tidal flat estuary. *Appl. Geochem.*, v. 38, p. 82–91, 2013.
- HOGARTH, J. P. Mangrove ecosystems. In: LEVIN, S. A. (Ed.). *Encyclopedia of biodiversity*. San Diego: Academic Press, 2013. p. 10-22.
- HORSTMAN E. M.; DOHMEN-JANSSEN, C. M.; NARRA, P. M. F.; VAN DEN BERG; N. J. F.; SIEMERINK, M.; HULSCHER, S. J. M. H. Wave attenuation in mangroves: A quantitative approach to field observations. *Coast. Eng.*, v. 94, p. 47–62, 2014.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa. [www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br). Acess in december 2014.

- JIMENEZ, J. A. A structure and function of dry weather mangroves on the Pacific Coast of Central America, with emphasis on *Avicennia bicolor* forests. *Estuaries*, v.13, p. 182-192, 1990.
- JIMENEZ, J. A.; LUGO, A. E.; CINTRON, G. Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica*, v. 17, p. 177-185, 1985.
- KOMIYAMA, A.; ONG, J. E.; POUNGPARN, S. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Bot.*, v. 89, p. 128-137, 2008.
- KRUITWAGEN, G.; PRATAP, H. B.; COVACI, A.; WENDELAAR BONGA, S. E. Status of pollution in mangrove ecosystems along the coast of Tanzania. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 56, p. 1022-1031, 2008.
- LEE, S. K. Mangrove macrobenthos: Assemblages, services, and linkages. *J. Sea Res.*, v. 59, p. 16–29, 2008.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. Numerical ecology. Amsterdam: Elsevier, 1994.
- LUGO, A. E. Mangrove ecosystems: successional or steady state? *Biotropica*, v. 12, p. 65-72, 1980.
- LUGO, A. E.; Snedaker, S. C. The ecology of mangroves. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, v. 5, p. 39-64, 1974.
- MAZDA, Y.; WOLANSKI, E.; RIDD, P. V. The role of physical processes in mangrove environments: manual for the preservation and utilization of mangrove ecosystems. Terrapub, Tokyo, JP. 2007.
- MIDDLETON, B. A.; MCKEE, K. L. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *J. Ecol.*, v. 89, p. 818–828, 2001.
- NAIDOO, G.; NAIDOO, Y. Coal Dust Pollution Effects on Wetland Tree Species in Richards Bay, South Africa. *Wetl. Ecol. Manag.*, v. 13, p. 509-515, 2005.
- SAKHO, I. S.; MESNAGE, V.; DELOFFRE, J.; LAFITE, R.; NIANG, I.; FAYE, G. The influence of natural and anthropogenic factors on mangrove dynamics over 60 years: The Somone Estuary, Senegal. *Estuar. Coast. Shelf S.*, v. 94, p. 93-101, 2011.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRON, G. Guia para estudo de áreas de manguezal, estrutura, função e flora. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1986.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; CAMARGO, T. M.. Variability of mangrove ecosystems along the brazilian coast. *Estuaries*, v. 13, p. 204-218, 1990.

- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; SOARES, M. L. G.; TOGNELLA-DE-ROSA, M. M. P. Brazilian mangroves. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.*, v. 3, p. 561-570, 2000.
- SMITH III, T. J. Forest structure. In: ROBERTSON, A. I.; ALONGI, D. (Eds.). *Tropical mangrove ecosystems*. Washington: American Geophysical Union, 1992. p. 101-136.
- SOARES, M. L. G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Rev. Bras. Biol.*, v. 59, p. 503-515, 1999.
- SOARES, M. L. G.; CHAVES, F. O.; CORRÊA, F. M.; SILVA JÚNIOR, C. M. G. Diversidade estrutural de bosques de mangue e sua relação com distúrbios de origem antrópica: o caso da baía de Guanabara (Rio de Janeiro). *Anu. Inst. Geocienc.*, v. 26, p. 101-116, 2003.
- SOUZA, I. C.; MOROZESK, M.; DUARTE, I. D.; BONOMO, M. M.; ROCHA, L. D.; FURLAN, L. M.; ARRIVABENE, H. P.; MONFERRÁN, M. V.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R. D.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Matching pollution with adaptive changes in mangrove plants by multivariate statistics. A case study, *Rhizophora mangle* from four neotropical mangroves in Brazil. *Chemosphere*, v. 108, p. 115–124, 2014a.
- SOUZA, I. C.; BONOMO, M. M.; MOROZESK, M.; ROCHA, L. D.; DUARTE, I. D.; FURLAN, L. M.; ARRIVABEBE, H. P.; MONFERRAN, M. V.; MATSUMOTO, S. T.; MILANEZ, C. R. D.; WUDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Adaptive plasticity of *Laguncularia racemosa* in response to different environmental conditions: Integrating chemical and biological data by chemometrics. *Ecotoxicology*, v. 23, p. 335-348, 2014b.
- SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. *World atlas of mangroves*. London: Earthscan, 2010.
- TOGNELLA-DE-ROSA, M. M. P.; OLIVEIRA, R. G.; SOARES, M. L. G.; SCHAELENBERGER, B. H.; MARINHEIRO, F. B. G.; CUNHA, S. R. Estrutura do manguezal do Rio Lagoa do Furado, Penha, SC. In: BRANCO, J. O.; MARENZI, A. W. C. (Eds.). *Bases ecológicas para um desenvolvimento sustentável: Estudo de caso em Penha, SC*. Itajaí. Santa Catarina: Editora Univali, 2006. p. 77-92.
- TWILLEY, R. R.; SNEDAKER, S. C.; YAÑEZ-ARANCIBIA, A.; MEDINA, E. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: perspectives from mangrove ecosystems. In: MOONEY, H.; CUSHMAN, H.; MEDINA, E. (Eds.). *Biodiversity*

- and ecosystem functions: a global perspective. New York: John Wiley and Sons, 1996. p. 327-370.
- UKPONG, I. E. Soil-vegetation interrelationships of mangrove swamps as revealed by multivariate analyses. *Geoderma*, v. 64, p. 167-181, 1994.
- VERONEZ JUNIOR, P.; BASTOS, A. C.; QUARESMA, V. S. Morfologia e distribuição sedimentar em um sistema estuarino tropical: Baía de Vitória, ES. *Rev. Bras. Geofis.*, v. 27, p. 609-624, 2009.
- WOLANSKI, E.; BRINSON, M. M.; CAHOON, D. R.; PERILLO, G. M. E. Coastal Wetlands: A synthesis. In: PERILLO, G. M. E.; WOLANSKI, E.; CAHOON, D. R.; BRINSON, M. M. (Eds). *Coastal wetlands: An integrated ecosystem approach*. Amsterdam: Elsevier, 2009. p. 1-62.
- WOODROFFE, C. The impact of cyclone Isaac on the coast of Tonga. *Pac. Sci.*, v. 37, p. 181-210, 1983.
- WOODROFFE, C. Mangrove sediments and geomorphology. In: ROBERTSON, A. I.; ALONGI, D. M. (Eds.). *Coastal and Estuarine Studies: Tropical Mangrove Ecosystem*. Washington: American Geophysical Union, 1992. p. 43-62.
- ZAR, J. H. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey, US. 1996.



**Table 1.** Data on mangrove forest structure (sampling points: 1-8, F: fringe, B: basin) in Vitoria Bay. Forest height: height (m) ,Mort.: mortality, DBH: diameter, BA: basal area, Trunk/ind.: number of Trunk for individual, Rh: *R. mangle*, Av: *A. schaueriana* and Lg: *L. racemosa*.

	Height (m)	Mort. (%)	BA (m <sup>2</sup> )	DBH (cm)	Trunk/ ind.	Density (ind. /ha)	Density (%)			Dominance (%)		
							Rh	Av	Lg	Rh	Av	Lg
1F	6.5±2.7	2.3	16.3	9.9	1.3	2200	90.5	4.8	4.8	90.9	8.2	1.0
1B	5.7±3.9	34.7	33.5	8.0	1.5	9800	18.2	6.1	75.8	5.0	3.8	91.2
2F	4.9±5.1	2.3	74.5	18.4	1.8	2867	100	-	-	100	-	-
2B	14.5±2.1	10.0	33.7	21.7	1.3	1091	100	-	-	100	-	-
3F	6.4±3.1	13.5	52.2	12.2	1.3	5200	95.6	-	4.4	99.1	-	0.9
3B	13.2±1.6	10.0	36.7	27.0	1.7	714	100	-	-	100	-	-
4F	9.3±6.5	2.8	35.3	17.8	1.4	1458	82.4	5.9	11.8	77.9	13.3	8.9
4B	10.6±3.9	23.3	31.3	18.6	1.7	1500	95.7	-	4.3	84.1	-	15.9
5F	6.7±3.9	6.1	18.7	10.7	1.7	2200	96.8	-	3.2	96.3	-	3.7
5B	7.9±3.0	24.3	26.7	16.8	1.8	1650	20.0	-	80.0	11.3	-	88.7
6F	4.3±4.2	10.0	23.0	12.8	1.4	2000	92.6	7.4	-	73.6	26.4	-
6B	7.1±2.9	12.5	24.6	12.7	1.3	2133	69.0	27.6	3.4	89.6	10.1	0.3
7F	4.0±2.1	0.0	28.6	7.2	1.5	7000	91.1	1.8	7.1	70.7	0.3	28.9
7B	3.0±1.0	15.5	42.7	4.5	1.9	32800	-	-	100	-	-	100
8F	6.1±2.9	2.0	48.8	16.9	3.3	2222	36.7	46.9	16.3	5.3	87.6	7.1
8B	7.3±2.2	12.5	21.4	11.0	1.2	2667	91.2	5.9	2.9	99.5	0.5	-

**Table 2.** Statistical analysis comparing the heights and diameters of trees in the sampling points (1-8) and between zones (F and B) using a Kruskal-Wallis, Mann-Whitney U test, and multiple comparisons test a posteriori. P: the probability associated with the test value. The homogenous groups determined by multiple comparisons test were arranged from the lowest to highest mean.

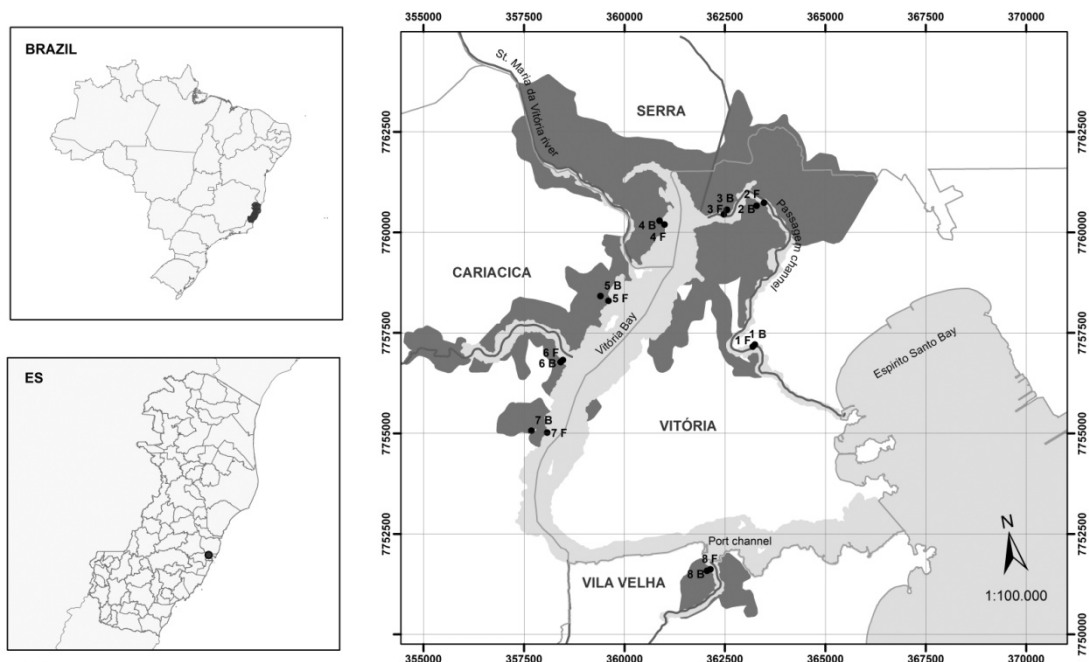
Variables	Source of variation	Degree of freedom	Test value	P	Multiple comparison test
Height	Point	7	28.36	<0.001	7<1,5,6,8<2,3,4
	zone	1	49.52	<0.001	B>F
Diameter	Point	7	39.32	<0.001	7<1,5,6,8<2,3,4
	zone	1	47.31	<0.001	B>F

**Table 3.** The means ( $\pm$  standard deviation) of the following environmental variables: grain size (fines - silt + clay and sand percentage), percentage of organic matter in the sediment, dry weight of the standing crop, salinity and pH recorded in the interstitial water of each sampling point at Vitória Bay (Points: 1-8, B: basin, F: fringe).

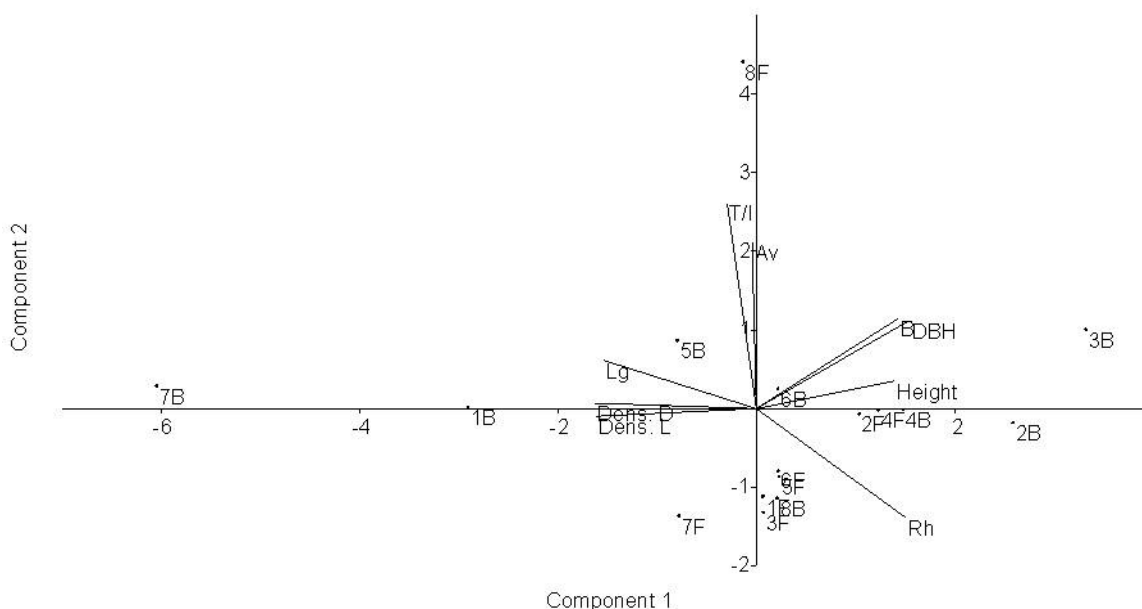
	Sediment			Standing crop	Interstitial water	
	Sand (%)	Fines (%)	Organic mater (%)	(g)	Salinity	pH
1F	68.7 $\pm$ 19.1	31.3 $\pm$ 19.1	24.2 $\pm$ 15.4	24.4 $\pm$ 13.1	19.5 $\pm$ 4.5	7.1 $\pm$ 0.6
1B	65.3 $\pm$ 16.4	34.7 $\pm$ 16.4	20.4 $\pm$ 10.2	9.4 $\pm$ 6.2	19.5 $\pm$ 6.2	7.0 $\pm$ 0.5
2F	28.1 $\pm$ 13.3	71.9 $\pm$ 13.3	45.3 $\pm$ 9.7	12.0 $\pm$ 12.0	17.2 $\pm$ 5.6	7.3 $\pm$ 0.6
2B	17.8 $\pm$ 16.1	82.2 $\pm$ 16.1	63.1 $\pm$ 3.8	22.9 $\pm$ 17.5	17.8 $\pm$ 4.6	7.1 $\pm$ 0.5
3F	20.7 $\pm$ 19.0	79.3 $\pm$ 19.0	40.1 $\pm$ 7.3	13.7 $\pm$ 18.4	15.9 $\pm$ 4.7	7.4 $\pm$ 0.6
3B	33.8 $\pm$ 27.6	66.2 $\pm$ 27.6	57.7 $\pm$ 12.8	22 $\pm$ 11.3	17.1 $\pm$ 4.7	7.2 $\pm$ 0.4
4F	31.9 $\pm$ 12.2	68.1 $\pm$ 12.2	32.6 $\pm$ 9.1	8.45 $\pm$ 5.4	17.9 $\pm$ 6.0	6.9 $\pm$ 0.4
4B	24.0 $\pm$ 20.2	76.0 $\pm$ 20.2	54.3 $\pm$ 13.2	24.7 $\pm$ 12.3	16.6 $\pm$ 5.3	6.7 $\pm$ 0.3
5F	30.7 $\pm$ 20.3	69.3 $\pm$ 20.3	32.4 $\pm$ 2.9	8.7 $\pm$ 10.1	18.5 $\pm$ 6	7.2 $\pm$ 0.3
5B	36.1 $\pm$ 20.3	63.9 $\pm$ 20.3	32.6 $\pm$ 6.9	12.4 $\pm$ 5.3	18.4 $\pm$ 6.1	7.0 $\pm$ 0.3
6F	41.5 $\pm$ 15.3	58.5 $\pm$ 15.3	33.8 $\pm$ 16.8	9.5 $\pm$ 3.8	16.2 $\pm$ 5	7.3 $\pm$ 0.3
6B	25.5 $\pm$ 16.8	74.5 $\pm$ 16.8	61.0 $\pm$ 8.2	67.4 $\pm$ 63.9	21.6 $\pm$ 7.5	7.0 $\pm$ 0.3
7F	58.2 $\pm$ 20.8	41.8 $\pm$ 20.8	19.5 $\pm$ 13.2	10.3 $\pm$ 9.7	20.1 $\pm$ 6.9	7.3 $\pm$ 0.3
7B	33.5 $\pm$ 23.6	66.5 $\pm$ 23.6	15.7 $\pm$ 5.4	20.3 $\pm$ 27.2	30.2 $\pm$ 6.3	7.4 $\pm$ 0.5
8F	26.6 $\pm$ 17.8	73.4 $\pm$ 17.8	43.7 $\pm$ 6.3	10.1 $\pm$ 7.7	24.2 $\pm$ 5.6	7.1 $\pm$ 0.3
8B	32.3 $\pm$ 21.1	67.7 $\pm$ 21.1	39.2 $\pm$ 17.2	25.4 $\pm$ 22.6	27.3 $\pm$ 3.2	7.2 $\pm$ 0.4

**Table 4.** Results of the statistical tests and the a posteriori multiple comparisons test using fines, organic matter, standing crop, salinity and pH data between summer and winter periods (2012 and 2013) among the sampling points (1-8) and between zones (B and F). \* Non-normal data: Nonparametric tests: Kruskal-Wallis and Mann-Whitney U, Normal data: Parametric test: Three-way ANOVA. Post-hoc test: ANOVA –Tukey’s test, Kruskal-Wallis - multiple comparisons test. P: the probability associated with the test value. The homogenous groups determined by the post-hoc test were arranged from the lowest to highest mean.

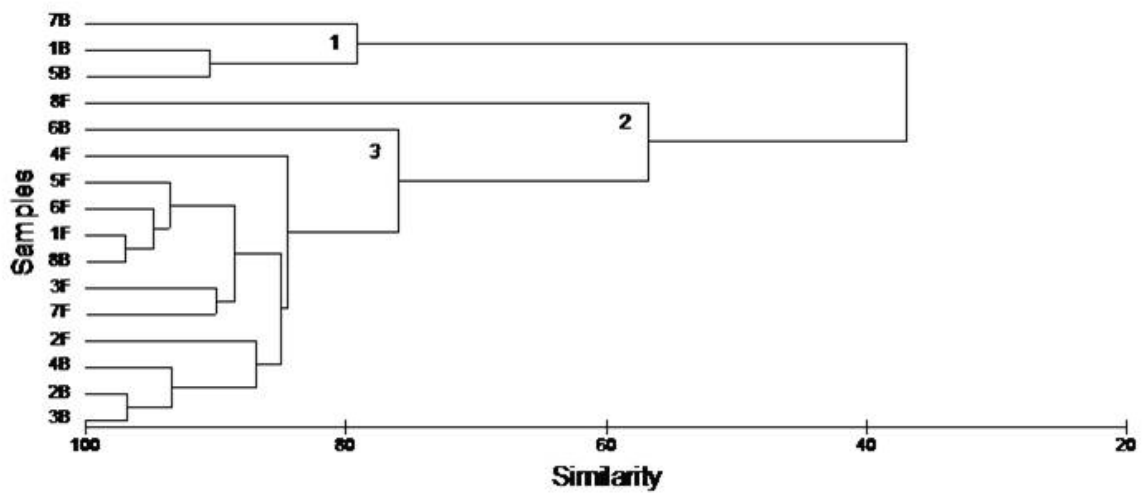
Test	Variable	Source of variation	Degrees of freedom	Test value	P	Post-hoc test
Kruskal Wallis	Fines*	Period	3	35.97	<0.001	others<sum/2012
Mann-Witney		Point	7	52.01	<0.001	1,7<others
ANOVA		Zone	1	66.01	NS	-
ANOVA	Organic mater	Period	3	1.32	NS	-
		Point	7	31.15	<0.001	7,1<5<others
		Zone	1	29.35	<0.001	F<B
Kruskal Wallis	Standing crop*	Period	3	28.27	<0.001	sum<win
Mann-Witney		Point	7	11.96	NS	-
ANOVA		Zone	1	4.75	<0.001	F<B
ANOVA	Salinity	Period	3	13.39	<0.001	others< sum/2013
		Point	7	10.96	<0.001	others<7,8
		Zone	1	9.82	<0.001	B > F
ANOVA	pH	Period	3	32.04	<0.001	sum/2012 < sum/2013
		Point	7	4.78	<0.001	4<7
		Zone	1	7.25	<0.001	B < F



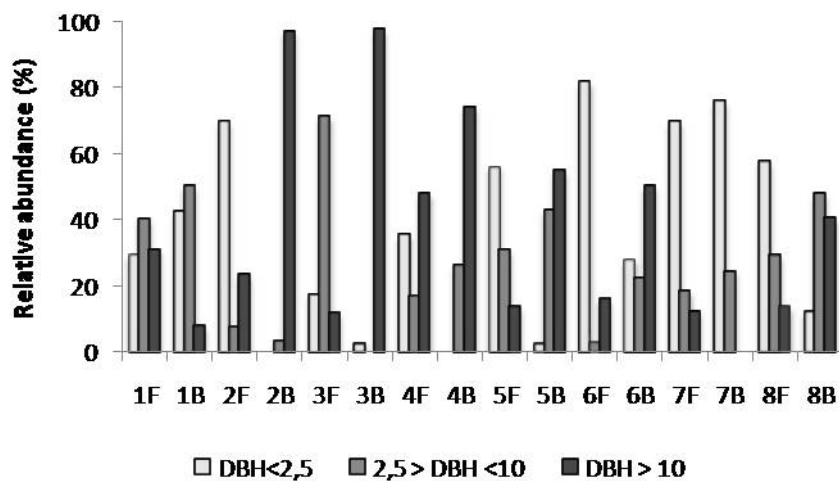
**Figure 1.** Sampling points (1-8, zones: F: fringe, B: basin) located in the mangrove of Vitoria Bay, Espirito Santo. Source: IDAF (2010), Landsat 7 (passage date: Jan/2003). Datum: SIRGAS 2000 UTM projection system. Areas in more intense grey represent the mangroves. Grey dots on the map of Brazil represent the state of Espirito Santo and the map of Espirito Santo Vitoria the study area. Organized by Elizabeth Del'Orto e Silva and Fernando Jakes Teubner Junior.



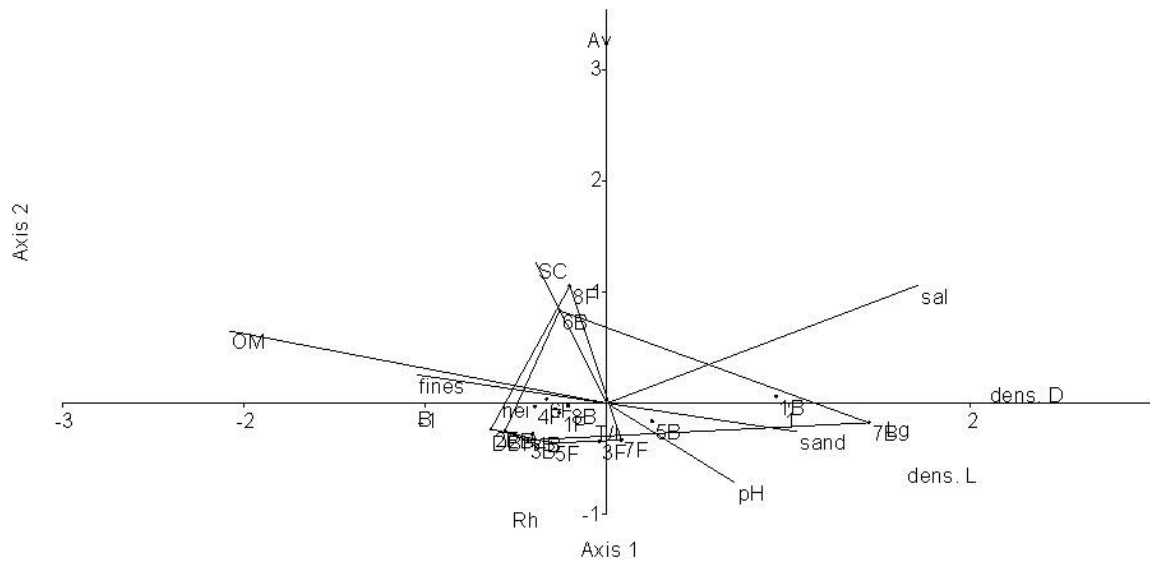
**Figure 2.** The principal component analysis (PCA) of the vegetation structure fourth root-transformed (Bray-Curtis coefficient) as a function of living (Dens.L) and dead trees density (Dens.D), relative density of *R. mangle* (Rh), *A. schaueriana* (Av) and *L. racemosa* (Lg), basal area (B), forest height (Height), number of trunks per number of individuals (T/I) and mean DBH (DBH) at each sampling point (points: 1-8, B: basin, F: fringe) in the mangrove of Vitoria Bay.



**Figure 3.** The vegetation structure cluster analysis relative to the mean height, relative density, mean DBH, living basal area and number of trunks to individuals at each sampling point transformed by the fourth root (Bray-Curtis coefficient). Points: 1-8, B: basin, F: fringe.



**Figure 4.** The relative abundance of living individuals per DBH class (lower than 2.5 cm, between 2.5 and 10 cm and higher than 10 cm) at each sampling point (Points: 1-8, B: basin, F: fringe) in Vitória Bay.



**Figure 5.** A canonical correspondence analysis (CCA) was conducted using vegetation structure data - density of living (Dens.L) and dead trees (Dens.D), relative density of *R. mangle* (Rh), *A. schaueriana* (Av) and *L. racemosa* (Lg), basal area (B), forest height (Hei), number of trunks to number of individuals (T/I) and mean diameter (DBH) - and environmental attributes - mean salinity (Sal), pH of interstitial water, organic matter content (OM), standing crop (SC) and fines (silt + clay) and sand content - for each sampling point (Points: 1-8, B: basin, F: fringe) at the Vitória Bay mangrove.



## Morphological characters evaluation in mangrove vegetation from Vitoria Bay (Espírito Santo State, ES, Brazil)

Gabriela Carvalho Zamprogno\*  
Mônica Maria Pereira Tognella  
Federal University of Espírito Santo, São Mateus, ES,  
Brazil.

Ger Faoco Couto  
Salesiano College, Vitória, ES, Brazil.

Elisa Mitsuko Aoyama  
Anderson Alves-Araujo  
Jormara Costa Affonso Mesquita  
Ully Depolo Barcellos  
Dielle Meire Santana Lopes  
Federal University of Espírito Santo, São Mateus, ES,  
Brazil.

\*Corresponding author: gczamprogno@gmail.com

### Workshop Information

I Workshop of Plant Biology (I Workshop de Biologia Vegetal) was held in the Bioscience Institute – UNESP, campus of Rio Claro, Brazil, during August 20 and 21, 2012. Workshop was a scientific event organized by Post-graduate students from that Institute aiming to integrate Post-graduate and Graduate students from different areas related to Plant Biology (Anatomy, Ecology, Evolution, Morphology, Physiology, and transitional areas) from different Universities. Workshop Organization offered a large number of speaking activities, scientific discussions, and extra short-courses to improve the knowledge and formation of students in Plant Biology.

### Scientific Committee

Alessandra Tomaselli Fidelis, Anna Carolina Bressan, Daniela de Oliveira Dinato, Diogo Amorim, Elaine Lopes, Leticia Peres Poli Luis Felipe Daibes, Marcelo Claro de Souza, Milene Amâncio Alves Eigenheer, Naiara Lopes de Sousa, Nara Oliveira Vogado, Natalia Costa, Paulo Roberto de Moura Souza Filho, Rafael Marques Guimarães Konopczyk, Rita de Cássia Andreotta, Tiago Haruo Ishibashi, Vitor de Andrade Kamimura, and Yuri Brenn.

Received on August 14, 2012. Accepted on August 21, 2012. Online published on November 29, 2012.

### INTRODUCTION

Mangroves leaves have received little attention concerning to their morphological and anatomical aspects. However, these parameters might be used to evaluate different environments conditions such as salinity and contaminants.

Tomlinson (1986) says that one of those aspects which distinguish mangrove species is a vast diversity of leaf shapes, sizes, and textures. They share leaf average size and unpalatable leaves when compared to the pioneer and climax species.

Individuals of *Rhizophora mangle* L., analyzed by Cintron and Schaeffer-Novelli (1983), into Brazilian mangroves have indicated a high variability among length and width, with the smallest correlation in Praia do Sonho (Santa Catarina state). This analysis allowed identifying that genus increases leaf sizes along the environmental tensioning decreasing.

The mangrove species phyllotaxy in Brazil is opposite (Schaeffer-Novelli and Cintron 1986), feature which prevents shading among them, once the vegetation is heliophytic (Tomlinson 1986).

The aim of this study is to compare morphological data of mangrove species (*Rhizophora mangle* L., *Avicennia schaueriana* Stapf and Leechman ex Moldenke and *Laguncularia racemosa* L. Gaerth.f.) from the Vitoria Bay, Espírito Santo state, Brazil.

### MATERIAL AND METHODS

This study was performed in the Vitória Bay which has the higher concentration of mangrove vegetation in Espírito Santo state (18km<sup>2</sup>), covering Vitória, Vila Velha, Cariacica, and Serra municipalities. This estuarine system is connected to the ocean by two channels, north and south ones. The main freshwater input into the bay is from the Santa Maria da Vitória River with the smaller but equally important Formate-Marinho, Aribiri, Córrego Piranema, and Canal da Costa rivers.

Seven different areas along Vitória Bay with plots in the fringe and basin forests were established for this study. It was collected 20 second pair leaves from *Rhizophora mangle* L., *Avicennia schaueriana* Stapf and Leechman ex Moldenke, and *Laguncularia racemosa* L. Gaerth.f. from each plot. The leaves were

analyzed concerning to their fresh and dry weights, and their length and width values.

A variance analysis (ANOVA) one factor (Zar 1988) was performed to compare the leaf lengths among the plots. Normal conditions were firstly tested using the Kolmogorov-Smirnov test and after the analysis they were performed using Tukey test. Spearman test was performed to verify leaf length and width correlations.

## RESULTS

*Rhizophora mangle* have been registered in all plots but just one (8B). Its leaf analysis exhibits the smallest average length of 9.9 cm and the largest of 12.8 cm with the smallest and largest average width of 4.7 cm and 6.4 cm, respectively. The smallest length has been detected in the fringe forests but 5 and 7 areas (Figure 1).

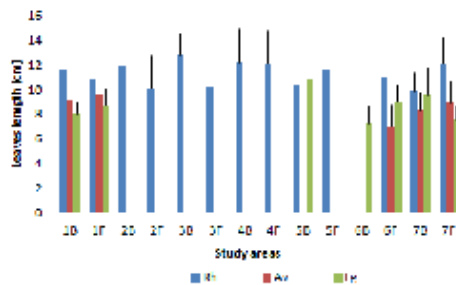


Figure 1. Leaf average length of *Rhizophora mangle* (Rh), *Laguncularia racemosa* (Lg) and *Avicennia schaueriana* (Av) from each study area (B: Basin and F: Fringe).

*Avicennia schaueriana* was collected in three different areas and five plots, mainly in the fringe forests where it shows the largest length (Figure 1). The smallest average length was 7.0 cm in the plot 6F and its largest average length was 9.6 cm.

*Laguncularia racemosa* has been registered in four different areas and seven plots, especially in basin forests (Figure 1). Average, minimum and maximum values of leaf length data were close to those of *A. schaueriana*, of 7.3 cm and 10.8 cm, respectively.

All three species keep the proportion between leaf length and width for all study areas. The Figure 2 describes the positive and significant correlation among morphological parameters for all three species. *R. mangle* shows the best correlation among leaf length and width data, with the lowest variability among collected data. Both *A. schaueriana* and *L. racemosa* have the biggest dispersion among leaf length and width data.

Correlating length and width data for all three species to vegetation type (Basin or fringe forests), *A. schaueriana* was the only one which shows significant

differences (basin forest:  $r=0.63$ ,  $n=40$ ,  $p<0.001$ ; fringe forest:  $r=0.8$ ,  $n=59$ ,  $p<0.001$ ).

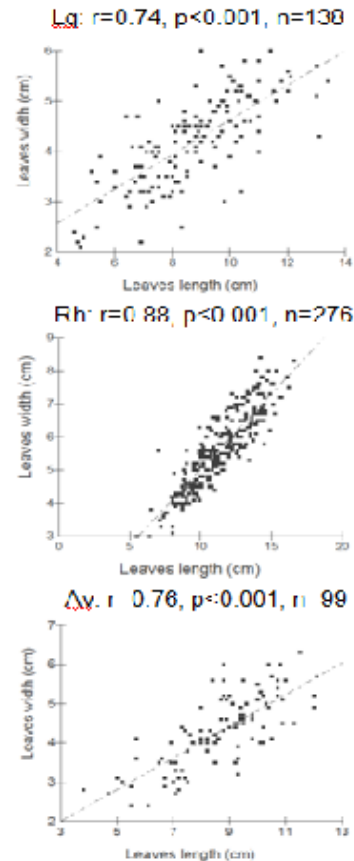


Figure 2. Leaf length and width of *R. mangle* (Rh), *L. racemosa* (Lg) and *A. schaueriana* (Lg) collected in the Vitoria Bay. Spearman test is also displayed.

In the Table 1, the ANOVA results do not show leaf length differences for all three species. However, the Tukey test has demonstrated that there are areas which show significant differences, highlighting the area 7 for all three species, Fringe forests and area 1 for *A. schaueriana*.

The results herein obtained are similar to previously reported by Cintron and Schaeffer-Novelli (1983) for *R. mangle*. This species shows average length in the Vitoria Bay as expected to Brazilian populations and it has similarity with Praia do Sonho (Santa Catarina state) population. The authors argue that the natural environmental or anthropic tensors may decrease the leaf surface.

Table 1. Data from ANOVA one factor comparing leaf length from *R. mangle* (Rh), *L. racemosa* (Lg) e *A. schaueriana* (Av) collected in Vitoria Bay. F: test value; p: test value probability;  $\alpha = 0,05$ .

Variable	Degrees of Freedom	F	p	Tukey
Rh	12	4.49	<0.001	2Bvs 7B, 2F vs 3B, 3B vs 3F, 3B vs 5B, 3B vs 7B, 4B vs 7B 4F vs 7B, 7B vs 7F
Lg	4	12.14	<0.001	1Fvs 5B, 1F vs 6B, 1B vs 5B, 1B vs 7B, 5B vs 6B, 5B vs 6F, 5B vs 7F, 6B vs 6F, 6B vs 7B, 6F vs 7F, 7B vs 7F
Av	6	7.92	<0.001	1Bvs 7F, 1F vs 6F, 6F vs 7F

Statistical analyses, even preliminary and not correlated to the other factors (such as salinity and sand particle sizes), indicate that damaged areas by anthropic events, like area 6, show low leaf length correlation per species.

Even with differences among some areas, the relation between leaf length and width (L/W) keeps constant for all three analyzed species. Schaeffer-Novelli and Cintron (1986) report the same and they say even with environmental tensors the relation L/W keeps constant.

Leaves of these same three species were analyzed by Schaeffer-Novelli and Cintron (1986) in Porto Rico. The authors have correlated the length to the local salinity and have concluded that the leaf development decreases when the values of salinity increase. This is more noticeable for *R. mangle* when compared to *L. racemosa* or *Avicennia germinans*. In the area 7 from

basin Forest, it was registered the higher salinity value (25.6) and the local individuals of *R. mangle* showed the smallest average length.

## CONCLUSIONS

The results demonstrated that there are other tensors besides salinity acting over leaf development. Sand particles size and the content organic matter analyses correlated to the salinity values may contribute to evaluate the observed patterns. Those areas are target for further studies and they will be continuously analyzed.

## Acknowledgements

The authors are grateful to CODESA which give us financial support. We thank to CAPES for scholarship to pos-graduated and CNPq for scholarship to undergraduation students. We dedicated our study to Rosafior Oliveira Chacon Pinto memory's who collaborated intensively in our collect data.

## References

- Cintron G, Schaeffer-Novelli Y. 1983. Ecología Del manglar. Buenos Aires, Rostiac/UNESCO.
- Schaeffer-Novelli Y, Cintron G. 1986. Guia para estudos de áreas de manguezal. Estrutura, função e flora. São Paulo, Caribbean Ecological Research.
- Tomlinson PB. 1986. The Botany of mangrove. Cambridge Tropical Biology Series. New York, Cambridge University Press. 419 p.
- Zar J. 1988. Biostatistical Analysis. Prentice Hall.