



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**ELISÂNGELA CARMO DOS SANTOS**

**A INFLUÊNCIA DE GRADIENTES AMBIENTAIS NA DIVERSIDADE DE  
TEREDINÍDEOS EM UM MANGUEZAL ESTUARINO**

**FORTALEZA**

**2018**

ELISÂNGELA CARMO DOS SANTOS

A INFLUÊNCIA DE GRADIENTES AMBIENTAIS NA DIVERSIDADE DE  
TEREDINÍDEOS EM UM MANGUEZAL ESTUARINO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dra. Cristina Almeida Rocha-Barreira.

Coorientador: Prof. Dra. Rafaela Camargo Maia.

FORTALEZA

2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas  
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- S234i Santos, Elisângela Carmo dos.  
A influência de gradientes ambientais na diversidade de teredinídeos em um manguezal estuarino /  
Elisângela Carmo dos Santos. – 2023.  
87 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação  
em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2023.  
Orientação: Profa. Dra. Cristina Almeida Rocha-Barreira.  
Coorientação: Profa. Dra. Rafaela Camargo Maia.
1. Heterogeneidade ambiental. 2. Molusco. 3. Estrutura vegetal de mangue. I. Título.
- CDD 577
-

ELISÂNGELA CARMO DOS SANTOS

A INFLUÊNCIA DE GRADIENTES AMBIENTAIS NA DIVERSIDADE DE  
TEREDINÍDEOS EM UM MANGUEZAL ESTUARINO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em: \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_\_\_.

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dra. Cristina Almeida Rocha-Barreira. (Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dra. Helena Matthews-Cascon  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Dra. Kcrishna Vilanova de Souza Barros  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus por tudo. Pela força e coragem para chegar até aqui.

A os meus pais: José Leudo e Maria Esivan pelos ensinamentos e cuidado.

Aos meus irmãos Evilane Lima e Davyd Lima pelo companheirismo e apoio. Amo vocês.

Ao meu amado esposo Renato dos Santos que sempre me apoiou, me ouviu e esteve ao meu lado nos dias difíceis.

## AGRADECIMENTOS

À CAPES, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

A Prof. Dra. Cristina de Almeida Rocha Barreira por compartilhar seu conhecimento, pelo apoio, tempo gasto em correções, pela disponibilidade mesmo em momentos difíceis e pela excelente orientação. Obrigada por acreditar no meu trabalho, foi um honra ser sua orientanda.

A Prof. Dra. Rafaela Camargo Maia pela coorientação. Agradeço por sua grande contribuição para realização desse trabalho, pelas correções, incentivo, palavras de apoio e dedicação. Nesses quase oito anos tenho aprendido muito com você, só tenho agradecer por sua amizade e desejar grandes realizações em todas as áreas da sua vida.

Aos professores participantes da banca examinadora Dra. Helena Matthews-Cascon e Kcrishna Vilanova de Souza Barros pela disponibilidade de tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões para melhoria do trabalho.

Aos membros do laboratório de Ecologia de manguezais (ECOMANGUE) pelas idas ao manguezal e pela participação nas coletas. Sem essa equipe (família) maravilhosa nada disso seria possível.

Ao Laboratório ZOOBENTOS pela estrutura e suporte físico para realização da pesquisa.

Gostaria de agradecer à Central Analítica UFC/CT-INFRA/MCTI-SISNANO/Pró-Equipamentos CAPES pelo suporte técnico para realização de microscopia eletrônica de varredura.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – *campus* Acaraú, por disponibilizar o transporte para realização das coletas. Sou muito grata ao setor de transporte.

Aos professores do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais por todo suporte teórico e pelos grandes ensinamentos. Aos colegas da turma de mestrado, pelas reflexões e os momentos compartilhados, em especial a Patrícia Albuquerque, Robson Oliveira pela grande amizade, companheirismo, contribuição nas correções e por todo apoio. Também a Amanda Caroline pela ajuda com a correção do trabalho e sugestões que vieram a contribuir.

“Suba o primeiro degrau com fé. Não é necessário que você veja toda a escada. Apenas dê o primeiro passo.”

Martin Luther King

## RESUMO

Os manguezais são ambientes que possuem grande variedade de habitat, devido às florestas de mangue e à interação de com fatores ambientais, como fluxo de marés e salinidade o que o torna heterogêneo. O objetivo desse estudo foi avaliar o efeito da heterogeneidade ambiental sobre as espécies de Teredinidae no manguezal do rio Acaraú (Ceará), considerando gradientes ambientais de influência marinha e de inundação (horizontal e vertical). Três pontos do manguezal ao longo do rio Acaraú foram caracterizados quanto à estrutura vegetal e, em cada um, foram coletados troncos a fim de comparar a composição e distribuição de Teredinidae que lá vivem. Os resultados da análise de variância e agrupamento de Cluster demonstraram que os gradientes ambientais e a declividade do terreno exerceram influência no desenvolvimento estrutural do bosque de mangue, favorecendo o desenvolvimento estrutural no estuário médio (Ponto 2) e maior heterogeneidade ambiental no estuário inferior (Ponto 1). A heterogeneidade de hábitat esteve relacionada com a diversidade de Teredinidae, pois características do bosque mais heterogêneo influenciaram na ocorrência e diversidade de espécies. O gradiente vertical de inundação influenciou a distribuição dos teredinídeos, no entanto, não ficou claro o efeito do gradiente horizontal marinho, devido à realização das amostragens apenas no período seco, quando as salinidades mostraram-se elevadas ao longo de todo o gradiente horizontal.

**Palavras-chave:** heterogeneidade ambiental; molusco; e vegetal de mangue.



## ABSTRACT

The relationship between environmental heterogeneity and diversity is explained by the hypothesis of habitat heterogeneity, which assumes that more heterogeneous environments harbor more species. The objective of this study was to evaluate the effect of environmental heterogeneity on Teredinidae species in the Acaraú river mangrove (Ceará), considering environmental gradients (horizontal and vertical). Three points of the mangrove along the Acaraú river were characterized as to the vegetal structure and in each one, trunks were collected in order to compare the composition and distribution of Teredinidae that live there. The results showed that the environmental gradients (horizontal and vertical) and the slope of the terrain influence the structural development of the mangrove forest, favoring structural development in the middle estuary (Point 2) and greater environmental heterogeneity in the lower estuary (Point 1). Habitat heterogeneity was related to the diversity of Teredinidae, as characteristics of the more heterogeneous forest influenced the occurrence and diversity of species. The vertical gradient of flooding influenced the distribution of teredinids, however, the effect of the horizontal salinity gradient was not clear due to sampling only in the dry period, when the salinities were elevated along the horizontal gradient.

**Keywords:** environmental heterogeneity; mollusc; vegetable structure of mangrove.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Mapa da área de manguezal no Rio Acaraú mostrando os pontos de coleta. P1 - Ponto 1 (▲) (estuário inferior), P2 - Ponto 2 (◆) (estuário médio) e P3 - Ponto 3 (●) (estuário superior)..... 19
- Figura 2 – Desenhos esquemáticos dos pontos de coleta ao longo dos gradientes ambientais: horizontal e vertical. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3 - Estuário superior)..... 21
- Figura 3 – Perfis topográficos obtidos com o método de “vasos comunicantes” para os pontos de coleta (Ponto1 - Estuário interior, Ponto 2 - Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior). Eixo y representa à altura do relevo em metros e o eixo x a distância perpendicular ao rio, a partir da borda adjacente ao rio em direção à borda continental..... 25
- Figura 4 – Dendograma dos Pontos amostrados, avaliado com uma análise de agrupamento a partir do índice de similaridade de *Bray - Curtis*, considerando os valores de densidade relativa das espécies de mangue. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior)..... 26
- Figura 5 – Densidade média das árvores de mangue nos três pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior)..... 27
- Figura 6 – Relação média entre troncos/indivíduos das árvores de mangue nos três pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior)..... 28
- Figura 7 – Altura média das árvores nos três pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior)..... 29
- Figura 8 – DAP médios das árvores nos três pontos de coleta. Letras diferentes

	indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).....	29
Figura 9	– Área basal média (m <sup>2</sup> ) das árvores nos pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).....	30
Figura 10	– Índices ecológicos de diversidade para as espécies de mangue no gradiente horizontal.....	31
Figura 11	– Composição das árvores de mangue entre as parcelas os pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. A – Ponto 1; B- Ponto 3. (1- parcela 1, 2 – parcela 2, 3 – parcela 3) (Ponto 1- Estuário interior).....	33
Figura 12	– Densidade média das espécies de mangue entre as parcelas nos pontos estudados. P1- parcela 1, P2- parcela 2 e P3- parcela 3. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).....	34
Figura 13	– Análise de agrupamento a partir do índice de similaridade de <i>Bray - Curtis</i> , considerando os valores de densidade relativa das espécies de mangue. (Ponto1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior). (Detalhamento das áreas amostrais: <b>1.1</b> - Ponto1, parcela1; <b>1.2</b> - Ponto1, parcela2; <b>1.3</b> – Ponto1, parcela3; <b>2.1</b> - Ponto2, parcela2; <b>2.2</b> - Ponto2, parcela2; <b>2.3</b> - Ponto2, parcela3; <b>3.1</b> – Ponto3, parcela1; <b>3.2</b> – Ponto3, parcela2; <b>3.3</b> – Ponto3, parcela3) .....	35
Figura 14	– Altura média (m) das árvores de mangue entre parcelas nos pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (1- parcela 1, 2 – parcela 2, 3 – parcela 3) (Ponto 1- Estuário interior).....	36
Figura 15	– DAP médio (cm) e Área basal média (m <sup>2</sup> ) das árvores de mangue entre parcelas nos pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (1- parcela 1, 2 – parcela 2, 3 – parcela 3) (Ponto 1- Estuário interior).....	37

Figura 16	– DAP médio (cm) e Área basal média (m <sup>2</sup> ) das árvores de mangue entre parcelas nos pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (1- parcela 1, 2 – parcela 2, 3 – parcela 3) (Ponto 2- Estuário médio).....	38
Figura 17	– Exemplo de palhetas de Teredinídeos. A – ( <i>Nausitora fusticula</i> ) palheta constituída por uma única peça calcária; B – ( <i>Bankia fimbriatula</i> ) palheta constituída por vários cones calcários. a – Face externa da palheta; b – Face interna da palheta.....	55
Figura 18	– Palhetas e conchas de <i>Neoteredo reynei</i> . a- face externa da palheta, b- face interna da palheta, c-face externa da concha, d- face interna da concha.....	58
Figura 19	– Palhetas e conchas de <i>Nausitora fusticula</i> . a- face externa da palheta, b- face interna da palheta, c-face externa da concha, d- face interna da concha	59
Figura 20	– Palhetas da espécie <i>Teredo cf. bartchi</i> . a- face externa da palheta, b- face interna da palheta.....	60
Figura 21	– Palhetas da espécie <i>Teredo turnerae</i> . a- face externa da palheta, b- face interna da palheta.....	61
Figura 22	– Palheta da espécie <i>Lyrodus massa</i> .a- face externa da palheta, b- face interna da palheta.....	62
Figura 23	– Palheta da espécie <i>Lyrodus cf. bipartitus</i> . a- face externa da palheta.....	63
Figura 24	– Palheta da espécie <i>Bankia bagidaensis</i> a- face externa da palheta.....	64
Figura 25	– Palheta da espécie <i>Bankia gouldi</i> a- face externa da palheta.....	65
Figura 26	– Resultado da Análise de variância (ANOVA) para abundância de troncos de mangue perfurados entre os pontos e parcelas de coleta.....	66
Figura 27	– Abundância das espécies de mangue com presença de galerias de Teredinídeos. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).....	68
Figura 28	– A: Larvas de <i>Teredo turnerae</i> incubadas no manto de um exemplar e foto de microscopia eletrônica de varredura de uma larva já com a protoconcha. B: Larvas de <i>Teredo bartshi</i> incubadas no manto de um exemplar e foto	

	de microscopia eletrônica de varredura de uma larva já com a protoconcha.	69
Figura 29	– Abundância relativa das espécies de Teredinidae coletadas no estuário do rio Acaraú durante o presente estudo.....	70
Figura 30	Abundância de <i>Neoteredo reynei</i> considerando as espécies de mangue coletadas no estuário do rio Acaraú.....	72
Figura 31	– Índices ecológicos de diversidade para as espécies de Teredinidae nos fragmentos de tronco das espécies de mangue nos três pontos de coleta.....	75
Figura 32	– Índices ecológicos de diversidade para as espécies de Teredinidae nos três pontos de coleta (gradiente horizontal). (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).....	75
Figura 33	– Índices ecológicos de diversidade para as espécies de Teredinidae nos três pontos de coleta (gradiente vertical).....	76
Figura 34	– Dendograma dos Pontos amostrados, avaliado com uma análise de agrupamento a partir do índice de similaridade de <i>Bray - Curtis</i> , considerando os valores de abundância das espécies de Teredinidae. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).	77
Figura 35	– Gráfico de escalonamento multidimensional considerando os valores de abundância das espécies de Teredinidae por pontos e parcelas.....	77

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Dominância e Frequência relativa das espécies de mangue (vivas) nos Pontos de coleta. Valores expressos em %. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).....	27
Tabela 2 – Número de indivíduos, Altura, DAP e Área basal de indivíduos mortos nos pontos de coleta.....	31
Tabela 3 – Resultado do teste Kruskal-Wallis comparando a composição vegetal e a densidade de árvores entre as parcelas. (Em negrito os valores significativos).....	32
Tabela 4 – Teste de Kruskal Wallis de comparação de médias de DAP médio (cm) e área basal entre as parcelas dos pontos amostrados. Valores em negrito significam diferença significativa.....	36
Tabela 5 – Resultado da Análise de variância (ANOVA) para abundância terdinídeos entre os pontos, parcelas e espécies de árvores de mangue.....	68
Tabela 6 – Abundância das espécies de teredinídeos e resultado do teste de variância não-paramétrica de Kruskal-Wallis, considerando os pontos, parcelas e espécies de mangue coletadas. *valores significativos.....	71
Tabela 7 – Resultados da Análise de Correlação entre as espécies de Teredinidae, riqueza e as variáveis de estrutura e densidade das espécies de mangue. Valores em negrito indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ). .....	73
Tabela 8 – Resultado da Resultado da Análise de variância (ANOVA) para abundância de terdinídeos nos pontos de coleta, parcelas e espécies de mangue entre os índices de diversidade.....	74

## SUMÁRIO

1	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	14
2	<b>HIPÓTESE</b> .....	17
3	<b>OBJETIVOS</b> .....	17
3.1	<b>Objetivo geral</b> .....	17
3.2	<b>Objetivo específico</b> .....	17
4	<b>ÁREA DE ESTUDO</b> .....	18
5	<b>CAPÍTULO 1 - EFEITO DOS GRADIENTES AMBIENTAIS DE INFLUÊNCIA MARINHA E INUNDAÇÃO SOBRE A ESTRUTURA VEGETAL DO MANGUEZAL, EM UM ESTUÁRIO TROPICAL</b> .....	20
5.1	<b>Introdução</b> .....	20
5.2	<b>Material e métodos</b> .....	21
5.2.1	<i>Estrutura vegetal</i> .....	21
5.2.2	<i>Estatística</i> .....	23
5.3	<b>Resultados</b> .....	24
5.3.1	<i>Dados abióticos</i> .....	24
5.3.2	<i>Topografia da área de estudo</i> .....	24
5.3.3	<i>Estrutura vegetal das árvores de mangue (gradiente de influência marinha)</i> .....	25
5.3.3.1	<i>Árvores vivas</i> .....	25
5.3.3.2	<i>Árvores mortas</i> .....	30
5.3.4	<i>Estrutura vegetal árvores vivas (gradiente de inundação)</i> .....	31
5.4	<b>Discussão</b> .....	38
6	<b>CAPÍTULO 2 - CARACTERIZAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE TEREDINIDAE EM UM ESTUÁRIO TROPICAL</b> ..	43
6.1	<b>Introdução</b> .....	43

<b>6.2</b>	<b>Material e métodos.....</b>	<b>45</b>
<b>6.2.1</b>	<b><i>Estatística.....</i></b>	<b>46</b>
<b>6.3</b>	<b>Resultados.....</b>	<b>47</b>
<b>6.3.1</b>	<b><i>Dados abióticos.....</i></b>	<b>48</b>
<b>6.3.2</b>	<b><i>Caracterização morfológica das espécies de teredinidae e distribuição geográfica.....</i></b>	<b>48</b>
<b>6.3.3</b>	<b><i>Distribuição espacial das espécies de teredinidae no estuário do rio acaraú</i></b>	<b>56</b>
<b>6.4</b>	<b>Discussão.....</b>	<b>69</b>
<b>7</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>76</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>77</b>



## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A ecologia se preocupa em compreender a diversidade e abundância dos organismos e saber como essa diversidade é mantida, é fundamental para a ecologia de comunidades (TOKESHI; ARAKAKI, 2012). Buscando responder a essas questões sobre diversidade e abundância de espécies, a heterogeneidade do habitat passou a ser o foco de muitas pesquisas ecológicas (MCCOY; BELL, 1991), pois a estrutura do ambiente é um fator que pode influenciar a distribuição e diversidade de espécies (TOLONEN *et al.*, 2001, SHOSTELL; WILLIAM, 2007).

Estudos sobre heterogeneidade ambiental têm apontado a estrutura do habitat como um fator determinante para a ocorrência de muitos táxons animais, tais como mamíferos (PAGLIA *et al.*, 1995; ALVES; FONSECA; ENGEL, 2012), aves (CLEARY *et al.*, 2005), répteis (ROCHA *et al.*, 2008), peixes (WILLIS; WINEMILLER; LOPEZ-FERNANDEZ, 2005) e invertebrados (BENATI *et al.*, 2010; SUEIRO; BORTOLUS; SCHWINDT, 2011; VERDONSCHOT; DIDDEREN; VERDONSCHOT, 2012; BILIA *et al.*, 2015). Assim esta ligação entre heterogeneidade de habitat e diversidade de espécies pode ser explicada pela hipótese de heterogeneidade ambiental. A hipótese da heterogeneidade ambiental assume que a diversidade de espécies pode aumentar à medida que o número de habitats diferentes aumenta, isso porque ambientes mais heterogêneos e com maior complexidade disponibilizam mais recursos e um maior número de habitats, em comparação a ambientes mais simples (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961; BAZZAZ, 1975; CONNOR; MACCOY 2001).

A maioria dos estudos ecológicos já realizados sobre heterogeneidade ambiental encontrou uma correlação positiva entre a diversidade de espécies e a variável estrutural medida (TEWS *et al.*, 2004), como no trabalho realizado por Brose (2003), com besouros da família Carabidae, onde, foi testado se a riqueza de besouros estava relacionada à estrutura da vegetação ou à diversidade taxonômica das plantas. Outros estudos reforçam a relação entre a estrutura do habitat e a diversidade de espécies. Santos *et al.*, (2005) estudaram a diversidade de artrópodes em culturas frutícolas e a importância do manejo e da heterogeneidade ambiental. Os autores observaram correlação entre a riqueza de artrópodes nos pomares e a estrutura da paisagem, confirmando que a existência de uma maior variedade de habitat favorece a diversidade de artrópodes. Ferreira e Casatti (2006) avaliaram a influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna em um riacho, em uma microbacia de pastagem, os seus resultados apontaram forte influência da estrutura do habitat sobre as espécies, pois maiores

diversidades foram registradas nos trechos de maior complexidade estrutural. Santos e Henriques (2010) avaliaram a variação espacial e influência do habitat na estrutura de comunidades de pequenos mamíferos em áreas de campo rupestre, a heterogeneidade do habitat mostrou-se também como um dos principais determinantes na composição das comunidades dos organismos em estudo.

Alguns estudos, entretanto, demonstram evidências de que o aumento da heterogeneidade ambiental pode também diminuir a diversidade de espécies (TEWS *et al.*, 2004), ou seja, dependendo do grupo taxonômico em estudo e da escala espacial adotada, a riqueza pode diminuir com o aumento da heterogeneidade de habitat (ATAURI; LUCIO, 2001; GONZÁLEZ-MEGÍAS; GÓMEZ; SÁNCHEZ-PIÑERO, 2007). Esse resultado, divergente a hipótese de heterogeneidade, foi encontrado por Sullivan e Sullivan (2001), para pequenos mamíferos em florestas com colheitas de sementes, onde a heterogeneidade do habitat gerada pelos métodos de colheita limita o tamanho populacional de uma espécie (*Microtus spp.*).

Ambientes complexos e heterogêneos são formados pelas interações de suas características físicas e químicas (CERQUEIRA *et al.*, 2003). Dentre estas, destacam-se a umidade, radiação solar, temperatura, salinidade, altitude, topografia, características do solo e declividade (LOBÃO; VALE, 2008). Esses fatores abióticos são importantes para o estabelecimento da vegetação e da fauna (LAWTON, 1983; MCCOY; Bell, 1991), uma vez que, na maioria dos habitats, as plantas determinam a estrutura física do ambiente (TEIXEIRA; ASSIS, 2009; ASSIS *et al.*, 2011; MARCON *et al.*, 2014) e as espécies animais são os organismos que respondem a este fator estrutural do habitat (SANTOS *et al.*, 2005; SILVA; DINIZ; VAZ-DE-MELLO, 2010; SANTOS; HENRIQUES, 2010). No primeiro estudo, que relaciona a estrutura do ambiente com diversidade de espécies animais foi realizado por MacArthur e MacArthur (1961), que utilizaram a composição de espécies de plantas, altura dos perfis de folhagem e a latitude para determinar quanto desses fatores exercem influência sobre a diversidade de pássaros.

Nesse sentido, os manguezais são ambientes que possuem uma grande variedade de habitats, devido às florestas de mangue e à interação com fatores ambientais como, fluxo das marés e salinidade, o que o torna heterogêneo. Os manguezais são ecossistemas costeiros de transição entre os ambientes terrestres e marinhos, característicos de regiões tropicais (ALONGI, 2002), formados por uma vegetação típica lenhosa (angiospermas) altamente adaptada às condições físicas e químicas da água salobra, do solo lamoso e pouco oxigenado estando periodicamente sujeita ao regime de marés (SCHAEFFER- NOVELLI, 1995).

As marés constituem o principal mecanismo de entrada das águas salinas nos manguezais (SCHAEFFER- NOVELLI; CINTÓN, 1996; CORREIA; SOVIERZOSKI, 2005). Nestes ambientes, a dinâmica das marés forma dois gradientes ambientais: o gradiente vertical, relacionado ao alagamento das marés, e o horizontal de salinidade, que aumenta com a proximidade do mar (RAFFAELLI; HAWKINS, 1996; BIANCHI, 2006). Esses fatores são importantes para distribuição das espécies vegetais (BALL, 2002; TOUCHETTE, 2006; SOARES *et al.*, 2008; GREENWOOD; MACFARLANE, 2009; BERNINI; REZENDE, 2010; PETRI *et al.*, 2011) e da fauna (PEREIRA *et al.*, 2007; BEASLEY, *et al.*, 2005; ROSA FILHO *et al.*, 2006; FARIAS; ROCHA-BARREIRA, 2012).

Dentre a fauna do manguezal, moluscos da família Teredinidae, perfuradores de madeira, possuem uma estreita relação com vegetação de mangue. A atividade de perfuração dos Teredinidae está diretamente relacionada com o processo de alimentação uma vez que utiliza celulose como fonte de alimento complementar (MÜLLER, LANA, 2004; REIS, 1995). Estes organismos penetram troncos e galhos de mangue ao final da fase larval planctônica e à medida que crescem escavam tubos, que são revestidas de calcário por eles secretado, formando galerias que protegem seu corpo mole (MÜLLER; LANA, 2004).

A distribuição dos Teredinidae está relacionada basicamente à disponibilidade de madeira, salinidade e temperatura (LOPES; NARCHI, 1993). De acordo com Rayner (1979), em águas estuarinas a salinidade atua como o principal fator responsável pela distribuição destes organismos. No entanto, tolerância à salinidade de uma espécie pode variar geograficamente de uma área para outra em função da temperatura (LOPES; NARCHI, 1993). Desta forma, o padrão básico de distribuição e especiação da família Teredinidae é controlado pela tolerância fisiológica a salinidade, temperatura e pelos mecanismos eficientes de dispersão das espécies (MÜLLER; LANA, 2004).

## **2 HIPÓTESE**

Nesse estudo foram testadas as seguintes hipóteses:

- A relação estrutura vegetal do manguezal varia de acordo com a heterogeneidade de habitat e a diversidade de Teredinidae varia de acordo com a heterogeneidade do manguezal.
- Os gradientes ambientais influenciam diretamente a estrutura vegetal de mangue e a diversidade de Teredinidae.

## **3 OBJETIVOS**

### **3.1 Objetivo geral**

Avaliar o efeito da heterogeneidade ambiental sobre as espécies de bivalves Teredinidae, considerando gradientes ambientais de influência marinha e de inundação.

### **3.2 Objetivos específicos**

Cap 1 - Caracterizar a estrutura vegetal e os padrões de distribuição dos bosques de mangue ao longo dos gradientes ambientais de influência marinha (horizontal) e de inundação (vertical) no estuário do rio Acaraú;

Cap 2 - Caracterizar as espécies de Teredinidae do estuário do Rio Acaraú e analisar a relação da estrutura vegetal do bosque de mangue com a distribuição das espécies de Teredinidae;

#### 4 ÁREA DE ESTUDO

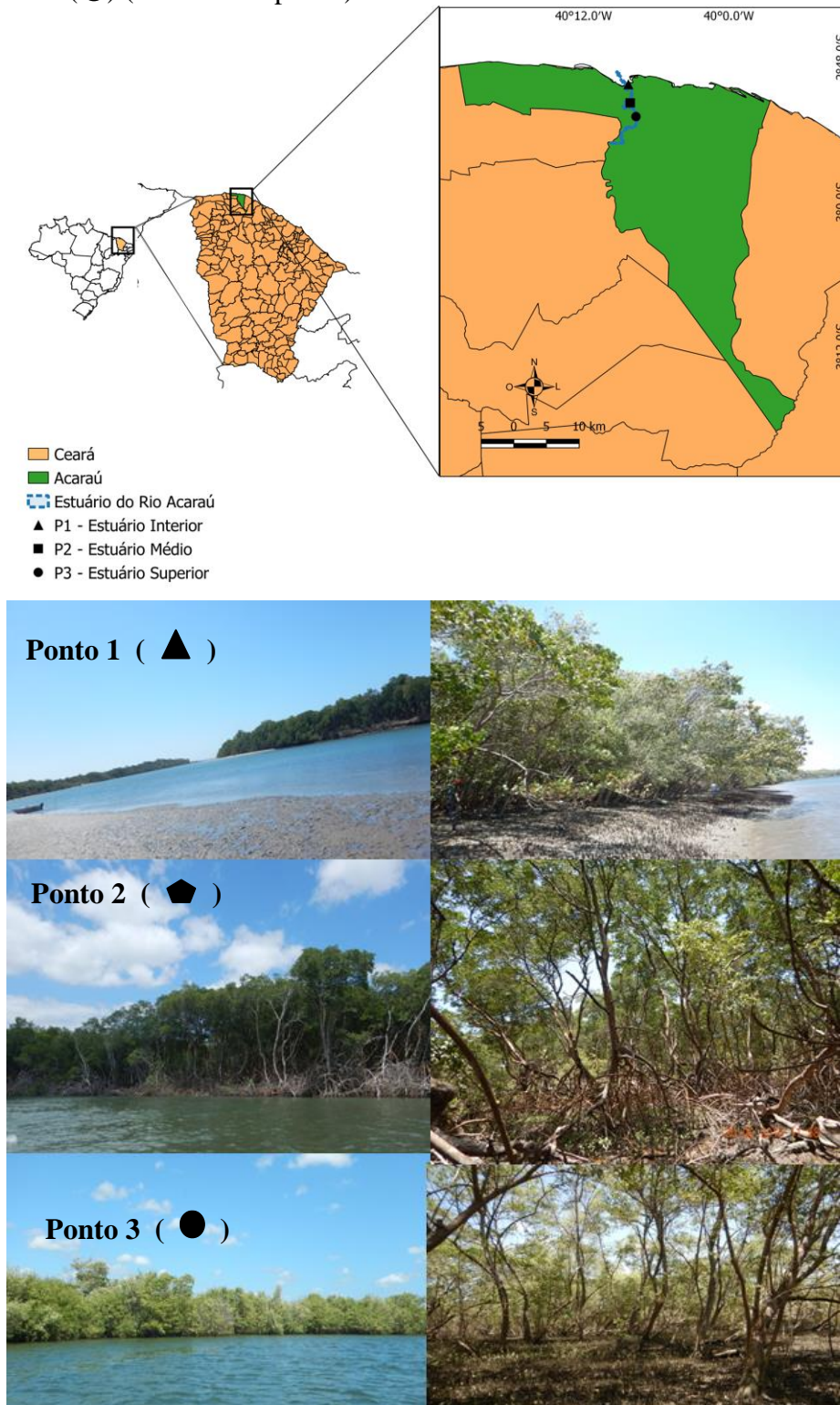
O estudo foi realizado em três pontos de um manguezal no estuário do rio Acaraú, no município de Acaraú, Ceará. Esses pontos estão distanciados aproximadamente 3 e 2,5 km um do outro. O primeiro ponto (P1) encontra-se no estuário inferior, em ligação livre com o mar aberto ( $2^{\circ}50'15.51''S$   $40^{\circ}8'25.34''O$ ), o segundo (P2) localiza-se no estuário médio, sujeito a forte mistura de águas doce e salgada ( $2^{\circ}51'44.67''S$   $40^{\circ}8'16.16''O$ ) e terceiro ponto (P3) no estuário superior, caracterizado por água doce mas sujeito à ação diária da maré ( $2^{\circ}52'53.90''S$   $40^{\circ}7'34.51''O$ ), formando assim um gradiente ambiental horizontal que vai da região superior do estuário em direção à foz, tendo como fator abiótico a salinidade (Figura 1). De acordo com Pessoa (2015), o gradiente de salinidade nas águas do estuário do rio Acaraú, varia em média 35,21 na foz a 0,61 na região de estuário superior no período de preamar e de 24,72 na foz e 0,73 no estuário superior na baixamar.

A Bacia hidrográfica do rio Acaraú encontra-se a oeste da capital do estado do Ceará, abrange uma área de, aproximadamente, 15 mil km<sup>2</sup>, equivalente a 9,22% do Estado e banha cerca de 25 municípios cearenses, sendo considerada a segunda maior bacia do Estado. O rio Acaraú nasce na Serra das Matas, na região centro-oeste do estado do Ceará, atravessa trechos do sertão centro-norte e desemboca no Oceano Atlântico na altura do município de Acaraú (ARAÚJO; FREIRE, 2007; FUNCEME 2014a). De acordo com Sucupira, Pinheiro e Rosa (2006), a maior parte da área da bacia encontra-se abaixo de 200m de altitude o que evidencia um terreno aplainado. Na região do litoral, a altitude é de 0 m, no nível do mar.

A região do Estuário do rio Acaraú, corresponde a uma área de 80Km<sup>2</sup>, situada no município de Acaraú e parte do município de Cruz (oeste). Essa área compreende manguezais, campos de dunas na faixa praial, tabuleiros e aglomerados urbanos (ARAÚJO, FREIRE, 2007, 2007). De acordo com Pessoa (2015), nas áreas próximas à foz do rio Acaraú observa-se uma dinâmica intensa da ação combinada dos ventos alísios, ondas, corrente longitudinal costeira e das marés.

As coletas de dados foram realizadas no mês de setembro e outubro de 2016, considerado período seco na região de estudo (FUNCEME, 2016). Para a demarcação dos pontos amostrados no manguezal foi necessário um reconhecimento prévio da área com auxílio de uma embarcação a motor, um aparelho do Sistema de Posicionamento Geográfico (GPS) para georreferenciamento, um refratômetro para verificar a salinidade e uma planilha para anotação dos dados.

Figura 1 – Localização da área de estudo no estuário do Rio Acaraú, município de Acaraú, á leste do estado do Ceará, Nordeste do Brasil. No detalhe inferior são mostrados imagens dos três pontos de coleta P1 - Ponto 1 (▲) ( estuário inferior), P2 - Ponto 2 (◆) ( médio estuário ) e P3 - Ponto 3 (●) ( estuário superior).



Fonte: Imagem da autora.

## 5 CAPÍTULO 1 - EFEITO DOS GRADIENTES AMBIENTAIS DE INFLUÊNCIA MARINHA E INUNDAÇÃO SOBRE A ESTRUTURA VEGETAL DO MANGUEZAL, EM UM ESTUÁRIO TROPICAL

### 5.1 Introdução

O ecossistema manguezal é típico de regiões tropicais, e um ambiente costeiro que ocupa áreas entremarés (SOARES, 1997). Caracteriza-se por apresentar uma vegetação típica, lenhosa, denominada mangue, que apresenta adaptações às condições de salinidade, solo lamoso com pouco oxigênio e o fluxo de marés (SOARES, 1997; SANTOS *et al.*, 2012). Dentre as adaptações da vegetação do manguezal, destacam-se as raízes aéreas e de sustentação, diluição de sais nas células, glândulas secretoras de sal nas folhas e propágulos vivíparos (DUKE; BALL; ELLISON, 1998). De acordo com Soares *et al.*, (2017), embora a vegetação de mangue possua adaptações morfológicas e fisiológicas para ocorrer em um ambiente salino, o seu crescimento e a taxa de sobrevivência diminuem com o aumento da salinidade.

A vegetação do manguezal é composta por poucas espécies exclusivas desse ecossistema, e algumas espécies associadas. Nos manguezais do Brasil, as espécies de árvores com maior frequência são *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* L., *Avicennia shaueriana* Stapft e Leechman e *Laguncularia racemosa* L. (Gaertn) (LACERDA, 2002). Maia e Coutinho (2012) registraram a ocorrência dessas quatro espécies para nove estuários do Ceará. Para o estuário do rio Acaraú, além das quatro espécies já citadas, foi registrada ainda a ocorrência de *Conocarpus erectus* (L.) (PAULA; LIMA; MAIA, 2016).

Lugo e Snedaker (1974) afirmaram que apesar da baixa diversidade de espécies vegetais, este ecossistema exibe grande variabilidade em suas características estruturais e funcionais, que podem ser observadas ao longo da costa brasileira (BERNINI; REZENDE, 2004; SILVA, BERNINI; CARMO, 2005). Desta forma, a caracterização da estrutura vegetação de um manguezal, junto aos aspectos abióticos (físicos e químicos), compõe uma ferramenta para o entendimento da evolução desse ecossistema diante das condições ambientais (LONDE *et al.*, 2013).

Estudos de caracterização estrutural da vegetação podem fornecer informações sobre seu estado de preservação, a diversidade e o porte da comunidade (KILCA *et al.*, 2011), além de permitir estimar o estágio de desenvolvimento da floresta (GAMA, 2007). Jimenez *et al.*, (1985) propuseram um modelo que descreve o processo de desenvolvimento de uma

floresta, o mesmo consiste em períodos de colonização, de desenvolvimento, de maturidade e senescência.

As espécies vegetais do manguezal estão distribuídas em um padrão de zonação, ao longo do gradiente entremarés (SHERMAN; FAHEY; BATTLES, 2000). Essa zonação é determinada pela interação de características ambientais, como salinidade, nível de maré, o tipo de substrato e o grau de exposição do local (ELLISON *et al.*, 2000; SHERMAN *et al.*, 2000). Embora esse padrão de zonação seja comum, nem sempre é observado nos estuários devido às diferenças ambientais entre os manguezais (SCHAEFFER- NOVELLI, 1995).

De acordo com Soares *et al.* (2003), características estruturais e funcionais da vegetação de mangue são determinadas pela interação de fatores ambientais, como salinidade, nível de maré, o tipo de substrato e o grau de exposição do local em diferentes escalas. Portanto, a estrutura da vegetação e composição florística do manguezal pode variar ao longo do gradiente de inundação e ao longo do estuário, no gradiente de salinidade (BERNINI; REZENDE, 2004; SILVA; BERNINI; CARMO, 2005). A distribuição espacial das espécies de mangue dentro de um sistema estuarino pode ser classificada em três categorias: a jusante, intermediário e a montante, dentro desse sistema o principal fator de influência na estrutura vertical e horizontal dos manguezais é a salinidade (DUKE *et al.*, 1998). Portanto, essas características tornam estes ambientes heterogêneos, abrigo uma variedade de habitats e sendo bons modelos para estudos sobre a teoria de heterogeneidade ambiental.

Diante desse contexto, o objetivo deste estudo foi caracterizar a estrutura vegetal e os padrões de distribuição das espécies de mangues ao longo dos gradientes ambientais de salinidade (horizontal) e de inundação (vertical) no estuário do Rio Acaraú, Ceará, Brasil.

## **5.2 Material e métodos**

### **5.2.1 Estrutura Vegetal**

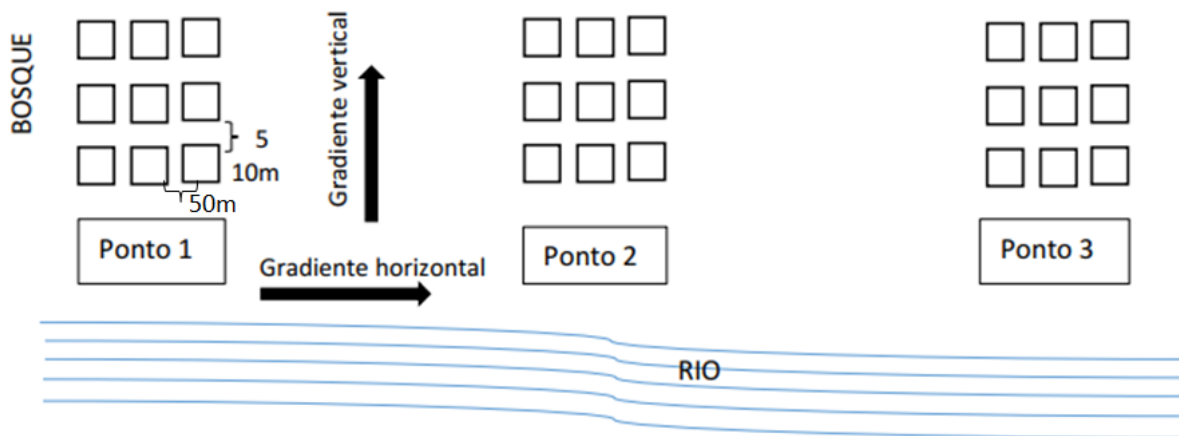
Para avaliar a heterogeneidade ambiental, a estrutura da vegetação foi caracterizada em um gradiente vertical de inundação em cada ponto de coleta estabelecido. De acordo com Schaeffer-Novelli; Cintrón (1986), English *et al.*, (1997); Ellison (2012), as características mais frequentes utilizadas na caracterização estrutural dos bosques de mangue são: identificação das espécies, diâmetro da árvore, área basal das árvores, altura média do bosque, densidade, frequência de dominância relativa entre os indivíduos vivos e mortos.



A caracterização da estrutura vegetal do manguezal foi baseada na metodologia proposta por Schaeffer-Novelli; Cintrón (1986), que consiste no emprego de parcelas múltiplas, adaptada por Maia e Coutinho (2012) que propõem a replicação dos transectos.

Em cada um dos pontos em estudo (P1, P2 e P3) (no gradiente horizontal), foram traçados três transectos, no interior do bosque de mangue, equidistantes 50m. Em cada transecto, foram demarcadas três parcelas de 10x10 m<sup>2</sup>, distantes 5m uma da outra, totalizando 9 parcelas por ponto, como apresentado na Figura 2. As parcelas foram orientadas perpendicularmente ao rio, distribuídas ao longo de um gradiente vertical (inundação) que têm como principal fator abiótico o alcance de maré. Este mesmo delineamento amostral foi utilizado por Maia e Coutinho (2012; 2013) e Paula, Lima e Maia (2016).

Figura 2 – Desenhos esquemáticos dos pontos de coleta ao longo dos gradientes ambientais: horizontal e vertical, no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).



Fonte: Elaborado pela autora.

Em cada parcela, as árvores foram contadas e identificadas quanto à espécie, tiveram a Circunferência à Altura do Peito (CAP) (1,30m a altura do solo) aferida com fita métrica. Somente as árvores com circunferência maior que 2,5 cm tiveram a altura da árvore estimada com um auxílio de um clinômetro.

Posteriormente, os dados de Circunferência à Altura do Peito (CAP) foram transformados em Diâmetro à Altura do Peito ( $DAP = CAP/\pi$ ). A partir do DAP é possível calcular a área basal. Foram calculados para cada área de coleta os valores médios da altura, do DAP, da área basal dos indivíduos ( $\pi/4 \times DAP^2$ ), além da frequência e dominância relativa por espécies (SCHAEFFER-NOVELLI; CITRÓN, 1986).

A área basal da floresta de mangue consiste na soma das áreas basais de todos os troncos por unidade área, geralmente é expressa em metros quadrados. A frequência consiste na porcentagem de parcelas em que se encontra uma determinada espécie e é calculada da seguinte forma:  $\text{Frequência relativa} = \text{frequência de uma espécie} / \text{soma das frequências de todas as espécies} \times 100$ . A dominância relativa é o percentual da área basal de uma espécie em relação à área basal de todas as espécies e foi calculada da seguinte maneira:  $\text{Dominância relativa} = \text{dominância de uma espécie} / \text{dominância total} \times 100$ . Essas variáveis ambientais para caracterização estrutural de bosques de manguezais também são adotadas pelo Protocolo para monitoramento de habitats bentônicos costeiros da Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros (REBENTOS) (SCHAEFFER NOVELLI; VALE; CINTRÓN, 2015).

Os dados de salinidade e temperatura foram medidos em cada ponto estudado por meio de um refratômetro e termo higromêtro. Os dados pluviométricos foram obtidos junto a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME).

### **5.2.2 Estatística**

Foi realizada uma análise descritiva dos parâmetros analisados na estrutura da vegetação (altura, DAP, área basal, relação tronco/indivíduo e densidade). Os dados de estrutura das árvores vivas e mortas foram trabalhados separadamente. Para realização das análises estatísticas, primeiramente os dados obtidos foram testados quanto à sua normalidade e homogeneidade.

Para avaliação da estrutura da vegetação de mangue, foi realizada uma análise descritiva dos parâmetros obtidos em cada ponto do manguezal em estudo. Para comparar às médias de altura, o DAP, a área basal e densidade das árvores entre os pontos (gradiente horizontal) e entre as parcelas (gradiente vertical) utilizou-se a Análise não paramétrica de Kruskal-Wallis, uma vez que a premissa da normalidade dos dados não foi atendida. Quando detectadas diferenças entre as médias, um teste de comparações múltiplas foi utilizado.

Para avaliar o padrão de variação na vegetação de mangue nos dois gradientes ambientais, foi realizada uma Análise de Agrupamento (Cluster), considerando o índice de similaridade de Bray-Curtis usando o programa PRIMER v6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research). Também por meio desse programa foram realizadas a Análise de Similaridade (ANOSIM) e a Percentagem de Similaridade (SIMPER), visando detectar variações espaciais entre os pontos em estudo (Clarke; Gorley, 2006).

Para avaliar o perfil topográfico dos pontos de coleta, os dados obtidos através de vasos comunicantes foram plotados na forma de gráfico de linha no programa Excel.

## 5.3 Resultados

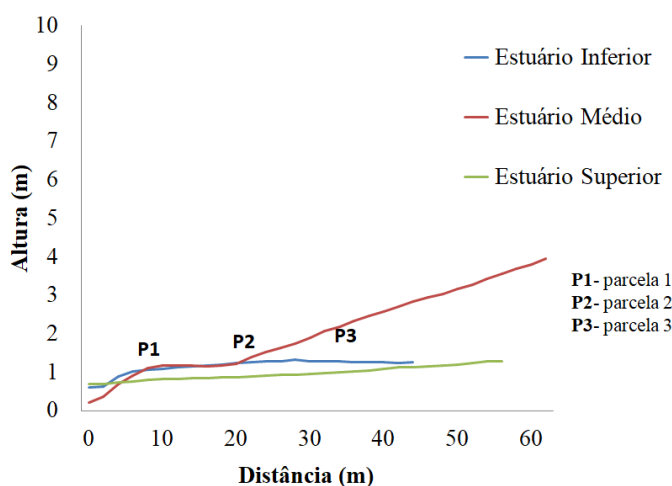
### 5.3.1 Dados abióticos

Durante as coletas, a salinidade se manteve alta, com média de 40 no Ponto 1 (Estuário superior), 39 no Ponto 2 (Estuário médio) e 40 no Ponto 3 (Estuário inferior). A pluviosidade nos meses de coleta (setembro e outubro) foi zero, nenhuma chuva foi registrada para esse período. A realização da coleta pontual e o período seco explicam a alta salinidade observada em todo gradiente horizontal.

### 5.3.2 Topografia da Área de Estudo

Os perfis topográficos traçados perpendicularmente ao estuário nos pontos de coleta (Ponto 1- Estuário inferior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior) demonstraram que os terrenos tiveram baixa declividade. O Estuário médio apresentou uma maior declividade em relação aos demais, com o terreno mais elevado no limite continental. Os Pontos 1 e 3 tem declividade semelhante, com terreno plano desde a borda adjacente ao rio até o limite continental (Figura 3).

Figura 3- Perfis topográficos obtidos com o método de “vasos comunicantes” para os pontos de coleta, no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil. Eixo y representa a altura do relevo em metros e o eixo x a distância perpendicular ao rio, a partir da borda adjacente ao rio em direção o limite continental.



Fonte: Imagem da autora.

### 5.3.3 Estrutura Vegetal das Árvores de mangue (Gradiente de influência marinha)

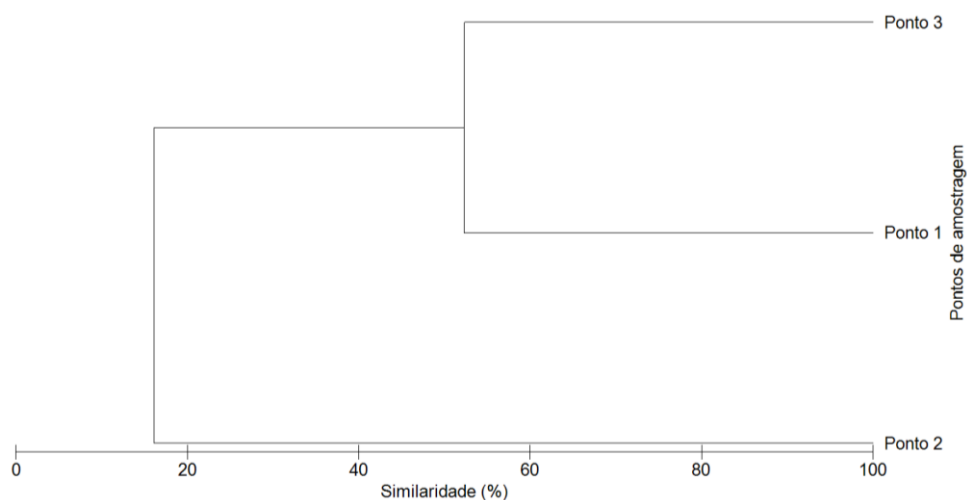
#### 5.3.3.1 Árvores vivas

Nos três pontos em estudo, foi contabilizado um total de 540 árvores, destas 91,5% (494 árvores) encontravam-se vivas no momento da coleta. Dentre as árvores vivas, o Ponto 1 (Estuário Inferior) foi o que teve o maior número de indivíduos (329), seguido do Ponto 3 (Estuário superior) com 126 e do Ponto 2 (Estuário médio) com 39 árvores.

Foram observadas quatro espécies de árvores de mangue: *Rhizophora mangle* (L.), *Avicennia germinas* (L.) Stearn, *Avicennia schaueriana* Stapf e Leechm. e *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. Entretanto, a espécie *L. racemosa* não ocorreu no Ponto 2. Algumas árvores foram identificadas apenas como *Avicennia* sp, por estarem cortadas e sem folhas o que dificulta a diferenciação entre as duas espécies do gênero *Avicennia* no momento da coleta.

A análise de similaridade mostrou que a estrutura da vegetação de mangue do estuário do Rio Acaraú tem uma semelhante de 52,31 % entre os pontos 1- Estuário interior e 3- Estuário superior, formando um grupo similar, e diferindo no Ponto 2 (Figura 4).

Figura 4- Análise de agrupamento a partir do índice de similaridade de *Bray - Curtis*, considerando os valores de densidade relativa das espécies de mangue. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).



Fonte: Elaborado pela a autora

Nos Pontos 1 e 2, *R. mangle* foi a espécie com maior dominância (com 56% e 88% respectivamente), já no Ponto 3 *A. schaueriana* foi a espécie dominante (50%). Em

relação à frequência, *R. mangle* também foi a espécie mais frequente nos Pontos 1 e 2 (39% e 69%) e, no Ponto 3, *L. racemosa* teve maior frequência (35%) (Tabela 1).

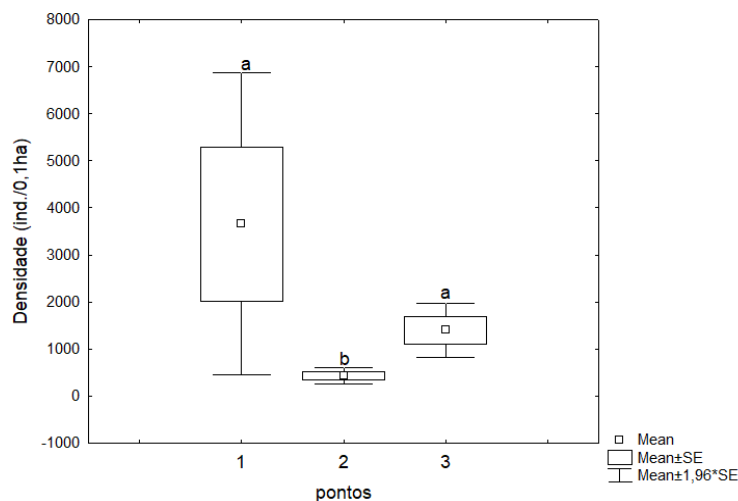
Tabela 1- Dominância e Frequência relativa das espécies de mangue (vivas) nos Pontos de coleta, no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil. Valores expressos em %. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).

<b>Parâmetros/ Pontos</b>	<b>Ponto1</b>	<b>Ponto2</b>	<b>Ponto3</b>
Dominância <i>Avicennia germinans</i>	21	12	32
Dominância <i>Avicennia schaueriana</i>	7	0	50
Dominância <i>Avicennia</i> sp	2	0	0
Dominância <i>Laguncularia racemosa</i>	14	0	17
Dominância <i>Rhizophora mangle</i>	56	88	0
Frequência <i>Avicennia germinans</i>	22	23	27
Frequência <i>Avicennia schaueriana</i>	22	8	27
Frequência <i>Avicennia</i> sp	4	0	8
Frequência <i>Laguncularia racemosa</i>	13	0	35
Frequência <i>Rhizophora mangle</i>	39	69	4

Fonte: Dados da pesquisa.

A densidade média de árvores dos pontos de coleta foi de  $18,30 \pm 30,40$  DP. Houve diferença significativa na densidade de indivíduos entre os pontos estudados [H(2,27)  $\pm 10,77148$  p <0,01] (Figura 5). Os Pontos 1 e 3 apresentaram maior média de densidade de árvores, já o Ponto 2 foi o que teve a menor densidade.

Figura 5- Densidade média das árvores de mangue nos três pontos de coleta no gradiente de influência marinha, no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).



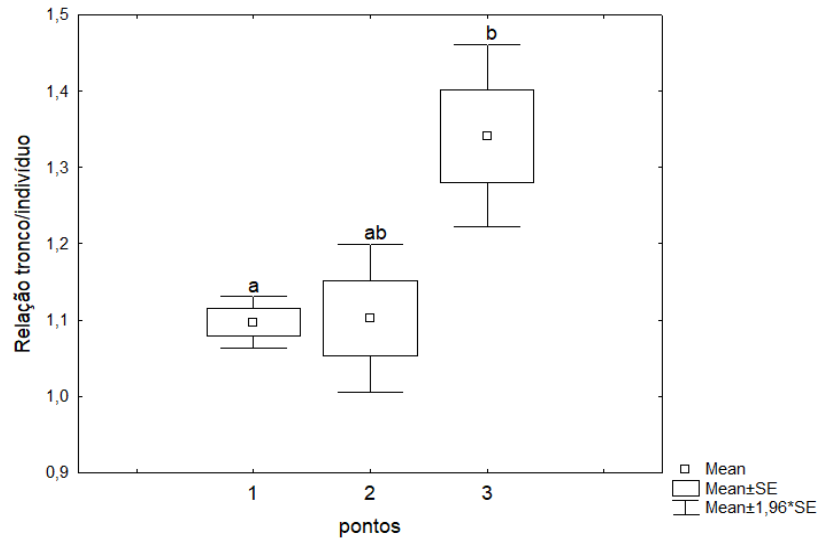
Fonte: Elaborado pela autora

A relação tronco/indivíduo nos três pontos estudados foi de  $1,16 \pm 0,45$ , sendo que o Ponto 3 ( $1,34 \pm 0,68$ ) teve os maiores valores. Também foi observada diferença significativa na relação tronco/indivíduo entre os pontos de estudo [ $H(2, 494) = 20,70736, p < 0,01$ ] (Figura 6). A média da relação tronco/indivíduo foi maior no Ponto 3 e os pontos 1 e 2 apresentaram os menores valores de média.

A altura média das árvores do bosque de mangue foi de  $5,5m \pm 4,3 DP$ , variando de 3,15 a 17,5m. As medidas de altura das árvores foram significativamente maiores no Ponto 2 [ $H(2, 494) = 42,66622, p < 0,01$ ] (Figura 7).

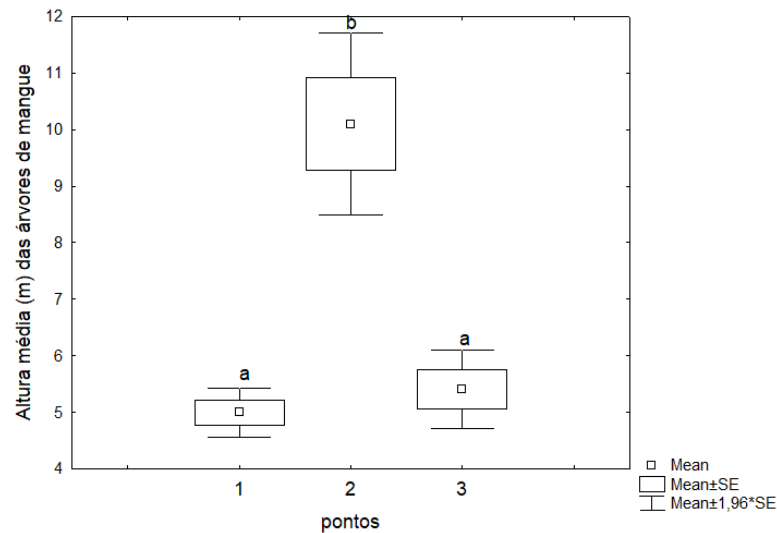
O Ponto 2 apresentou o maior valor de altura ( $10 m \pm 5,1 DP$ ), o que está relacionado a presença de indivíduos de grande porte de *R. mangle* com altura de até 23m. O Ponto 1 teve o menor valor de altura ( $4,99 m \pm 3,97$ ), o que pode estar relacionado a presença de muitas árvores de pequeno porte e árvores cortadas, que nessa área foram mais frequentes.

Figura 6- Relação média entre troncos/indivíduos das árvores de mangue nos três pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).



Fonte: Elaborado pela autora

Figura 7 - Variação das médias de altura das árvores no estuário inferior, médio e superior, do rio Acaraú, Ceará, Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).



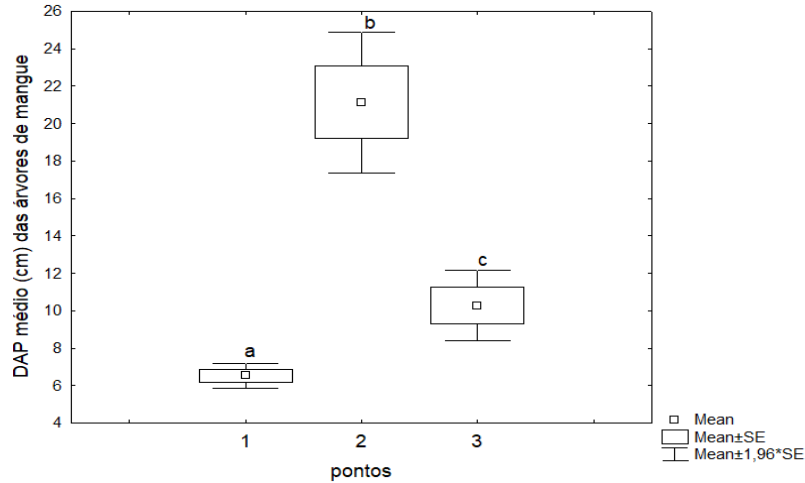
Fonte: Elaborado pela autora

O DAP médio registrado foi de 8,64cm  $\pm$ 9,01 e no ponto 2, foi significativamente mais alto [H (2, 494) =73,27432 p <0,01] (Figura 8).

O maior valor individual de DAP foi o de uma *Avicennia schaueriana* (75 cm) e o menor foi de *Avicennia germinans* (0,39 cm), ambas no Ponto 3. O Ponto 2 apresentou os maiores valores médios de DAP (21,13  $\pm$  12,03 DP) e o Ponto 1 os menores (6,53  $\pm$  6 DP).

Figura 8 – DAP médios das árvores nos três pontos de coleta, no estuário do rio Acaraú,

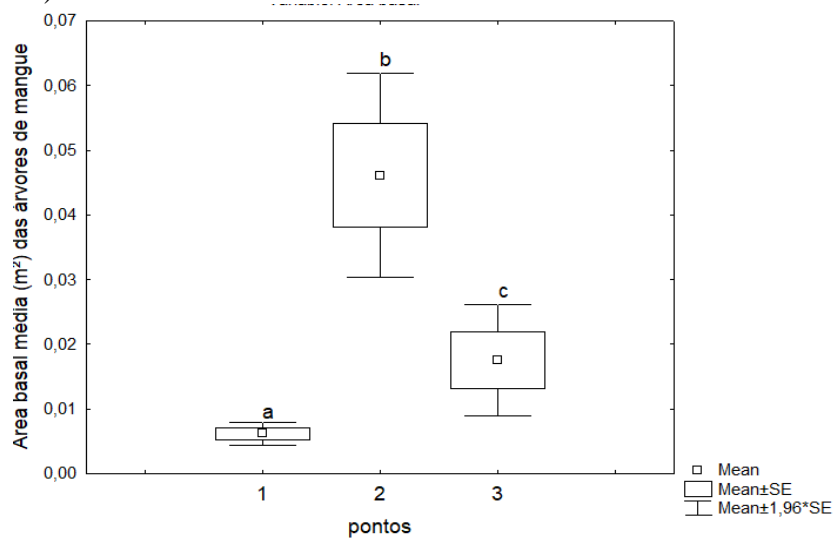
Ceará, Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).



Fonte: Elaborado pela autora

A área basal total da amostra foi de 6,04 m<sup>2</sup> apresentando diferença significativa entre os Pontos [ $H(2, 494) = 73,27432, p < 0,01$ ] (Figura 9). As maiores médias foram encontradas no Ponto 2 e as menores no Ponto 1, esse resultado provavelmente está ligado a presença de árvores com pequeno diâmetro e com baixas alturas, ocorrendo em alta densidade no ponto 1 (Ponto 1 = 0,006164784, Ponto 2=0,046126 e Ponto 3= 0,017548).

Figura 9 – Área basal média (m<sup>2</sup>) das árvores nos pontos de coleta, no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).



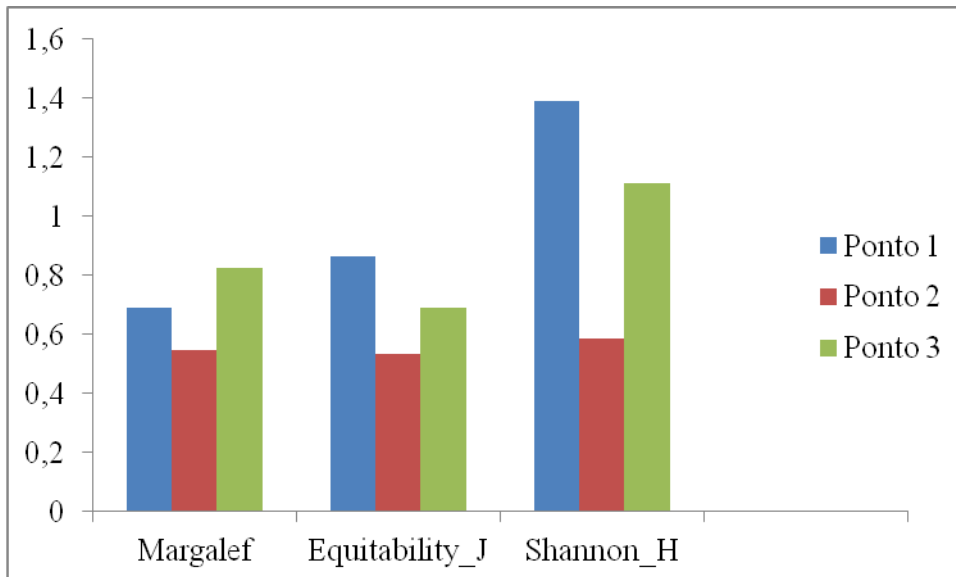
Fonte: Elaborado pela autora

Os índices de diversidade calculados a partir da abundância e riqueza das



espécies de mangue no gradiente vertical indicam que o Ponto 1 – Estuário inferior possui maior diversidade e equitabilidade do que os outros pontos amostrados (Figura 10).

Figura 10- Índices ecológicos de diversidade para as espécies de mangue no gradiente horizontal, no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil.



Fonte: Imagem da autora

### 5.3.3.2 Árvores Mortas

O número de árvores mortas foi de 46 exemplares, sendo encontradas apenas nos pontos 1 e 3. O maior número de indivíduos mortos foi observado no Ponto 1 (37) (Tabela 2). Embora o ponto 1 tenha a maior abundância de árvores mortas, as médias de altura, DAP e área basal foram maiores no Ponto 3, o que indica a morte de árvores adultas nesta área.

Tabela 2 – Número de indivíduos, Altura, DAP e Área basal de indivíduos mortos nos pontos de coleta.

Ponto/Parâmetro	Nº	Altura (m) Média ± DP	DAP (cm) Média ± DP	Área basal (m <sup>2</sup> ) Média ± DP
Ponto1	37	2,97 ± 2,11	4,63 ± 4,35	0,00313 ± 0,00609
Ponto3	9	24,41 ± 40,20	7,70 ± 7,65	0,00873 ± 0,01891

Fonte: Dados da pesquisa

Não foram observadas diferenças significativas entre as médias de altura (U=106,5, p = 0,097149, n=46), DAP (U= 99, p= 0,062835, n=46) e área basal (U= 99, p= 0,062835, n=46) das árvores mortas entre os dois pontos de coleta. Devido o baixo número

amostral de árvores mortas não foi possível realizar análises estatísticas mais detalhada no gradiente vertical.

A partir desses resultados foi possível inferir algumas informações sobre cada bosque estudado. O Ponto 1 (estuário inferior) possui uma maior densidade e abundância de árvores vivas e mortas, porém os valores de altura, DAP e área basal são menores, o que pode indicar que o bosque está em um estágio inicial de desenvolvimento. O Ponto 2 (estuário médio) apresenta uma menor densidade e abundância de indivíduos com grande porte arbóreo, que são características de um bosque bem desenvolvido. Já o Ponto 3 (estuário superior) possui características que se assemelham ao Ponto 1, tais como altura e densidade, no entanto, a relação tronco/indivíduos é maior e o DAP e Área basal são intermediários.

#### 5.3.4 Estrutura Vegetal Árvores vivas (Gradiente de inundação)

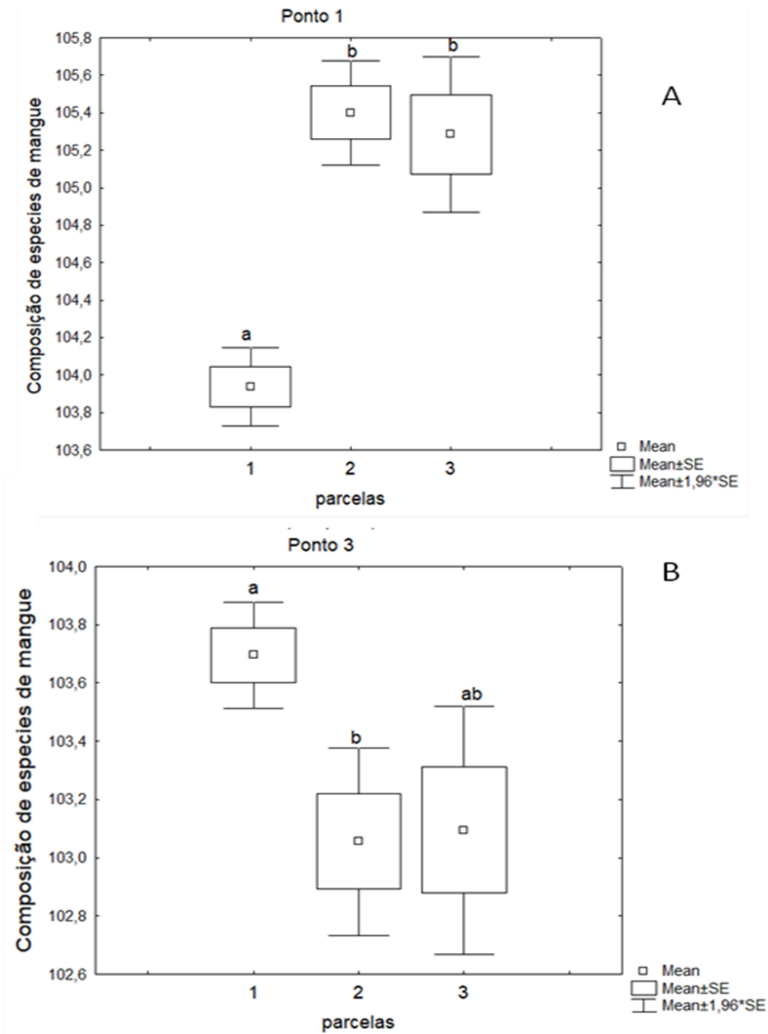
A densidade de árvores vivas não apresentou diferença significativa entre as parcelas em nenhum dos pontos amostrados, entretanto, foi encontrada diferença significativa na composição de espécies entre parcelas dos pontos 1 [ $H(2, 329) = 60,44, p < 0,01$ ] e 3 [ $H(2, 126) = 15,93, p < 0,01$ ], onde as parcelas mais próximas da água diferiram das demais (Tabela 3) (Figura 11). Nas primeiras parcelas do Ponto 1, a composição de espécies foi menor, já no Ponto 3 os maiores valores foram apresentados nas primeiras parcelas.

Tabela 3- Resultado do teste Kruskal-Wallis comparando a composição vegetal e a densidade de árvores entre as parcelas. (Em negrito os valores significativos).

	Composição de espécies			Densidade		
	H	gl	P	H	gl	P
Ponto 1	60,44	329	<b>0,0001</b>	2,06	45	0,3575
Ponto 2	2,92	39	0,2315	1,67	45	0,4325
Ponto 3	15,93	126	<b>0,0003</b>	0,90	45	0,6380

Fonte: Dados da pesquisa.

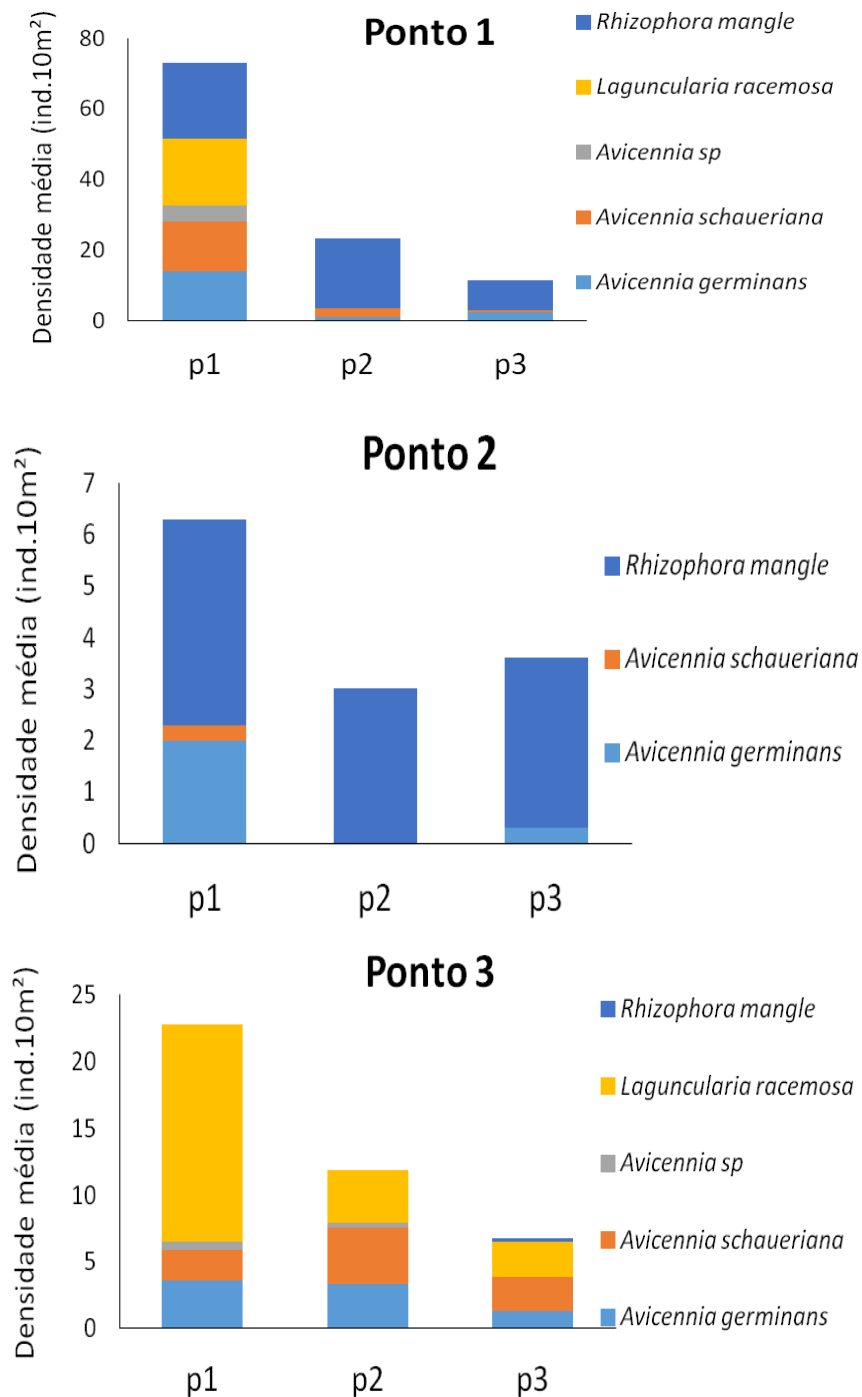
Figura 11 – Composição de espécies de mangue entre as parcelas os pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. A – Ponto 1; B- Ponto 3. (1- parcela 1; 2 – parcela 2; 3 – parcela 3) (Ponto 1- Estuário interior).



Fonte: Elaborado pela autora.

Também foi possível observar diferença na distribuição vertical das espécies de mangue entre os pontos estudados (Figura 12). A espécie *R. mangle* ocorreu em todas as unidades amostrais do Ponto 1 e 2 e na terceira parcela do Ponto 3. *Avicennia germinans* só não foi registrada ocorrência na parcela 2 do Ponto 2; *A. schaueriana* também não foi amostrada na parcela 2 e 3 desse mesmo ponto. Já *L. racemosa* esteve presente em todas as parcelas do ponto 3 com maior densidade na parcela 1 do Ponto 1.

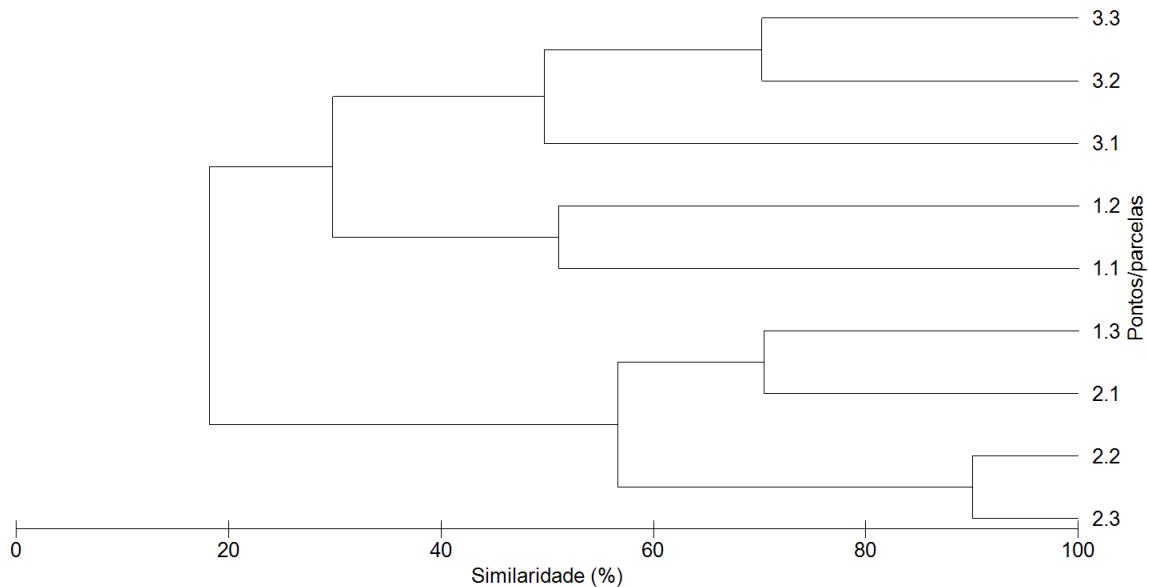
Figura 12- Densidade média das espécies de mangue entre as parcelas nos pontos estudados. P1- parcela 1, P2- parcela 2 e P3- parcela 3. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).



Fonte: Elaborado pela autora.

A análise de similaridade, considerando a densidade relativa das espécies de mangue, agrupou ao nível de 50%, reuni 3 grupos de amostras: grupo 1 as parcelas do Ponto 3, drupo 2-parcelas 1 e 2 do ponto 1 e grupo 3 - as parcelas do ponto 2 (Figura 13). Este resultado indica que os pontos amostrados possuem estrutura da comunidade de plantas bem distintas, com a distribuição da vegetação semelhante no gradiente vertical.

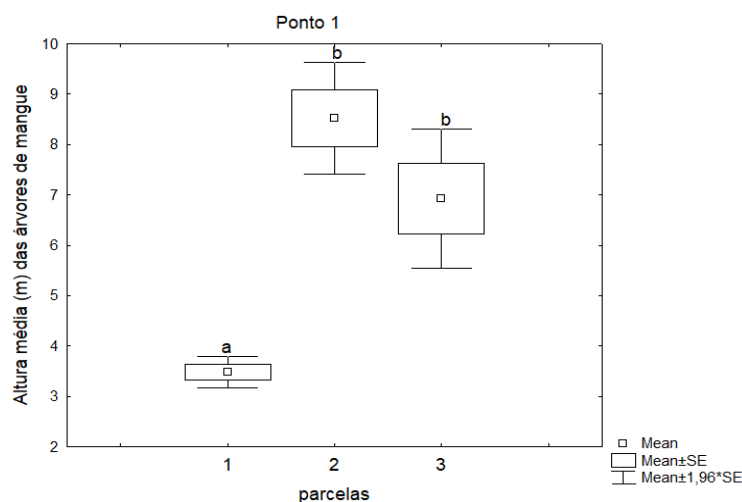
Figura 13- Análise de agrupamento a partir do índice de similaridade de *Bray - Curtis*, considerando os valores de densidade relativa das espécies de mangue em estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil. (Ponto1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior). (Detalhamento das áreas amostrais: **1.1** - Ponto1, parcela1; **1.2** - Ponto1, parcela2; **1.3** – Ponto1, parcela3; **2.1**- Ponto2, parcela2; **2.2**- Ponto2, parcela2; **2.3**- Ponto2, parcela3; **3.1** – Ponto3, parcela1; **3.2** – Ponto3, parcela2; **3.3** – Ponto3, parcela3).



Fonte: imagem da autora.

A altura média das árvores só teve variação significativa entre as parcelas do Ponto 1 ( $H(2, 329) = 100, p < 0,001$ ) (Figura 14). Nesse ponto, as árvores mais próximas à coluna d'água apresentaram alturas menores, assim como árvores com baixas alturas e com pequeno diâmetro que provavelmente encontram-se em estágio juvenil. No Ponto 2 [ $H(2, 39) = 5,21, p = 0,0738$ ] e no Ponto 3 [ $H(2, 126) = 2,53, p = 0,2826$ ] não foram observadas diferenças significativas na altura média das plantas.

Figura 14- Altura média (m) das árvores de mangue entre parcelas nos pontos de coleta no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (1- parcela 1, 2 – parcela 2, 3 – parcela 3) (Ponto 1- Estuário interior)



Fonte: Elaborado pela autora.

O DAP variou entre 3,15 a 39,27cm em todas as áreas amostradas. Tanto o DAP como a área basal média só foram significativas entre as parcelas do Ponto 1 e 2 (Tabela 4) (Figura 15 e 16).

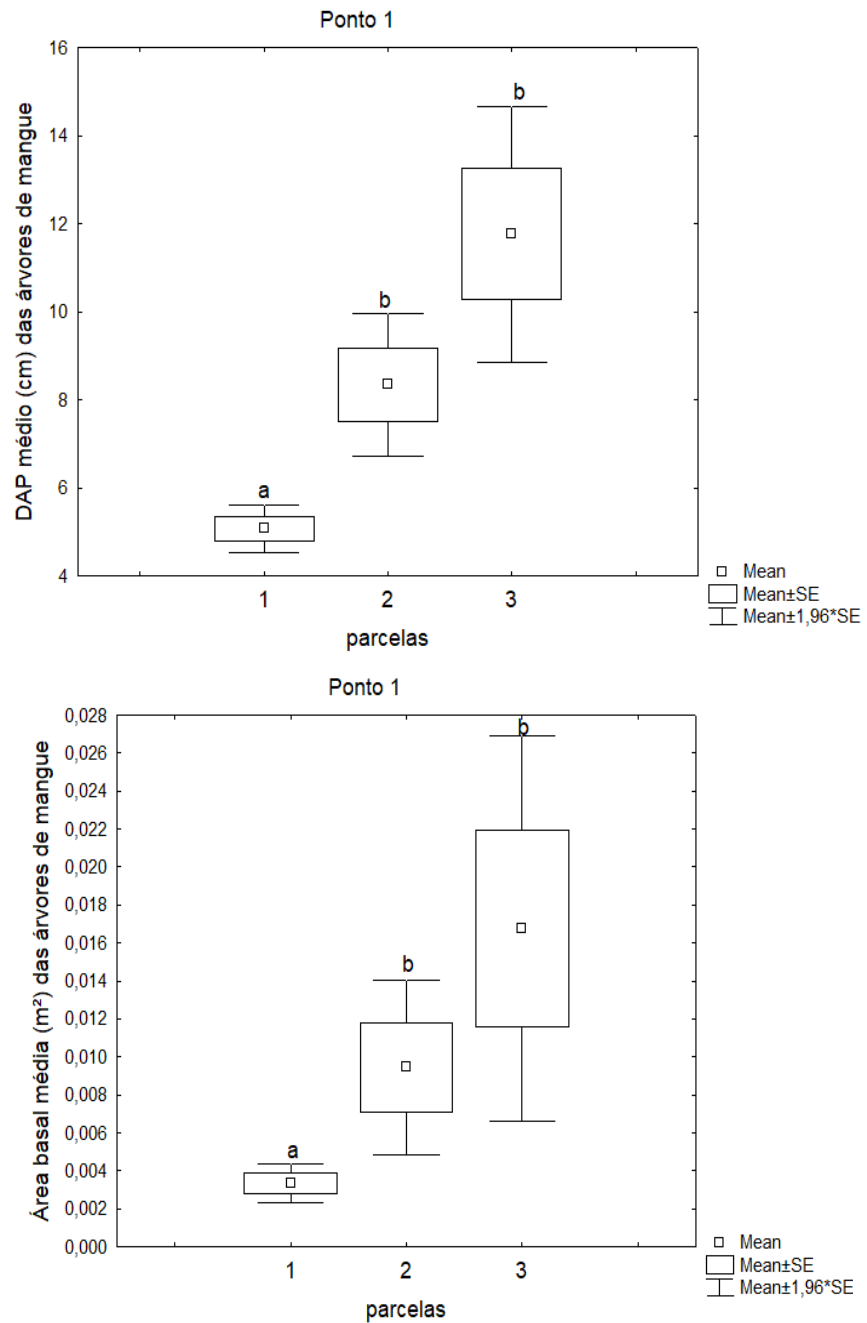
Assim, as primeiras parcelas do Ponto 1 apresentaram DAP e área basal menor e aumentaram em direção ao interior do bosque, indicando a presença de plantas juvenis mais próximas à água. Provavelmente, este bosque está em um estágio inicial de desenvolvimento. No Ponto 2, também foi observado menores valores de DAP e área basal nas primeiras parcelas, que apresentaram maiores valores, entretanto, esta diferença pode ser devida ao maior número de *Avicennia germinans* nas primeiras parcelas (Tabela 4).

Tabela 4- Teste de Kruskal Wallis de comparação de médias de DAP médio (cm) e área basal entre as parcelas dos pontos amostrados. Valores em negrito significam diferença significativa.

Pontos	DAP (cm)			Área basal (m <sup>2</sup> )		
	H	gl	p	H	gl	P
<b>Ponto 1</b>	50,84	329	<b>0,0001</b>	50,84	329	<b>0,0001</b>
<b>Ponto 2</b>	9,40	39	<b>0,0091</b>	9,40	39	<b>0,0091</b>
<b>Ponto 3</b>	3,74	126	0,1540	3,74	126	0,1540

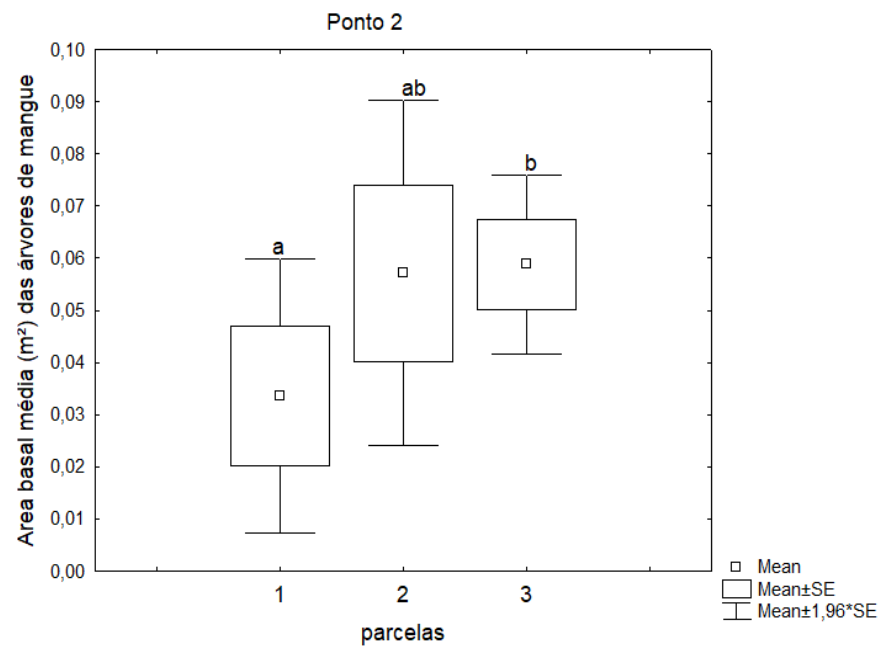
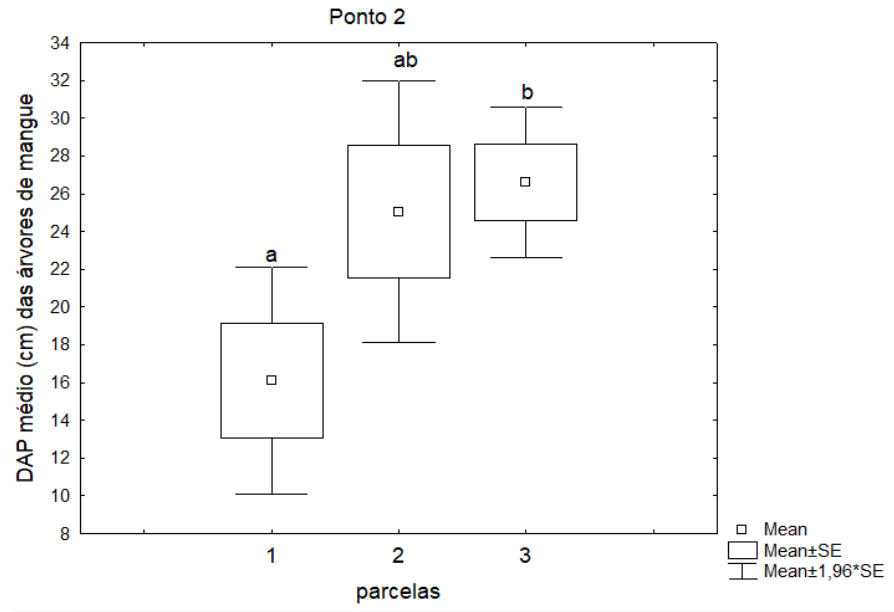
Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 15- DAP médio (cm) e Área basal média (m<sup>2</sup>) das árvores de mangue entre parcelas nos pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (1- parcela 1, 2 – parcela 2, 3 – parcela 3) (Ponto 1- Estuário interior).



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 16- DAP médio (cm) e Área basal média (m<sup>2</sup>) das árvores de mangue entre parcelas nos pontos de coleta. Letras diferentes indicam diferenças significativas de acordo com o teste de comparações múltiplas. (1- parcela 1, 2 – parcela 2, 3 – parcela 3) (Ponto 2- Estuário médio)



Fonte: Elaborado pela autora.



## 5.4 Discussão

Pessoa (2015) e Alves (2008) observaram um gradiente de salinidade nas águas do estuário do rio Acaraú, variando em média de 35,21 na foz a 0,61 na região de estuário superior, no período de preamar, e de 24,72 na foz e 0,73 no estuário superior na baixamar. A falta de chuvas exerce forte influência na dinâmica estuarina, principalmente em relação ao aumento de salinidade. As amostragens deste estudo foram realizadas no período de estiagem e, devido a isto, não foram observadas variações de salinidade ao longo dos pontos estudados. Assim, análises para avaliar a influência da salinidade sobre a estrutura do mangue não foram realizadas. Entretanto, considerando que os valores de salinidade flutam consideravelmente no estuário de acordo com as estações seca e chuvosa, ou seja em função da quantidade do aporte e retenção de água doce no leito estuarino (MIYAO; NISHIHARA; SARTI, 1986; SCHWOCHOW; ZANBONI, 2007), admitiu-se que as características observadas no bosque de mangue do estuário do rio Acaraú refletem os efeitos destas condições ambientais a longo prazo e não somente a condição ambiental (salinidade observada) no momento das coletas.

As quatro espécies de mangue identificadas no estudo, *R. mangle*, *A. germinans*, *A. schaueriana* e *L. racemosa*, são comuns em manguezais da região Nordeste, tendo sido relatadas por diversos autores. Costa, Rocha e Cestaro (2014) observaram a presença dessas quatro espécies no estuário do Apodi-Mossoró, no Rio Grande do Norte. Souza e Sampaio (2001) reportaram a presença destas mesmas espécies em bosques de mangue de Suape, em Pernambuco. No Ceará, essas espécies foram encontradas em nove estuários (MAIA; COUTINHO, 2012). A presença destas espécies na área confirma as observações de Paula, Lima e Maia (2016) no estuário do rio Acaraú.

Nesse estudo, *R. mangle* foi a espécie mais frequente e dominante nos estuário inferior e médio. Este resultado assemelha-se àqueles observados por Cuzzuol e Campos (2001) no estuário do rio Mucuri na Bahia, Pereira *et al.*, (2009) no manguezal de rio Anchieta, no Espírito Santo, por Santos *et al.* (2012) no estuário do Rio São Francisco, e por Maia e Coutinho (2012) nos estuários no Ceará. Isso acontece porque a espécie *R. mangle* possivelmente encontra condições favoráveis para um bom desenvolvimento nessas áreas (MAIA; COUTINHO, 2012).

De acordo com Cintron; Schaeffer-Novelli (1983), a espécie *A. schaueriana* apresenta maior tolerância à salinidade e apresenta eficiência na utilização da água e do nitrogênio (LOVELOCK; FELLER, 2003), sendo comum em regiões mais salinas no

estuário. Soares *et al.*, (2008) também observou a dominância de *A. schaueriana* em áreas estuarinas próximas ao oceano. No estuário do rio Acaraú, no entanto, esta espécie foi dominante na região com menor salinidade (Ponto 3- estuário superior). Resultado semelhante foi observado por Silva, Bernini e Carmo (2005) e Petri *et al.*, (2011) em estuários do Espírito Santo. Apesar da maior tolerância à salinidade, o gênero *Avicennia* atinge melhor desenvolvimento estrutural em baixas salinidades (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1992), desta forma, *A. schaueriana* tem sido considerada um bom bioindicador das condições físicas e químicas dos ecossistemas de manguezal (ARRIVABENE *et al.*, 2014). A sua presença na porção superior do estuário estudado pode ser atribuído a esta tolerância, bem como a um processo de sucessão secundária nesse Ponto.

Os dados de média total de DAP, Área basal e altura das plantas obtidos neste estudo foram inferiores aos observados no bosque de mangue do estuário do rio Pacoti (Ceará) (Sousa; Sampaio, 2013), porém semelhantes a outros nove estuários no estado do Ceará avaliados por Maia e Coutinho (2012). De forma geral, o manguezal do estuário do Rio Acaraú pode ser considerado pouco desenvolvido, devido a esses baixos valores médios dos parâmetros estruturais observados. Características climáticas do local contribuem para determinar essa condição, pois, na zona costeira do estado a pluviosidade é reduzida o que leva a um acúmulo de sal no estuário, contribuindo para formação de bosques de menor porte (MAIA; COUTINHO, 2012).

Este desenvolvimento estrutural de acordo com os parâmetros analisados, apresentou uma variabilidade nos três pontos, considerando as parcelas (altura variou entre 3,15 a 17,5m, o DAP 3,5 a 39,27 cm), o que sugere que as espécies de mangue possuem um desenvolvimento diferenciado, provavelmente devido a influência dos gradientes ambientais a longo prazo. Soares *et al.* (2017) e Bernine e Rezende (2010) observaram comportamento semelhante na Bahia de Sepetiba e no mangue do estuário do rio Itabapoana ES- RJ, respectivamente.

A relação tronco /indivíduo se manteve próximo a 1, com apenas um pequeno aumento para o Ponto 3 que diferiu significativamente dos demais. De acordo com Oliveira e Tognella (2014), esse resultado pode ser um indicativo de baixo estresse ambiental. Bosques bem desenvolvidos, sob condições ambientais adequadas, possuem uma relação de troncos por indivíduos próximos a 1 e, em condições ambientais desfavoráveis, o número de ramificações por indivíduos aumenta (Shaeffer-Novelli; Cintrón, 1986).

No gradiente horizontal é possível observar diferença significativa entre os três pontos analisados, onde o Ponto 2 – Médio estuário apresentou os maiores valores de altura,

DAP e área basal diferindo dos demais e com predominância de *R. mangle*. Resultados semelhantes foram encontrados por Kilca *et al.*, (2011), no manguezal na Baía da Babitonga SC, onde maiores valores de DAP ocorreram em áreas em que *R. mangle* predominou. A densidade no Ponto 2 também foi menor, corroborando com Souza e Sampaio (2001) que observaram uma menor densidade e indivíduos de maior porte em áreas com predominância de *R. mangle* no manguezal do Suape- PE. De acordo com Cunha-Lignon (2006) bosques de mangue bem desenvolvidos podem ser dominados por *R. mangle* em função das características ambientais das áreas.

Esses resultados demonstram que o Ponto 2 possui características estruturais de um bosque de mangue bem desenvolvido. De acordo com Shaeffer-Novelli e Cintrón (1986), durante a fase de desenvolvimento, os bosques de mangue passam de uma fase em que a área é ocupada por alta densidade de árvores de diâmetro reduzido para uma fase de amadurecimento, em que poucas árvores de grande porte e volume dominam, ou seja, a densidade reduz com o amadurecimento. Bernine (2010) afirma que o melhor desenvolvimento estrutural em algumas regiões no estuário pode ser atribuída a boas condições ambientais, tais como disponibilidade adequada de água doce, nutrientes e luminosidade.

O número de indivíduos mortos foi baixo e só ocorreu em dois pontos (1 e 3). Segundo Oliveira e Tognella (2014), em muitas ocasiões, o baixo número de indivíduos mortos reflete a mortalidade natural do bosque de mangue, com exceção de cortes de indivíduos.

Os parâmetros estruturais medidos nas parcelas do ponto 3 (Estuário superior), para indivíduos vivos, não apresentaram diferenças significativas, provavelmente, devido a inundação pela maré ser mais homogênea em função de seu perfil topográfico mais plano. Assim, a taxa de renovação da água sobre a área é maior e reflete em uma amplitude de salinidade menor. Teixeira e Assis (2009) afirmam que a topografia mais plana e a proximidade da coluna d'água favorece a maior frequência de inundação em relação aos trechos mais declivosos. Numa escala local esse bosque apresenta uma estrutura homogênea, pela não variação nas características estruturais medidas e o domínio de indivíduos de porte intermediário (SOARES *et al.*, 2003).

Nos pontos 1 (Estuário inferior) e 2 (Estuário intermediário), as diferenças estruturais no bosque de mangue podem estar relacionadas com a influência marinha, bem como com as variações nos perfis topográficos. O Ponto 2 apresentou um perfil topográfico levemente mais elevado que os demais pontos, estando, entretanto, a primeira parcela mais

rebaixada e mais tempo recoberta pela água na maré baixa. Este fato pode colaborar para presença de árvores do gênero *Avicennia* cuja circunferência é reduzida se comparada com árvores adultas do gênero *Rhizophora*, o que consequentemente contribui para valores de DAP e área basal menores nessas parcelas.

Da mesma forma, no ponto 1 (estuário inferior), a primeira parcela (mais próxima à água) apresentou árvores mais baixas, DAP e valores de área basal reduzidos, o que indica um predomínio de árvores mais jovens; já as parcelas mais elevadas no interior do bosque apresentaram uma estrutura vegetal um pouco mais desenvolvida. Os fatores ambientais e a hidrodinâmica local (salinidade e inundação) podem estar contribuindo para o estado de pouco desenvolvimento do bosque nessa área. Resultado semelhante foi relatado por Silva, Bernini e Carmo (2005) onde, observaram a estrutura vegetal menos desenvolvida em áreas de mangue com maiores valores de salinidade e maior hidrodinâmica decorrente da inundação do manguezal pelas águas do rio e das marés. No entanto, a pressão exercida pelos fatores ambientais e o gradiente de inundação promovem heterogeneidade entre as parcelas deste ponto, da mesma forma Londe *et al.*, (2013) observaram uma heterogeneidade no manguezal no Litoral Norte do Espírito Santo por meio de variações na estrutura vegetal do mangue e nos parâmetros físicos do substrato entre parcelas que se encontravam sob influência do gradiente de inundação.

A ocorrência de espécies do gênero *Avicennia* e *Laguncularia* nas primeiras parcelas do ponto 1, consideradas iniciais em processos de sucessão ecológica, principalmente *L. racemosa* (SOARES, 1999, KILCA *et al.*, 2011), indicam que esta zona apresenta-se em constante instabilidade, provavelmente, devido a erosão pela ação das marés e corrente estuarina. Kilca *et al.* (2010), em manguezais em diferentes estágios sucessionais no estuário do rio Piauí, também observou estas espécies em estágios iniciais de desenvolvimento nas margens do mangue.

No resultado da análise de agrupamento de Cluster para o gradiente horizontal foi observado uma similaridade entre apenas dois dos pontos estudados, corroborando com a hipótese de que existe heterogeneidade ambiental ao longo do estuário. Os pontos 1 e 3 embora estejam nos extremos do gradiente horizontal se assemelham na composição de espécies, já o ponto 2 apresenta dissimilaridade por estar em um melhor estágio de desenvolvimento. No gradiente vertical a mesma análise sugere que dentro de cada ponto a composição vegetal entre as parcelas são semelhantes, ou seja, os pontos em estudos apresentam características típicas que os tornam similar, isso pode ser reflexo da exposição ao gradiente de inundação ao longo do tempo.

Assim, verificou-se que as áreas amostradas neste estudo apresentaram uma heterogeneidade ambiental caracterizada por variações na sua composição e estrutura vegetal. No estudo realizado por Soares (1999), constatou grande heterogeneidade ambiental ao analisar diferença nos dados de altura e dap em manguezais da lagoa da Tijuca RJ. Londe *et al.* (2013), observaram também a heterogeneidade no manguezal no Litoral Norte do Espírito Santo, os quais atribuíram as variações na estrutura vegetal do mangue e nos parâmetros físicos do substrato à influência do gradiente de inundação. Segundo Bertani *et al.*, (2001), os fatores do ambiente como inundação, topografia e o solo provocam heterogeneidade ambiental, que por sua vez pode gerar aumento da diversidade. Os índices de diversidade reforçam a ideia de heterogeneidade ambiental entre os pontos amostrados.

Desta forma, os resultados obtidos neste estudo confirmam a hipótese de que os gradientes ambientais (estuarinos e de inundação) juntamente com a declividade ao longo do perfil topográfico influenciam no desenvolvimento do bosque de mangue, favorecendo maior desenvolvimento estrutural do bosque no Estuário médio (Ponto 2). Já os fatores ambientais e a hidrodinâmica promovem maior heterogeneidade ambiental no Estuário inferior, o qual apresentou maiores índices de diversidade.

## 6 CAPÍTULO 2 - CARACTERIZAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DA ASSEMBLEIA DE TEREDINIDAE EM UM ESTUÁRIO TROPICAL

### 6.1 Introdução

Teredinídeos são moluscos bivalves conhecidos popularmente como gusanos, turus ou busanos (MÜLLER; LANA, 2004). Eles pertencem a família Teredinidae (Rafinesque, 1815) da ordem Myoida ou Myida, representada por 68 espécies e 15 gêneros, sendo subdividida em três subfamílias: Kuphinae (TRYON, 1862), Teredininae (RAFINESQUE, 1815) e Bankiinae (TURNER, 1966) (TURNER, 1966; MÜLLER; LANA, 2004). Na costa brasileira, são conhecidas 22 espécies de Teredinidae (Müller, Lana, 2004), entretanto, devido á escassez de estudos sobre o grupo, é provável que ainda existam espécies desconhecidas habitando algumas regiões do país (DE-CARLI, DE-CARLI, 2013).

Estes animais possuem o corpo longo e formato vermiforme, têm duas conchas calcárias localizadas na porção anterior, adaptadas para escavar galerias em madeira, já que perderam a função original de proteção do corpo mole. Na porção posterior, esses organismos possuem dois sifões que estão guarnecidos por duas estruturas calcárias pedunculadas, as palhetas, que constituem o principal caráter utilizado para a identificação das espécies (RIOS, 1994; MÜLLER; LANA, 2004).

De acordo com Freitas e Mello (2001), o estudo das espécies de Teredinidae é importante, tendo em vista o papel ecológico desempenhado por este grupo de animais e sua principal ocorrência em ambientes de manguezais. Os teredinídeos são importantes na degradação de madeira morta, como troncos e galhos caídos no manguezal, pois contribuem para a reciclagem de macrodetritos vegetais, acelerando o processo de reciclagem de matéria orgânica (MCKOY, 1981; ROBERTSON, 1991; MÜLLER; LANA, 2004). De acordo com Robertson (1991), a presença de organismos decompositores de madeiras em florestas de mangue acelera consideravelmente o processo de reciclagem de matéria orgânica, quando comparado com a maioria das florestas que não os contêm. Isso ocorre porque aumentam a superfície em exposição para o desenvolvimento de um maior número de bactérias decompositoras naquele local (TURNER, 1966).

Esses organismos também são de grande destaque econômico, uma vez que, causam danos a embarcações e a outras estruturas de madeira expostas ao ambiente marinho (TURNER, 1966), podendo também, eventualmente, causar danos às árvores de mangue, pois algumas espécies também conseguem perfurar árvores vivas (NAIR, SARASWATHY

1971). De acordo com Fernandes e Costa (1967), os teredinídeos são os mais destrutivos de todos os xilófagos marinhos e, assim, muitos investimentos em pesquisas têm sido realizados em relação ao controle dos perfuradores de madeira. O alto custo das embarcações e da madeira utilizada na sua construção faz com que a proteção e conservação destas estruturas sejam alvo de muitas pesquisas (FERNANDES; COSTA, 1967; BORGES, 2014). A preocupação com os danos materiais acarretados por suas atividades perfuradoras e destruidoras tem colocado em segundo plano sua importância ecológica (MÜLLER; LANA, 2004).

Os bivalves Teredinidae possuem distribuição cosmopolita, ocorrendo em ambientes estuarinos e oceânicos. Sua distribuição está relacionada diretamente com a disponibilidade de madeira, salinidade e temperatura. Madeira é o principal estímulo para o assentamento larval (TURNER, 1966). Os manguezais fornecem substrato para o assentamento larval dos Teredinidae, através de seus troncos e galhos, com isso a evolução desses organismos está relacionada com a evolução destes ambientes (PLAZIAT, 1984). Os teredinídeos iniciam seu ciclo de vida na forma de pequenas larvas natantes (RITTER, 1990), penetram na madeira no final da fase larval planctônica e, à medida em que crescem, escavam galerias que são revestidas de carbonato de cálcio secretado por eles formando tubos que protegem seu corpo mole (MÜLLER; LANA, 2004).

Os estudos já realizados no Brasil com teredinídeos concentram-se principalmente na região Sul e Sudeste, com estudos abordando o recrutamento larval e infestação das espécies de teredinídeos (JUNQUEIRA, SILVA; SILVA, 1989; LOPES; NARCHI, 1997; VAROTTO; BARRETO, 1998; MORAES *et al.*, 2015), novos registros de ocorrência (MÜLLER; LANA, 1986; SILVA; TOGNELLA, 2013), distribuição desses organismos (SILVA; SILVA; JUNQUEIRA, 1988; LOPES; NARCHI, 1993; MALDONADO; SKINNER, 2017) e aspectos taxonômicos e morfológicos (LEONEL; LOPES; ZAGO, 1998; MORAES; LOPES, 2003; DE-CARLI; MANZI DECARLI, 2012; 2013). Já na região Norte e Nordeste alguns trabalhos de levantamento de ocorrência e distribuição de espécies foram realizados no estado do Pará (FILHO; TAGLIARO; BEASLEY, 2008), Alagoas (FREITAS; MELLO, 1999; 2001;) e Paraíba (LEONEL; LOPES; AVERSARI, 2002).

No estado do Ceará são poucos os estudos com teredinídeos, destacando o trabalho de Vidal e Rocha-Barreira (2009) no estuário de rio Jaguaribe que realizaram o primeiro registro de ocorrência dessa família para o estado. Outro trabalho importante é o de Carvalho *et al.*, (2010) com o estudo preliminar sobre a atividade celulolítica de *Neoteredo reynei* coletados no estuário do rio Pacoti, Fortaleza.

Apesar do exposto, no Ceará pouco se conhece sobre a distribuição da assembleia de Teredinidae e sua relação com as florestas de mangue.

Este capítulo teve por objetivo a caracterização das espécies de Teredinidae do estuário do Rio Acaraú e análise da relação da estrutura vegetal do bosque de mangue com a distribuição dos teredinídeos de acordo com os gradientes estuarinos: vertical (inundação pelas marés) e horizontal (salinidade).

## **6.2 Material e métodos**

Troncos mortos das árvores foram coletados seguindo-se o mesmo delineamento amostral definido para a análise da estrutura vegetal do bosque de mangue (ver capítulo 1).

Os troncos selecionados estavam caídos ou ainda ligados às árvores, porém com seu tecido vegetal morto. A quantidade de amostras variou de acordo com a disponibilidade de troncos em cada parcela. No total, 40 troncos foram coletados nos pontos 1 (estuário inferior), 2 (estuário intermediário) e 3 (estuário superior), sendo x, y e z troncos, nestes respectivos pontos. Foram coletados apenas troncos com tamanho em média de 84 cm, para assegurar que estes eram provenientes da parcela coletadas e que não teriam sido transportados e depositados pela ação da corrente e da maré.

Os dados de temperatura e a salinidade foram verificados no momento das amostragens no leito do rio com uso de refratômetro e termo-higromêtro.

Após a coleta, os troncos foram acondicionados em sacos plásticos, etiquetados e transportados até o laboratório de Ecologia de Manguezais (Ecomangue) do Instituto Federal do Ceará campus Acaraú, onde foram identificados quanto à espécie da planta, medidos (diâmetro e comprimento) para calcular a área. Com auxílio de talhadeira e marreta, os troncos foram fragmentados no sentido longitudinal, a fim de retirar os organismos presentes nas galerias sem danificá-los.

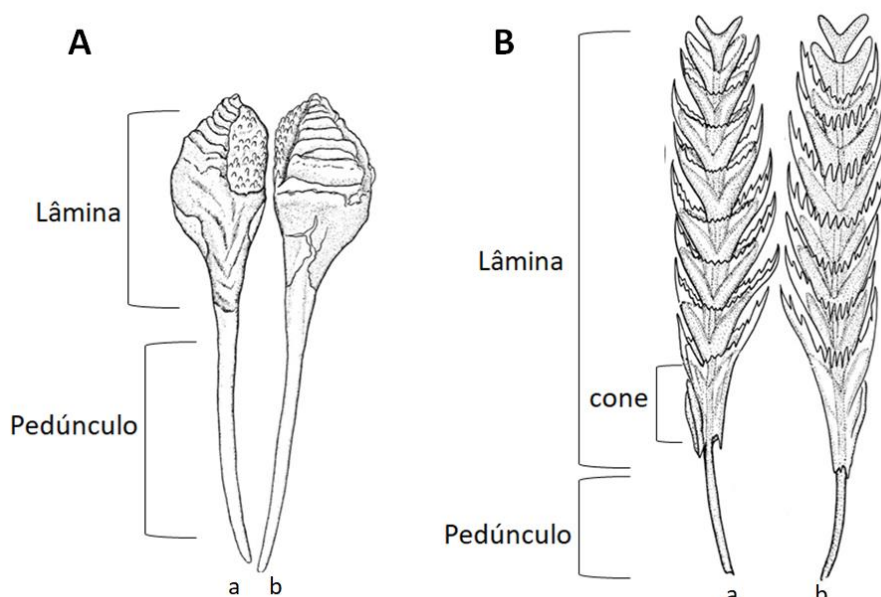
Os teredinídeos foram inicialmente observados e identificados em microscópio estereoscópico em aumentos de até 400x. Posteriormente, as palhetas e as conchas foram metalizadas e fotografadas em microscópio eletrônico de varredura (Inspect S50), na Central Analítica da Universidade Federal do Ceará. As imagens geradas pelo Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) foram utilizadas na identificação e caracterização das espécies coletadas. Bibliografia especializada também foi consultada para a identificação dos organismos [Müller e Lana (2004), Vidal e Rocha-Barreira, 2009, Rios (1994) e Turner, (1966)].

De acordo com Müller e Lana (2004), a principal estrutura para identificação das espécies de Teredinidae é o par de palhetas, o qual se encontra na porção posterior do corpo.



As palhetas são formadas basicamente por uma lâmina e um pedúnculo. A lâmina pode ser constituída por uma única peça calcária ou um conjunto de cones calcários (Figura 17). O pedúnculo possui um formato cilíndrico e inseri-se no manto externamente aos sifões.

Figura 17 - Exemplo de palhetas de Teredinídeos. A – (*Nausitora fusticula*) palheta constituída por uma única peça calcária; B – (*Bankia fimbriatula*) palheta constituída por vários cones calcários. a – Face externa da palheta; b – Face interna da palheta.



Fonte – Figura modificada de Turner (1966).

As informações de distribuição geográfica das diferentes espécies de Teredinidae presentes nesse estudo foram obtidas a partir de Müller, Lana (2004), Freitas e Melo (1999), Reis (1995) e Rios (1994).

### 6.2.1 Estatística

A abundância das espécies de teredinídeos foi comparada em relação aos pontos (gradiente horizontal), às parcelas (gradiente vertical) e espécies dos troncos de mangue, utilizando-se a análise não paramétrica de Kruskal-Wallis, uma vez que as premissas de normalidade e homocedasticidade dos dados não foram alcançadas. Quando detectadas diferenças entre as médias, um teste de comparações múltiplas foi utilizado.

Para comparar a abundância de troncos amostrados entre os pontos e parcelas de coleta foi utilizada uma Análise de Variância (ANOVA). A mesma análise foi utilizada para comparar abundância de teredinídeos entre os pontos (Estuário inferior, médio e superior), parcela de coleta e as espécies de mangue perfuradas. Assim como também para comparar a abundância de *Neoteredo reynei* entre as espécies de mangue coletadas no estuário do rio Acaraú.

Os teredinídeos foram avaliados também quanto aos descritores ecológicos nos pontos e parcelas amostrados. Para tanto, foram calculados os índices de diversidade de Shannon, equitabilidade de Pielou e riqueza de Margalef, empregando-se o programa PAST versão 2.17c

As relações entre a riqueza e abundância dos Teredinidae e as características da estrutura do bosque (Altura, DAP, área basal e densidade de espécies de mangue) foram avaliadas através de uma Análise de Correlação de Spearman. Para subsidiar a seleção dos descritores ambientais a serem utilizados nessa análise, utilizou-se uma correlação entre todas as variáveis, retirando das análises os parâmetros altamente correlacionados ( $R > 0,95$ )

A semelhança ou dissimilaridade entre as amostras foi observado através de uma análise de agrupamento, (Cluster) a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis. A Análise de Similaridade (ANOSIM) e a Percentagem de Similaridade (SIMPER) foram realizadas para testar as diferenças entre os grupos formados no Cluster. Estas análises foram realizadas usando o programa PRIMER v6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research, Clarke e Gorley, 2006). A rotina SIMPER foi utilizada para reconhecer possíveis associações de teredinídeos nos agrupamentos a serem visualizados pela análise.

A rotina BIOENV do PRIMER v6 foi empregada para correlacionar os descritores ecológicos (teredinídeos) e as características estruturais do manguezal (DAP, área basal, altura e densidade).

## **6.3 Resultados**

### ***6.3.1 Dados abióticos***

No momento de coleta a salinidade foi em média 40 nos pontos de coleta e a temperatura variou entre 30°C e 35°C. A pluviosidade nos meses de coleta foi zero o que consequentemente resultou em alta salinidade no estuário.

### 6.3.2 Caracterização morfológica das espécies de Teredinidae e distribuição geográfica

No presente estudo, foram identificadas 8 espécies de Teredinidae: *Nausitora fusticula*, *Neoteredo reynei*, *Teredo turnerae*, *Teredo cf. bartschi*, *Bankia bagidaensis*, *Bankia gouldi*, *Lirodus massa* e *Lirodus cf. bipartitus*.

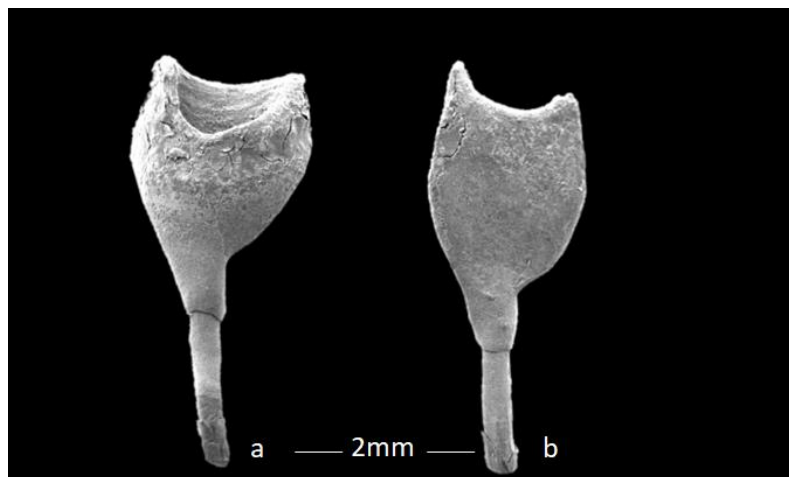
*Neoteredo reynei* (Bartsch,1920) (Figura 18)

**Diagnose:** Possui um par de palhetas largas e sólidas, com uma lâmina formada por uma peça única calcária no formato oval. A lâmina é bem desenvolvida, com uma depressão evidente desgastada na parte distal da face externa da palheta e a face interna lisa e esbranquiçada. O pedúnculo é cilíndrico, proporcional ao tamanho da lâmina. Na região posterior do corpo desses organismos, abaixo dos sifões, encontram-se duas dobras carnudas bem desenvolvidas, chamadas de lapelas. Os sifões são unidos, porém, na extremidade distal separam-se. A superfície externa da concha possui linhas horizontais evidentes no lobo anterior, o disco é alongado e possui linhas verticais no lado direito, na superfície interna apósise estiloide tem tamanho médio.

**Material examinado:** Estuário do rio Acaraú, CMPHRM4955A, 2 spm (Carmo col., 2016).

**Distribuição:** Atlântico ocidental tropical. Atlântico Oriental. No Brasil, estados do Pará, Pernambuco, Ceará, Sergipe, Bahia, São Paulo, Rio de Janeiro, Paraná.

Figura18- Palhetas e conchas de *Neoteredo reynei*. a- face externa da palheta, b- face interna da palheta, c-face externa da concha, d- face interna da concha.



Fonte: imagem da autora.

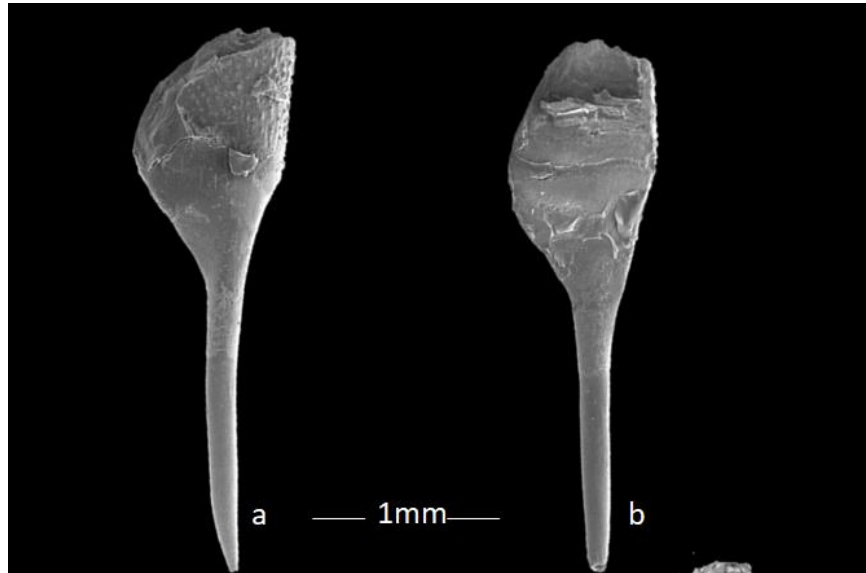
*Nausitora fusticulu* (Jeffreys,1860) (Figura 19)

**Diagnose:** Possui um par de palhetas alongadas, sólidas e assimétricas. A lâmina constitui-se por cones aproximados, porém distintos entre si, são mais bem percebidos na face interna da lâmina. A face externa possui um formato côncavo com pequenas incrustações calcárias papilosas na extremidade distal, estas se desgastam com o passar da idade dos indivíduos. O pedúnculo é bem desenvolvido e sólido com formato cilíndrico alongado, na maioria das vezes o seu tamanho é superior ao da lâmina. Os sífões encontram-se separados até a metade de seu comprimento. A superfície externa da concha possui linhas horizontais evidentes no lobo anterior e na aurícula, linhas verticais em todo disco, o disco é alongado e na superfície interna apófise estiloide tem tamanho médio.

**Material examinado:** Estuário do rio Acaraú, CMPHRM4959A, 2 spm (Carmo col., 2016).

**Distribuição:** Pacífico oriental. Oceano Atlântico. No Brasil, nos estados Sergipe, Ceará, Bahia, Alagoas, Rio de Janeiro, São Paulo, Espírito Santo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

Figura 19- Palhetas e conchas de *Nausitora fusticula*. a- face externa da palheta, b- face interna da palheta, c-face externa da concha, d- face interna da concha



Fonte: imagem da autora.

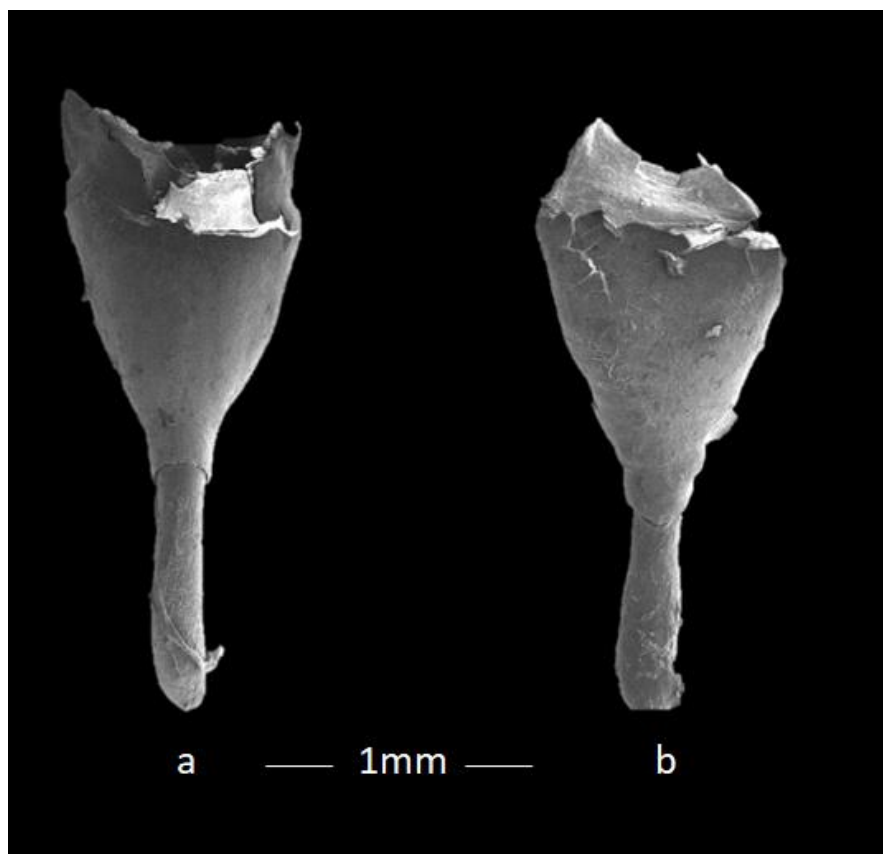
*Teredo cf. bartchi* Clapp, 1923 (Figura 20)

**Descrição:** Possui um par de palhetas calcárias pequenas em forma de taça larga, lâmina constituída por uma única peça, com formato retangular. A face externa é levemente côncava e face interna lisa. A porção calcária da extremidade distal da lâmina tem o formato de U suave. O pedúnculo geralmente é curto tem formato cilíndrico. Os sifões são separados.

**Material examinado:** Estuário do rio Acaraú, CMPHRM4952A, 1 spm (Carmo col., 2016); CMPHRM4953A, 1 spm (Carmo col., 2016)

**Distribuição:** Em todos os oceanos, em águas tropicais e subtropicais No Brasil nos estados, Alagoas, Ceará, Bahia, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul.

Figura 20- Palhetas da espécie *Teredo cf. bartchi*. a- face externa da palheta, b- face interna da palheta.



Fonte: imagem da autora.

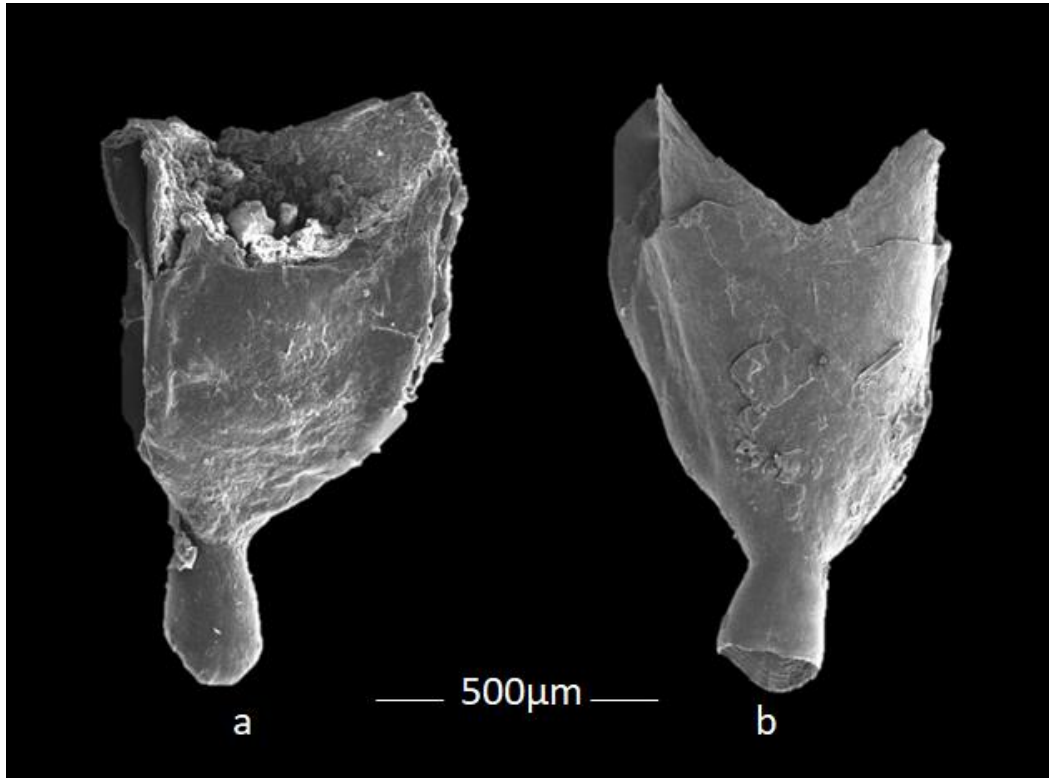
*Teredo turnerae* (Müller & Lana, 2004) (Figura 21)

**Descrição:** Possui um par de palhetas pequenas e sólidas. A lâmina calcária é constituída por uma única peça com formato quadrangulado, oca toda recoberta por perióstraco de coloração marrom escuro. A face externa da lâmina é convexa e em formato de U. A face interna é levemente côncava com as laterais em forma de V. O pedúnculo é sólido, curto e com formato irregular. Os sífões são curtos encontram-se unidos até a metade do comprimento.

**Material examinado:** Estuário do rio Acaraú, CMPHRM4954A, 1 spm (Carmo col., 2016)

**Distribuição:** No Brasil, nos estados do Ceará e Paraná

Figura 21- Palhetas da espécie *Teredo turnerae*. a- face externa da palheta, b- face interna da palheta.



Fonte: imagem da autora.

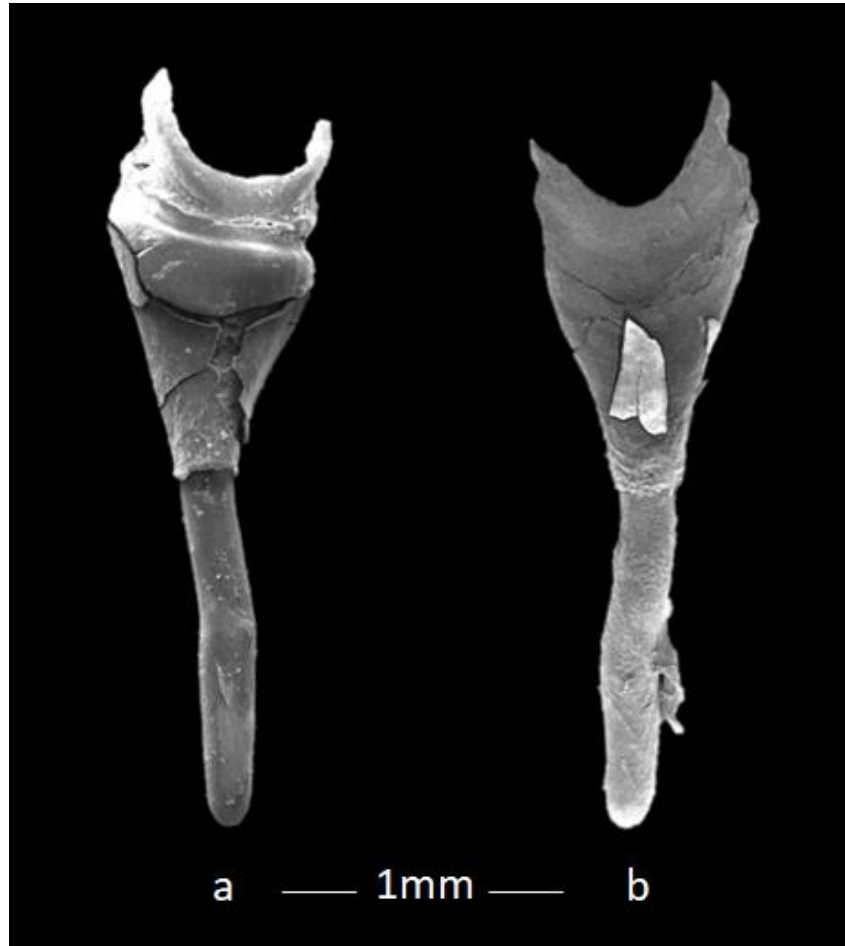
*Lyrodus massa* (Lamy, 1923) (Figura 22)

**Descrição:** Possui um par de palhetas sólidas calcárias com formato semelhante a uma taça, formada por dois cones sobrepostos. A extremidade distal é em forma de U, a face externa é côncava e com marcas de desgaste e a face interna é lisa. O pedúnculo tem comprimento igual ou superior ao da lâmina. Os sífões são ligados até a região mediana.

**Material examinado:** Estuário do rio Acaraú, CMPHRM4956A, 1 spm (Carmo col., 2016)

**Distribuição:** No Caribe. No Brasil, nos estados do Ceará, Bahia e Rio de Janeiro.

Figura 22- Palheta da espécie *Lyrodus massa*.a- face externa da palheta, b- face interna da palheta.



Fonte: imagem da autora.

*Lyrodus cf. bipartitus* (Jeffreys, 1860) (Figura 23)

**Descrição:** Palheta sólida, formada por uma única peça. O perióstraco em formato de taça alongada, inserida em uma base calcária. A cor do perióstraco varia de marrom claro, dourado escuro a vermelho escuro ou quase preto. O pedúnculo é proporcional ao tamanho da lâmina.

**Material examinado:** Estuário do rio Acaraú, CMPHRM4960A, 1 spm (Carmo col., 2016); CMPHRM4961, 1 spm (Carmo col., 2016)

**Distribuição:** Panamá, Reino Unido, Austrália, Venezuela, Brasil. No Brasil estado do Ceará.

Figura 23- Palheta da espécie *Lyrodus cf. bipartitus*. a - face externa da palheta.





Fonte: imagem da autora.

*Bankia bagidaensis* Roch, 1929 (Figura 24)

**Descrição:** As palhetas são finas, delicadas e assimétricas. A lâmina é composta por cones calcários, distanciados um do outro. A porção calcária de cada cone tem forma de funil. A face interna e externa da porção calcária possui bordas levemente côncavas. O perióstraco cobre cada cone e estende-se dele formando uma margem estreita e serrilhada. O pedúnculo é fino e cilíndrico. Os sífões são ligados até a metade do comprimento.

**Material examinado:** Estuário do rio Acaraú, CMPHRM4957A, 1 spm (Carmo col., 2016)

**Distribuição:** Atlântico Ocidental. Atlântico Oriental. No Brasil, nos estados do Ceará, Maranhão, Paraná, Santa Catarina.

Figura 24- Palheta da espécie *Bankia bagidaensis* a- face externa da palheta.



Fonte: imagem da autora.

*Bankia gouldi* (Bartsch, 1908) (Figura 25)

**Descrição:** Possui um par de palhetas alongadas, delicadas e simétricas bilateralmente. A lâmina é composta por um conjunto de cones diferentes em tamanho. Os cones possuem o formato de taça, aproximados uns dos outros e recobertos individualmente por perióstraco. A porção calcária de cada cone tem as bordas distais internas e externas suavemente côncavas. As margens do perióstraco além do cone são finas e não serrilhadas. Pedúnculo cilíndrico, menor que o tamanho da lâmina. Os sifões são separados.

**Material examinado:** Estuário do rio Acaraú, CMPHRM4958A, 1 spm (Carmo col., 2016).

**Distribuição:** Pacífico Oriental. Atlântico Ocidental. No Brasil, nos estados do Maranhão, Bahia, Ceará, São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul.

Figura 25 - Palheta da espécie *Bankia gouldi* a- face externa da palheta.

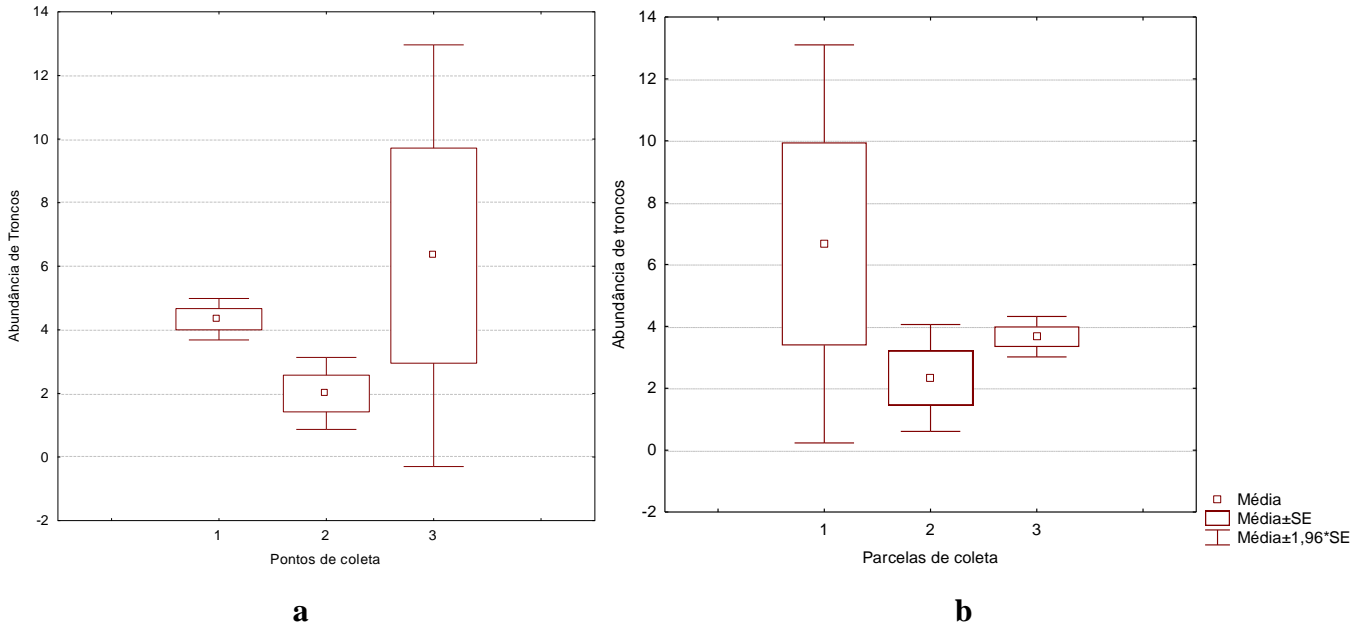


Fonte: imagem da autora.

### 6.3.3 Distribuição espacial das espécies de Teredinidae no estuário do Rio Acaraú

Foram coletados 40 troncos com presença de galerias de Teredinidae nos três pontos de coleta, sendo encontrados teredinídeos vivos em 38. A maior quantidade de troncos ocorreu no Ponto 3 (19 troncos), seguida pelo Ponto 1 (13 troncos), e a menor bundância foi encontrada no Ponto 2 (6 troncos) (Figura 26a ). As parcelas mais próximas à da linha d'água apresentaram maior abundância de troncos (parcelas 1=20 troncos e parcelas 2= 11) (Figura 26b). Entretanto as médias dos troncos coletados nos pontos [H (2, N= 9) =4,057971, p =0,1315] e parcelas [H (2, N= 9) =2,388406, p =0,3029] não diferiram estatisticamente.

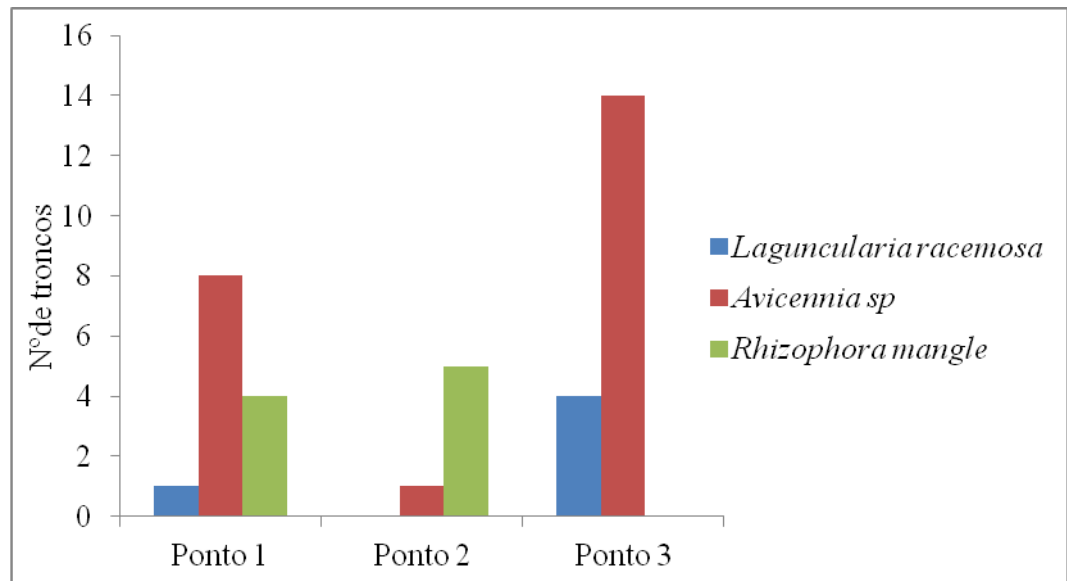
Figura 26: Resultado da Análise de variância (ANOVA ) para abundância de troncos de mangue perfurados entre os pontos e parcelas de coleta.



Dos troncos coletados, 63,16% eram de *Avicennia* sp., 23,68% de *Rhizophora mangle* e 13,16% de *Laguncularia racemosa*, entretanto, também não foram observadas diferenças significativas na ocorrência de troncos destas espécies [Kruskal-Wallis, H (2, N= 27) =4,964844, p =0,08].

A ocorrência de perfurações por teredinídeos nos troncos não apresentou diferença significativa entre pontos e entre as parcelas de coleta (ANOVA, F = 3,58, p = 0,49). Entretanto, os troncos de *Avicennia* sp. foram os mais perfurados, seguidos pelos troncos de *Rhizophora mangle* (Figura 27).

Figura 27- Número de troncos de mangue mortos encontrados com galerias de teredinídeos no estuário do Rio Acaraú, Ceará, Brasil. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).



Fonte: Elaborado pela autora.

Foi encontrado em total de 223 indivíduos da família Teredinidae, sendo X no ponto 1, Y no ponto 2 e Z no ponto 3. entretanto não foram observadas diferenças significativas em abundância ao longo dos pontos e das parcelas amostradas (Tabela 5). Considerando as espécies de planta do mangue, também não foi verificada diferença significativa entre as abundâncias de teredinídeos (Tabela 5).

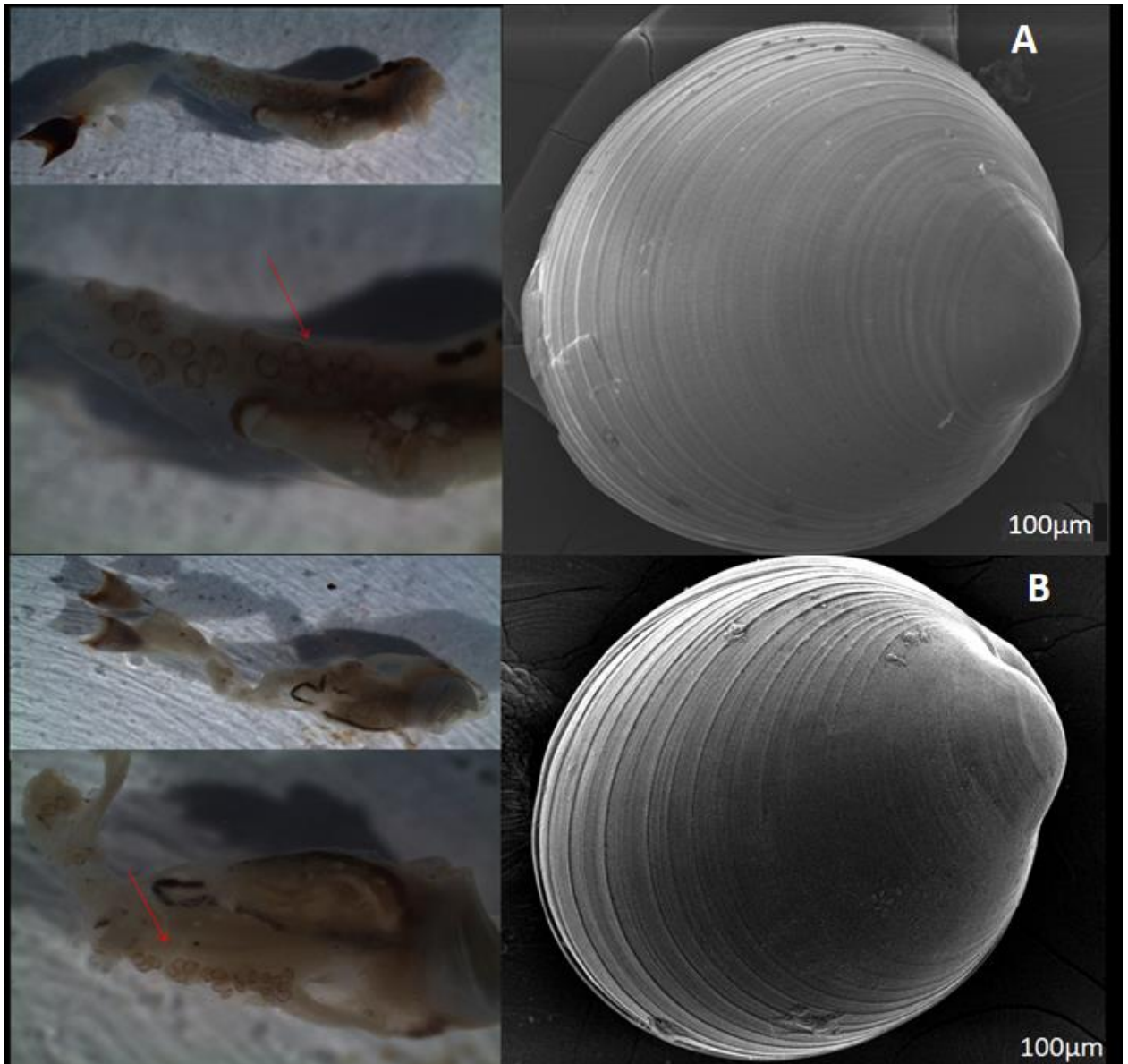
Tabela 5: Abundância, médias em relação ao número de troncos, desvio-padrão dos teredinídeos coletados em relação ao número de troncos e resultado da Análise de variância (ANOVA), considerando pontos, parcelas e espécies de árvores de mangue em que foram encontrados, no estuário do Rio Acaraú, Ceará, Brasil.

Pontos	Nº de troncos	Abundância de teredos		
		N	Média	Desvio padrão
1	13	59	4,54	2,76
2	6	29	4,83	5,00
3	19	135	7,11	9,47
Total	38	223	5,87	7,14
ANOVA test: F = 0,55; p = 0,57				
Parcelas	Nº de troncos	Abundância de teredos		
		N	Média	Desvio padrão
1	20	164	8,20	9,06
2	7	25	3,57	2,44
3	11	34	3,09	2,47
Total	38	223	5,87	7,14
ANOVA : F = 2,43 p = 0,10				
Espécies de mangue	Nº de troncos	Abundância de teredos		
		N	Média	Desvio padrão
Avicennia sp	24	140	5,83	7,26
Laguncularia racemosa	5	44	8,80	11,01
Rhizophora mangle	9	39	4,33	3,97
Total	38	223	5,87	7,14
ANOVA : F = 0,61 p = 0,54				

Fonte: Dados da pesquisa.

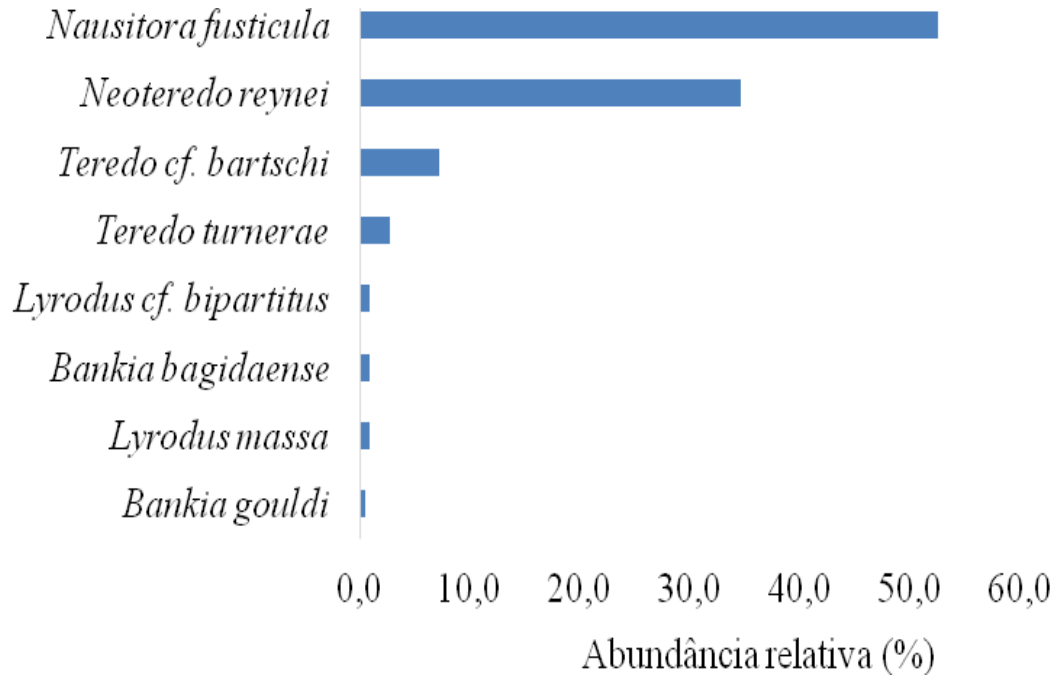
Das espécies de teredinídeos identificadas, *Teredo turnerae* e *Teredo bartschi* apresentaram larvas véliger incubadas no manto (Figura 28). A espécie *Nausitora fusticula* foi a mais abundante com 117 indivíduos (52,5%), seguindo por *Neoteredo reynei* com 77 (34,5%), *Teredo cf. bartschi* com 16 (7,2%) e *Teredo turnerae* com 6 (2,7%). As demais espécies apresentaram abundância inferior a 1% do total de indivíduos (Figura 29).

Figura 28 - A: Larvas de *Teredo turnerae* incubadas no manto e microscopia eletrônica de varredura de uma larva já com a protoconcha. B: Larvas de *Teredo bartschi* incubadas no manto e microscopia eletrônica de varredura de uma larva já com a protoconcha.



Fonte: Imagem da autora.

Figura 29: Abundância relativa das espécies de Tereidinidae coletadas no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil, durante o presente estudo.



Fonte: Elaborado pela autora.

Não foram observadas diferenças significativas na abundância das espécies de tereidídeos entre os pontos de coleta (gradiente horizontal) (Tabela 6). Considerando as parcelas (gradiente vertical), somente *Nausitora fusticula* foi significativamente mais abundante na parcela 1 [ $H(2, N= 38) = 6,69, p = 0,03$ ]. Somente *Neoteredo reynei*, *Lyrodus massa* e *Bankia gouldi* apresentaram diferenças significativas de abundância entre as espécies de mangue perfuradas (Tabela 6). *Neoteredo reynei* ocorreu principalmente em troncos de *Avicennia* sp. e *Rhizophora mangle* (Figura 30) e *Lyrodus massa* e *Bankia gouldi* ocorreram apenas em troncos de *Laguncularia racemosa*.



Tabela 6: Abundância das espécies de teredinídeos nos pontos, parcelas e espécies de mangue bem como teste não não-paramétrico de variância (Kruskal-Wallis), no estuário do rio Acaraú Ceará, Brasil . \* valores significativos.

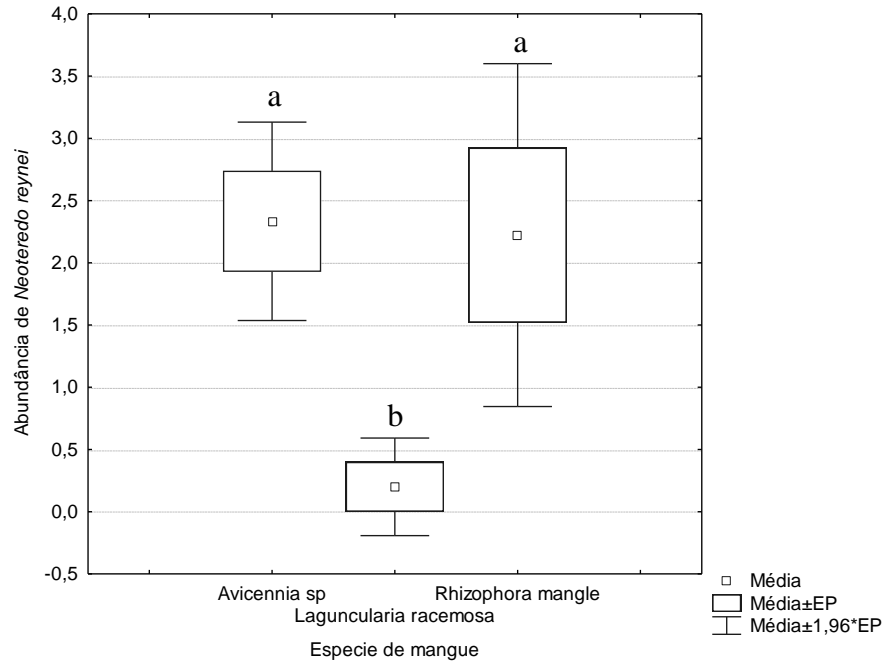
Espécies de teredo	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Teste de Kruskal-Wallis
<i>Neoteredo reynei</i>	26	18	33	H(2, N= 38) =1,82, p =0,40
<i>Nausitora fusticula</i>	17	5	95	H(2, N= 38) =4,16, p =0,12
<i>Teredo cf. Bartschi</i>	10	4	2	H(2, N= 38) =3,59, p =0,16
<i>Lyrodus massa</i>	2	0	0	H(2, N= 38) =1,92, p =0,38
<i>Teredo turnerae</i>	1	1	4	H(2, N= 38) =0,70, p =0,70
<i>Bankia bagidaense</i>	1	0	1	H(2, N= 38) =0,47, p =0,78
<i>Lyrodus cf. Bipartitus</i>	1	1	0	H(2, N= 38) =2,70, p =0,23
<i>Bankia gouldi</i>	1	0	0	H(2, N= 38) =1,92, p =0,38

Espécies de teredo	Parcela 1	Parcela 2	Parcela 3	Teste de Kruskal-Wallis
<i>Neoteredo reynei</i>	39	18	20	H(2, N= 38) =2,50, p =0,28
<i>Nausitora fusticula</i>	98	5	14	H(2, N= 38) =6,69, p =0,03*
<i>Teredo cf. Bartschi</i>	14	2	0	H(2, N= 38) =2,87, p =0,23
<i>Lyrodus massa</i>	2	0	0	H(2, N= 38) =0,90, p =0,63
<i>Teredo turnerae</i>	6	0	0	H(2, N= 38) =2,85, p =0,24
<i>Bankia bagidaense</i>	2	0	0	H(2, N= 38) =1,85, p =0,39
<i>Lyrodus cf. Bipartitus</i>	2	0	0	H(2, N= 38) =1,85, p =0,39
<i>Bankia gouldi</i>	1	0	0	H(2, N= 38) =0,90, p =0,63

Espécies de teredo	<i>Avicennia</i> sp.	<i>Laguncularia</i> <i>racemosa</i>	<i>Rhizophora</i> <i>mangle</i>	Teste de Kruskal-Wallis
<i>Neoteredo reynei</i>	56	1	20	H(2, N= 38) =7,88, p =0,01*
<i>Nausitora fusticula</i>	81	29	7	H(2, N= 38) =3,44, p =0,17
<i>Teredo cf. Bartschi</i>	2	5	9	H(2, N= 38) =3,83, p =0,14
<i>Lyrodus massa</i>	0	2	0	H(2, N= 38) =6,60, p =0,03*
<i>Teredo turnerae</i>	0	4	2	H(2, N= 38) =5,43, p =0,06
<i>Bankia bagidaense</i>	1	1	0	H(2, N= 38) =2,66, p =0,26
<i>Lyrodus cf. Bipartitus</i>	0	1	1	H(2, N= 38) =4,02, p =0,13
<i>Bankia gouldi</i>	0	1	0	H(2, N= 38) =6,60, p =0,03*

Fonte: Dados do presente estudo.

Figura 30: Abundância de *Neoteredo reynei* considerando as espécies de mangue coletadas no estuário do rio Acaraú.



Fonte: Elaborado pela autora.

Na correlação entre as (colocar o número de espec.) espécies de Teredinidae e os parâmetros estruturais da vegetação de mangue (Altura, DAP, área basal, Densidade de espécies de mangue), a espécie *Bankia bagidaensis* correlacionou negativamente com a altura do bosque de mangue ( $r = -0,74$ ,  $p < 0,05$ ). As espécies *Teredo bartschi*, *Lyrodus massa* e *Bankia gouldi* apresentaram uma correlação significativa com a densidade das espécies de *Avicennia* e *Laguncularia racemosa* (Tabela 7).

Tabela 7- Resultados da Análise de Correlação entre as espécies de Teredinidae, riqueza e as variáveis de estrutura e densidade das espécies de mangue. Valores em negrito indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

Variáveis	Altura	DAP	Área Basal	Densidade <i>Avicennia</i> spp.	Densidade <i>L.racemosa</i>	Densidade <i>R.mangle</i>
<i>N.reynei</i>	-0,28	-0,38	-0,46	-0,21	0,25	-0,09
<i>N. fusticula</i>	-0,43	-0,34	-0,38	0,01	0,56	-0,27
<i>T. bartschi</i>	-0,53	-0,54	-0,54	<b>0,84</b>	<b>0,69</b>	0,64
<i>L. massa</i>	-0,56	-0,48	-0,44	<b>0,97</b>	<b>0,72</b>	0,65
<i>T. turnerae</i>	-0,52	-0,38	-0,42	0,21	<b>0,69</b>	-0,17
<i>B.bagidaensis</i>	<b>-0,74</b>	-0,58	-0,59	<b>0,74</b>	<b>0,97</b>	0,26
<i>L. bipartitus</i>	-0,3	-0,25	-0,25	0,61	0,36	0,4
<i>B. gouldi</i>	-0,56	-0,48	-0,44	<b>0,97</b>	<b>0,72</b>	0,65
Riqueza	-0,59	-0,56	-0,59	<b>0,78</b>	<b>0,78</b>	0,52

Fonte: Dados do presente trabalho.

Os descritores ecológicos não apresentaram diferenças significativas entre os pontos, parcelas e espécies de mangue (Tabela 8), entretanto algumas observações destes índices devem ser consideradas. A riqueza de Margalef foi maior em *Laguncularia racemosa*, tendo sido encontradas todas as oito espécies de Teredinidae perfurando seus troncos. Embora a maioria dos troncos coletados seja da espécie *Avicennia* sp., os índices de diversidade foram maiores em fragmentos de *L. racemosa* e *R. mangle* (Figura 31). Apesar da grande abundância das espécies dominantes *N. reynei* e *N. fusticula*, a equitabilidade foi superior a 0,80 nas três espécies de mangue observadas.

Em relação os pontos de coleta (gradiente horizontal), o ponto 1 (estuário inferior) apresentou valores mais elevados de riqueza de Margalef, diversidade de Shannon nesse ponto foi registrada a presença das oito espécies de Teredinidae (Figura 32). Já as menores riqueza e diversidade foram observadas no Ponto 3 (Estuário superior), onde, cinco das oito espécies de Teredinidae ocorreram. Considerando as parcelas amostradas (gradiente vertical), riqueza de Margalef, diversidade de Shannon foram maiores nas parcelas mais próximas à água (parcela 1) e as parcela 3 (mais afastada da água) apresentou maior equitabilidade (Figura 33). Este resultado foi influenciado pela elevada abundância de *Nausitora fusticula* nas parcelas 1 (mais próximas à água).

Tabela 8: Resultado do teste não-paramétrico (Kruskal-Wallis) para abundância das espécies de teredinídeos nos pontos, parcelas e espécies de mangue bem como os descritores da comunidade no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil. \* valores significativos.

Pontos de coleta	Nº de espécies de teredo		Abundância de teredos		Riqueza de Margalef		Equitabilidade		Diversidade de Shannon	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
1	1,85	1,21	4,54	2,76	0,53	0,63	0,88	0,10	0,39	0,49
2	1,67	1,21	4,83	5,00	0,41	0,55	0,89	0,14	0,30	0,48
3	1,63	0,68	7,11	9,47	0,44	0,42	0,73	0,23	0,30	0,33
Teste de Kruskal-Wallis	H=0,26, p=0,8772		H=0,17, p=0,91		H=0,14, p=0,93		H=1,90, p=0,39		H=0,22, p=0,89	

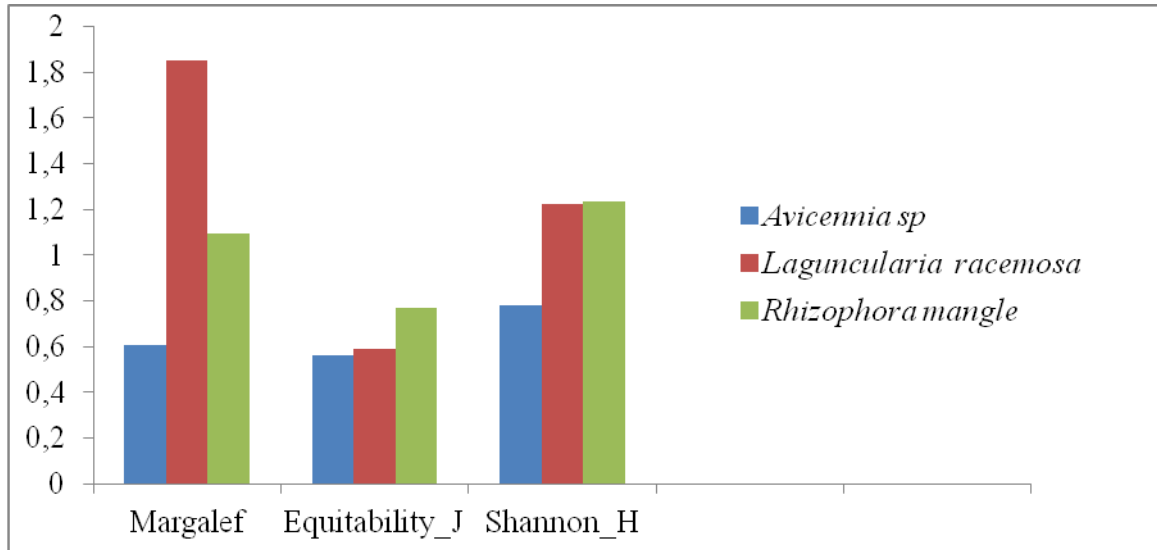
Parcela	Nº de espécies de teredo		Abundância de teredos		Riqueza de Margalef		Equitabilidade		Diversidade de Shannon	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
1	2,00	1,12	8,20	9,06	0,53	0,52	0,73	0,20	0,42	0,44
2	1,43	0,79	3,57	2,44	0,37	0,51	0,87	0,07	0,22	0,38
3	1,36	0,50	3,09	2,47	0,38	0,51	0,96	0,07	0,24	0,34
Teste de Kruskal-Wallis	H=3,49, p=0,17		H=4,09, p=0,13		H=0,83, p=0,66		H=5,49, p=0,06		H=1,91, p=0,38	

Espécies de mangue	Nº de espécies de teredo		Abundância de teredos		Riqueza de Margalef		Equitabilidade		Diversidade de Shannon	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
<i>Avicennia</i> sp	1,58	0,65	5,83	7,26	0,41	0,35	0,80	0,22	0,30	0,34
<i>Laguncularia racemosa</i>	2,40	1,67	8,80	11,01	0,79	0,87	0,84	0,21	0,57	0,62
<i>Rhizophora mangle</i>	1,67	1,12	4,33	3,97	0,39	0,52	0,80	0,07	0,28	0,43
Teste de Kruskal-Wallis	H=1,25, p=0,53		H=0,64, p=0,72		H=0,88, p=0,64		H=0,44, p=0,80		H=1,18, p=0,55	

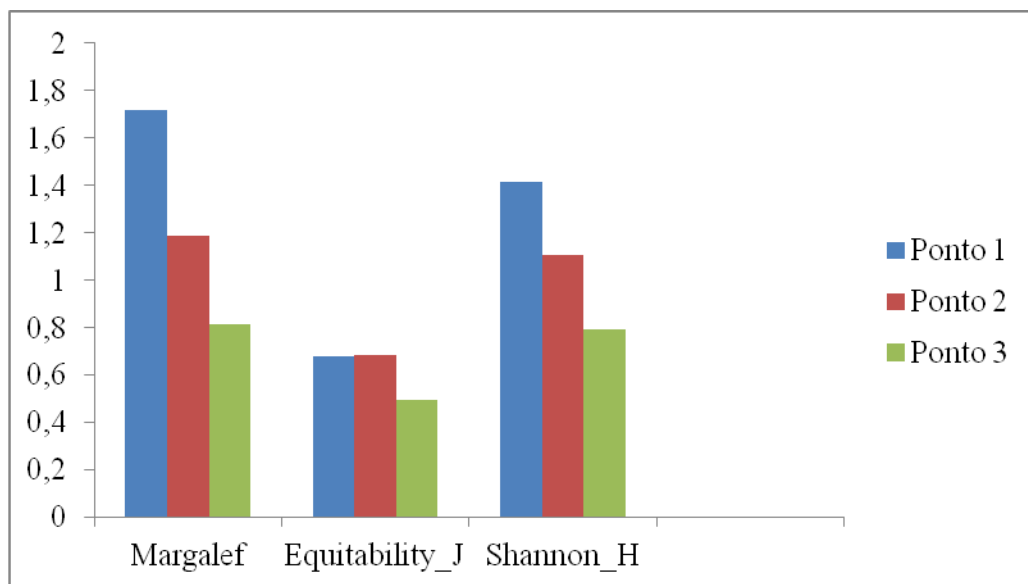
Fonte: Dados da pesquisa.

Figura 31- Descritores da comunidade de Teredinídae nos fragmentos de tronco das espécies de mangue nos três pontos de coleta, no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil.



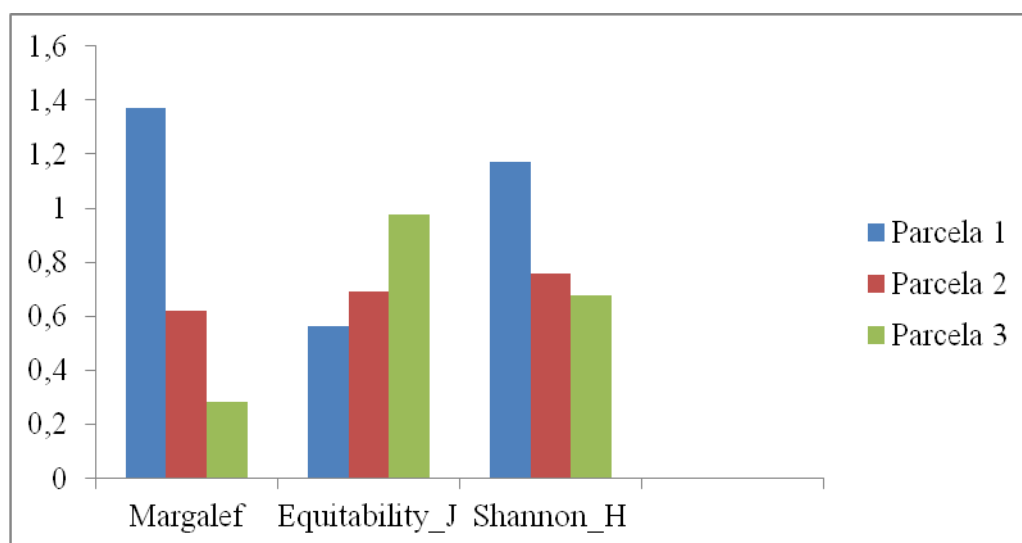
Fonte: Elaborado pela autora

Figura 32- Descritores da comunidade de Teredinídeo nos três pontos de coleta (gradiente horizontal), no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).



Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 33- Descritores da comunidade de Teredinidae nas parcelas de coleta (gradiente vertical), no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil.



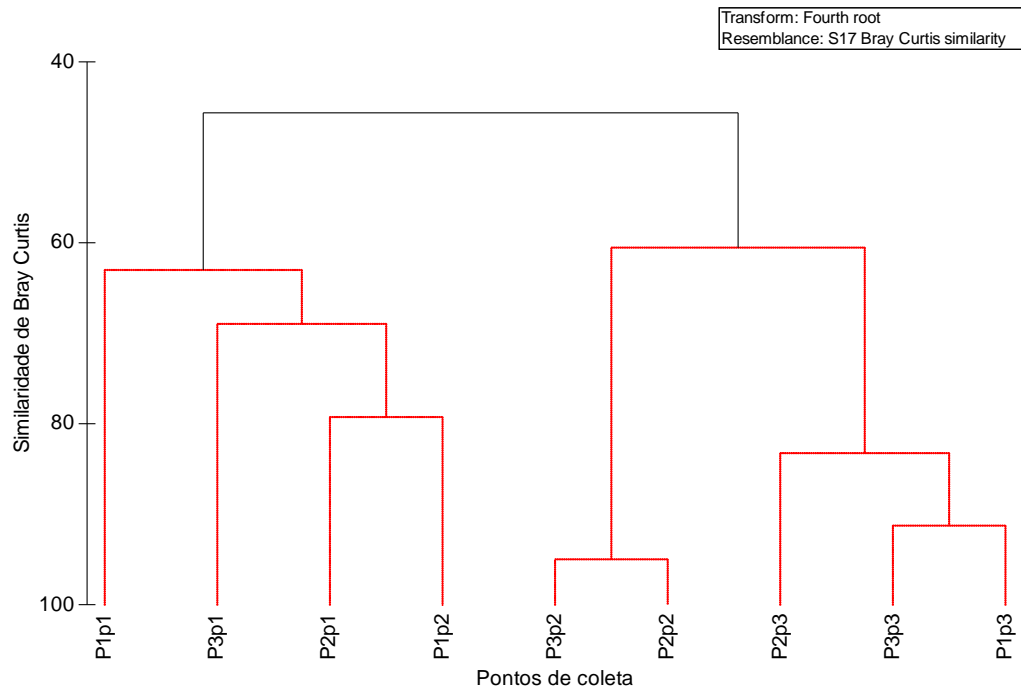
Fonte: Imagem da autora.

A análise de agrupamento apresentou a formação de 2 grupos considerando os pontos e as parcelas amostrados (Figuras 34 e 35). No primeiro grupo, foram reunidas as parcelas 1 (proximas à água) de todos os pontos e a parcela 2 do ponto 1 (estuário inferior) (similaridade de 62,91%,  $p < 0,05$ ). Estas áreas corresponderam às mais inundadas pelo ciclo de maré. O segundo grupo reuniu as demais parcelas (similaridade de 62,95%,  $p < 0,05$ ), sendo evidenciada a formação de 2 subgrupos, um com as parcelas 2 (zona intermediária) dos pontos 2 e 3 (similaridade de 94,94%,  $p < 0,05$ ), e outro com as parcelas 3 (mais afastadas da água) de todos os pontos de coleta (similaridade de 83,2%,  $p < 0,05$ ).

De acordo com o teste de percentual de similaridade (SIMPER), as abundâncias das espécies *Neoteredo reynei*, *Nausitora fusticula*, *Teredo cf. bartschi* e *Teredo turnarae* contribuíram com 85,3% para a similaridade do agrupamento das áreas de coleta mais inundadas (Grupo 1). No grupo 2 com as demais parcelas, 100% da formação deste grupo atribuiu-se às espécies *Neoteredo reynei* e *Nausitora fusticula*.

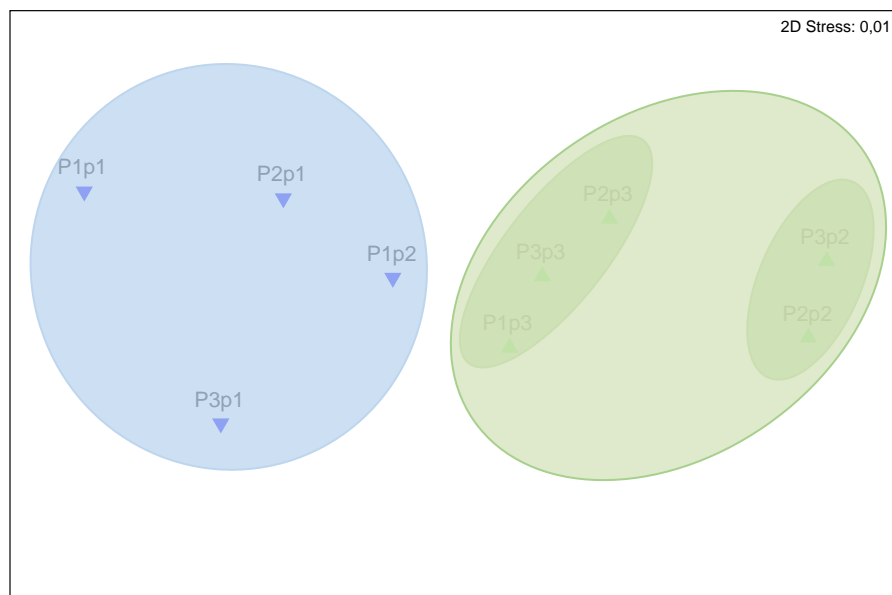
Ao comparar-se a matriz de similaridade de Bray-Curtis da abundância das espécies de teredos com a matriz de similaridade da distância euclidiana dos dados da estrutura do bosque de mangue, o teste BIOENV discriminou as densidades de *Avicennia* sp e de *Laguncularia racemosa* como os fatores que melhor explicaram a distribuição dos teredos na área de estudo.

Figura 34- Dendograma dos Pontos amostrados, avaliado com uma análise de agrupamento a partir do índice de similaridade de *Bray - Curtis*, considerando os valores de abundância das espécies de *Teredinidae*, no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil. (Ponto 1- Estuário interior, Ponto 2- Estuário médio e Ponto 3- Estuário superior).



Fonte: Imagem da autora.

Figura 35- Gráfico de escalonamento multidimensional considerando os valores de abundância das espécies de *Teredinidae* por pontos e parcelas, no estuário do rio Acaraú, Ceará, Brasil.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 6.4 Discussão

No Brasil, são conhecidas 22 espécies de teredinídeos (MÜLLER; LANA, 2004), destas 6 já haviam sido registradas para o litoral cearense por Vidal e Rocha-Barreira (2009). O presente estudo registrou 8 espécies no estuário do rio Acaraú, 3 destas registradas pela primeira vez no estado. Para *Lyrodus cf. bipartitus*, este é o primeiro registro para o Brasil. *Bankia gouldi* ainda não possuía registro para região Norte e Nordeste do país, sendo anteriormente conhecida para o Rio de Janeiro (SILVA; SILVA, JUNQUEIRA, 1988; JUNQUEIRA; SILVA; SILVA, 1989; VAROTTO; BARRETO, 1998, MALDONADO; SKINNER, 2016), São Paulo (MIGOTTO; TIAGO; MAGALHÃES; 1993; LOPES; NARCHI, 1993) e Paraná (MÜLLER; LANA, 1986). A espécie *Teredo cf. bartschi* tinha registro para os estados do Pará (SANTOS *et al.*, 2005), Alagoas (FREITAS; MELO, 1999 e 2001) e Paraíba (LEONEL; LOPES; AVERSARI, 2002; LEONEL *et al.*, 2006).

O gênero *Lyrodus* é composto por espécies cosmopolitas de águas temperadas e tropicais, algumas espécies pertencentes a esse gênero são registradas para o Brasil (MÜLLER; LANA, 2004), no entanto, é a primeira vez que a presença da espécie *Lyrodus cf. bipartitus* é registrada para manguezais brasileiros. Essa espécie já foi registrada em ambientes marinhos (TARAKANADHA; RAO, 2006), região portuária (PATI; RAO; BALAJI, 2013) e próxima à manguezais (SWAIN; PACHU; RAO, 2017) na Índia, também foi registrada para Papua Nova Guiné (RAYNER, 1983), Austrália (MACINTOSH; NYS; WHALAN, 2012) e recentemente foi registrada para as águas costeiras da Venezuela (VELAQUEZ *et al.*, 2017). Na literatura, são poucas as informações sobre essa espécie, contudo, no estudo de Rayner (1983) é considerada uma espécie tolerante a salinidade.

A ocorrência das espécies *Nausitora fusticula* e *Neoteredo reynei* foi registrada para a costa Norte e Nordeste do Brasil em trabalhos realizados nos estados do Pará (SANTOS *et al.*, 2005; S FILHO; TAGLIARO; BEASLEY, 2008), Alagoas (FREITAS; MELLO, 2001), Paraíba (LEONEL; LOPES; AVERSARI, 2002) e Ceará (VIDAL; ROCHA-BARREIRA, 2009). Estas espécies são abundantes podem ser consideradas típicas de manguezais brasileiros. As espécies *Lyrodus massa*, *Teredo turnerae* e *Bankia bagidaensis* já haviam sido descritas para o Ceará por Vidal e Rocha Barreira (2009) no estuário do rio Jaguaribe.

Um dos principais fatores para registro destas novas ocorrências de espécies de



teredinídeos no rio Acaraú, deve-se a escassez de estudos sobre este grupo no Ceará, além da dificuldade de coleta e processamento dos troncos serem limitantes para estes estudos. A bioinvasão também é uma possibilidade a ser considerada, uma vez que alguns estudos tem mostrado espécies de Teredinidae expandindo sua área de distribuição devido ao aquecimento global ou ao transporte humano em águas de lastro ou associadas a estruturas de madeira (ver MALDONADO; SKINNER, 2016). Assim, *Lyrodus bipartitus* pode ser considerada uma espécie críptica, uma vez que esta é nativa do Indo-Pacífico e foi recentemente registrada para a Venezuela (VELASQUZEZ *et al.*, 2017).

A salinidade no estuário do rio Acaraú apresentou grande variação (0,61 estuário superior a 32,21 na estuário inferior na preamar e 24,72 no estuário inferior e 0,73 no estuário superior na baixamar no estudo de Pessoa (2015). No presente estudo, embora não tenha sido observada uma diferença da salinidade entre os pontos de coleta, uma vez que a amostragem foi realizada no período de estiagem o que contribui para altas salinidades, (média de salinidade 40 no pontos), todas as espécies encontradas no estuário do rio Acaraú, são conhecidas por sua tolerância às variações de salinidade.

De acordo com Freitas e Mello (2001), *Nausitora fusticula* tolera entre 0,04 ‰ e 27‰ de salinidade, ocorrendo tanto em áreas estuarinas no interior do bosque pouco inundadas, como nas margens do manguezal recobertas pela água durante variação de maré (LOPES; NARCHI, 1993; FREITAS; MELLO, 2001). De acordo com Lopes e Narchi (1993), as suas larvas provavelmente apresentam melhor adaptação a grandes variações de salinidade e a permanência a exposição ao ar durante as marés baixas. No presente trabalho esta espécie foi a mais abundante, presente principalmente nas parcelas mais próximas à água, corroborando com os resultados da literatura. Leonel (2002), também observou a ocorrência de *N. fusticula* em águas salobras, dentro de um amplo gradiente de salinidade, fortalecendo a ideia de adaptação à variação de salinidade.

De acordo com Muller e Lana (2004), *Neoteredo reynei* é considerada uma espécie anfi-atlântica tropical e subtropical, tendo preferência por águas salobras e estuarinas. Uma ampla tolerância à variação de salinidade, também foi observada por Freitas e Mello (2001) e De-Carli e Manzi-Decarli (2012), ocupando, assim como *Nausitora fusticula*, o interior do bosque e as margens do manguezal (RANCUREL, 1971).

Diferentemente das demais espécies observadas, exemplares de *Bankia gouldi* foram coletados apenas no Ponto 1 (estuário inferior), região que recebe maior influência marinha. Este fato confirma o estudo de Müller, Lana (1986) o qual a considerou uma espécie tipicamente marinha e estenoalina.

A espécie *Teredo cf. bartschi* caracteriza-se como uma espécie eurialina marinha, e geralmente é encontrada na desembocadura do estuário (FREITAS; MELLO, 2001), diferente disso, no presente estudo, ocorreu nos três pontos amostrados, embora, um pequeno aumento no número de indivíduos dessa espécie foi observado em direção ao mar. Segundo Leonel (2002), *T. bartschi* aumentou em número quando a temperatura da água e a salinidade aumentaram, essas condições provavelmente favorecem o estabelecimento da larva e da desova.

A espécie *Teredo turnerae* é típica de águas quentes tropicais (MACINTOSH, 2012). No estuário do rio Acaraú, esta espécie foi a quarta mais abundante, ocorrendo apenas nas parcelas mais próximas da água,

Outra observação importante feita no presente estudo, foi a presença de larvas incubadas nas espécies *Teredo turnerae* e *Teredo cf. bartchi*. A incubação de larvas ocorre apenas nos gêneros *Lyrodus*, *Teredo* e *Zachsia* (CALLOWAY; TURNER, 1988). Nesses gêneros, os óvulos fertilizados são liberados das gônadas e mantidos entre os espaços interlamelares das brânquias até sua liberação como larvas com desenvolvimento direto ou como pedivéliger (CALLOWAY; TURNER, 1988). Registros desta estratégia reprodutiva já foram descritas na literatura. Exemplos de *Teredo turnerae* coletados na Bahia de Pananguá, apresentavam larvas em estágio de véliger na cavidade suprabranquial (Müller; Lana, 2004). Craag *et al.*, (2009) encontraram grupos de larvas D aderidas ao interior das superfícies de conchas adultas de *Teredo bartchi* protegendo e nutrindo suas larvas até que fossem liberadas na forma de pedivéliger. De acordo com Turner (1984), é esperado que espécies larvíparas apresentem maior sucesso reprodutivo e sejam mais abundantes devido o período planctônico mais curto do que as ovíparas. No presente estudo, entretanto, o número de indivíduos das espécies larvíparas foi pequeno e concentrou-se nas parcelas próximas da água. Resultado semelhante foi observado por Lopes e Narchi (1993), que supõe que as espécies ovíparas apesar de terem período de vida planctônico maior, suas larvas estão melhor adaptadas às condições variáveis do ambiente estuarino e das regiões entremarés.

Um dos recursos mais importantes e o principal estímulo para infestação da assembleia de Teredinidae é o substrato de madeira. Em ambientes de manguezal, a quantidade de madeira disponível para a perfuração por Teredinidae, em geral, é muito grande (LOPES, NARCHI, 1997). O manguezal do estuário do rio Acaraú pode ser considerado pouco desenvolvido, considerando as características estruturais do bosque observadas neste estudo (ver capítulo 1). Assim baixa abundância dos Teredinideos nas parcelas e nos pontos amostrados pode estar relacionada com o grau de desenvolvimento do bosque de mangue e

com o baixo número de árvores de mangue mortas encontradas. Swain; Rao (2017) registraram uma densidade de 2036 ind./m<sup>2</sup> na região de manguezal de Bhavanapadu, Índia. Filho *et al.*, (2008) registraram densidades médias de *Neoteredo reynei* em troncos encalhados em áreas do entorno dos manguezais da Península de Ajuruteua, no Pará, variando de 0,004 a 0,022 ind./cm<sup>3</sup> e na praia de Ilha Canela, as densidades variaram entre 0,0015-0,0051 ind./cm<sup>3</sup> (BEASLEY *et al.*, 2005). Segundo Filho *et al* (2008), as baixas densidades encontradas em ambos os estudos podem estar relacionadas às condições mais severas destas praias estuarinas. Junqueira *et al.*, (1989) observaram densidades de teredos variando de 0,006 a 2,12 ind./cm<sup>2</sup> ao longo da costa do Rio de Janeiro, e atribuíram esta variação à fatores, como o fornecimento de madeira, especialmente já colonizadas por teredos, a quantidade e a diversidade da fauna incrustantes e a salinidade local.

Neste estudo, o ponto 2 (estuário médio) não apresentou árvores mortas no momento da coleta e teve a menor disponibilidade de troncos para perfuração, sendo considerado melhor desenvolvido por ter maiores valores de DAP, Área basal e altura, (Ver capítulo 1). A ausência de árvores mortas nesse ponto contribuiu para menor disponibilidade de madeira morta para os teredinídeos neste local.

A maior disponibilidade de troncos foi observada no estuário superior e no Ponto 1 (estuário inferior). Os estágios intermediários de desenvolvimento do bosque de mangue nesses pontos podem ser o principal fator de contribuição para o acúmulo de madeira morta, porém, a presença de corte observada nesses locais pode ter influência também nesta disponibilidade de troncos. Embora o Ponto 1 tenha registrado o maior número de árvores mortas, não apresentou a maior quantidade de troncos disponíveis, nesse caso a declividade do terreno e o fluxo de maré pode ter favorecido o transporte dos troncos caídos para outras regiões. Segundo Filho, Tagliaro e Beasley (2008), nem todo fragmento de madeira à deriva é sempre colonizado por Teredinídeos, pode ser que grande parte dessa madeira flutuante seja exportada do mangue antes que esses organismos possam colonizá-la.

Além da baixa taxa de troncos disponíveis, a seleção de tamanho dos troncos grandes, pode ser uma interferência na colonização dos Teredinidae. No estudo realizado no estado do Pará por Filho, Tagliaro e Beasley (2008), constataram que a perfuração por Teredinídeos foi menor em grandes fragmentos de madeira, isso porque pode levar mais tempo para ser colonizada do que fragmentos menores. No presente estudo, os troncos coletados eram relativamente grandes com comprimento médio de 84 centímetros.

Ao longo do gradiente horizontal, a disponibilidade de madeira para os teredinídeos pode sofrer influência das variações de salinidade ao longo do tempo. Maldonado

e Skinner (2016) observaram que mudanças na estrutura da vegetação de mangue por influência marinha (salinidade) diminuíam a disponibilidade de madeira em direção ao oceano e com isso a diversidade de Teredinidae segue essa redução. Resultado semelhante foi observado no presente estudo.

Foi observado que a densidade de plantas correlacionou-se com a abundância de teredinídeos ao longo dos pontos de coleta, o que destaca a estreita relação entre a estrutura do bosque e a ocorrência dos teredinídeos. A maior abundância de Teredinidae foi encontrada no Ponto 3 (estuário superior), representada principalmente por *Nausitora fusticula* e *Neoteredo reynei*. Essa maior abundância pode estar relacionada com a disponibilidade de troncos nessa área. De acordo com Rimmer *et al.*, (1983), a relação entre abundância de Teredinidae e a quantidade de madeira disponível é muito forte, pois, o substrato de madeira é o principal estímulo para o assentamento das larvas de espécies perfuradoras.

O gradiente vertical de inundação pela ação da maré também exerce influência no sucesso de colonização dos Teredinidae, pois, quanto mais tempo a madeira estiver em contato com a água do mar, maior número de larvas pode se assentar e iniciar a penetração (Moraes *et al.*, 2015). A análise de agrupamento demonstrou esse efeito, uma vez que reuniu as parcelas em função de sua distância e nivelamento com a linha d'água. Neste gradiente, o perfil da margem do bosque também parece influenciar, pois no grupo formado pelas parcelas mais próximas à água, incluiu-se a parcela 2 do ponto 1 localizada no mesmo nível das demais parcelas 1. O segundo grupo reuniu as parcelas mais elevadas (parcelas 2) e/ou mais afastadas da água (parcelas 3).

Omena *et al.*(1990) sugeriram que espécies com palhetas mais elaboradas, como as do gênero *Bankia*, poderiam ser menos suscetíveis à dessecação, por serem estas mais eficientes no fechamento da galeria. No presente estudo, as espécies de *Bankia* foram pouco abundantes e ocorreram de forma espaçada ao longo das áreas de coleta, não sendo possível estabelecer esta relação. Lopes e Narchi (1993), entretanto, observaram que *Nausitora fusticula* e *Neoteredo reynei*, que apresentam paletas menos elaboradas, e ocorrem em áreas menos frequentemente inundadas, podendo permanecer intervalos maiores de tempo fora do contato com a água. Estas afirmações corroboram com os resultados obtidos neste estudo, pois estas espécies foram as mais abundantes e distribuíram-se tanto em áreas mais sujeitas à inundação como na áreas mais distantes da linha d'água.

No presente estudo, os troncos da espécie *Avicennia* sp. foi a mais perfurada. Resultado semelhante foi encontrado por Leonel (2006), que levantou a hipótese de que a maior infestação por Teredinidae em *A. schaueriana* está relacionada com a baixa dureza

dessa madeira, uma vez que era menos resistente à abertura para remoção de animais. A maior disponibilidade de árvores de *Avicennia* sp. na área estudada também pode ter influenciado a maior ocorrência de perfurações.

Análise de correlação e o Bioenv revelaram que a densidade de espécies do bosque de mangue exerce influência na abundância e riqueza das espécies de Teredinidae, principalmente os mangues do gênero *Avicennia* e *Laguncularia*.

A espécie de mangue *Rhizophora mangle* apresentou poucas perfurações e parece pouco atrativa à perfuração por teredinídeos. Esta menor atratividade pode estar relacionada a maior resistência à perfuração devido a presença de tanino na sua composição. Os taninos vegetais são encontrados em várias espécies florestais e espécies de *Rhizophora* apresentam grandes quantidades na sua casca e no córtex das raízes e do caule, os quais ao serem cortados, apresentam coloração avermelhada, que provém da substância (HOGARTH,1999). As raízes vivas de *Rhizophora stylosa* são capazes de prevenir o assentamento larval de teredinídeos pela produção de tanino, porém quando severamente danificadas ou quando morrem, os níveis de tanino tendem a diminuir e o ataque por teredos torna-se possível (HENDY; CRAGG, 2017).

Os descritores ecológicos não apresentaram diferenças significativas em relação aos gradientes ambientais estabelecidos para este estudo. A estratégia amostral utilizada pode ter influenciado este resultado, uma vez que as amostragens foram realizadas somente no período seco, quando as salinidades mostraram-se elevadas ao longo de todo o gradiente horizontal. A ausência de troncos em muitas parcelas também pode ter contribuído para esse resultado. Contudo, apesar da ausência de significância estatística, os maiores valores de riqueza e diversidade foram observados no ponto 1, mais próximo à foz do estuário, onde foram identificadas as oito espécies de Teredinidae, e as menores riqueza e diversidade foram observadas no Ponto 3 (Estuário superior), onde, apenas cinco das oito espécies de Teredinidae ocorreram. Estes resultados acompanham aqueles obtidos por Lopes e Narchi (1993).

Considerando a abundância, entretanto, os maiores valores foram encontrados no ponto 3, mais afastado da foz do estuário, diferindo das observações de diversos autores (Scheltema e Truitt (1954), Junqueira e Silva (1991) e Lopes e Narchi (1993)), os quais observaram uma infestação decrescente com o aumento da distância da desembocadura dos rios, destacando o papel da salinidade na distribuição dos teredinídeos nesse ambiente. A condição de salinidade observada no período seco da região, assim como o predomínio de

espécies eurialinas, como *Nausitora fusticula* e *Neoteredo reynei*, parecem determinar esta condição diferenciada no estuário do rio Acaraú.

Os resultados do presente estudo confirmam a hipótese de que a diversidade de Teredinidae está diretamente relacionada à heterogeneidade de hábitat, pois as características do bosque influenciaram a ocorrência e a abundância das espécies. A segunda hipótese que propôs que os gradientes ambientais influenciam diretamente na diversidade de Teredinidae foi parcialmente confirmada, uma vez que os teredinídeos estabeleceram-se ao longo de gradiente vertical de inundação, entretanto, não ficou claro o efeito do gradiente horizontal de salinidade, provavelmente devido a realização das amostragens apenas no período seco.

A diversidade de Teredinidae esteve relacionada à heterogeneidade de hábitat, pois as características do bosque mais heterogêneo influenciaram na ocorrência e diversidade de espécies. O gradiente vertical de inundação influenciou na diversidade de Teredinidae, uma vez que os teredinídeos estabeleceram-se ao longo de gradiente.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

- Os gradientes ambientais (horizontal e vertical) e a declividade do terreno exercem influência no desenvolvimento estrutural do bosque de mangue, que favorece desenvolvimento estrutural no estuário médio e maior heterogeneidade ambiental no estuário inferior.
- A diversidade de Teredinidae esteve relacionada à heterogeneidade de hábitat, pois as características do bosque mais heterogêneo influenciaram na ocorrência e diversidade de espécies.
- O gradiente vertical de inundação influenciou na diversidade de Teredinidae, uma vez que os teredinídeos estabeleceram-se ao longo de gradiente.
- No presente estudo não ficou claro o efeito do gradiente horizontal de salinidade, provavelmente devido a realização das amostragens apenas no período seco, quando as salinidades mostraram-se elevadas ao longo de todo o gradiente horizontal. Para observar com clareza o efeito do gradiente de salinidade sobre a assembleia de Teredinidae é necessário a realização de novos estudos nos dois períodos seco e chuvoso.

## REFERÊNCIAS

- ALONGI, Daniel M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental conservation**, v. 29, n. 3, p. 331-349, 2002.
- ALVES, Aurilea Bessa. **Estuário do rio Acaraú: impactos ambientais e implicações na qualidade dos recursos hídricos**. 2008. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2008.
- ALVES, Telma Regina ; FONSECA, Renata Cristina Batista.; ENGEL, Vera Lex. Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na cuesta de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil. **Iheringia: Série Zoologia**, p. 150-158, 2012.
- ARAÚJO, Maria Valdirene ; FREIRE, George Satander Sá. Utilização de Geotecnologias: Diagnóstico Ambiental do Estuário do Rio Acaraú, Ceará, Como Estudo de Caso. **Rev. Pesq. Geoc.**, v. 34, n. 2, 2007.
- ARRIVABENE, Hiulana Pereira *et al.* Functional traits of selected mangrove species in Brazil as biological indicators of different environmental conditions. **Science of the Total Environment**, v. 476, p. 496-504, 2014.
- ASSIS, Marco Antonio *et al.* Florestas de restinga e de terras baixas na planície costeira do sudeste do Brasil: vegetação e heterogeneidade ambiental. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, 2011.
- ATAURI, José Antonio.; LUCIO, José V. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. **Landscape ecology**, v. 16, n. 2, p. 147-159, 2001.
- BALL, Marilyn C. Interactive effects of salinity and irradiance on growth: implications for mangrove forest structure along salinity gradients. **Trees-structure and function**, v. 16, n. 2, p. 126-139, 2002.
- BAZZAZ, Fakhri Al. Plant species diversity in old - field successional ecosystems in southern Illinois. **Ecology**, v. 56, n. 2, p. 485-488, 1975.
- BEASLEY, Colin Robert. *et al.* Molluscan diversity and abundance among coastal habitats of northern Brazil. **Ecotropica**, v. 11, n. 1, p. 9-20, 2005.
- BENATI, Kátia Regina. *et al.* Influência da estrutura de hábitat sobre aranhas (Araneae) de serrapilheira em dois pequenos fragmentos de mata atlântica. **Neotropical Biology e Conservation**, v. 5, n. 1, 2010.
- BERNINI, Elaine.; REZENDE, Carlos Eduardo. Concentração de nutrientes em folhas e sedimentos em um manguezal do norte do estado do Rio de Janeiro. **Revista Gestão Costeira Integrada**, v. 2, n. 2, p. 1-10, 2010.
- BERNINI, Elaine; REZENDE, Carlos Eduardo. Variação estrutural em florestas de mangue do estuário do rio Itabapoana, ES-RJ. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 49-60, 2010.



BIANCHI, Thomas S. *Biogeochemistry of Estuaries*: Oxford University Press. 2006.

BILIA, Camila Gentilin *et al.* Influência da heterogeneidade ambiental sobre os atributos da assembleia de Chironomidae em diferentes lagoas de uma planície de inundação neotropical. **Iheringia Série Zoologia**, v. 105, n. 1, 2015.

BORGES, Luisa. M. S. Biodegradation of wood exposed in the marine environment: Evaluation of the hazard posed by marine wood-borers in fifteen European sites. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 96, p. 97-104, 2014.

BROSE, Ulrich. Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity?. **Oecologia**, v. 135, n. 3, p. 407-413, 2003.

CERQUEIRA, Rui *et al.* Fragmentação: alguns conceitos. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF**, p. 23-40, 2003.

CINTRÓN MOLERO, Gilberto.; SCHAEFFER NOVELLI, Yara. **Introducción a la ecología del manglar**. Rostlac, 1983.

CLARKE, K. Robert; GORLEY, Raymond N. **PRIMER V6: user manual-tutorial**. Plymouth Marine Laboratory, 2006.

CLEARY, Daniel Francis Richard *et al.* Associations of bird species richness and community composition with local and landscape-scale environmental factors in Borneo. **Landscape Ecology**, v. 20, n. 8, p. 989-1001, 2005.

CONNOR, Edward F.; MCCOY, Earl D. Species-area relationships. **Encyclopedia of biodiversity**, v. 5, p. 397-411, 2001.

CORREIA, Monica Dorigo; SOVIERZOSKI, Hilda Helena. **Ecossistemas Marinhos: recifes, praias e manguezais**. Edufal, 2005.

COSTA, Diógenes Félix da Silva; ROCHA, Renato de Medeiros; CESTARO, Luiz Antonio. Análise fitoecológica e zonação de manguezal em estuário hipersalino. **Mercator-Revista de Geografia da UFC**, v. 13, n. 1, 2014.

CRAGG, Simon M. et al. The life history characteristics of the wood-boring bivalve *Teredo bartschi* are suited to the elevated salinity, oligotrophic circulation in the Gulf of Aqaba, Red Sea. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 375, n. 1-2, p. 99-105, 2009.

CUNHA-LIGNON, Marília. Variação espaço-temporal de bosques de mangue. **III Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto. Aracajú/SE**, 2006.

CUZZUOL, Geraldo Rogério Faustini; CAMPOS, Andréa. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do Rio Mucuri, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 2, p. 227-234, 2001.

DE CARLI, Bruno Paes; DE CARLI, Agatha Manzi. Cladistic analysis of Teredinidae (MOLLUSCA: BIVALVIA). **Unisanta BioScience**, v. 2, n. 1, p. 9-15, 2013.

DE-CARLI, Bruno Paes; MANZI-DECARLI, Agatha. Aspectos taxonômicos de *Neoteredo reynei* (bartsch, 1920)(Bivalvia: Teredinidae) em área de manguezal do rio Santo Amaro, Guarujá, São Paulo, **Revista Ceciliana Dez**, p. 23-30, 2012.

DUKE, Norman; BALL, Marilyn; ELLISON, Joanna. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. **Global Ecology & Biogeography Letters**, v. 7, n. 1, p. 27-47, 1998.

ELLISON, Aaron M.; MUKHERJEE, Barid B.; KARIM, Ansarul. Testing patterns of zonation in mangroves: scale dependence and environmental correlates in the Sundarbans of Bangladesh. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 5, p. 813-824, 2000.

ELLISON, Joanna C. Climate change vulnerability assessment and adaptation planning for mangrove systems. 2012.

ENGLISH, Susan S.; WILKINSON, Clive CR; BAKER, Valonna V. **Survey manual for tropical marine resources**. Australian Institute of Marine Science, 1997.

FARIAS, Márcia Fernandes; ROCHA-BARREIRA, Cristina de Almeida. Aspectos populacionais de *Tagelus plebeius* (Mollusca: Bivalvia: Solecurtidae) no estuário do rio Ceará, Nordeste do Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 45, n. 2, 2012.

FERNANDES, L. M. Barroso; COSTA, A. Fernandes. Nota sobre organismos marinhos incrustantes e perfurantes das embarcares. **Boletim de Estudos de Pesca**, v. 7, n. 3, p. 9, 1967.

FERREIRA, Clara Pantoja. **Manguezais do Para: fauna de galerias perfuradas por teredo em toras de Rhizophora**. Tese (Doutorado em Ecologia) Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 1989.

FERREIRA, Cristiane de Paula.; CASATTI, Lilian. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, p. 642-651, 2006.

FREITAS, Liriane Monte; MELLO, Rosa de Lima Silva. Distribuição de Moluscos Perfuradores de Madeira (Bivalvia-Teredinidae) no Estuário do Rio Manguaba, Japaratinga-Porto de Pedras, Estado de Alagoas de Acordo com a Salinidade. **Tropical Oceanography**, v. 29, n. 2, 2001.

FREITAS, Liriane Monte; MELLO, Rosa de Lima Silva. Distribuição de Moluscos Perfuradores de Madeira (Bivalvia-Teredinidae) no Estuário do Rio Manguaba, Japaratinga-Porto de Pedras, Estado de Alagoas de Acordo com a Salinidade. **Tropical Oceanography**, v. 29, n. 2, 2001.

FREITAS, Liriane Montes; MELLO, Rosa de Lima Silva. Teredinidae (Mollusca-Bivalvia) do Rio Manguaba e da Praia de Barreiras do Boqueirão, Porto de Pedras e Japaratinga, Alagoas, Brasil. **Tropical Oceanography-ISSN: 1679-3013**, v. 27, n. 2, 1999.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS (FUNCEME). Monitoramento Hidroambiental – Chuvas: Gráfico de Chuvas dos Postos Pluviométricos. 2014. Disponível em <http://www.funceme.br>. Acesso 4 abr. 2014.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS (FUNCEME). Monitoramento Hidroambiental – Chuvas: Gráfico de Chuvas dos Postos Pluviométricos. 2016. Disponível em <http://www.funceme.br>. Acesso 6 nov. 2016.

GAMA, João Ricardo Vasconcellos *et al.* Fitossociologia de duas fitocenoses de floresta ombrófila aberta no município de Codó, Estado do Maranhão. **Revista Árvore**, v. 31, n. 3, 2007.

GONZÁLEZ - MEGÍAS, Adela; MARÍA GÓMEZ, José; SÁNCHEZ - PIÑERO, Francisco. Diversity - habitat heterogeneity relationship at different spatial and temporal scales. **Ecography**, v. 30, n. 1, p. 31-41, 2007.

GREENWOOD, Mary Elizabeth.; MACFARLANE, Geoff R. Effects of salinity on competitive interactions between two *Juncus* species. **Aquatic Botany**, v. 90, n. 1, p. 23-29, 2009.

HENDY, Ian W.; CRAGG, Simon M. Rhizophora stylosa prop roots even when damaged prevent wood-boring teredinids from toppling the trees. **Hydrobiologia**, v. 803, n. 1, p. 333-344, 2017.

HOGARTH, Peter J. **The biology of mangroves and seagrasses**. Oxford University Press, 1999.

JIMENEZ, Jorge A.; LUGO, Ariel E.; CINTRON, Gilberto. Tree mortality in mangrove forests. **Biotropica**, p. 177-185, 1985.

JUNQUEIRA, Andrea de OR; SILVA, Sergio Henrique G. da; SILVA, Maria Júlia M. Avaliação da infestação e diversidade de Teredinidae (Mollusca-Bivalvia) ao longo da costa do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Mem Inst Oswaldo Cruz**, v. 84, n. supl. 4, p. 275-280, 1989.

LACERDA, Luiz Drude. **Mangrove ecosystems: function and management**. Springer Science & Business Media, 2002.

LAWTON, John Hartley. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. **Annual review of entomology**, v. 28, n. 1, p. 23-39, 1983.

LAWTON, John Hartley. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. **Annual review of entomology**, 28(1), 23-39.

LEONEL, Rosa et al. The interference of methods in the collection of teredinids (Mollusca, Bivalvia) in mangrove habitats. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 96, n. 1, p. 25-30, 2006.

LEONEL, Rosa Maria Veiga; LOPES, Sonia Godoy BC; AVERSARI, Marcos. Distribution of wood-boring bivalves in the Mamanguape River estuary, Paraíba, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 82, n. 6, p. 1039-1040, 2002.

LOBÃO, Jocimara Souza Britto; VALE, Raquel de Matos Cardoso. Delimitação de habitats geomorfológicos na região do Parque Estadual de Morro do Chapéu-PEMC/BA. **GeoTextos**, v. 4, 2008.

LONDE, Vinícius et al. Estrutura da vegetação de mangue associada ao gradiente de

inundação no litoral norte do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, v. 37, n. 4, 2013.

LOPES, Sônia Godoy Bueno Carvalho; NARCHI, Walter. Levantamento e distribuição das espécies de Teredinidae (Mollusca-Bivalvia) no manguezal da praia Dura, Ubatuba, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 41, n. 1-2, p. 29-38, 1993.

LOPES, Sônia Godoy Bueno Carvalho; NARCHI, Walter. Recrutamento larval e crescimento de Teredinidae (Mollusca-Bivalvia) em região entremarés de manguezais. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 45, n. 1-2, p. 77-88, 1997.

LUGO, Ariel E.; SNEDAKER, Samuel C. The ecology of mangroves. **Annual review of ecology and systematics**, v. 5, n. 1, p. 39-64, 1974.

MACARTHUR, Robert Helmer.; MACARTHUR, John W. On bird species diversity. **Ecology**, v. 42, n. 3, p. 594-598, 1961.

MACINTOSH, Hugh; DE NYS, Rocky; WHALAN, Steve. Shipworms as a model for competition and coexistence in specialized habitats. **Marine Ecology Progress Series**, v. 461, p. 95-105, 2012.

MAIA, Rafaela Camargo; COUTINHO, Ricardo. Structural characteristics of mangrove forests in Brazilian estuaries: A comparative study. **Revista de biología marina y oceanografía**, v. 47, n. 1, 2012.

MAIA, Rafaela Camargo; COUTINHO, Ricardo. The influence of mangrove structure on the spatial distribution of *Melampus coffeus* (Gastropoda: Ellobiidae) in Brazilian estuaries. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 8, n. 1, p. 21-29, 2013.

MALDONADO, Gustavo Carvalho; SKINNER, Luis Felipe. Differences in the distribution and abundance of Teredinidae (Mollusca: Bivalvia) along the coast of Rio de Janeiro state, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 4, p. 375-386, 2016.

MARCON, Amanda Koche *et al.* Variação florístico-estrutural em resposta à heterogeneidade ambiental em uma Floresta Nebular em Urubici, Planalto Catarinense. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 103, p. 439-450, 2014.

MCCOY, Earl D.; BELL, Susan S. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: **Habitat structure**. Springer, Dordrecht, 1991. p. 3-27.

MCKOY, J. L. Vertical distribution of New Zealand shipworms (Bivalvia: Teredinidae). **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 15, n. 4, p. 403-409, 1981.

MIGOTTO, Alvaro Esteves; TIAGO, Cláudio Gonçalves; MAGALHÃES, Aimê Rachel Magenta. Malacofauna marinha da região costeira do Canal de São Sebastião, SP, Brasil: Gastropoda, Bivalvia, Polyplacophora e Scaphopoda. **Boletim do Instituto oceanográfico**, v. 41, n. 1-2, p. 13-27, 1993.

MORAES, Daniela T. *et al.* Ocorrência e recrutamento larval de Teredinidae (Mollusca, Bivalvia) na região do Sistema Costeiro Cananéia-Iguape, São Paulo, Brasil. **Iheringia, Sér. zool**, p. 28-34, 2015.

MÜLLER, Ana Cláudia de Paula; LANA, Paulo da Cunha. **Manual de identificação de**

**moluscos bivalves da família dos teredinídeos encontrados no litoral brasileiro.** Curitiba: Universidade Federal do Paraná, p.148, 2004.

MÜLLER, Ana Cláudia de Paula; LANA, Paulo da Cunha. **Manual de identificação de moluscos bivalves da família dos teredinídeos encontrados no litoral brasileiro.** Curitiba: Universidade Federal do Paraná, p.148, 2004.

MÜLLER, Ana Claudia de Paula; LANA, Paulo da Cunha. Teredinidae (mollusca, bivalvia) do litoral do Paraná, Brasil. **Revista Nerítica**, v. 1, n. 3, 1986.

NAIR, N. Balakrishnan; SARASWATHY, M. The biology of wood-boring teredinid molluscs. In: **Advances in Marine Biology**. Academic Press, p. 335-509, 1971.

OLIVEIRA, Rafaela Gomes; TOGNELLA, Mônica Maria Pereira. Processo de colonização do manguezal do Rio Tavares por análise da estrutura de diferentes bosques. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 18, n. 1, p. 9-18, 2014.

PAGLIA, Adriano Pereira *et al.* Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil Structural heterogeneity and diversity of small mammals in a secondary forest fragment of Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 12, n. 1, p. 67-79, 1995.

PATI, S. K.; RAO, M. V.; BALAJI, M. Marine Wood Borer Communities of Visakhapatnam harbour, India: Spatiotemporal Patterns and Environmental Drivers. **methods**, v. 20, p. 21, 2013.

PAULA, Amanda Lídia de Sousa; LIMA, Brena Késia de Sousa; MAIA, Rafaela Camargo. The recovery of a degraded mangrove in ceará through the production of laguncularia racemosa (l.) cf gaertn.(combretaceae) and avicennia sp. stapf ex ridl (acanthaceae) seedlings. **Revista Árvore**, v. 40, n. 3, p. 377-385, 2016.

PEREIRA, Fabiano Volponi *et al.* Estrutura da vegetação em duas áreas com diferentes históricos de antropização no manguezal de Anchieta, ES. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 22, n. 1, 2009.

PEREIRA, Orlando Martins *et al.* Distribuição dos bancos naturais e estimativa de estoque do gênero Mytella no estuário de Cananéia, SP, Brasil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 11, n. 1, p. 21-29, 2007.

PESSOA, Paulo Roberto Silva. **Análise integrada da evolução da paisagem no Estuário do Rio Acaraú.** Tese apresentada ao Programa de Pós Graduação em Geografia do Centro de Ciências e Tecnologia, da Universidade Estadual do Ceará. 2015.

PETRI, Detony José Calenzani *et al.* Distribuição das espécies e estrutura do manguezal do rio Benevente, Anchieta, ES. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 107-116, 2011.

PLAZIAT, Jean C. Mollusk distribution in the mangal. **Hydrobiology of the mangal: the ecosystem of the mangrove forests.** Junk, Boston, p. 111-143, 1984.

RAFFAELLI, David; HAWKINS, Stephen J. **Intertidal ecology.** Springer Science e & Business Media, 1996.

RAYNER, Suzanne M. Distribution of teredinids (Mollusca: Teredinidae) in Papua New Guinea. **Records of the Australian Museum**, v. 35, n. 2, p. 61-76, 1983.

REIS, Ruy Edmundo Max Lopes. Moluscos bivalves perfuradores de madeira do Estado do Pará, Brasil: caracterização taxonômica, distribuição e resistência de madeiras. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Zoologia**, v. 11, n. 2, p. 125-203, 1995.

RIMMER, M. A.; BATTAGLENE, S. L.; DOSTINE, P. L. Observations on the distribution of *Bankia australis calman* (Mollusca: Teredinidae) in the Patonga Creek mangrove swamp, New South Wales. **Marine and Freshwater Research**, v. 34, n. 2, p. 355-357, 1983.

RIOS, Eliezer de Carvalho. Seashells of Brazil. 2nd. **Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande**, 1994.

RITTER, Michael A. Timber bridges: Design, construction, inspection, and maintenance. 1990.

ROBERTSON, Alistar I. Plant-animal interactions and the structure and function of mangrove forest ecosystems. **Austral Ecology**, v. 16, n. 4, p. 433-443, 1991.

ROCHA, Carlos Frederico Duarte *et al.* Richness, abundance, and mass in snake assemblages from two Atlantic Rainforest sites (Ilha do Cardoso, São Paulo) with differences in environmental productivity. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 0-0, 2008.

ROSA FILHO, José Souto *et al.* Macrofauna bentônica de zonas entre-marés não vegetadas do estuário do rio Caeté, Bragança, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 1, n. 3, p. 85-96, 2006.

S FILHO, Carlos; TAGLIARO, Claudia H.; BEASLEY, Colin R. Seasonal abundance of the shipworm *Neoteredo reynei* (Bivalvia, Teredinidae) in mangrove driftwood from a northern Brazilian beach. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 98, n. 1, p. 17-23, 2008.

SANTOS, Ana *et al.* Diversidade da fauna de insectos fitófagos e de inimigos naturais em culturas frutícolas da ilha Terceira, Açores: a importância do manejo e da heterogeneidade ambiental. **A Fruticultura na Macaronésia-O Contributo do projecto INTERFRUTA para o seu desenvolvimento**, p. 115-134, 2005.

SANTOS, Ana *et al.* Diversidade da fauna de insectos fitófagos e de inimigos naturais em culturas frutícolas da ilha Terceira, Açores: a importância do manejo e da heterogeneidade ambiental. **A Fruticultura na Macaronésia-O Contributo do projecto INTERFRUTA para o seu desenvolvimento**, p. 115-134, 2005.

SANTOS, Rodrigo Augusto Lima ; BARROS HENRIQUES, Raimundo Paulo. Variação espacial e influência do habitat na estrutura de comunidades de pequenos mamíferos em áreas de campo rupestre no Distrito Federal. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 1, 2010.

SANTOS, Sonia Maria Lima et al. Taxonomic implications of molecular studies on Northern Brazilian Teredinidae (Mollusca: Bivalvia) specimens. **Genetics and Molecular Biology**, v. 28, n. 1, p. 175-179, 2005.

SANTOS, Tiago de Oliveira *et al.* Caracterização estrutural de bosques de mangue: Estuário do São Francisco. **Scientia Plena**, v. 8, n. 4 (b), 2012.

SCHAEFFER-NOVELLI, Yara. **Manguezal - ecossistema entre a terra e o mar**. São Paulo, Caribbean Ecological Research, p.64. 1995.

SCHAEFFER-NOVELLI, Yara; CINTRÓN, Gilberto. **Guia para estudo de áreas de manguezal: estrutura, função e flora**. São Paulo, Caribbean Ecological Research. 1986.

SCHAEFFER-NOVELLI, Yara; VALE, Claudia Câmara; CINTRÓN, Gilberto. **Monitoramento do ecossistema manguezal: estrutura e características funcionais**. In TURRA, Alexander; DENADAI, Marcia Regina. Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

SHERMAN, Ruth E.; FAHEY, Timothy J.; BATTLES, John J. Small - scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove forest. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 1, p. 165-178, 2000.

SHOSTELL, Joseph M.; WILLIAMS, Bradley S. Habitat complexity as a determinate of benthic macroinvertebrate community structure in cypress tree reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 575, n. 1, p. 389-399, 2007.

SILVA, Maria Amélia Bonfante; BERNINI, Elaine; CARMO, Tania Mara Simões. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. **Acta bot. bras**, v. 19, n. 3, p. 465-471, 2005.

SILVA, Maria Júlia Martins; SILVA, Sérgio Henrique Gonçalves da; JUNQUEIRA, Andréa de Oliveira Ribeiro. Distribuição vertical de Teredinidae (Mollusca, Bivalvia) em Portugal, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 5, n. 1, p. 155-165, 1988.

SILVA, Ricardo J. da; DINIZ, Soraia UFMT; VAZ-DE-MELLO, Fernando Zagury. Heterogeneidade do habitat, riqueza e estrutura da assembléia de besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em áreas de cerrado na Chapada dos Parecis, MT. **Neotropical Entomology**, 2010.

SOARES, Mário Luiz Gomes *et al.* Caracterização das florestas de mangue do complexo estuarino de Caravelas (Bahia, Brasil). **Bol. Téc. Cient**, v. 16, n. 5, p. 23-41, 2008.

SOARES, Mário Luiz Gomes *et al.* Diversidade estrutural de bosques de mangue e sua relação com distúrbios de origem antrópica: o caso da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro). **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 26, p. 101-116, 2003.

SOARES, Mario Luiz Gomes *et al.* Mangrove forests associated with salt flats: a case study from southeast Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 65, n. 2, p. 102-115, 2017.

SOARES, Mário Luiz Gomes. **Estudo da biomassa aérea de manguezais do sudeste do Brasil-análise de modelos**. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo – USP, 1997.

SOUZA, Marta Maria de Almeida; SAMPAIO, Everardo Valadares de Sá Barreto. ESTRUTURA DOS MANGUES EM ÁREAS POUCO ANTROPIZADAS. **Cadernos de Cultura e Ciência**, v. 12, n. 2, p. 32-43, 2013.

SOUZA, Marta Maria de Almeida; SAMPAIO, Everardo VSB. Variação temporal da estrutura dos bosques de mangue de Suape-PE após a construção do porto. **Acta Botanica Brasilica**, 2001.

SUCUPIRA, P. A. P., PINHEIRO, L. D. S., ROSA, M. F. (2006). Caracterização morfométrica do médio e baixo curso do rio Acaraú-Ceará-Brasil. In Regional Conference on Geomorphology, Goiânia, GO, Brazil. Available at: <http://www.labogef.iesa.ufg.br/links/sinageo/articles/059.pdf>.

SUCUPIRA, Paulo Augusto Pires.; PINHEIRO, L. de S.; ROSA, M. F. Caracterização morfométrica do médio e baixo curso do rio Acaraú-Ceará-Brasil. **Simpósio Nacional de Geomorfologia**, v. 6, 2006.

SUEIRO, María Cruz; BORTOLUS, Alejandro; SCHWINDT, Evangelina. Habitat complexity and community composition: relationships between different ecosystem engineers and the associated macroinvertebrate assemblages. **Helgoland Marine Research**, v. 65, n. 4, p. 467, 2011.

SULLIVAN, Thomas P.; SULLIVAN, Druscilla S. Influence of variable retention harvests on forest ecosystems. II. Diversity and population dynamics of small mammals. **Journal of Applied Ecology**, v. 38, n. 6, p. 1234-1252, 2001.

SWAIN, D.; PACHU, A. V.; RAO, M. V. Biodiversity of Shipworms (Mollusca: Bivalvia: Teredinidae) in the Vicinity of a Tropical Mangrove Ecosystem along Bay of Bengal, Andhra Pradesh, India. **Biodiversity Int J**, v. 1, n. 4, p. 00021, 2017.

TARAKANADHA, B.; RAO, K. Satyanarayana. Marine Wood Borers from Krishnapatnam Waters, Andhra Pradesh, East Coast of India. **Journal of the Institute of Wood Science**, v. 17, n. 3, p. 134-145, 2006.

TEIXEIRA, Aloysio de Pádua; ASSIS, Marco Antonio. Relação entre heterogeneidade ambiental e distribuição de espécies em uma floresta paludosa no Município de Cristais Paulista, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, p. 843-853, 2009.

TEWS, Jörg *et al.* Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79-92, 2004.

TOKESHI, Mutsunori; ARAKAKI, Seiji. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. **Hydrobiologia**, v. 685, n. 1, p. 27-47, 2012.

TOLONEN, Kimmo. T. *et al.* Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. **Archiv für Hydrobiologie**, p. 39-67, 2001.

TOUCHETTE, Brant W. Salt tolerance in a *Juncus roemerianus* brackish marsh: spatial variations in plant water relations. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 337, n. 1, p. 1-12, 2006.

tura da vegetação em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 3, p. 491-502, 2004.

TURNER, Ruth Dixon. A survey and illustrated catalogue of the Teredinidae. Cambridge.



Mus. of Comp. **Zoop. Harvard. Univ. Cambridge. Mass**, v. 265, 1966.

TURNER, Ruth Dixon; JOHNSON, Adrian C. **Biology of marine wood-boring molluscs**. Organisation for economic co-operation and development, 1971.

TURNER, Ruth Dixon; JOHNSON, Adrian C. **Biology of marine wood-boring molluscs**. Organisation for economic co-operation and development, 1971.

VARGAS KILCA, Ricardo *et al.* Estrutura de uma floresta de mangue na Baía da Babitonga, São Francisco do Sul, SC. **Ciência e Natura**, v. 33, n. 2, 2011.

VAROTTO, Ricardo Silva; BARRETO, Cristine Costa. Colonization of artificial substrata by tereidinid larvae released from a previously infested focus at Ilha Grande Bay, RJ. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 41, n. 4, p. 391-400, 1998.

VELÁSQUEZ, Marcel *et al.* Shipworms from Venezuela (Mollusca: Bivalvia: Teredinidae): an updated survey,” by Marcel Velasquez, J. Reuben Shipway, Carlos Lira, Juan Capelo and Samuel Narciso The Festivus, p. 302-316. v.49, 2017.

VERDONSCHOT, Ralf CM; DIDDEREN, Karin; VERDONSCHOT, Piet FM. Importance of habitat structure as a determinant of the taxonomic and functional composition of lentic macroinvertebrate assemblages. **Limnologia-Ecology and Management of Inland Waters**, v. 42, n. 1, p. 31-42, 2012.

VIDAL, Juliana Maria Aderaldo; BARREIRA, Cristina de Almeida Rocha. SHIPWORMS (MOLLUSCA: BIVALVIA: TEREDINIDAE) FROM A BRAZILIAN NORTHEAST ESTUARY. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 42, n. 2, p. 43-49, 2009.

WILLIS, Stuart C.; WINEMILLER, Kirk. O.; LOPEZ-FERNANDEZ, Hernan Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. **Oecologia**, v. 142, n. 2, p. 284-295, 2005.