

ASPECTOS ESTRUTURAIS DA VEGETAÇÃO DO MANGUEZAL DO  
ESTUÁRIO DO RIO SÃO JOÃO, RJ

**GABRIELA CALEGARIO**

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE – UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

MARÇO DE 2012

# ASPECTOS ESTRUTURAIS DA VEGETAÇÃO DO MANGUEZAL DO ESTUÁRIO DO RIO SÃO JOÃO, RJ

**GABRIELA CALEGARIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos e Naturais.

Orientador (a): Dra: Elaine Bernini

Co-Orientador: Dr. Marcos Sarmet Moreira de Barros Salomão

Campos dos Goytacazes – RJ

Março de 2012

# ASPECTOS ESTRUTURAIS DA VEGETAÇÃO DO MANGUEZAL DO ESTUÁRIO DO RIO SÃO JOÃO, RJ

**GABRIELA CALEGARIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos e Naturais.

Aprovada em 30 de março de 2012.

Comissão Examinadora:

---

Dr<sup>a</sup>. Erminda da Conceição Guerreira Couto (Doutora em Zoologia) – UESC

---

Dr. Marcelo Trindade Nascimento (Doutor em Ecologia) – UENF

---

Dr<sup>a</sup>. Cristina Maria Magalhães de Souza (Doutora em Ciências) – UENF

---

Dr. Marcos Sarmet Moreira de Barros Salomão (Doutor em Ciências) – UENF  
(Co-Orientador)

---

Dr<sup>a</sup>. Elaine Bernini (Doutora em Ecologia e Recursos Naturais) – UFPB  
(Orientadora)

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus pela vida, pelo amor incondicional e pela sabedoria concedida.

Ao meu pai Nilton por nunca deixar de acreditar em mim, até quando eu mesma desacreditava. Obrigada pelo carinho, amor e dedicação.

A minha mãe Rosemere (em memória) por ainda que ausente ser meu grande exemplo e inspiração.

A minha irmã Priscila por ser meu porto seguro nos momentos de tristeza, por todo incentivo e carinho a mim dedicados.

Agradeço ao Lucas pelo amor e por ser um grande amigo em todos os momentos.

A minha avó Mirian (em memória) pelo imenso amor e carinho a mim dedicado.

A orientadora Elaine Bernini pela orientação e pela confiança depositada para a realização deste trabalho.

Ao professor Marcos Salomão pela co-orientação e pelo auxílio em todos os momentos que precisei.

Aos membros da banca por aceitarem o convite.

A professora Cristal pela revisão da dissertação.

Aos membros do comitê de acompanhamento (C.A.) pela orientação do projeto.

A Fundação de Amparo a Pesquisa do Rio de Janeiro - FAPERJ pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos técnicos Vanderlei e Gerson pelo auxílio nos campos.

Ao técnico Sr. Antônio em especial, agradeço por estar sempre pronto a ajudar sempre que precisei. Obrigada pelo carinho e amizade.

Ao LCA/UENF pela infraestrutura concedida para a realização deste trabalho.

A diretoria do Iate Clube de Barra de São João, RJ por permitir que usássemos seu espaço durante as saídas de campo.

A minha querida Tia Selma Kifer, por estar ao meu lado nos momentos mais difíceis e por ter me ajudado a chegar até aqui. Muito obrigada!

A minha amiga Lorena por estar sempre por perto em momentos de tristeza e alegria. Você me mostrou o valor da verdadeira amizade!

A amiga Juliana Contarini por sua amizade sincera e pelos momentos felizes que compartilhamos tantas vezes.

A amiga Mariana pelo companheirismo e amizade durante todo esse tempo de convivência, tanto em casa quanto na vida acadêmica.

A Juliana Ywasaki pelo carinho e amizade.

A amiga Lidiany pela amizade construída durante esses anos de pós graduação.

A Vanessa e Suelen pela amizade dedicada mesmo estando distante e pelos conselhos sábios.

Aos demais professores, funcionários e amigos da Universidade Estadual do Norte Fluminense.

A todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

*Ao meu pai, Nilton Calegario Filho, pelo apoio, amor e dedicação.*

*O campo é onde não estamos. Ali, só ali, há sombras verdadeiras e verdadeiro arvoredo.*

*Fernando Pessoa*

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>x</b>
<b>LISTA DE TABELAS .....</b>	<b>xii</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>xiv</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>xv</b>
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1. ASPECTOS FLORÍSTICOS DOS MANGUEZAIS .....	4
1.2. ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO.....	5
1.3. ZONAÇÃO EM MANGUEZAIS .....	9
<b>2. HIPÓTESE .....</b>	<b>12</b>
<b>3. OBJETIVOS.....</b>	<b>13</b>
3.1. OBJETIVO GERAL.....	13
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
<b>4. ÁREA DE ESTUDO .....</b>	<b>14</b>
<b>5. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>18</b>
5.1. ESCOLHA DOS SÍTIOS DE ESTUDO .....	18
5.2. ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO.....	19
5.3. CÁLCULOS DOS PARÂMETROS ESTRUTURAIIS.....	19
5.4. COLETA E ANÁLISE DE SEDIMENTO .....	21
5.4.1. Salinidade .....	21
5.4.2. Granulometria .....	21
5.4.3. Matéria Orgânica.....	21
5.5. ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	22
<b>6. RESULTADOS.....</b>	<b>23</b>
<b>7. DISCUSSÃO .....</b>	<b>40</b>
<b>8. CONCLUSÕES .....</b>	<b>48</b>
<b>9. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>49</b>

<b>10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>50</b>
---	-----------

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Distribuição dos manguezais no Brasil (Kjerfve e Lacerda, 1993). .....	2
<b>Figura 2.</b> Algumas espécies de mangue presentes no Brasil. A - <i>Avicennia shaueriana</i> ; B- <i>Rhizophora mangle</i> ; C- <i>Laguncularia racemosa</i> .....	4
<b>Figura 3.</b> Localização dos sítios de estudo no manguezal do Estuário do Rio São João, Rio de Janeiro. ....	18
<b>Figura 4.</b> Distribuição de indivíduos em classes de altura para os sítios de estudo analisados no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil.....	24
<b>Figura 5.</b> Área basal viva, por classe diamétrica para sítio e posição (borda e interior) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil.....	25
<b>Figura 6.</b> Distribuição de troncos vivos e mortos por classe de diâmetro (eixo x, em centímetros) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil. □ = Vivos; ■ = Mortos. A: Estuário superior, Borda; B: Estuário superior, Interior; C: Estuário inferior, Borda; D: Estuário inferior, Interior.....	27
<b>Figura 7.</b> Dominância de troncos vivos e mortos nas parcelas analisadas nos sítios 1 (A) e 2 (B) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil. Nos sítios, as parcelas 1 a 5 foram localizadas na borda e as parcelas 6 a 10 foram localizadas no interior. As: <i>Avicennia schaueriana</i> ; Lg: <i>Laguncularia racemosa</i> ; Rh: <i>Rhizophora mangle</i> .....	31
<b>Figura 8.</b> Densidade Relativa de troncos vivos e mortos nas parcelas analisadas nos sítios 1 (A) e 2 (B) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil. Nos sítios, as parcelas 1 a 5 foram localizadas na borda e as parcelas 6 a 10 foram localizadas no interior. As: <i>Avicennia schaueriana</i> ; Lg: <i>Laguncularia racemosa</i> ; Rh: <i>Rhizophora mangle</i> . ....	35
<b>Figura 9.</b> Análise de agrupamento (UPGMA) realizada para os dados de densidade relativa das parcelas analisadas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil. S: Sítio e P: parcela (P1 a P5 - borda e P6 a P10 – interior).....	36
<b>Figura 10.</b> Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica para os dados de densidade absoluta das parcelas analisadas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil. As variáveis ambientais estão representadas por vetores. MO: Matéria Orgânica; S+A: Silte+Argila;	

Salin: Salinidade. Os triângulos verdes representam as parcelas localizadas no estuário superior (P1 a P10) e os azuis as parcelas do estuário inferior (P11 a P20). .....39

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Parâmetros estruturais das florestas analisadas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). Nas colunas, letras minúsculas comparam as variáveis entre borda e interior dentro de cada sítio e letras maiúsculas comparam as variáveis entre os sítios. Letras distintas indicam diferença significativa ( $p < 0,05$ ). 1: em m; 2: em cm; 3: troncos.ha<sup>-1</sup>; 4: em m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> .....23
- Tabela 2.** Área basal (m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) de troncos vivos e mortos por sítio e posição (borda e interior) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). As: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.....28
- Tabela 3.** Densidade (troncos.ha<sup>-1</sup>) de troncos vivos e mortos por sítio e posição (borda e interior) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). As: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.....29
- Tabela 4.** Dominância (%) de troncos vivos e mortos por sítio, posição (borda e interior) e classes diamétricas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). As: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*. .....32
- Tabela 5.** Densidade relativa (%) de troncos vivos e mortos por sítio, posição (borda e interior) e classes diamétricas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). As: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*. .....33
- Tabela 6.** Fatores abióticos do sedimento das florestas analisadas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). Nas colunas, letras minúsculas comparam as variáveis entre borda e interior dentro de cada sítio e letras maiúsculas compara as variáveis entre os sítios. Letras distintas indicam diferença significativa ( $p < 0,05$ ). MO: Matéria orgânica. ....37
- Tabela 7.** Coeficientes de correlação entre as variáveis do sedimento e os dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA), obtidos para as duas florestas de mangue do estuário do rio São João, RJ, Brasil. ....38

**Tabela 8.** Variação na estrutura da vegetação de diferentes manguezais costa brasileira inseridos na unidade fisiográfica VI (Recôncavo Baiano 13°00'S a Cabo Frio 23°00'S). Limite de inclusão: \*indivíduos  $\geq$  1m de altura e \*\*indivíduos com diâmetro  $\geq$  2,5cm. ...42

## RESUMO

Este estudo teve o objetivo de caracterizar a estrutura da vegetação de florestas de mangue no estuário superior e inferior do rio São João, Estado do Rio de Janeiro, e comparar os parâmetros estruturais entre borda e interior das florestas. Ao longo do estuário foi selecionado um sítio a 11 km do oceano (estuário superior) e outro a 3 km do oceano (estuário inferior). Em cada sítio foram demarcadas cinco parcelas a 5 m e 50 m da margem do rio. Em cada parcela foram medidos a altura e o DAP (diâmetro à altura do peito) dos indivíduos  $\geq 1$  m de altura e foram realizadas análises de salinidade da água intersticial, granulometria e matéria orgânica do sedimento. As espécies registradas foram *Avicennia schaueriana* Leechm ex Stapf e Moldenke, *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. e *Rhizophora mangle* L. A floresta do estuário superior apresentou melhor desenvolvimento estrutural em relação à floresta do estuário inferior em termos de altura e área basal. Os valores de altura e de DAP médio foram maiores na borda do que no interior da floresta no estuário inferior. Não se observou zonação de espécies ao longo do gradiente de inundação, provavelmente devido à frequente inundação das marés na borda e interior das florestas. Foi observado padrão de zonação ao longo do estuário, com *L. racemosa* sendo dominante no estuário superior e *R. mangle* no estuário inferior. A ocorrência de *L. racemosa* foi negativamente correlacionada ( $r = -0,85$ ) com a salinidade, enquanto a ocorrência de *R. mangle* foi positivamente correlacionada ( $r = 0,81$ ) com esta variável. A integração dos dados fatores abióticos, silte+argila e salinidade da água intersticial com os parâmetros estruturais promoveram a partição entre duas regiões estuarinas corroborando a zonação ao longo do estuário.

Palavras chave: Florestas de mangue, Espécies de mangue, Salinidade, Zonação

## ABSTRACT

This study had as its objective the characterization of the vegetation structure of mangrove forests in the upper and lower estuary of the River São João, Rio de Janeiro state, and compare the structural parameters between edge and interior of the forests. Along the estuary, it was selected a site 11 km away from the Ocean (site 1) and another 3 km away from the Ocean (site 2). At each site, five plots were marked at 5 m and 50 m away from the river bank. In each of these plots, were measured the height and DBH (diameter at breast height) of individuals with > 1 m height. Also, we did analyses from pore water salinity, grain size, carbonate and organic matter in the sediment. The species recorded were *Avicennia schaueriana* Stapft e Leechm, *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. and *Rhizophora mangle* L. The forest from site 1 had a better structural development in relation to the forest from site 2 in terms of height and basal area. The values of height and average DBH were higher in the forest edge than to forest interior from site 2. There was no zonation of species along the flooding gradient, probably due to frequent tidal flooding on the edge and interior forest. Zonation pattern was observed along the estuary, since *L. racemosa* was dominant in the site 1 and *R. mangle* in the site 2. The occurrence of *L. racemosa* was negatively correlated ( $r = -0,85$ ) with salinity, while the occurrence of *R. mangle* was positively correlated ( $r = 0,81$ ) with this variable. The integration of abiotic factors, silt+clay and salinity of interstitial water with the structural parameters promoted the partition between the two regions supporting estuarine zonation along the estuary.

Key words: Mangrove forest, mangrove species, Phytosociology, salinity, zonation

## 1. INTRODUÇÃO

O manguezal é um ecossistema costeiro sujeito ao regime de marés, que se desenvolve em áreas abrigadas como estuários, baías e lagunas (Tomlinson, 1986). As florestas de mangue se distribuem nas regiões tropicais e subtropicais do globo estendendo-se entre as latitudes 30°N e 30°S, tendo ocorrência nas regiões de interface mar-continente (Giri *et al.*, 2011). Este ecossistema é limitado globalmente por correntes oceânicas e por uma isoterma da água do mar de 20°C no inverno (Alongi, 2009). A ocorrência ou ausência de florestas de mangue na região dos trópicos, onde a temperatura não é um fator limitante é, em grande parte, devido à disponibilidade dos seguintes fatores: fisiografia adequada, presença de água salgada, grande amplitude de marés, influência fluvial, disponibilidade de água doce, tipo de sedimento e proteção (Cintrón e Schaeffer-Novelli, 1985).

Estima-se que 70% das zonas costeiras tropicais e subtropicais sejam ocupadas por manguezais (Lacerda e Schaeffer-Novelli, 1999), correspondendo a 14 milhões de hectares em todo o mundo (Giri *et al.*, 2011). No Brasil, segundo estudo da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), a área das florestas de mangue totaliza cerca de 13.000 km<sup>2</sup> (Lacerda *et al.*, 2006). Os manguezais no Brasil têm ocorrência em quase todo o litoral, estendendo-se desde o Cabo Orange, no Amapá, até Laguna em Santa Catarina (Figura 1) (Cintrón e Schaeffer-Novelli, 1992; Kjerfve e Lacerda, 1993). No Estado do Rio de Janeiro o manguezal ocupa cerca de 16.000 hectares (Kjerfve e Lacerda, 1993), sendo que, as florestas mais extensas são encontradas na foz do rio Paraíba do Sul e nas baías de Guanabara, Sepetiba e Angra dos Reis (FEEMA, 1980; Menezes *et al.*, 2000).



**Figura 1.** Distribuição dos manguezais no Brasil (Kjerfve e Lacerda, 1993).

Os manguezais encontram-se entre os ecossistemas mais produtivos do mundo (Kathiresan e Bingham, 2001). Aproximadamente 50% da produtividade primária deste ecossistema é exportada para os oceanos na forma de matéria orgânica (Robertson *et al.*, 1992; Dittmar e Lara, 2001; Jennerjahn e Ittekkot, 2002) o que é cerca de duas ordens de grandeza maiores que a média global dos ecossistemas terrestres (0,7%; Spitzky e Leenheer, 1991). Dittmar *et al.* (2006) estimaram que cerca de 10% do fluxo de matéria orgânica dissolvida terrestre para os oceanos é derivado exclusivamente de manguezais, que por sua vez ocupam área inferior a 0,1% da superfície total dos continentes.

As florestas de mangue oferecem importantes bens e serviços para as comunidades que vivem em seu entorno. Este ecossistema ajuda a estabilizar as linhas

de costas além de reduzirem o impacto de desastres naturais, tais como tsunamis e furacões. Além disso, a vegetação de mangue também serve como local para reprodução e berçário para espécies marinhas e são também fonte de alimento, medicamento, combustível e materiais de construção para as comunidades locais (Giri *et al.*, 2008).

Apesar de sua importância ecológica, econômica e social, os manguezais encontram-se, em geral, altamente degradados. Mundialmente, mais da metade dos manguezais ocorrem a uma distância mínima de 25 km de centros urbanos com mais de 100.000 pessoas (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Como consequência, tanto a área de ocorrência como a saúde deste ecossistema vêm declinando dramaticamente. A taxa média mundial anual de perda de áreas de manguezal é estimada em 2,1%, com o maior declínio nas Américas (3,6%). Essa taxa é maior do que a taxa média anual de perda de florestas tropicais, estimada em 0,8% (Valiela *et al.*, 2001). Além disso, os manguezais são ecossistemas que provavelmente serão afetados pelas mudanças climáticas (IPCC, 2007), já que a capacidade adaptativa desse ecossistema a essas mudanças é dependente de seu estado de conservação (IPCC, 2007). Portanto, uma conexão entre a importância da funcionalidade e integridade dos manguezais e seus serviços ambientais para a qualidade de bem-estar humano deve ser enfatizada, de forma que a preservação desse ecossistema em longo prazo seja garantida.

Os manguezais do Estado do Rio de Janeiro têm sido alvo de frequentes ações de degradação, como lançamento de efluentes domésticos, óleo de barcos, aterros, corte de vegetação, crescimento urbano e implantação de pastagem (Sofiatti, 2001). O manguezal do estuário do rio São João, localizado nos municípios de Casimiro de Abreu e Cabo Frio, apresenta problemas semelhantes aos registrados em outras áreas de mangue do Rio de Janeiro, entretanto, exhibe melhor estado de conservação em relação aos manguezais do rio Macaé, rio das Ostras e rio Guaxindiba, localizados no Norte Fluminense. Apesar de sua elevada importância, suas características estruturais ainda não foram estudadas.

## 1.1. ASPECTOS FLORÍSTICOS DOS MANGUEZAIS

Os manguezais exibem baixa riqueza de espécies, já que se trata de um ambiente altamente estressante. No mundo são conhecidas aproximadamente 56 espécies de mangue, distribuídas em 13 famílias e 20 gêneros (Duke, 1992). No Brasil ocorrem apenas seis espécies verdadeiras de mangue: *Avicennia germinans* (L.) Stearn, *Avicennia schaueriana* Stapf e Leechm ex Moldenke (Figura 2A), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. (Figura 2C), *Rhizophora mangle* L. (Figura 2B), *Rhizophora racemosa* G. F. Mayer e *Rhizophora harrisonii* Leechm (Schaeffer-Novelli, 1987). No entanto, além dessas, existem aquelas espécies associadas ao manguezal como o *Conocarpus erectus* L. (mangue de botão), *Hibiscus pernambucensis* L. (Algodoeiro da praia) e *Acrostichum aureum* L. (samambaia do mangue). Também podem ser observadas espécies de orquídeas, bromélias e líquens.



**Figura 2.** Algumas espécies de mangue presentes no Brasil. A - *Avicennia schaueriana*; B- *Rhizophora mangle*; C- *Laguncularia racemosa*.

Diversos fatores podem ser responsáveis pela diferença na riqueza de espécies em diferentes manguezais. Entre eles estão a influência da amplitude de marés, a temperatura média, a precipitação anual, a variação de precipitação e a frequência de ciclones tropicais (Smith e Duke, 1987). Porém nem sempre esses fatores influenciam o padrão de riqueza de espécies (Robertson e Alongi, 1992), já que os parâmetros ambientais que governam a distribuição e a riqueza de espécies variam entre os diferentes locais. As análises realizadas por Smith e Duke (1987) mostraram que a série de parâmetros ambientais que influencia na riqueza de espécies sofreu variação para

os estuários do leste e oeste da Austrália.

As principais espécies que compõem o manguezal são plantas lenhosas do tipo halófitas facultativas. Plantas halófitas são capazes de conviver com a entrada de sal através das raízes, porém necessitam eliminar ou diluir o excesso de sal em nível de folhas. Por exemplo, as glândulas de sal, localizadas nas folhas de *Avicennia* e *Laguncularia* permitem que essas plantas eliminem o excesso do sal, evitando que este circule juntamente com a seiva elaborada (Schaeffer-Novelli, 1995; Tomlinson, 1986; Duke, 1992). Outra adaptação das plantas de mangue é o sistema radicular. Em *Rhizophora mangle*, as raízes em forma de escora, os rizóforos, auxiliam na sustentação da planta no sedimento inconsolidado (Tomlinson, 1986; Duke, 2002). Em *Avicennia* e *Laguncularia*, podem-se observar os pneumatóforos. Essas estruturas são ramificações com geotropismo negativo que surgem das raízes axiais, desempenhando importante função no processo de respiração (Duke, 1992). Tanto os rizóforos quanto os pneumatóforos apresentam pequenos orifícios em suas raízes, denominados lenticelas, que auxiliam nas trocas gasosas (Tomlinson, 1986).

O mangue apresenta adaptações também quanto a sua reprodução, já que muitas espécies apresentam viviparidade. Neste caso a semente germina ainda presa à planta mãe, produzindo propágulos que acumulam grande quantidade de reservas nutritivas. Após se desprenderem da planta mãe, os propágulos podem flutuar por longos períodos até encontrarem local adequado para sua fixação (Schaeffer-Novelli, 1995).

## 1.2. ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO

A descrição da estrutura de florestas pode incluir medidas de composição de espécies, tamanho e diâmetro do tronco, área basal, densidade de árvores, distribuição por classe de tamanho e padrões de distribuição espacial das espécies que compõem a floresta (Smith, 1992). Os manguezais exibem grande variabilidade estrutural, uma vez que sua arquitetura é influenciada por diferentes fatores ambientais que atuam no sistema com distintas intensidades. Esta variabilidade reflete as respostas da

vegetação a diferentes forças que variam em qualidade, tempo e intensidade (Cintron e Schaeffer-Novelli, 1992). Desta forma, as características estruturais das florestas de mangue são determinadas pela interação dos diferentes fatores ambientais e dos tensores naturais e antrópicos que operam em escalas que variam no tempo e no espaço (Lugo *et al.*, 1980; Soares *et al.*, 2003).

Quando as condições ambientais são favoráveis, as florestas de mangue podem alcançar um valor de biomassa que pode ser comparada aos valores encontrados em florestas tropicais (Alongi, 2009). A copa dos manguezais é geralmente maior do que a de outras vegetações aquáticas, sendo possível que as florestas de mangue próximas a linha do equador alcancem um peso seco de biomassa na ordem de 300–500 toneladas por hectare (Alongi, 2002). Apesar de existirem fatores em escala global que determinam a ocorrência dos manguezais (por exemplo, a temperatura), os atributos estruturais e funcionais de cada manguezal são determinados pela interação de fatores em escala regional e local. Neste sentido, o modelo de assinatura energética integra fatores de escala regional (ex. geomorfologia) e de escala local (por exemplo, frequência de inundação pelas marés) (Lugo *et al.*, 1980; Soares *et al.*, 2003). Dessa forma, as características estruturais das florestas de mangue podem funcionar como indicadores dos níveis de vulnerabilidade, degradação e estresse que esse ecossistema possa estar sofrendo (Pellegrini *et al.*, 2009). No Brasil as faixas de vegetação de mangue variam de algumas dezenas de metros no litoral do sudeste brasileiro, onde as marés têm amplitude inferior a 2 metros a alguns quilômetros de largura, onde a amplitude de marés é superior a 4 metros, como é o caso da costa norte brasileira (Lacerda *et al.*, 2006).

A classificação das florestas de mangue representa um importante conhecimento para a conservação e o manejo deste ecossistema (Pellegrini *et al.*, 2009). Desta forma, algumas classificações já foram realizadas, porém duas destas são as mais utilizadas: o sistema descrito por Thom (1982) e o sistema descrito por Lugo e Snedaker (1974). Thom (1982) classificou os manguezais de acordo com escalas regionais: geofísicas (mudanças que ocorrem nos níveis das marés); geomorfológicas (diferenças nas características do sedimento); e biológicas (Pellegrini *et al.*, 2009). O sistema de

classificação proposto por Lugo e Snedaker (1974), em escala local, divide as florestas de mangue conforme fatores micro topográficos associados com a variação do nível do mar, hidrologia e características bióticas de cada floresta. Este sistema classifica as florestas em seis diferentes tipos: ribeirinho, franja, bacia, ilhote, anão e de rede.

No entanto, um modelo mais simplificado foi proposto por Cintrón *et al* (1985), que propuseram uma divisão em apenas três tipos de manguezal de acordo com os processos físicos dominantes em cada ambiente: ribeirinho, franja e bacia. Cada tipo representa diferentes características de tamanho, riqueza de espécies e produtividade, que podem ser modificadas por condições extremas ou ótimas (Cintron e Shaeffer-Novelli, 1992).

O manguezal do estuário do rio São João, área de estudo do presente trabalho, é classificado de forma geral como ribeirinho. De acordo com Cintrón *et al.* (1985) o manguezal do tipo ribeirinho, que é caracterizado pela ocorrência de florestas ao longo das margens de rios e canais de marés. Este tipo de manguezal apresenta florestas bem desenvolvidas, já que nessas áreas ocorre grande entrada de nutrientes e os níveis de salinidade intersticiais são baixos, o que favorece o desenvolvimento da vegetação. O manguezal do tipo franja ocorre ao longo de costas protegidas ou ao redor de ilhas oceânicas. Nesses locais a salinidade geralmente é alta, já que são locais muito próximos ao mar, possuindo, em geral, menor entrada de nutrientes quando comparado a florestas ribeirinhas. Manguezais do tipo franja são constantemente inundados durante a oscilação das marés, mas não sofrem com a acumulação pronunciada de sal. O manguezal do tipo bacia é constituído por florestas que se desenvolvem dentro de depressões, nos quais o fluxo de água pode ser sazonal, podendo esta ficar retida e depois escoar lentamente. No manguezal do tipo bacia, o fluxo das marés é menor do que nos outros dois tipos de manguezal (ribeirinho e franja), podendo estar restrito às marés mais altas. Mangues do tipo bacia requerem entrada de água da chuva para seu melhor desenvolvimento, e seu melhor desenvolvimento estrutural ocorre em locais nos quais a precipitação excede o potencial de evapotranspiração (Cintrón e Schaeffer-Novelli, 1992).

Com base no relevo, no tipo de solo, na cobertura vegetal, na temperatura, na

evapotranspiração e na amplitude das marés, os manguezais do litoral brasileiro foram divididos em oito unidades fisiográficas. De acordo com Schaeffer-Novelli (1989), para o ecossistema manguezal, foram selecionadas algumas variáveis que caracterizam o sistema de forças atuantes sobre o litoral brasileiro, modelando sua fisiografia. As regiões fisiográficas de acordo com Schaeffer-Novelli *et al* (1992), tem início com a unidade I no Oiapoque (04°30'N), onde está localizado o limite Norte dos manguezais na costa brasileira e se encerram no Chuí, unidade VIII (33°45'S).

Os manguezais da região Norte Fluminense do estado do Rio de Janeiro e o manguezal do estuário do rio São João, encontram-se dentro da mesma unidade (unidade VI), que se estende desde o Recôncavo Baiano até Cabo Frio. Esta região fisiográfica é caracterizada por possuir taxas de precipitação e de evapotranspiração similares, 1.200 mm.ano<sup>-1</sup> e 1.180 mm.ano<sup>-1</sup>, respectivamente, sem uma estação seca demarcada. As faixas de maré variam de 0,7 a 1,3 m, podendo atingir 1,8 m durante a primavera. Florestas bem desenvolvidas desta região podem alcançar altura de 15 m (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1992). Desta forma sugere-se que por estarem submetidos a condições ambientais regionais similares, esses manguezais teriam um desenvolvimento estrutural semelhante. No entanto, não podemos desconsiderar as características ambientais de caráter local (Smith, 1992; Ogino, 1993), que determinam uma variabilidade estrutural e funcional dentro de cada unidade proposta por Schaeffer-Novelli *et al.*(1990), além disso os tensores naturais e de origem antrópica também devem ser observados.

O litoral do Estado de Rio de Janeiro possui grandes áreas de manguezal, no entanto, os estudos sobre os atributos estruturais, funcionais e da dinâmica deste ecossistema ainda são escassos, já que a maioria dos estudos limita-se a descrever a ocorrência das espécies e sua distribuição. Este fato dificulta a determinação de padrões estruturais dos manguezais do Rio de Janeiro (Soares, 1999). Apesar disto nos últimos anos alguns trabalhos foram realizados em manguezais do Norte-Fluminense tendo por objetivo o conhecimento de padrões estruturais deste ecossistema (Bernini e Rezende, 2004; Bernini *et al.*, 2010; Bernini e Rezende, 2011).

Florestas de mangue desenvolvem-se melhor nas linhas de costas tropicais onde

existe uma extensa e adequada zona intertidal com fornecimento adequado de sedimentos finos, sendo mais abundantes em áreas de alta pluviosidade ou abundante fornecimento de água doce através da descarga dos rios (Walsh, 1974). Os sedimentos de manguezais apresentam ampla variação em suas características devido às suas diferentes origens. Podem ser oriundos do intemperismo de rochas intrusivas, vulcânicas, sedimentares, ou ainda ser uma combinação de todos esses tipos de rochas (Cintrón e Schaeffer-Novelli, 1983)

A formação de manguezais em áreas abrigadas da costa, onde a energia das marés é baixa, propicia a deposição de sedimentos médios e finos. A composição dos sedimentos dos manguezais brasileiros varia entre arenoso–argilosos, siltico–argilosos e argilo–arenosos, sendo o tipo de fração granulométrica predominante intimamente ligado a quantidade de matéria orgânica do solo (Martin e Suguio, 1986). Em manguezais brasileiros o teor de matéria orgânica apresenta variação de 1% a 44% (Lamberti, 1969; Martin, 1992). Quanto à salinidade da água intersticial, em manguezais brasileiros, observa-se grande variação (2 a 59) (Soriano Sierra *et al*, 1986; Martin, 1992). Desta forma, pode-se dizer que as características do sedimento apresentam ampla variação entre os diferentes manguezais sendo fortemente refletidas na paisagem local do manguezal.

### 1.3. ZONAÇÃO EM MANGUEZAIS

O manguezal é um ecossistema dinâmico altamente influenciado por fatores tais como taxa de sedimentação, fluxo de água doce, oscilação de marés e mudanças no nível do mar que influenciam o crescimento e a sobrevivência deste ecossistema. Dentro de diferentes condições de habitat, existem espécies que se adequam às condições ambientais específicas locais, sendo a distribuição das espécies de manguê influenciada por gradientes que respondem direta ou indiretamente a padrões geomorfológicos e processos físicos particulares. Além disso, a vegetação de manguezais pode mudar através do tempo, através da erosão ou aumento do relevo (Woodroffe, 1992). Portanto, pode-se encontrar zonation nos manguezais onde cada

zona é dominada por uma ou duas espécies dominantes (Shah *et al.*, 2005).

Significativas mudanças nas condições ambientais são geralmente seguidas por alterações no desenvolvimento da vegetação ou por zonação (Jiménez *et al.*, 1985). Várias hipóteses têm sido sugeridas para explicar os fenômenos que governam os padrões de zonação de espécies dentro do manguezal, como a sucessão ecológica (Davis, 1940), fatores geomorfológicos (Thom, 1967), dispersão de propágulos (Rabinovitz, 1978), predação diferenciada de propágulos (Smith, 1987; Mckee, 1995), competição interespecífica (Ball, 1980) e adaptações fisiológicas (Martins, 2005) das espécies a diferentes gradientes (Lugo, 1987; Smith, 1992). No entanto, não é possível afirmar qual fator é determinante para que a zonação ocorra, visto que em diferentes manguezais ela acontece em decorrência de fatores variados e particulares (Piou *et al.*, 2006). Segundo Lugo (1987), a zonação consiste na distribuição da flora obedecendo a gradientes ambientais de salinidade, topografia e hidrologia, entre outros, diferindo das sucessões que são fenômenos temporais. No entanto, segundo Snedaker (1982), a zonação é uma expressão da sucessão vegetal, sendo uma resposta às mudanças geomorfológicas e fisiológicas das marés, além de uma consequência da dispersão preferencial de propágulos.

A zonação pode ocorrer ao longo do gradiente de inundação, quando é possível observar faixas distintas de vegetação compostas por diferentes espécies ao longo da faixa de manguezal, ou ao longo do estuário, que é caracterizada como a disposição de espécies expressa em distintas faixas de vegetação com composição diferenciada de espécies de mangue, ao longo do estuário, à medida que se avança rio acima, com diferentes feições monoespecíficas ou associação particular de poucas espécies de árvores (Piou *et al.*, 2006). De acordo com a localização dentro do estuário, a área com ocorrência de manguezal que se situa mais distante da foz do rio, corresponderia ao estuário superior, a região intermediária, ao estuário médio e a área mais próxima a foz, ao estuário inferior (Duke, 1992).

Em ecologia de manguezal a distribuição espacial das plantas de mangue ao longo do gradiente de inundação e ao longo do estuário têm sido um dos assuntos mais discutidos na literatura (Lugo e Snedaker, 1974; Smith, 1992; Chen e Twilley, 1998;

Ellison *et al.*, 1999; Piou *et al.*, 2006; Petri *et al.*, 2011.). Alguns manguezais exibem zonação característica, como por exemplo, *Rhizophora* ocorrendo na área mais próxima do mar ou rio e *Avicennia* e *Laguncularia* nas áreas mais internas das florestas (sob menor influência das marés). No entanto, em muitas florestas a zonação não é evidente, pois a distribuição pode ser atribuída às distintas respostas de cada espécie aos fatores bióticos e abióticos que interagem e variam amplamente de um local para outro (Jiménez e Sauter, 1991; Bernini e Rezende, 2011).

As espécies apresentam variações quanto à preferência por locais onde irão habitar. A espécie *L. racemosa* cresce sobre uma grande variedade de condições, mas em geral prefere locais onde as inundações pelas marés são menos frequentes e intensas, sendo dominante em locais onde a salinidade da água intersticial é baixa (Jiménez, 1985a). Além disso, *L. racemosa* é considerada uma espécie pioneira de mangue colonizando o ambiente e sendo intolerante a sombra. A espécie *R. mangle* por sua vez, responde fortemente a mudanças na microtopografia e a fatores tais como oscilação no nível da água, drenagem e salinidade do sedimento. Assim, esta espécie se desenvolve melhor nas partes mais baixas do estuário, onde a água está sempre em movimento e em sedimentos com alta frequência de inundação das marés (Jiménez, 1985b). Desta forma, pode-se afirmar que a zonação de espécies de mangue reflete respostas ecofisiológicas de plantas a uma série de gradientes ambientais. Isto é, a combinação de fatores tais como frequência e duração da inundação, salinidade da água intersticial e porosidade do sedimento contribuem fortemente para determinar que plantas ocorrerão em cada local (Woodroffe, 1992).

## 2. HIPÓTESE

- Considerando que os estuários apresentam variações nas características abióticas (ex. salinidade, matéria orgânica, granulometria) a expectativa é que ocorra zonação das espécies tanto ao longo do estuário, quanto na borda e interior das florestas de mangue do rio São João.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1. OBJETIVO GERAL**

Caracterizar a estrutura da vegetação de florestas de mangue no estuário inferior e superior do rio São João e comparar os parâmetros estruturais entre borda e interior das florestas.

#### **3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Verificar se existe padrão de zonação de espécies entre borda e interior da floresta;
- Verificar se existe padrão de zonação de espécies ao longo do estuário do rio São João;
- Verificar quais fatores abióticos do sedimento determina a ocorrência e a disposição das espécies dentro do manguezal do estuário do rio São João;
- Relacionar os dados de distribuição das espécies com as características abióticas (salindade da água intersticial, composição granulométrica e matéria orgânica) do sedimento do manguezal.

## 4. ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio São João está localizada entre as latitudes 22°20' e 22°50' S e longitudes 42°00' e 42°40' W. A área total da bacia do rio São João é de aproximadamente 2.160 km<sup>2</sup>, abrangendo parcialmente os municípios de Cachoeiras de Macacu, Rio Bonito, Casimiro de Abreu, Araruama, São Pedro da Aldeia, Cabo Frio, Rio das Ostras e, de forma integral, o município de Silva Jardim (Primo e Volcker, 2003). Estudos realizados na bacia do rio São João demonstram que, embora as formações florestais sejam altamente fragmentadas (Cardoso *et al.*, 2009), esta região se destaca por ser detentora de uma flora arbórea com alta diversidade, inclusive com diversas espécies raras ou vulneráveis à extinção, podendo ser considerada como uma das mais ricas entre as de Floresta Atlântica do Sudeste brasileiro (Carvalho *et al.*, 2008).

O hoje extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS) iniciou suas atividades na região da bacia do rio São João em 1950, executando suas principais obras entre 1970 e 1980. Em 1978, uma barragem foi construída no rio, dividindo o mesmo em duas partes objetivando-se a construção da represa de Jurtunaíba. Assim o rio São João, tem seu leito dividido em duas partes, sendo 55 km da nascente até a represa de Jurtunaíba e 65 km da represa à foz do rio. Além desta obra que teve ação direta no volume de água do rio, é possível citar também a obra de retificação de parte do leito (3 km) do rio São João, que ocorreu na década de 60, objetivando-se a facilitação das obras da BR-101. Posteriormente, entre 1976 e 1980, a retificação de mais um trecho do rio foi feita, além do alargamento e o aprofundamento em uma extensão de 20 km do rio São João (Primo e Volcker, 2003).

A barragem construída durante a realização da obra da represa foi executada sob a deliberação da Comissão Estadual de Controle Ambiental (CECA) de 1977, que exigia elaboração de Relatórios de Impacto Ambiental (RIMA) para que a licença para execução de obra desta magnitude fosse concedida. No entanto, apesar disto, nenhuma exigência foi feita pelo governo do Estado do Rio de Janeiro junto ao DNOS. Contudo, a Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA) desenvolveu estudos anteriores e posteriores à conclusão das obras, com objetivo de

monitorar os impactos ambientais gerados pelas obras e a posterior interferência junto ao DNOS, a fim de que medidas mitigadoras fossem tomadas.

Desta forma, com o objetivo de preservar uma amostra de Mata Atlântica remanescente na região da bacia e seus ecossistemas associados, foi criada em 1974 a Reserva Biológica de Poço das Antas, sendo a interferência da FEEMA decisiva para a implantação da mesma. Além da Reserva Biológica de Poço das Antas, estão inseridas na Bacia do rio São João a Reserva Biológica União, além de diversas Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPN'S) estabelecidas por proprietários rurais da região, que abrangem 11% do seu território (Primo e Volcker, 2003; Carvalho *et al.*, 2004; Kierulff *et al.*, 2005) Além disso, a bacia do rio São João está inserida em duas Unidades de Conservação de Uso Sustentável que são a Área de Proteção Ambiental (APA) de Macaé de Cima e APA da bacia do rio São João. O rio São João tem sua nascente no município de Cachoeiro de Macacu, na Serra do Sambê, próximo a APA de Macaé de Cima, estendendo-se por 120 km até sua foz desembocando no oceano entre os municípios de Cabo Frio e Casimiro de Abreu (Primo e Volcker, 2003).

No entanto, apesar de estar protegida de forma quase que integral, a bacia do rio São João vem sofrendo impactos ao longo dos anos com a ocupação humana desenfreada e com a superexploração de seus recursos naturais. Às margens do rio São João é possível observar construções onde antes existiam florestas de mangue. Além disso, por trás das faixas remanescentes de manguezal, as florestas foram desmatadas para dar lugar a pastagens de fazendas das redondezas. Portanto, apesar de ainda existir um manguezal em estado de conservação razoável, o que é pouco comum em outros estuários do Rio de Janeiro, este manguezal tem sofrido fortes pressões antrópicas ao longo dos últimos anos.

A precipitação pluviométrica exhibe marcadas variações na Bacia do Rio São João. Estas variações podem ser explicadas pela ação combinada das mudanças das massas de ar somada às características diversas do meio ambiente das bacias e da zona costeira, em especial o relevo somado ao fenômeno da ressurgência que ocorre no mar de Cabo Frio e Arraial do Cabo (Primo e Volcker, 2003). Desta forma, a precipitação na região da bacia do rio São João não se distribui de maneira uniforme,

podendo-se distinguir quatro regiões: a primeira tem início na serra do Mar, nos topos das montanhas de Silva Jardim e Casimiro de Abreu, abrangendo as cabeceiras de vários afluentes da margem esquerda do rio São João, com médias anuais de precipitação nesta região de 2.000 a 2.500 mm. A segunda região estende-se das montanhas de Cachoeiro de Macacu, onde se encontra a nascente do rio São João, atravessando o vale do Capivari e alcançando uma área da represa de Jurtunaíba, com média pluviométrica anual oscilando entre 1.500 e 2.000 mm. A terceira região abrange o vale do Rio Bacaxá e alguns afluentes do baixo curso do rio São João, com média pluviométrica oscilando entre 1.000 e 1.500 mm. A quarta e última região abrange os terrenos próximos à foz do rio São João com médias pluviométricas anuais oscilando entre 1.000 e 1.250 mm (Primo e Volcker, 2003).

As temperaturas médias anuais são elevadas durante quase todo o ano, sendo o clima enquadrado pela classificação de Koeppen (1948) no tipo As (tropical chuvoso com estação seca no inverno). Durante o verão predomina a massa de ar Continental Equatorial, enquanto no resto do ano prevalece a massa de ar Tropical Atlântica. Frentes frias (Frentes Polares Atlânticas) frequentemente passam pela região, em especial durante a primavera (Primo e Volcker, 2003).

O estudo foi realizado no estuário do rio São João, localizado entre os municípios de Casimiro de Abreu e Cabo Frio, Estado do Rio de Janeiro (22°35'30" S e 41°59'31" W; Figura 1). Neste estuário, o manguezal ocorre junto à foz, acompanhando as margens do rio por 12 km para o interior do continente, ocupando área de aproximadamente 5 km<sup>2</sup>. De acordo com a tábua de marés do Porto do Forno-Arraial do Cabo-RJ, a média das marés no estuário do rio São João foi de 0,7 m em 2010 (DHN, 2011).

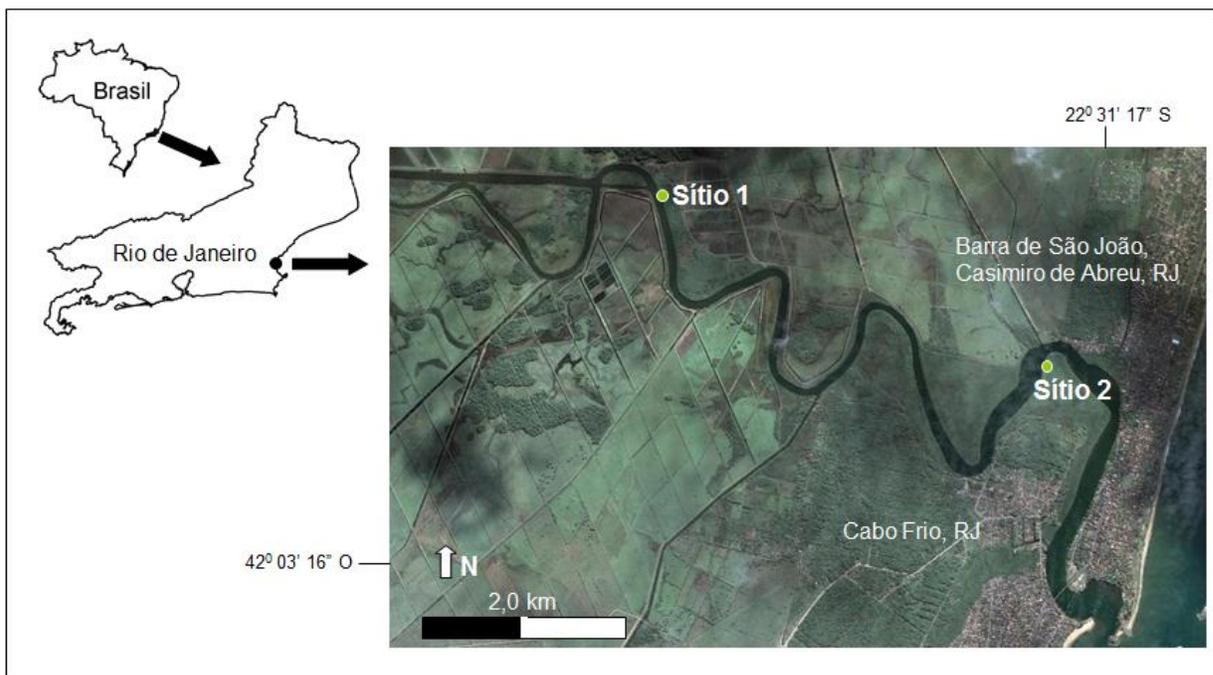
Neste estuário, a floresta de mangue é composta pelas espécies arbóreas *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*, e pelas espécies associadas *Acrostichum aureum* e *Hibiscus pernambucensis*. Subindo-se o rio a partir da foz pode-se navegar pelo rio antigo visualizando o manguezal em grande parte preservado (Soffiati, 2001). No entanto, podem ser observados alguns pontos com acúmulo de lixo nas margens e algumas áreas desmatadas para utilização imobiliária.

O manguezal encontra-se completamente devastado em diversos trechos. De acordo com Soffiati (2001), em geral, os problemas mais graves que ameaçam este ecossistema são a expansão urbana na faixa originalmente ocupada pelo manguezal, o despejo de esgoto e o lançamento de resíduos sólidos (utensílios de plástico, embalagens de metal, frascos de vidro, pneus, geladeiras, móveis velhos, etc.).

## 5. MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1. ESCOLHA DOS SÍTIOS DE ESTUDO

Inicialmente foi realizado um reconhecimento preliminar da área através da análise de imagens de satélite e visitas a campo. Posteriormente, foram escolhidos dois sítios de estudo em área com pouca interferência antrópica. O sítio 1 foi selecionado a 11 km do oceano (estuário superior), com faixa de manguezal de aproximadamente 132 m. O sítio 2 localizou-se a 3 km do oceano (estuário inferior), sendo a faixa de manguezal de aproximadamente 157 m (Figura 3).



**Figura 3.** Localização dos sítios de estudo no manguezal do Estuário do Rio São João, Rio de Janeiro.

## 5.2. ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO

A caracterização da estrutura da vegetação foi realizada seguindo o método proposto por Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986), adotando-se o método de parcelas. Em cada sítio foram demarcadas 5 parcelas a 5 m da margem do rio e 5 parcelas a 50 m da margem do rio, sendo estas distanciadas 10 m entre si. A demarcação das parcelas se restringiu as estas distâncias do rio para incluir na amostragem apenas espécies verdadeira de mangue. A área de cada parcela foi de 100 m<sup>2</sup> (10 x 10 m). Em cada parcela foram medidos o DAP (diâmetro à altura do peito, efetuado a 1,3 m do substrato) dos indivíduos vivos e a altura dos indivíduos vivos superiores a 1 metro. O diâmetro dos indivíduos e troncos mortos ainda em pé foram incluídos na amostragem. O DAP foi medido com o auxílio de trena graduada em unidades de  $\pi$  (3,14159) ou com paquímetro. A altura das árvores foi obtida com o auxílio de vara graduada. As coletas foram realizadas nos meses de julho e agosto de 2010.

## 5.3. CÁLCULOS DOS PARÂMETROS ESTRUTURAIS

Os dados foram organizados em planilhas por classe de diâmetro <2,5 cm, >2,5 cm e >10,0 cm para realização dos cálculos dos parâmetros estruturais por parcela, espécie e classe de diâmetro, de acordo com Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986).

O valor da área basal de cada parcela é obtido através da soma da área basal de todos os troncos medidos por unidade de área, sendo a área total das parcelas convertidas para a unidade de hectare. Esse parâmetro foi calculado através da seguinte fórmula:

$$AB = 0,00007854 (\overline{DAP})^2$$

Onde: AB= Área Basal (m<sup>2</sup>)

DAP = Diâmetro à Altura do Peito  
(cm)

Para cálculo do diâmetro médio (DAP), que é definido como o diâmetro da árvore de área basal média, foi utilizado a seguinte fórmula:

$$DAP = \sqrt{\frac{(AB) \times (12732,39)}{n}}$$

Onde: AB = área basal média

n = Densidade de árvores ou troncos (troncos neste estudo)

O diâmetro médio (DAP) não se trata da média aritmética dos diâmetros das árvores, mas sim de uma medida descritiva, que possibilita a comparação entre os bosques estudados.

A dominância relativa (DoR) é o percentual da área basal de uma espécie em relação à área basal de todas as espécies sendo calculada a partir da seguinte fórmula:

$$DOR = \frac{ab}{AB} \times 100$$

Onde: ab = Área basal de uma espécie

AB = Somatório da área basal de todas as espécies

A densidade relativa (DR) representa o percentual de troncos de uma espécie em relação ao número total de troncos de todas as espécies em uma determinada área, sendo calculada a partir da fórmula:

$$DR = \frac{ni}{N} \times 100$$

Onde: ni = Número de troncos de uma espécie

N = número total de troncos

Gráficos de distribuição de frequência por intervalo de diâmetro de troncos vivos e mortos foram elaborados por posição (borda/interior) e por sítio.

## 5.4. COLETA E ANÁLISE DE SEDIMENTO

Durante a maré baixa foram coletadas amostras compostas (3 sub-amostras) de sedimento (15 cm de profundidade) de cada parcela (Agosto de 2010). As amostras foram colocadas em sacos plásticos previamente identificados e posteriormente refrigeradas para serem transportadas para o laboratório, onde foram armazenadas em freezer para análises posteriores.

### 5.4.1. Salinidade

Para a análise de salinidade, 15 g de sedimento foram colocados em tubos de 15 mL e posteriormente centrifugados por 5 minutos a 2500 rpm, para obtenção da água intersticial. Após esse procedimento, uma gota da água intersticial obtida de cada amostra foi colocada em um refratômetro óptico (Modelo Instrutherm, escala 0 a 100,  $\pm 1$  UPS) para determinar os valores de salinidade.

### 5.4.2. Granulometria

Primeiramente, fez-se a remoção de fragmentos grosseiros das amostras de sedimentos, como folhas e raízes grossas e finas (peneira de 2 mm). Posteriormente, sub-amostras foram colocadas em microtubos e submetidas à análise em um analisador de partículas (Laser Diffraction, Sald 3101 Shimadzu). Seguindo a metodologia de Suguio (1973), as frações granulométricas consideradas foram areia, silte e argila.

### 5.4.3. Matéria Orgânica

Foram separadas sub-amostras de sedimento (2 g), que posteriormente foram submetidas à incineração em forno Mufla (500<sup>o</sup>C/1 h). O percentual de matéria orgânica

para a fração < 2 mm foi obtido através de diferença entre peso inicial e final (Adaptado de Davies, 1974).

## 5.5. ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Primeiramente, foi feita uma análise descritiva (média e desvio padrão) dos dados referentes à estrutura da vegetação e a normalidade e homogeneidade das variâncias foram testadas. Posteriormente, os dados de estrutura da vegetação e do sedimento foram submetidos à ANOVA *two-way* e teste de Tukey para detectar diferenças significativas entre posições (5 e 50 m da margem) e sítios de estudo (Zar, 1996). Esta análise foi realizada no programa *Statistica 8.0*.

Para avaliar a similaridade entre as unidades amostrais foi feita uma análise de agrupamento (*Cluster*) utilizando-se o programa *Statistica 8.0*. Este tipo de análise tem como resultante um dendograma que demonstra a similaridade entre as amostras. Para realizar esta análise foram utilizados os valores de densidade relativa das 20 parcelas.

O coeficiente de correlação de Pearson foi calculado para as variáveis do sedimento e os parâmetros estruturais. A ordenação das parcelas foi feita para verificar a interação entre a distribuição das espécies com os fatores abióticos do sedimento, por meio de uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) utilizando o programa *PC-ORD for Windows*, versão 4.14 (McCune e Mefford, 1999). Para realizar a análise de CCA foram construídas duas matrizes. Foram testados vários parâmetros estruturais, entretanto a densidade absoluta foi o que melhor separou os sítios de estudo. Na primeira matriz foram incluídos dados de densidade absoluta das espécies presentes nos sítios de estudo. A segunda matriz foi elaborada com as variáveis químicas e físicas (salinidade; matéria orgânica; areia, silte e argila) analisadas do sedimento. Para testar a probabilidade de acerto das relações encontradas entre a matriz ambiental, composta por fatores abióticos do sedimento e a matriz de espécies, empregou-se o teste de permutação de "Monte Carlo" (Ter Braak, 1988).

## 6. RESULTADOS

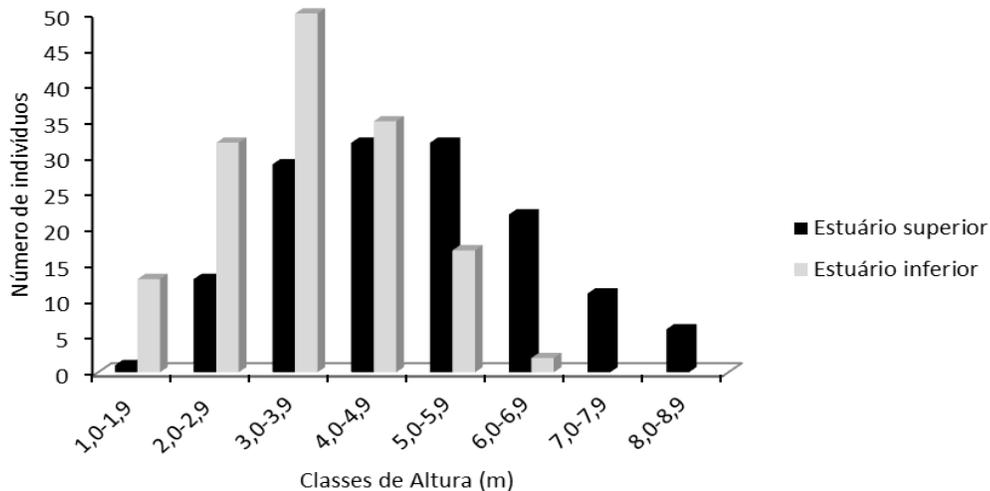
Neste estudo foram registradas as espécies *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*. Além dessas, também foi observada a presença das espécies associadas *Acrostichum aureum* e *Hibiscus pernambucensis*.

As características gerais da estrutura da vegetação são apresentadas na tabela 1. Os valores de altura diminuíram significativamente no sentido rio-mar. A média de altura no estuário superior foi de 5,9 m diferindo significativamente da média de altura do estuário inferior cujo valor foi de 3,7 m. O DAP médio não apresentou diferença significativa entre os sítios 1 e 2, sendo de 6,2 cm no estuário superior e 5,4 cm no estuário inferior. A densidade de troncos vivos, mortos e área basal de indivíduos vivos também apresentaram valores médios significativamente maiores no estuário superior (Tabela 1). A área basal viva apresentou valores mais baixos no estuário inferior se comparada ao estuário superior, sendo de 33,17 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> no estuário superior e 13,78 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> no estuário inferior. O mesmo resultado foi observado para área basal morta, sendo os valores de 2,23 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (estuário superior) e 1,27 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> (estuário inferior). Apenas altura e DAP médio diferiram significativamente entre borda e interior no estuário inferior, sendo os maiores valores encontrados na borda do sítio. O DAP médio variou de 7,01 a 3,74 cm, para borda e interior, respectivamente (Tabela 1).

**Tabela 1.** Parâmetros estruturais das florestas analisadas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). Nas colunas, letras minúsculas comparam as variáveis entre borda e interior dentro de cada sítio e letras maiúsculas comparam as variáveis entre os sítios. Letras distintas indicam diferença significativa ( $p \leq 0,05$ ). 1: em m; 2: em cm; 3: troncos.ha<sup>-1</sup>; 4: em m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>.

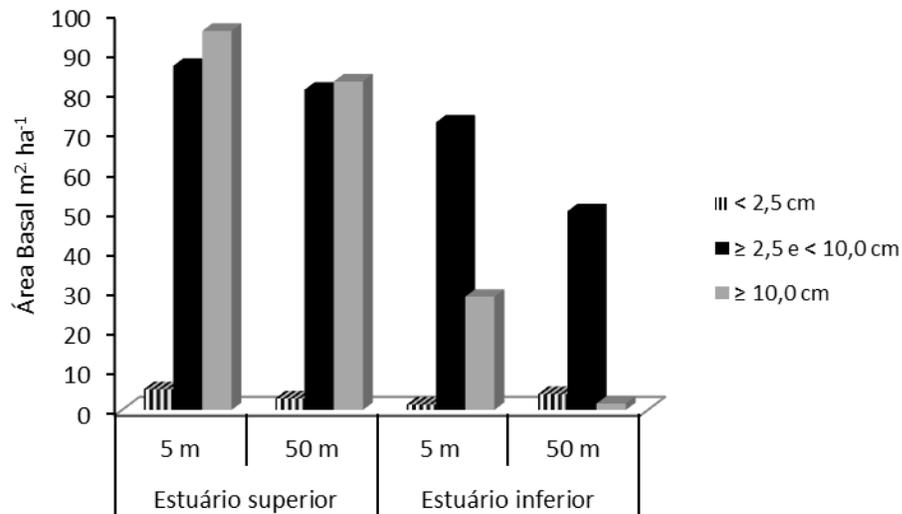
	Altura <sup>1</sup>	DAP médio <sup>2</sup>	Densidade de troncos vivos <sup>3</sup>	Densidade de troncos mortos <sup>3</sup>	Área basal indivíduos vivos <sup>4</sup>	Área basal indivíduos mortos <sup>4</sup>
Estuário superior						
Borda (n= 5)	6,1±0,4 a	6,1±1,2 a	14.720±3.063 a	6.200±1.303 a	35,52±6,36 a	1,93±0,63 a
Interior (n= 5)	5,9±0,6 a	6,2±0,7 a	13.000±2.809 a	4.400±1.232 a	30,82±2,24 a	2,43±0,56 a
<b>Geral (n= 10)</b>	<b>5,9±0,3 A</b>	<b>6,2±0,7 A</b>	<b>13.860±1.980 A</b>	<b>5.300±897 A</b>	<b>33,17±3,27 A</b>	<b>2,23±0,41 A</b>
Estuário inferior						
Borda (n= 5)	4,3±0,3 a	7,0±0,9 a	5.240±2.414 a	1.666±1.101 a	19,56±7,26 a	1,52±1,12 a
Interior (n= 5)	3,1±0,5 b	3,7±0,7 b	10.280±6.002 a	3.240±2.567 a	8,01±4,53 a	1,12±0,44 a
<b>Geral (n= 10)</b>	<b>3,7±0,7 B</b>	<b>5,4±1,9 A</b>	<b>7.760±5.065 B</b>	<b>2.650±2.185 B</b>	<b>13,78±8,34 B</b>	<b>1,27±0,71 A</b>

O número de indivíduos nas diferentes classes de altura diferiu entre os dois sítios estudados. No estuário superior, a maioria dos indivíduos ocorreu entre as classes de 3,0 e 5,9 m. Foi possível a observar ocorrência de indivíduos até a classe de altura entre 8,0 e 8,9 m (Figura 4). Já no estuário inferior a maioria dos indivíduos ocorreu entre as classes de 2,0 e 4,9 m, sendo possível observar a ocorrência de indivíduos apenas até a classe entre 6,0 e 6,9 m (Figura 4).



**Figura 4.** Distribuição de indivíduos em classes de altura para os sítios de estudo analisados no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil.

A maior contribuição em área basal viva, no estuário superior (borda e interior) ocorreu na classe diamétrica  $\geq 10,0$  cm, seguida pela classe de diâmetro  $\geq 2,5$  cm e  $< 10,0$  cm (Figura 5). Na borda do estuário inferior a maior contribuição ocorreu na classe de diâmetro  $\geq 2,5$  cm e  $< 10,0$  cm, seguida pela classe diamétrica  $\geq 10,0$  cm e  $< 2,5$  cm. No interior do mesmo sítio, a classe de diâmetro  $\geq 2,5$  e  $< 10,0$  cm também foi dominante seguida por  $< 2,5$  cm e  $\geq 10,0$  cm (Figura 5).



**Figura 5.** Área basal viva, por classe diamétrica para sítio e posição (borda e interior) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil.

A distribuição dos troncos vivos e mortos em classes de diâmetro de 3 em 3 cm, mostrou que na borda do estuário superior, houve maior representatividade de troncos vivos na classe de diâmetro entre 0,1 cm – 3,0 cm, seguida pela classe diamétrica 3,1 cm – 6,0 cm, tendo representatividade em todas as classes de diâmetro (0,1 cm – 24,0 cm), exceto na classe diamétrica 21,0 cm – 24,0 cm. Para troncos mortos, o maior número também foi observado na classe de diâmetro entre 0,1 cm – 3,0 cm, seguida pela classe 3,1 cm – 6,0 cm, sendo observado troncos mortos somente até a classe de diâmetro 9,1 cm – 12,0 cm (Figura 6A).

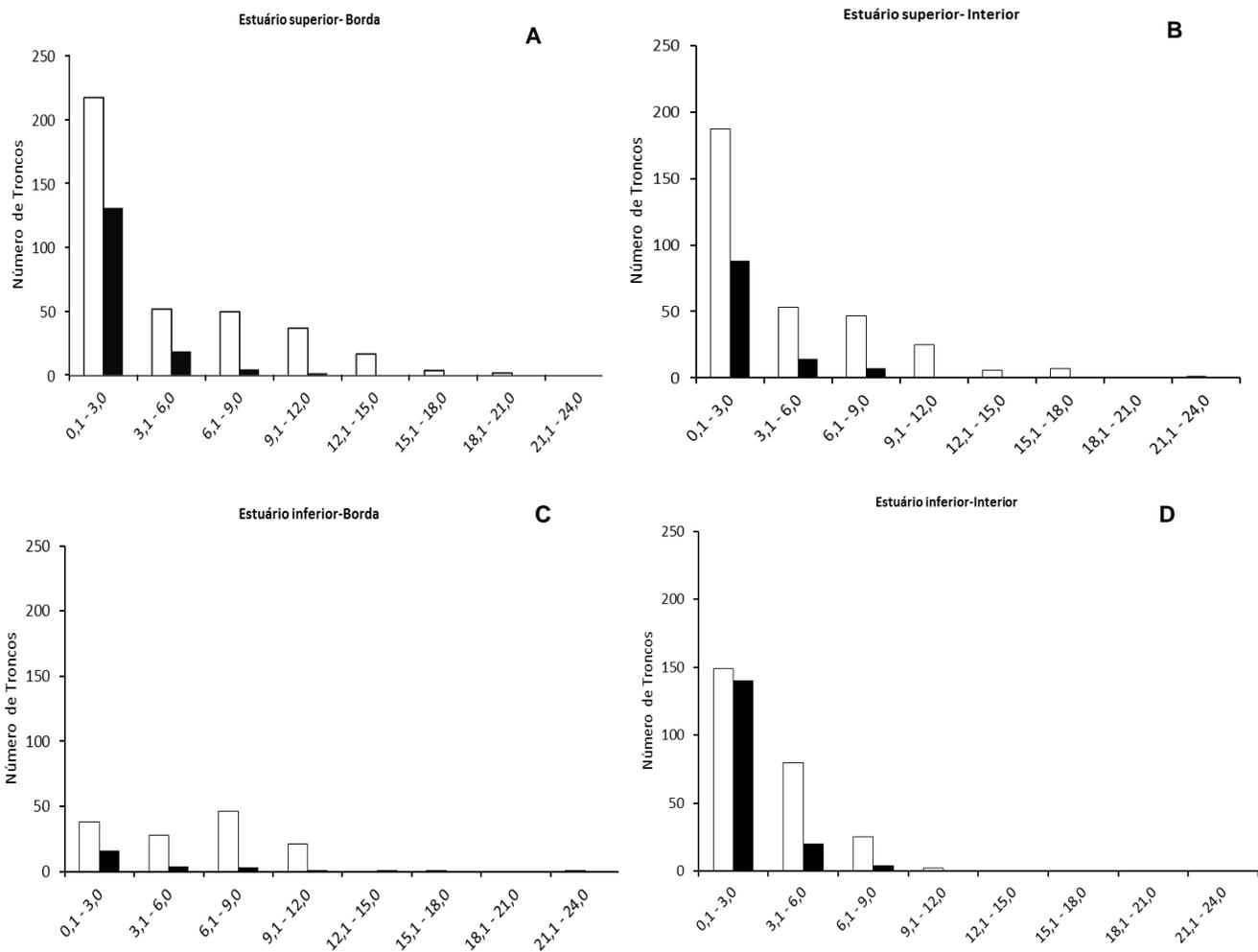
No interior do estuário superior a maior representatividade de troncos vivos também ocorreu na classe diamétrica entre 0,1 cm – 3,0 cm, seguida pela classe de diâmetro entre 3,1 cm – 6,0 cm. Além disso, foi possível observar a ocorrência de troncos vivos até a classe de diâmetro entre 15,1 cm – 18,0 cm. Para troncos mortos, a maior representatividade ocorreu na classe de diâmetro 0,1 cm – 3,0 cm, seguida pelas classes diamétricas 3,1 cm – 6,0 cm e 6,1 cm – 9,0 cm, não sendo observado troncos mortos nas demais classes (Figura 6B). Assim, no estuário superior, a distribuição de troncos por classe de diâmetro vivos e mortos, se apresentou no formato “jota” reverso

(distribuição exponencial negativa), tanto na borda quanto no interior deste sítio (Figura 6A e Figura 6B).

Na borda do estuário inferior, a distribuição diamétrica dos troncos ocorreu de maneira mais homogênea, onde houve pouca representatividade de troncos vivos e mortos em todas as classes de diâmetro. A maior representatividade de troncos vivos ocorreu na classe de diâmetro 6,1 cm – 9,0 cm, seguida pelas classes diamétricas 0,1 cm – 3,0 cm e 3,1 cm – 6,0 cm, sendo pouco representativo nas demais classes e não sendo observado troncos vivos nas classes de diâmetro > 12,0 cm. Para troncos mortos, a maior representatividade de troncos ocorreu na classe diamétrica 0,1 cm – 3,0 cm (Figura 6C).

No interior do estuário inferior, houve maior representatividade de troncos vivos e mortos do que na borda. O maior número de troncos vivos no interior deste sítio ocorreu na classe de diâmetro 0,1 cm – 3,0 cm, seguida pelas classes de diâmetro 3,1 cm – 6,0 cm, 6,1 cm – 9,0 cm e 9,1 cm – 12,0 cm, não havendo troncos vivos nas demais classes. Grande parte dos troncos mortos concentraram-se na classe diamétrica 0,1 cm – 3,0 cm, não havendo representatividade de troncos nas classes acima de 9,0 cm (Figura 6D). A distribuição de troncos no interior do estuário inferior, também apresentou uma distribuição do tipo “jota” reverso.

Os valores de área basal por espécie são apresentados na tabela 2. A maior contribuição em área basal viva no estuário superior foi dada pela espécie *L. racemosa*, com valor de área basal médio de  $28,8 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ . A espécie *L. racemosa* foi seguida por *R. mangle* que obteve valor médio de área basal de  $4,08 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ . A maior área basal morta também foi observada para a espécie *L. racemosa* seguida por *R. mangle*, com valores médios de  $1,68 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$  e  $0,05 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ , respectivamente. A espécie *A. schaueriana* não contribuiu em área basal viva e morta no estuário superior (Tabela 2).



**Figura 6.** Distribuição de troncos vivos e mortos por classe de diâmetro (eixo x, em centímetros) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil. □ = Vivos; ■ = Mortos. A: Estuário superior, Borda; B: Estuário superior, Interior; C: Estuário inferior, Borda; D: Estuário inferior, Interior.

No estuário inferior a maior área basal viva foi dada por *R. mangle*, tanto na borda quanto no interior, com valor médio para o sítio de  $11,32 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ . Na borda do estuário inferior, a segunda espécie com maior contribuição em área basal foi *A. schaueriana*, já no interior do mesmo sítio, *R. mangle* foi seguida por *L. racemosa*. Para área basal morta, a espécie dominante foi *L. racemosa* ( $0,62 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ), seguida por *R. mangle* ( $0,31 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) e *A. schaueriana* ( $0,09 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) (Tabela 2).

**Tabela 2.** Área basal ( $m^2 \cdot ha^{-1}$ ) de troncos vivos e mortos por sítio e posição (borda e interior) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). As: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.

Sítio/Posição	Área basal viva			Área basal morta		
	As	Lg	Rh	As	Lg	Rh
Estuário superior						
Borda (n=5)	0	33,27±6,35	4,68±2,87	0	1,83±0,69	0,11±0,11
Interior (n=5)	0	24,27±5,38	3,47±3,47	0	1,52±0,43	0
<b>Geral (n=10)</b>	<b>0</b>	<b>28,77±4,20</b>	<b>4,08±2,13</b>	<b>0</b>	<b>1,68±0,39</b>	<b>0,05±0,05</b>
Estuário inferior						
Borda (n=5)	3,70±1,60	1,88±1,24	13,98 ±1,42	0	0,61±0,28	0,30±0,30
Interior (n=5)	0,32±0,21	1,05±0,54	8,67±1,21	0,17±0,13	0,63±0,19	0,32±0,12
<b>Geral (n=10)</b>	<b>2,00±0,94</b>	<b>1,47±0,65</b>	<b>11,32±1,25</b>	<b>0,09±0,07</b>	<b>0,62±0,16</b>	<b>0,31±0,15</b>

No estuário superior, *L. racemosa* apresentou maior densidade absoluta viva na borda e no interior, alcançando maiores valores na borda, sendo a média geral desta espécie para este sítio de 13.360 troncos. $ha^{-1}$  (Tabela 3). A segunda espécie com maior densidade absoluta no estuário superior (borda e interior) foi *R. mangle*, e assim como para *L. racemosa*, a maior média de densidade absoluta para esta espécie foi observada na borda deste sítio. Para densidade absoluta morta, a espécie com maior densidade foi *L. racemosa* com média de 5.280 troncos. $ha^{-1}$ . Além disso, no estuário superior, *L. racemosa* obteve maiores valores em densidade absoluta viva e morta na borda (Tabela 3).

No estuário inferior, a espécie que alcançou maior densidade absoluta foi *R. mangle*, com média neste sítio de 5.560 troncos. $ha^{-1}$ . Neste sítio, *R. mangle* foi seguida por *L. racemosa* e *A. schaueriana*. Os maiores valores de densidade absoluta morta na borda do estuário inferior foram dados pela espécie *L. racemosa* com média de 880 troncos. $ha^{-1}$ , seguida por *R. mangle* com média de 120 troncos. $ha^{-1}$ . Já no interior deste mesmo sítio, a maior média de densidade absoluta morta foi dada por *R. mangle*, seguida por *L. racemosa* e *A. schaueriana* com média de densidade absoluta de 1.760 troncos. $ha^{-1}$ , 1200 troncos. $ha^{-1}$  e 280 troncos. $ha^{-1}$ , respectivamente (Tabela 3).

**Tabela 3.** Densidade (troncos.ha<sup>-1</sup>) de troncos vivos e mortos por sítio e posição (borda e interior) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). As: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.

Sítio/Posição	Densidade Absoluta viva			Densidade Absoluta morta		
	As	Lg	Rh	As	Lg	Rh
Estuário superior						
Borda (n=5)	0	14.600±3.015	440±312	0	6.200±1.303	40±40
Interior (n=5)	0	12.120±3.202	880±659	0	4.360±1.249	40±40
<b>Geral (n=10)</b>	<b>0</b>	<b>13.360±2.114</b>	<b>660±351</b>	<b>0</b>	<b>5.280±904</b>	<b>40±27</b>
Estuário inferior						
Borda (n=5)	560±116	1.840±1.064	2.840±337	0	880±467	120±120
Interior (n=5)	440±271	1.560±770	8.280±2.223	280±233	1.200±576	1.760±696
<b>Geral (n=10)</b>	<b>500±140</b>	<b>1.700±621</b>	<b>5.560±1.394</b>	<b>140±119</b>	<b>1.040±353</b>	<b>940±431</b>

Quanto à dominância de troncos vivos por parcela, *L. racemosa* apresentou valores expressivos em todas as parcelas do estuário superior, com destaque para as parcelas 1 e 2, onde esta dominância ficou próxima de 100% (Figura 7A). A espécie *R. mangle* foi observada em três parcelas deste sítio, sendo sua contribuição em área basal pouco expressiva com exceção para a parcela 9, cujos valores de área basal viva alcançaram pouco mais que 50% (Figura 7A). A maior dominância em área basal morta, foi dada por *L. racemosa* na maioria das parcelas (exceto parcelas 3 e 10), sendo esta contribuição mais expressiva nas parcelas 4 e 5. A contribuição em área basal morta de *R. mangle* ficou restrita à parcela 3 (Figura 7A).

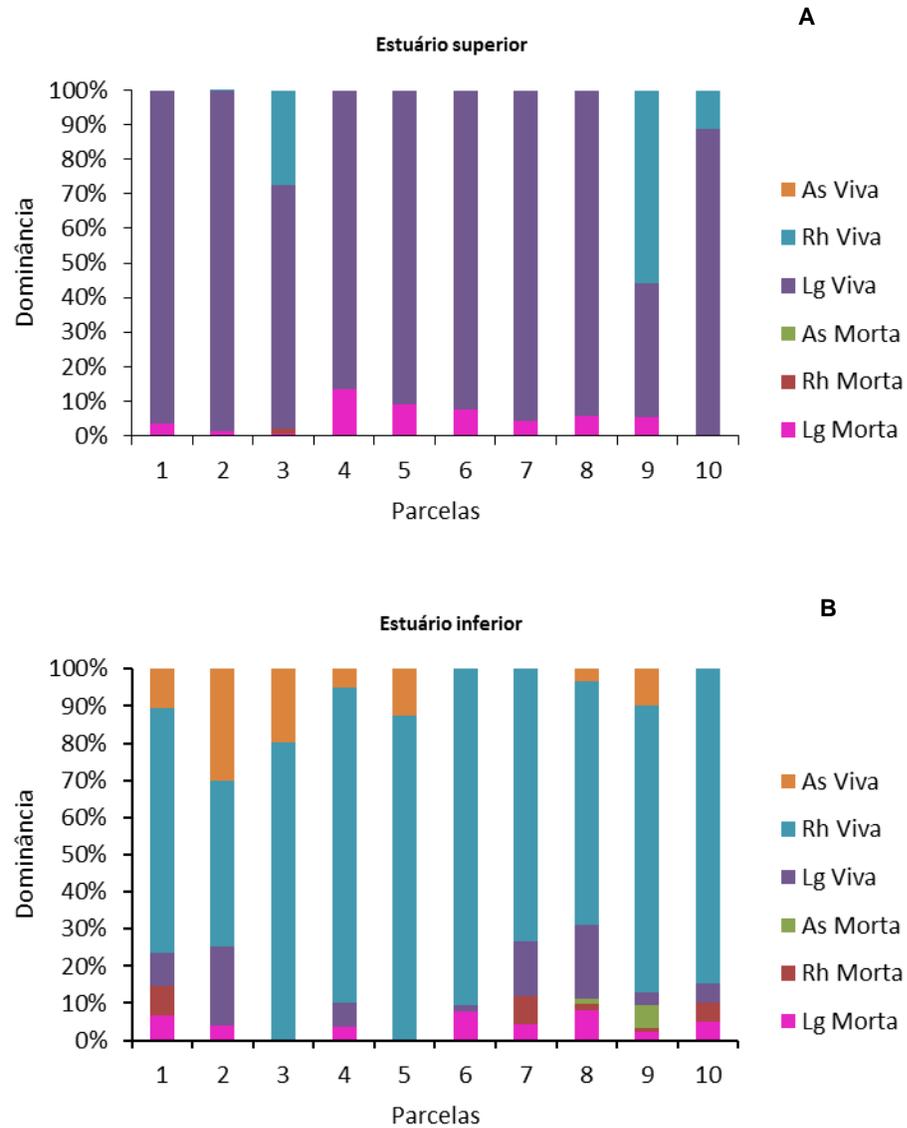
No estuário inferior, houve maior heterogeneidade na composição da vegetação, apesar disto *R. mangle* foi a espécie com maior dominância em área basal viva em todas as parcelas com destaque para a parcela 5 (borda) e 6 (interior) onde esta dominância ultrapassou 90%. Neste sítio, *R. mangle* foi seguida por *A. schaueriana* e *L. racemosa*. Foi possível observar a ocorrência das três espécies florísticas que compõe este manguezal em quase todas as parcelas deste sítio, com exceção para as parcelas 3 e 5 onde não se observou *L. racemosa*. Para dominância em área basal morta *L. racemosa* foi a espécie dominante, podendo ser observada em quase todas as parcelas, exceto nas parcelas 3 e 4, onde não se obteve área basal morta. Neste sítio,

*R. mangle* aparece como a segunda espécie com maior contribuição em área basal morta, seguida por *A. schaueriana* (Figura 7B).

As espécies diferiram quanto a sua contribuição nas diferentes classes de diâmetro. No estuário superior, *L. racemosa* apresentou maior dominância na classe de diâmetro  $\geq 10,0$  cm, seguida pelas classes de diâmetro  $\geq 2,5$  cm e  $< 10,0$  cm e  $< 2,5$  cm. *Rhizophora mangle* alcançou maior dominância na classe diamétrica  $\geq 2,5$  cm e  $< 10,0$  cm, seguida pela classe  $\geq 10,0$  cm. No estuário inferior, *R. mangle* permaneceu dominante na classe diamétrica  $\geq 2,5$  cm e *L. racemosa* passou a ter maior dominância também nesta classe diamétrica (Tabela 4).

Com relação à distribuição de troncos vivos e mortos, no estuário superior, *L. racemosa* apresentou maior contribuição na classe de diâmetro  $\geq 2,5$  cm e  $< 10,0$  cm, seguida pela classe  $< 2,5$  cm e  $\geq 10,0$  cm; e *R. mangle*, maior densidade na classe  $< 2,5$  cm, seguida por  $\geq 2,5$  cm e  $\geq 10,0$  cm. Para troncos mortos, no estuário superior a maior densidade de *L. racemosa* ocorreu na classe  $< 2,5$  cm, seguida pelas classes  $\geq 2,5$  cm e  $\geq 10$  cm (Tabela 5).

A maior densidade de troncos vivos de *R. mangle* se deu na classe diamétrica  $\geq 2,5$  cm e  $< 10,0$  cm, seguida pelas classes  $< 2,5$  cm e  $\geq 10,0$  cm. Neste sítio *L. racemosa* obteve maior densidade de troncos vivos na classe  $< 2,5$  cm, seguida pelas classes  $\geq 2,5$  e  $\geq 10$  cm. *A. schaueriana* alcançou maior densidade na classe  $\geq 2,5$  e  $< 10,0$  cm, seguida pelas classes de diâmetro  $\geq 10,0$  cm e  $< 2,5$  cm. A maior densidade de troncos mortos de *L. racemosa* neste sítio se deu na classe  $< 2,5$  cm, seguida pelas classes  $\geq 2,5$  cm e  $< 10,0$  cm e  $\geq 10,0$  cm. *R. mangle* apresentou maior densidade de troncos mortos na classe  $< 2,5$  cm, seguida pelas classes  $\geq 2,5$  cm e  $\geq 10,0$  cm. *A. schaueriana* alcançou maior densidade de troncos mortos na classe  $< 2,5$  cm, seguida pela classe  $\geq 2,5$  cm e  $< 10,0$  cm (Tabela 5).



**Figura 7.** Dominância de troncos vivos e mortos nas parcelas analisadas nos sítios 1 (A) e 2 (B) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil. Nos sítios, as parcelas 1 a 5 foram localizadas na borda e as parcelas 6 a 10 foram localizadas no interior. As: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.

**Tabela 4.** Dominância (%) de troncos vivos e mortos por sítio, posição (borda e interior) e classes diamétricas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). As: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.

	Troncos Vivos								
	< 2,5 cm			≥ 2,5 cm			≥ 10 cm		
	As	Lg	Rh	As	Lg	Rh	As	Lg	Rh
Estuário superior									
Borda	0	1,88±0,59	0,04±0,04	0	40,18±12,50	2,12±2,12	0	46,61±9,35	3,35±3,35
Interior	0	2,44±0,83	0	0	33,32±6,45	11,28±8,66	0	42,64±8,91	3,17±2,17
<b>Geral</b>	<b>0</b>	<b>2,16±0,49</b>	<b>0,02±0,02</b>	<b>0</b>	<b>36,75±6,73</b>	<b>6,70±4,47</b>	<b>0</b>	<b>44,62±6,13</b>	<b>3,26±1,88</b>
Estuário inferior									
Borda	0,04±0,02	0,96±0,51	0	3,78±2,37	4,62±2,30	61,32±6,29	11,77±5,84	1,77±1,35	11,30±3,12
Interior	0,01±0,01	0,74±0,34	4,54±1,97	2,58±1,89	8,28±3,57	70,46±3,17	0	0	3,48±3,48
<b>Geral</b>	<b>0,02±0,01</b>	<b>0,85±0,29</b>	<b>2,17±1,17</b>	<b>3,18±1,44</b>	<b>6,45±2,09</b>	<b>65,89±3,65</b>	<b>5,89±3,38</b>	<b>0,89±0,70</b>	<b>7,39±2,56</b>
Troncos Mortos									
Estuário superior									
Borda	0	1,12±0,26	0	0	4,50±2,39	0,26±0,26	0	0	0
Interior	0	1,00±0,35	0	0	6,84±1,47	0,06±0,06	0	0	0
<b>Geral</b>	<b>0</b>	<b>1,06±0,21</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>5,67±1,38</b>	<b>0,16±0,13</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Estuário inferior									
Borda	0	0,22±0,09	0	0	2,62±1,19	1,60±1,60	0	0	0
Interior	0,01±0,01	0,56±0,24	0,84±0,35	1,27±0,98	4,90±0,89	2,36±1,48	0	0	0
<b>Geral</b>	<b>0,006±0,005</b>	<b>0,39±0,14</b>	<b>0,42±0,22</b>	<b>0,64±0,51</b>	<b>3,76±0,80</b>	<b>1,98±1,03</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

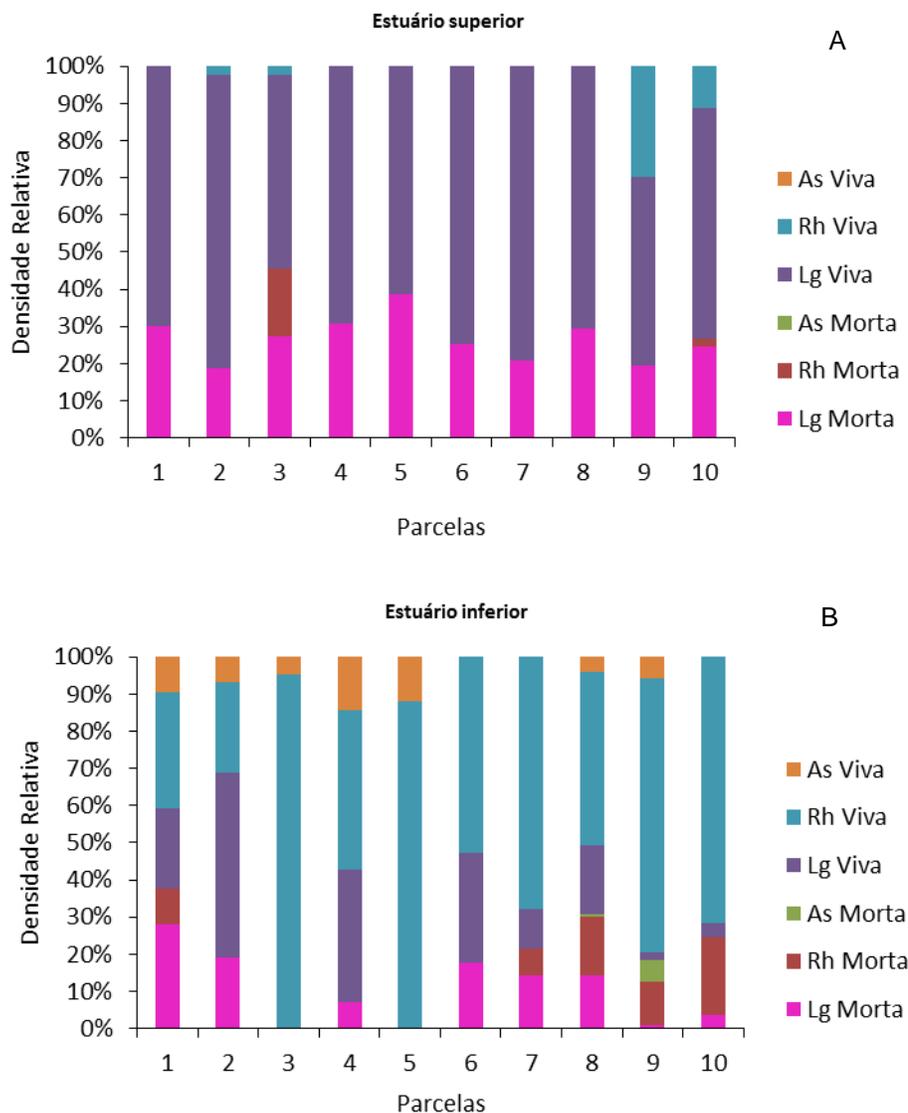
**Tabela 5.** Densidade relativa (%) de troncos vivos e mortos por sítio, posição (borda e interior) e classes diamétricas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). As: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.

	Troncos Vivos								
	< 2,5 cm			≥ 2,5 cm			≥ 10 cm		
	As	Lg	Rh	As	Lg	Rh	As	Lg	Rh
Estuário superior									
Borda	0	23,8±6,21	3,08±0,77	0	47,81±7,95	1,54±0,38	0	19,99±16,16	0,77±0,77
Interior	0	35,72±6,41	0,77±0,77	0	26,59±7,71	0,38±0,38	0	9,17±2,38	1,14±0,73
<b>Geral</b>	<b>0</b>	<b>29,76±4,65</b>	<b>1,92±0,64</b>	<b>0</b>	<b>37,20±6,31</b>	<b>0,96±0,32</b>	<b>0</b>	<b>14,58±7,91</b>	<b>0,95±0,50</b>
Estuário inferior									
Borda	1,34±0,82	15,12±7,15	0	5,81±2,30	5,44±2,57	50,68±17,32	2,27±0,96	0,96±0,63	0,96±0,96
Interior	0,69±0,49	8,52±5,22	22,8±8,28	1,30±0,94	4,32±1,65	31,30±10,57	0,69±0,49	0	0,58±0,58
<b>Geral</b>	<b>1,02±0,46</b>	<b>11,82±4,31</b>	<b>11,4±5,45</b>	<b>3,56±1,39</b>	<b>4,88±1,45</b>	<b>40,94±10,09</b>	<b>1,48±0,57</b>	<b>0,48±0,34</b>	<b>0,77±0,53</b>
Troncos Mortos									
Estuário superior									
Borda	0	9,68±5,83	0	0	1,54±0,94	0	0	1,54±1,54	0
Interior	0	14,39±3,83	0	0	0,88±0,54	0	0	0,44±0,44	0
<b>Geral</b>	<b>0</b>	<b>12,03±3,38</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1,21±0,52</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,99±0,77</b>	<b>0</b>
Estuário inferior									
Borda	0	7,58±3,99	0	0	2,32±1,20	1,88±1,88	0	0,96±0,63	0
Interior	1,16±0,71	8,20±3,23	9,12±3,89	0,75±0,56	1,96±0,68	1,58±1,38	0	0	0
<b>Geral</b>	<b>0,58±0,38</b>	<b>7,89±2,42</b>	<b>4,56±2,38</b>	<b>0,37±0,29</b>	<b>2,14±0,65</b>	<b>1,73±1,10</b>	<b>0</b>	<b>0,48±0,34</b>	<b>0</b>

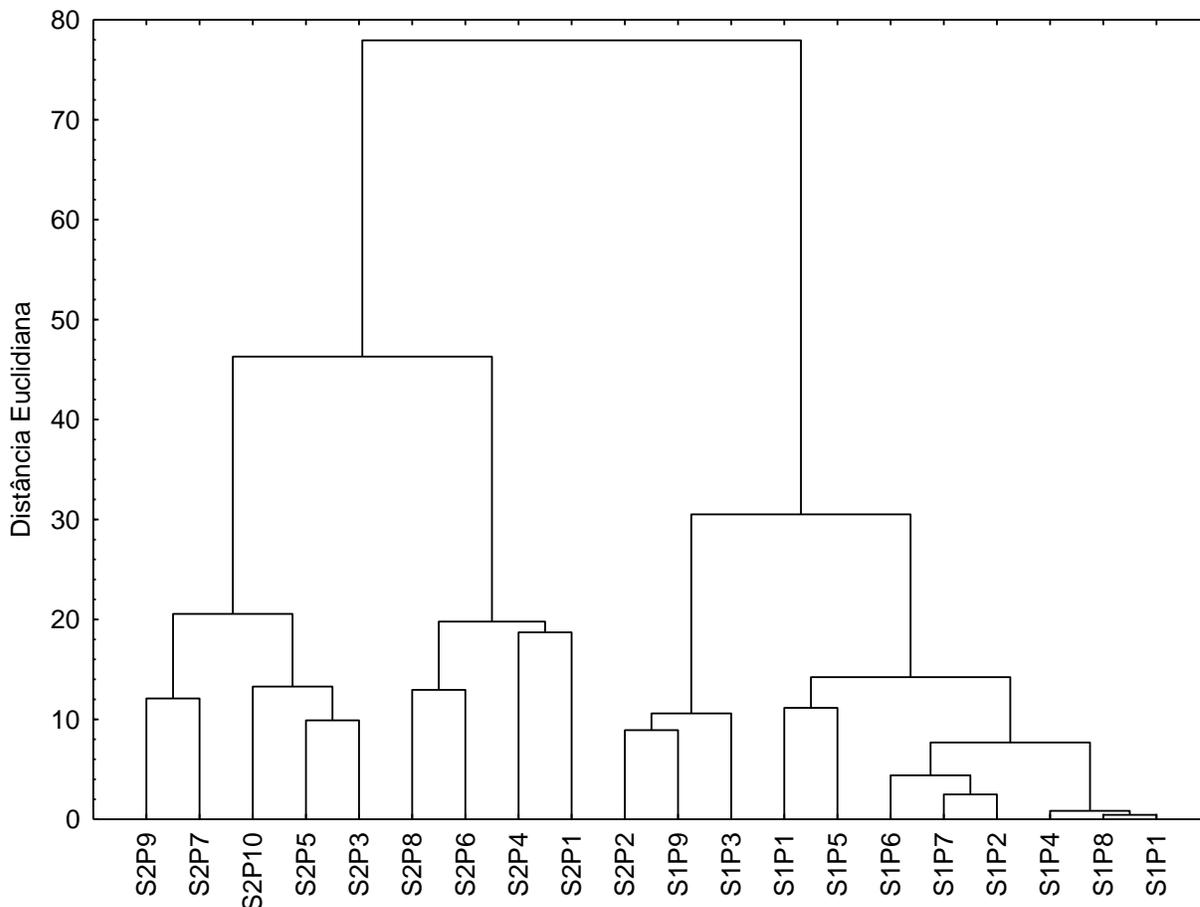
A densidade relativa por parcelas é apresentada na figura 8. No estuário superior, *L. racemosa* apresentou maior densidade relativa de troncos vivos e mortos, em todas as parcelas deste sítio, seguida por *R. mangle*, que esteve presente em 4 das 10 parcelas deste sítio de estudo. Para densidade relativa de troncos mortos, *L. racemosa* foi a espécie que obteve os maiores valores em todas as parcelas, seguida por *R. mangle* (Figura 8A).

No estuário inferior, a espécie com maior densidade relativa em todas as parcelas foi *R. mangle*, com destaque para as parcelas 3 e 5 nas quais a densidade relativa de troncos vivos desta espécie ultrapassou 90%. Neste sítio, a maioria das parcelas demonstraram heterogeneidade em sua composição florística, já que foi possível observar a ocorrência das três espécies. A segunda espécie com maior densidade relativa no estuário inferior foi *L. racemosa*, que em um caso particular, ultrapassou a densidade de *R. mangle*, como observado na parcela 2 em que a densidade de *L. racemosa* fica próxima de 50% e a de *R. mangle* não ultrapassou os 20%. *A. schaueriana* exibiu densidade relativa viva de troncos na maioria das parcelas do estuário inferior, com exceção para as parcelas 6, 7 e 10, sendo a terceira espécie com maior densidade de troncos vivos neste sítio. Para densidade relativa de troncos mortos, *L. racemosa* foi a espécie que apresentou os valores mais elevados na maioria das parcelas (Figura 8B).

Baseado nos dados de densidade relativa de troncos, a análise de agrupamento identificou três grandes grupos (Figura 9). O primeiro grande grupo é composto por parcelas situadas no estuário superior, que exibiram maior densidade de *L. racemosa*, com exceção da S2P2, que está localizada no estuário inferior (Figura 8A). O segundo grande grupo (S2P9, S2P7, SEP10, S2P5 e S2P3), foi composto de parcelas demarcadas no estuário inferior e exibiram maior densidade relativa de *R. mangle* (>60%) (Figura 8B). O terceiro grupo (S2P8, S2P6, S2P4 e S2P1) foi composto por parcelas com densidade mais heterogênea de *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle* (Figura 8B).



**Figura 8.** Densidade Relativa de troncos vivos e mortos nas parcelas analisadas nos sítos 1 (A) e 2 (B) no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil. Nos sítos, as parcelas 1 a 5 foram localizadas na borda e as parcelas 6 a 10 foram localizadas no interior. As: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.



**Figura 9.** Análise de agrupamento (UPGMA) realizada para os dados de densidade relativa das parcelas analisadas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil. S: Sítio e P: parcela (P1 a P5 - borda e P6 a P10 – interior).

Na Tabela 6 são apresentados os valores médios das variáveis ambientais do sedimento. Os parâmetros analisados diferiram significativamente entre os sítios, exceto teor de matéria orgânica que não apresentou diferença significativa entre as médias do estuário superior e inferior. No estuário superior, não foi observado diferença significativa entre borda e interior para nenhum dos parâmetros aqui estudados (Tabela 6).

A salinidade da água intersticial e a porcentagem de areia foram maiores no estuário inferior, enquanto a porcentagem de silte e argila formam maiores no estuário superior. No estuário inferior, os maiores valores de salinidade da água intersticial e

areia foram observados na borda da floresta e níveis mais elevados de silte e matéria orgânica no interior da floresta (Tabela 6).

Não houve correlação significativa entre as frações granulométricas do sedimento e porcentagem de matéria orgânica com o desenvolvimento estrutural da floresta (altura, DAP, densidade e área basal). No entanto, a ocorrência de *L. racemosa* foi negativamente correlacionada com a salinidade ( $r = -0,86$ ;  $p = \leq 0,05$ ), enquanto a ocorrência de *R. mangle* ( $r = 0,81$ ;  $p = \leq 0,05$ ) e *A. schaueriana* ( $r = 0,77$ ;  $p = \leq 0,05$ ) foram positivamente correlacionadas com esta variável.

**Tabela 6.** Fatores abióticos do sedimento das florestas analisadas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil (média±erro padrão). Nas colunas, letras minúsculas comparam as variáveis entre borda e interior dentro de cada sítio e letras maiúsculas compara as variáveis entre os sítios. Letras distintas indicam diferença significativa ( $p \leq 0,05$ ). MO: Matéria orgânica.

Sítio/Posição	Salinidade	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	MO (%)
Estuário superior					
Borda (n= 5)	5±0 a	24,0±2,0 a	61,2±2,5 a	14,8±1,0 a	16,7±1,1 a
Interior (n= 5)	5±<1 a	20,2±0,6 a	62,8±2,12 a	17,0±0,8 a	15,7±2,0 a
<b>Geral (n= 10)</b>	<b>5±&lt;1 A</b>	<b>22,1±1,2 A</b>	<b>62,0±2,4 A</b>	<b>15,9±0,7 A</b>	<b>16,2±1,1 A</b>
Estuário inferior					
Borda (n= 5)	23±2 a	36,6±3,9 a	52,8±2,9 a	10,6±1,0 a	13,0±1,9 a
Interior (n= 5)	20±2 b	23,1±1,8 b	65,0±0,8 b	11,9±1,0 a	24,2±1,8 b
<b>Geral (n= 10)</b>	<b>22±2 B</b>	<b>30,6±3,2 B</b>	<b>58,2±2,67 B</b>	<b>11,2±0,7 B</b>	<b>17,9±2,3 A</b>

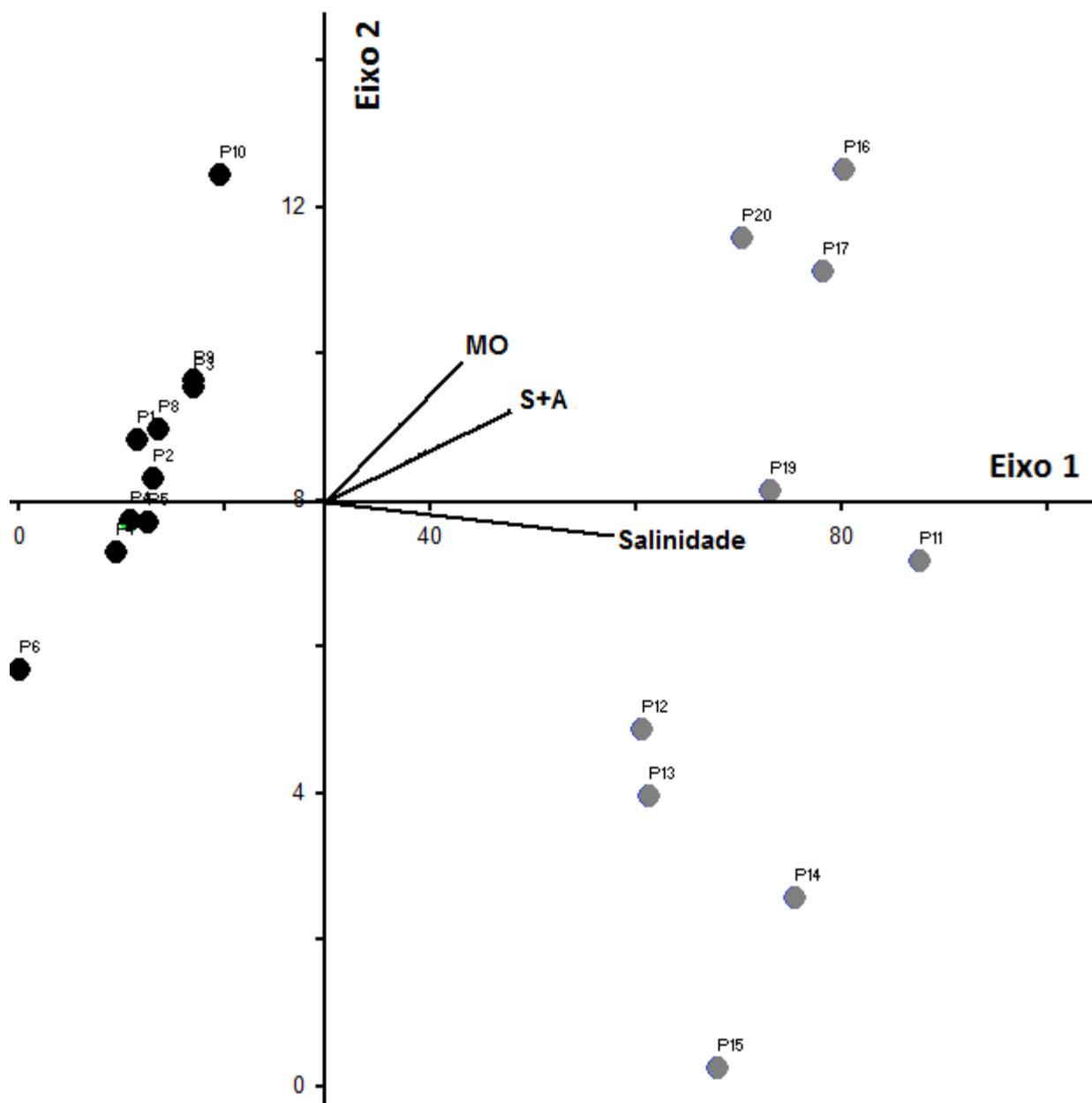
A CCA mostrou que as variáveis do sedimento foram marcantes na separação dos sítios de estudo (Figura 10). As parcelas demarcadas no estuário superior (dominadas por *L. racemosa*) foram positivamente correlacionadas com o sedimento composto por menor salinidade da água intersticial e menores percentuais de silte e argila. Em contraste, as parcelas localizadas no estuário inferior (dominadas por *R. mangle*) foram correlacionadas com os maiores valores de salinidade da água intersticial e maiores percentuais de silte e argila. No estuário inferior, as parcelas da

borda mostraram correlação positiva com o percentual de matéria orgânica, sendo o oposto observado para as parcelas do interior da floresta.

A variância total nos dados das espécies (inércia) foi de 0,77. Os autovalores da CCA para os dois primeiros eixos de ordenação foi de 0,60 (eixo 1) e 0,03 (eixo 2), explicando 78,3% e 2,9% da variância total acumulada na média ponderada calculada para as três espécies em relação às variáveis ambientais. Houve correlações significativas entre o eixos das espécies e as variáveis ambientais, com valores de 0,92 para o eixo 1 e 0,69 para o eixo 2. O teste de permutação de Monte Carlo indicou que a relação entre a densidade absoluta das espécies e as variáveis ambientais foram correlacionadas em ambos os eixos ( $p < 0,01$ ). A salinidade da água intersticial e o percentual de silte e argila foram mais fortemente correlacionados com o primeiro eixo, enquanto o percentual de matéria orgânica foi mais correlacionado com o eixo 2 (Tabela 7).

**Tabela 7.** Coeficientes de correlação entre as variáveis do sedimento e os dois primeiros eixos da análise de correspondência canônica (CCA), obtidos para as duas florestas de mangue do estuário do rio São João, RJ, Brasil.

Variável do sedimento	Eixo 1	Eixo 2
Salinidade da água intersticial	0,979	-0,200
Silte + argila	0,629	0,529
Matéria orgânica	0,465	0,812



**Figura 10.** Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica para os dados de densidade absoluta das parcelas analisadas no manguezal do estuário do rio São João, RJ, Brasil. As variáveis ambientais estão representadas por vetores. MO: Matéria Orgânica; S+A: Silte+Argila; Salinidade. Os círculos em preto representam as parcelas localizadas no estuário superior (P1 a P10) e os em cinza as parcelas do estuário inferior (P11 a P20).

## 7. DISCUSSÃO

Em escala global, os manguezais são limitados pela temperatura, mas a biomassa e a expansão dessas florestas são grandemente determinadas por escalas local e regional através de variações de precipitação, marés, ondas e influência fluvial (Ball, 1988). Desta forma, variações na estrutura dos manguezais podem ser encontradas dentro de um único estuário, representando um *continuum* de tipos de vegetação, devido a mudanças hidrológicas, químicas e geomorfológicas que operam no sistema (Alongi, 2011). Apesar da baixa diversidade de espécies arbóreas no manguezal do rio São João, o mesmo apresenta grande variação quanto à estrutura e à distribuição das espécies, conforme demonstrado pelos dados de densidade, diâmetro, altura, área basal, densidade e dominância.

Estudos anteriores mostraram que o desenvolvimento estrutural das florestas tende a diminuir em função do aumento da salinidade (Soto e Jimenez, 1982; Silva *et al.*, 2005; Martins *et al.*, 2011). No presente estudo as diferenças nos parâmetros estruturais observadas entre os sítios 1 e 2 podem estar associadas aos diferentes níveis de salinidade, além de diferenças na periodicidade e nos níveis de inundação do manguezal. O estuário superior encontra-se mais distante do mar, estando sob maior influência de águas fluviais do que de águas marinhas. Desta forma, pode-se afirmar que o estuário inferior, por estar mais próximo do mar, está sob maior ação da salinidade, o que reflete em baixo desenvolvimento estrutural da floresta, já que o crescimento máximo da maioria das espécies de mangue ocorre onde os níveis de salinidade são moderados (Ball, 1996). Além disso, o menor desenvolvimento estrutural da vegetação observado no estuário inferior pode ser atribuído à maior eficiência no uso da água observada em espécies tolerantes ao sal, que leva a um crescimento mais lento devido ao alto custo metabólico deste processo (Ball, 1988; Alongi, 2009).

O mesmo padrão foi observado por Silva *et al.* (2005) no manguezal do rio São Mateus (ES), onde se observou melhor desenvolvimento estrutural no sítio localizado no estuário superior e menor desenvolvimento nos sítios localizados próximos à foz. Estas diferenças quanto ao desenvolvimento estrutural foram relacionadas com variações na frequência e na periodicidade das energias subsidiárias, tais como: marés,

água doce e aporte de nutrientes (Silva *et al.*, 2005). O melhor desenvolvimento estrutural observado no estuário superior pode estar associado também ao maior aporte de nutrientes que esta parte do manguezal recebe por ser uma floresta do tipo ribeirinho que tem como característica o melhor desenvolvimento estrutural, quando comparado a outros tipos de floresta (Cintron *et al.*, 1985). O mangue do estuário inferior é composto por florestas do tipo ribeirinho (borda) e do tipo bacia (interior), o que provavelmente também está relacionado ao menor desenvolvimento observado nesta parte do manguezal, já que florestas do tipo bacia possuem menor desenvolvimento estrutural quando comparado aos outros tipos de floresta (Cintron *et al.*, 1985).

Martins *et al.* (2011) observaram no manguezal do rio Cururupe, Ilhéus, BA que as árvores que ocorrem em locais onde a salinidade intersticial é elevada (média de 48) possuem baixo desenvolvimento estrutural, sendo a altura dos indivíduos adultos inferior a 2 m. No presente trabalho, assim como foi observado por Martins *et al.* (2011) a altura e o DAP do mangue aumentam rio acima, também refletindo as mudanças nos níveis de salinidade.

Não houve registro de corte seletivo nas florestas analisadas, conforme pôde ser comprovado por observações em campo e pela distribuição de troncos por classes de diâmetro, que exibiu formato do tipo jota reverso para a maioria das florestas. Neste tipo de distribuição as comunidades apresentam mortalidade natural relacionada ao amadurecimento da floresta, sendo indicativo de floresta saudável (Soares *et al.*, 2003). Este tipo de distribuição também foi registrado em outros manguezais (Souza e Sampaio, 2001, Soares *et al.*, 2003; Bernini *et al.*, 2010). Neste estudo houve predomínio de troncos vivos e mortos na classe diamétrica entre 2,5 e 10,0 cm de diâmetro, demonstrando o baixo desenvolvimento estrutural das florestas. Este resultado é similar à manguezais sujeitos à elevada influência antrópica, no Estado do Rio de Janeiro, como o manguezal da Lagoa da Tijuca (Soares, 1999), o manguezal do rio Guaxindiba (Chagas *et al.*, submetido) e o manguezal do rio das Ostras (Santos *et al.*, dados não publicados).

As características estruturais de diferentes manguezais do Brasil são apresentadas na tabela 8. O manguezal do estuário do rio São João possui baixo desenvolvimento estrutural quando comparado a outros manguezais brasileiros e mais especificamente com outros manguezais do Norte-Fluminense. O menor desenvolvimento estrutural deste manguezal pode ser atribuído principalmente à variação das condições abióticas, pois este manguezal encontra-se em melhor estado de conservação quando comparado a outros manguezais incluídos na mesma região fisiográfica, como os manguezais do rio Guaxindiba (Chagas *et al.*, submetido) e do rio das Ostras (Santos *et al.*, dados não publicados), que se encontram bastante degradados.

**Tabela 8.** Variação na estrutura da vegetação de diferentes manguezais da costa brasileira inseridos na unidade fisiográfica VI (Recôncavo Baiano 13°00'S a Cabo Frio 23°00'S). Limite de inclusão: \*indivíduos  $\geq 1$ m de altura e \*\*indivíduos com diâmetro  $\geq 2,5$ cm.

Local	Altura (m)	DAP médio (cm)	Área basal ( $m^2 \cdot ha^{-1}$ )	Densidade (indivíduos ou troncos. $ha^{-1}$ )	Fonte
Rio Itabapoana (RJ)*	4,0-10,1	3,7-13,5	13,5-38,6	1.475-18.143	Bernini <i>et al.</i> , 2010
Rio Guaxindiba (RJ)*	4,3-8,3	3,1-8,4	16,2-69,1	3.000-39.000	Chagas <i>et al.</i> , submetido
Rio das Ostras (RJ)*	4,2-8,4	2,7-7,9	19,1-47,2	8.400-39.400	Santos <i>et al.</i> , dados não publicados
Rio Paraíba do Sul (RJ)*	5,2-14,5	3,7-23,5	15,1-46,4	732-26.060	Bernini e Rezende, 2011
Lagoa da Tijuca (RJ)*	3,4-11,6	3,4-16,7	14,2-41,4	1250-17.000	Soares, 1999
Praia da Gorda (RJ)*	2,0-6,0	3,6-6,0	8,5	1487	Oliveira, 2007
Baía de Sepetiba (RJ)**	6,1	7,8	21,6	-	Silva <i>et al.</i> , 1991
<b>Estuário do rio São João (RJ)*</b>	<b>3,1-6,1</b>	<b>3,7-7,0</b>	<b>8,0-35,5</b>	<b>5.240-14.720</b>	<b>Este estudo</b>
Vitória (ES)**	5,3-17,3	4,2-18,9	5,4-29,8	-	Carmo <i>et al.</i> , 1995
Rio São Mateus (ES)**	5,4-12,0	8,12-29,6	7,21-31,1	450-1.450	Silva <i>et al.</i> , 2005
Rio Benevente (ES)*	2,0-16,4	4,7-27,3	10,5-72,2	700-7.866	Petri <i>et al.</i> , 2011

A densidade de uma floresta de mangue está relacionada intimamente com o nível de amadurecimento, já que os manguezais passam de um estágio de ocupação por um grande número de árvores de pequeno porte e diâmetro reduzido, para um estágio mais desenvolvido, quando este passa a ser maduro, possuindo poucas

árvores, porém com altura e diâmetro elevados (Schaeffer-Novelli e Cintrón, 1986). Apesar de já ter alcançado, de forma geral, o estágio de maturidade, já que as árvores das áreas analisadas produzem frutos, o manguezal do rio São João apresentou baixo desenvolvimento estrutural, com elevada densidade de troncos. No entanto, a maior densidade de troncos no estuário superior em relação ao estuário inferior pode ser explicada por um padrão observado em *L. racemosa* que tende a possuir grande quantidade de perfilhos, mesmo após a floresta atingir a maturidade (Tognella De Rosa, 2000; Cunha-Lignon, 2001).

No estuário superior a maior densidade de troncos vivos e mortos foi dada pela espécie *L. racemosa*, sendo este resultado similar ao encontrado no manguezal da região de Palmital (Baía da Babitonga, SC) por Tognella De Rosa (2000) e por Cunha-Lignon (2001) no manguezal do sistema Cananéia-Iguape, SP. Esses autores observaram que devido à erosão que ocorre nestes manguezais, ao atingir uma determinada altura, os indivíduos de *L. racemosa* acabam tombando sobre o sedimento e emitindo novos galhos em direção à luz solar. No presente estudo, observou-se padrão semelhante no estuário superior para esta espécie, onde a provável causa do tombamento das árvores também seja a erosão que ocorre no local. Os troncos novos que emergem apresentam diâmetro menor e alta densidade por indivíduo. Desta forma, identificar este tipo de floresta como em fase de desenvolvimento pode gerar um equívoco na avaliação da estrutura do bosque (Tognella De Rosa *et al.*, 2006).

O processo erosivo pode ser atribuído ao fato de que a dinâmica natural do estuário do rio São João vem sendo modificada devido a alterações realizadas no leito do rio, como a captação de suas águas para abastecimento da população e uso na agropecuária, além de distúrbios ambientais, como o desmatamento da mata ciliar, retificação do leito e construção de barragens a montante do estuário (Primo e Volker, 2003). As alterações no fluxo de águas do rio alteram a capacidade de transporte de sedimentos na interface entre o mar e o continente, podendo provocar mudanças na dinâmica de sedimentação costeira. No estuário do rio São João foi possível notar que o manguezal tem respondido às alterações no rio passando por um processo de erosão

demonstrando ser um bom indicador biológico das mudanças geomorfológicas das regiões estuarinas (Vale, 1999; Bernini *et al.*, 2010).

A distribuição das espécies ao longo do gradiente de inundação também varia grandemente, podendo ou não apresentar padrões de distribuição. A variação na distribuição pode ser atribuída às respostas individuais de cada espécie às variações das características abióticas locais e também a fatores bióticos, como a competição interespecífica e a predação de diásporos (Snedaker, 1982; Smith e Duke, 1987, Smith, 1992). A composição de espécies não diferiu entre as áreas de borda e interior das florestas analisadas. A ausência de zonação sugere que a amplitude de variabilidade dos fatores abióticos não foi suficiente para promover alteração na composição de espécies entre borda e interior da floresta. Resultados semelhantes foram observados para o manguezal do rio Paraíba do Sul (Bernini e Rezende, 2004). Araújo e Maciel (1979) também não encontraram zoneamento definido nos manguezais da Baía de Guanabara, RJ.

Embora não tenha sido observado zoneamento de espécies ao longo do gradiente de inundação no presente estudo, a floresta do estuário inferior apresentou menor desenvolvimento estrutural na parte interior da faixa de mangue do que na borda. A altura e o DAP médio diferiram entre borda e interior, provavelmente, em função da frequência de inundação diferenciada que pode promover diferenças nas características abióticas do sedimento. Similarmente no manguezal da Baía de Babitonga, SC a influência da frequência de inundação foi evidente, sendo possível observar diferenças estruturais da floresta entre borda e interior dos sítios acompanhando as diferenças nas frequências de inundação (Cunha *et al.*, 2006).

Os resultados da CCA mostraram que a porcentagem de matéria orgânica do sedimento foi o principal fator responsável pela separação das parcelas da borda e do interior da floresta no estuário inferior. Durante a coleta de dados, observou-se que o interior da floresta do estuário inferior pode ser classificado como floresta do tipo bacia (Cintron *et al.*, 1985), porque o substrato é caracterizado por uma ligeira depressão, mantendo-se inundado por mais tempo em relação à borda. A maior porcentagem de matéria orgânica foi observada no interior do estuário inferior. Provavelmente este maior

valor de matéria orgânica deve-se a menor lavagem que ocorre no interior da floresta, por se tratar de uma bacia, causando um acúmulo de material vegetal na parte interior do manguezal. Florestas do tipo bacia possuem como característica o menor desenvolvimento estrutural do mangue quando comparada aos outros tipos de floresta de manguezal (Cintrón *et al.*, 1985). De acordo com Lugo e Snedaker (1974), as florestas do tipo bacia, localizadas mais próximo a costa, recebem influência diária das marés e são dominadas por *R. mangle*, como é o caso do presente estudo. A borda da floresta do estuário inferior e as florestas do estuário superior podem ser classificadas como do tipo ribeirinho e por isso apresentam melhor desenvolvimento estrutural das florestas (Cintrón *et al.*, 1985).

Os resultados da análise de agrupamento e a CCA separaram as parcelas em três grupos. O primeiro grupo foi composto pelas parcelas demarcadas no estuário superior, que apresentaram maior densidade de *L. racemosa*, enquanto o segundo e o terceiro grupos, composto pelas parcelas demarcadas no estuário inferior, exibiram maior densidade de *R. mangle*. Assim, observou-se zonação das espécies ao longo do estuário. O padrão de distribuição das espécies ao longo do estuário do rio São João é similar ao observado no manguezal do rio Benevente (ES) (Petri *et al.*, 2011) e no manguezal do rio São Mateus (ES) (Silva *et al.*, 2005). A CCA mostrou que o padrão de distribuição das espécies está altamente correlacionado com a salinidade. Segundo Camargo *et al.* (2008), que obtiveram valores de correlação similares ao encontrado neste trabalho, os valores aqui registrados são considerados altos e indicam que as variáveis analisadas foram suficientes para explicar a maior ocorrência de *R. mangle* no estuário inferior e de *L. racemosa* no estuário superior.

Cintrón *et al.* (1978) observaram que nos manguezais da costa Sul do Caribe, onde a salinidade é extremamente elevada (44), *R. mangle* também foi a espécie dominante. Os autores ainda observaram que a altura das árvores foi inversamente proporcional à salinidade da água intersticial, alcançando estatura máxima de 2 m. Do mesmo modo, Soto e Jiménez (1982) verificaram relação inversa entre a salinidade e os valores de altura e área basal em um manguezal da Costa Rica, neste manguezal a área basal também foi inversamente correlacionada com os valores de salinidade da

água intersticial. Padrão semelhante foi observado no manguezal do rio São João, já que *R. mangle* foi a espécie dominante no estuário inferior e os valores de área basal foram menores neste sítio, onde a salinidade foi maior (23,5). Além disso, *R. mangle* apresentou menor média de altura neste sítio em relação ao estuário superior (3,6 m no estuário inferior e 7,6 m no estuário superior, dados não apresentados). Jiménez (1985b) relatou que *R. mangle* pode crescer em locais onde a salinidade do solo é maior que 60, podendo se estabelecer em áreas com ou sem entrada de água doce, porém o desenvolvimento estrutural tende a ser menor.

Segundo Smith (1992), para compreender os padrões de zonação é preciso conhecer o gradiente físico-químico que ocorre na zona entremarés, além do padrão de salinidade intersticial, ao longo desta zona, que é influenciado pela ação das marés, precipitação, drenagem terrestre e penetração da água no sedimento. A zonação ocorreria porque cada espécie tem seu ótimo (suas exigências mínimas) para que possa dominar o ambiente (Smith, 1992; Martin, 2005). Partindo do princípio que *R. mangle* se estabelece melhor em locais onde a salinidade é mais elevada e *L. racemosa* se estabelece melhor em locais onde a salinidade é baixa, nossos resultados corroboram a hipótese de um ótimo para o estabelecimento de cada uma das espécies. No entanto, os mecanismos que governam os padrões espaciais de distribuição de espécies ainda são pouco entendidos, existindo outras hipóteses que buscam explicar a zonação de espécies como a predação, a dispersão de propágulos e a competição (Ball, 1996; Sherman, 2009).

Jiménez (1985a) relatou que *L. racemosa* raramente é dominante, exceto quando a salinidade é baixa. Desta forma, a baixa salinidade da água intersticial observada no estuário superior pode estar favorecendo o estabelecimento desta espécie, que tem como seu habitat ótimo locais onde o sedimento é bem drenado, preferindo sedimentos com baixa concentração de sal (Jiménez, 1985a). Sherman *et al.* (2000), em estudo realizado em um manguezal neotropical, mostraram que o predomínio de *R. mangle* em alguns locais ao longo do estuário é devido a sua maior tolerância à inundação. Embora no presente estudo não tenha sido realizado um estudo da microtopografia, verificou-se que no estuário inferior o sedimento permanece mais

tempo inundado em relação ao estuário superior. Assim, a dominância e maior abundância de *R. mangle* no estuário inferior também pode estar relacionada a sua maior tolerância a inundações.

Na CCA, as variáveis ambientais foram mais fortemente correlacionadas com o primeiro eixo canônico, destacando em ordem decrescente salinidade, silte+argila e teor de matéria orgânica. Além da separação das parcelas de acordo com os sítios de estudo, também foi possível verificar a separação das parcelas em borda e interior no estuário inferior, refletindo o desenvolvimento estrutural diferenciado e a variação das características abióticas ao longo do gradiente de inundações.

O maior percentual de matéria orgânica foi observado no interior do estuário inferior, provavelmente, devido à menor lavagem pelas marés no interior da floresta (floresta do tipo bacia), o que resulta em um acúmulo de material vegetal no sedimento (Bernini e Rezende, 2004). O percentual de matéria orgânica do sedimento esteve dentro da faixa reportada em outros manguezais (Souza *et al.*, 1996; Cuzzuol e Campos, 2001; Bernini *et al.*, 2006).

No manguezal do rio São João, *L. racemosa* foi dominante no estuário superior, onde o sedimento é mais lamoso em relação ao estuário inferior onde *R. mangle* apresentou maior dominância. Outros trabalhos indicam que estas espécies podem se desenvolver em substratos com condições variadas que vão desde cascalhos e areia grossa até os mais argilosos (Jimenez, 1985a; Jimenez, 1985b; Jimenez *et al.*, 1985; Cuzzuol e Campos, 2001; Oliveira, 2007).

Não houve correlação significativa entre fração granulométrica do sedimento e percentual de matéria orgânica com o desenvolvimento estrutural, visto que o interior do estuário inferior obteve a menor média de altura das árvores, mesmo o sedimento deste local apresentando a maior média percentual de matéria orgânica. O estuário superior, apesar de possuir menor porcentagem de matéria orgânica, apresentou maior desenvolvimento estrutural provavelmente devido a baixa salinidade que permite melhor desenvolvimento estrutural do manguezal.

## 8. CONCLUSÕES

- Embora não tenha sido observado padrão de zonação das espécies entre borda e interior, a floresta de mangue do estuário inferior apresentou menor desenvolvimento estrutural no interior da floresta, provavelmente devido ao fato de ser uma floresta do tipo bacia;
- *Laguncularia racemosa* exibiu maior densidade no estuário superior e *R. mangle* no estuário inferior, definindo um padrão de zonação ao longo do estuário;
- A integração dos dados fatores abióticos, silte+argila e salinidade da água intersticial com os parâmetros estruturais promoveram a partição entre as duas regiões estuarinas corroborando a zonação ao longo do estuário.

## 9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O manguezal do estuário do rio São João vem sofrendo com ações antrópicas ao longo dos últimos anos. Desta forma, se faz necessário a elaboração de um plano de gerenciamento visto que o local é considerado como um dos pontos estratégicos para o turismo da cidade de Casimiro de Abreu, RJ, podendo movimentar a economia do município e aumentar a renda da população;
- Atualmente existe a iniciativa da criação da Reserva Extrativista da Foz do rio São João, que se encontra em estágio avançado de implementação. Assim, o presente estudo fornece informações sobre o manguezal do estuário do rio São João que serão importantes para a implementação do gerenciamento deste manguezal, auxiliando também, caso necessário, a realização do manejo deste importante ecossistema costeiro.

## 10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, v. 29, n. 3, p. 331-349, 2002.

ALONGI, D. M. Paradigm Shifts in Mangrove Biology. In: PERILLO, G. M. E.; WOLANSKI, E., *et al* (Ed.). **Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach**: Elsevier, cap. 22, p.974. 2009.

ALONGI D. M. Patterns of mangrove wood and litter production within a beach ridge-fringing reef embayment, northern Great Barrier Reef coast. **Estuaries and Coasts** v. 34, p. 32-44, 2011.

ARAUJO, D. S. D. e MACIEL, N. C. Os manguezais do recôncavo da Baía de Guanabara. **Caderno FEEMA, série técnica**, v. 10, p. 1-13, 1979.

BALL, M. C. Patterns of secondary succession in a mangrove forest of southern Florida. **Oecologia**, v. 44, p. 226–234, 1980.

BALL, M. C. Ecophysiology of mangroves. **Trees Structure and Function**, vol. 2, 129-142, 1988.

BALL, M. C. Comparative ecophysiology of mangrove forest and tropical lowland moist forest. In: **Tropical Forest Plant Ecophysiology** (eds. MULKEY, S. S.; CHAZDON, R. L. e SMITH, A. P.), Chapman and Hall, New York, p. 461–496, 1996.

BERNINI, E.; REZENDE, C. E. Estrutura da vegetação em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, p. 491-502, 2004.

BERNINI, E.; FERREIRA, R.; e SILVA, F. L. C., MAZUREC, A. P.; NASCIMENTO, M. T.; REZENDE, C. E. Alterações na cobertura vegetal do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul no período de 1976 a 2001. **Revista da Gestão Costeira Integrada**. Número Especial 2, Manguezais do Brazil, p. 1-9, 2010.

BERNINI, E.; REZENDE, C. E. Vegetation structure in a mangrove forest in Southeastern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 6, p. 139-209, 2011.

BERNINI, E.; DA SILVA, M. A. B.; DO CARMO, T. M. S.; CUZZUOL, G. R. F. Composição química do sedimento e de folhas das espécies do manguezal do estuário do Rio São Mateus, Espírito Santo, Brasil **Revista Brasil. Bot.**, V.29, n.4, p.689-699, out.-dez. 2006

CARDOSO, P.V.; REIS, R.B. e CRUZ, C.B.M. Análise da fragmentação de floresta na bacia do rio São João considerando as influências de escala e relevo. In: **Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 1755-1762, 2009.

CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T. e FILHO, A.T.O. Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil **Acta Botanica Brasílica**, v. 22, p. 929-940, 2008

CARVALHO, F.A.; NASCIMENTO, M.T.; PROCÓPIO DE OLIVEIRA, P.; RAMBALDI, D.M. e FERNANDES, R.V. A importância dos remanescentes florestais da Mata Atlântica de baixada costeira fluminense para a conservação da biodiversidade na APA da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado - RJ. In: **Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**, v.1. Curitiba, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza: Rede Nacional Pró Unidades de Conservação, pp. 106-113, 2004.

CHEN, R.; TWILLEY, R. R.. A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. **Journal of Ecology**, v. 86, p. 37-52, 1998.

CINTRÓN, G.; LUGO, A.E.; POOL, D.J. e MORRIS, G. Mangrove of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. **Biotropica**, v. 10, p. 110-121, 1978.

CINTRÓN, G.; LUGO, A.E. e MARTINEZ, R. Structural and functional properties of mangrove forests. **Anal. of the Symposium Signaling the Complexion of the Flora of Panama**. University of Panama, Panama. p. 53-67, 1985.

CINTRÓN, G. e SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Introducción a la ecología del manglar**. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la UNESCO para América Latina y el Caribe – ROSTLAC, Montevideo, Uruguay, 109p, 1983

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte e Sur América. **Ciencia Interamericana**, v. 25, p. 4-15, 1985.

CINTRÓN-MOLERO, G. e SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Ecology and management New World Mangroves. In: SEELIGER, U. (Ed.). **Coastal Plant Communities of Latin America**. San Diego: Academic Press, p.233-258. 1992.

CUNHA, S. R.; TOGNELLA, M. M. P.; COSTA, C. S. B. Salinity and flooding frequency as determinant of mangrove forest structure in Babitonga Bay, Santa Catarina State, Southern Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 39, p. 1175-1180, 2006.

CUNHA-LIGNON, M. 2001. Dinâmica do manguezal no Sistema de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo – Brasil. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo. 97p.

CUNHA-LIGNON, M., COELHO-JR, C., ALMEIDA, R., MENGHINI, R., CORREA, F., SCHAEFFER-NOVELLI, Y., CINTRÓN-MOLERO, G. E DAHDOUN-GUEBAS, F. Mangrove forests and sedimentary processes on the South coast of São Paulo state (Brazil). **Journal of Coast Research**, v.56, p. 405-409.

CUZZUOL, G. R. F. e CAMPOS, A. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do rio Mucuri, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, p. 227-234, 2001.

DAVIS, J. H. The ecology of geologic role of mangroves in Florida. **The Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists**, v. 26, 307-425, 1940.

DHN. Diretoria de Hidrografia e Navegação. **Tábuas de marés**. <http://www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/index.htm>. Acessado em: 01/02/2012.

DITTMAR, T., HERTKORN, N., KATENER, G. e LARA, R.J. Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 20, n. 1, 2006.

DITTMAR, T. e LARA, R. J. Do mangroves rather than rivers provide nutrients to coastal environments south of the Amazon River? Evidence from long-term flux measurements. **Marine Ecology-Progress Series**, v. 213, p. 67-77, 2001.

DUKE, N. C. Mangrove floristics and biogeography. In: ROBERTSON, A. I. e ALONGI, D. M. (Ed.). **Tropical mangrove ecosystems**. (Coastal and estuarine series). Washington, USA: American Geophysical Union, 1992.

DUKE, N. C. Sustained high levels of foliar herbivory of the mangrove *Rhizophora stylosa* by a moth larva *Doratifera stenosa* (Limacodidae) in north-eastern Australia. **Wetlands Ecology and Management**, v. 10, p. 403-419, 2002.

ELLISON, A. M., FARNSWORTH, E. J.; MERKT, R. E. Origins of mangrove ecosystems and the mangrove biodiversity anomaly. **Global Ecology and Biogeography** v. 8, p. 95-115, 1999.

FEEMA. **Relatório Técnico sobre Manguezal**. p.61. 1980.

GIRI, C.; OCHIENG, E.; TIESZEN, L. L.; ZHU, Z.; SINGH, A.; LOVELAND, T.; MASEK, J.; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 1, p. 154-159, 2011.

GIRI, C.; ZHU, Z.; TIESZEN, L. L.; SINGH, A.; GILLETE, S.; KELMELI, J. A. Mangrove forest distributions and dynamics (1975-2005) of the tsunami-affected region of Asia. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 3, p. 519-528, 2008.

IPCC. **Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Geneva, Switzerland: 2007.

JENNERJAHN, T. C.; ITTEKKOT, V. Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins. **Naturwissenschaften**, v. 89, n. 1, p. 23-30, 2002.

JIMÉNEZ, J.A. *Rhizophora mangle* (L.) Red mangrove. Rhizophoraceae. Mangrove family. **Unesco, SO-ITF-SM**, 2-7p 1985a.

JIMÉNEZ, J. A. *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f., White mangrove. In: **[Silvicultural Manual]**. , Chapter 3. U.S. Forest Service, 1985b.

JIMENEZ, J. A., LUGO, A. E. e CINTRON, G. Tree mortality in mangrove forests. **Biotropica**, v. 17, 177-185, 1985.

JIMÉNEZ, J.A. e SAUTER, K. Structure and dynamics of mangrove forests along a flooding gradient. **Estuaries**, v. 14, p. 49-56, 1991

KATHIRESAN, K.; BINGHAM, B. L. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. In: SOUTHWARD, A. J.; TYLER, P. A., *et al* (Ed.). **Advances in Marine Biology, Vol 40**. London: Academic Press Ltd-Elsevier Science Ltd, v.40, p.81-251, 2001.

KIERULFF, M.; RAMBALDI, D.M. e KLEIMAN, D.G. Passado, presente e futuro do mico-leão-dourado e de seu hábitat. In: C. Galindo-Leal e I.G. Câmara (Eds.). **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte, Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, p. 95-102, 2005.

KJERFVE, B. e LACERDA, L. D. Mangroves of Brazil. In: LACERDA, L. D. (Ed.). **Conservation and Sustainable Utilization of Mangrove Forests in Latin America and Africa Regions. Mangrove Ecosystems technical reports**, p.245-272, 1993.

KOEPPEL, W. **Climatología**. México, Editora Fondo de la Cultura Económica, 1948.

LACERDA, L. D.; SANTOS, J. A.; MADRID, R. M. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, n. 12, p. 1823-1826, 2006.

LACERDA, L. D.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Mangroves of Latin America: the need for conservation and sustainable utilization. In: YÁNEZ-ARANCIBA, A. e LARA-DOMINGUEZ, A. L. (Ed.). **Ecosistemas de manglar en America Tropical: UICN / NOAA / Instituto De Ecologia, A.C.**, p.5-8, 1999.

LAMBERTI, A. Contribuição ao conhecimento da ecologia das plantas do manguezal de Itanhaém. **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo**, 317, Boletim de Botânica, 23: 1-217, 1969.

LUGO, A.E. Avances y prioridades de investigación en manglares. **Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste Brasileira**. São Paulo, Brasil: Academia de Ciências do Estado de São Paulo; 59-76, 1987.

LUGO, A.E.; CINTRÓN, G. e GOENAGA, C. El ecosistema del manglar bajo tension. In: **Seminario sobre el estudio científico e impacto humano en el ecosistema de manglares**, Cali, Colombia, UNESCO/ROSTLAC, p. 261-285, 1980.

LUGO, A.E. e SNEDAKER, S.C. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematic*, v. 5, 39-64, 1974.

MARTIN, L. e SUGUIO, K. Excursion route along the coastal plains of the states of Paraná and Santa Catarina. In: **INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SEA LEVEL CHANGES AND QUATERNARY SHORELINES**. São Paulo: Inqua, 124 p. (Special Publication n. 1), 1986.

MARTIN, B.H. Mangrove zonation hypothesis. 2005.

MARTINS, P. T. A.. COUTO, E. C. G; DELABIE, J. H. C. Fitossociologia e estrutura vegetal do Manguezal do rio Cururupe (Ilhéus, Bahia, Brasil). **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 11, p. 163-169, 2011.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Glenden Beach, Oregon, USA. 237p, 1999.

McKEE, K. L. Mangrove species distribution patterns and propagule predation in Belize: an exception to the dominance-predation hypothesis. **Biotropica**, v. 27, 334- 345, 1995.

MEA. **Millenium ecosystem assessment. In Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis.** Washington, DC: World Resources Institute, 2005.

MENEZES, L. F. T.; PEIXOTO, A. L.; MACIEL, N. C. A riqueza ameaçada dos manguezais. **Ciência Hoje**, v. 27, n. 158, p. 63-67, 2000.

OGINO, K. Mangrove ecosystem as soil, water and plant interactive system, p. 135-143. In: H. Lieth e A. Al Masoom (eds.), **Towards the rational use of high salinity tolerant plants**, v. 1, Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, 521p., 1993.

OLIVEIRA, A. E. S. Caracterização do Mangue da Praia Gorda, Armação dos Búzios, Estado do Rio de Janeiro – RJ. **Revista Científica do Centro Universitário de Barra Mansa – UBM, Barra Mansa**, v. 9, p. 51, 2007.

PELLEGRINI, J. A. C. *et al.* A Method for the Classification of Mangrove Forests and Sensitivity/Vulnerability Analysis. **Journal of Coastal Research**, p. 443-447, 2009.

PETRI, D. J. C.; BERNINI, E., SOUZA, L. M e REZENDE, C. E. Distribuição das espécies e estrutura do manguezal do rio Benevente, Anchieta, ES. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 107-116, 2011

PIOU, C.; FELLER, I. C.; BERGER, U. e CHI, F. Zonation Patterns of Belizean Offshore Mangrove Forests 41 Years After a Catastrophic Hurricane. **Biotropica**, v. 38, p. 365-374, 2006.

PRIMO, P. B. e VOLKER, C. M. Bacias hidrográficas dos rios São João e das Ostras–águas, terras e conservação ambiental. **Consórcio Intermunicipal Lagos São João, Rio de Janeiro**, 115p, 2003.

RABINOWITZ, D. Dispersal properties of mangrove propagules. **Biotropica**, v. 10, p. 47-57, 1978.

ROBERTSON, A.I. e ALONGI, D.M.. **Tropical Mangrove Ecosystems**. Coastal and Estuarine Studies. Washington: American Geophysical Union, 1992.

ROBERTSON, A. I.; ALONGI, D. M. e BOTO, K. G. Food chains and carbon fluxes. In: ROBERTSON, A. I. e ALONGI, D. M. (Ed.). **Tropical mangrove ecosystems**. (Coastal and Estuarine Series No. 41). Washington: American Geophysical Union, p.293-326, 1992.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. e CINTRÓN, G. Guia para estudo de áreas de manguezal: estrutura, função e flora. São Paulo: **Caribbean Ecological Research**, 150p, 1986.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Manguezais brasileiros: região sudeste-sul. P. 78. In: **Anais do Simpósio da Costa Sul e Sudeste: síntese dos conhecimentos**. Cananéia, SP: ACIESP. V. 2, 1987.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. **Publicação Especial Instituto Oceanográfico**. São Paulo, 7: 16p, 1989.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Manguezal: Ecossistema entre a Terra e o Mar. **Caribbean Ecological Research**. São Paulo, p.64. 1995.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRON-MOLERO, G.; RODRIGUES, F. O. **Mangrove: A methodology for oil pollution impact assessment. Multiple use of the coastal zone and maintenance of the quality of sea water**. New Delhi, Society of Ocean Scientists e Technologist, 1992.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. CINTRÓN-MOLERO, G., ANDAIME, R. R., CAMARGO, T. M. VARIABILITY OF MANGROVE ECOSYSTEMS ALONG THE BRAZILIAN COAST. **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 204-218, 1990.

SHAH, D. *et al.* Zoning and monitoring dominant mangrove communities of a part of The Marine National Park, Gulf of Kachchh. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 33, n. 1, p. 155-163, 2005.

SHERMAN, R. E.; FAHEY, T. J.; BATTLES, J. J. Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neo-tropical mangrove forest. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 165-178, 2000.

SILVA, M.A.B.; BERNINI, E. e CARMO, T.M.S. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 465-471, 2005.

SMITH, T.J. III. Forest structure. In: Robertson, A.I. e Alongi, D.M. (Eds.). **Tropical mangrove ecosystems**. Coastal and estuarine series. American Geophysical Union, Washington, USA, p. 101-136, 1992.

SMITH, T. J. e DUKE, N. C. PHYSICAL DETERMINANTS OF INTER-ESTUARY VARIATION IN MANGROVE SPECIES RICHNESS AROUND THE TROPICAL COASTLINE OF AUSTRALIA. **Journal of Biogeography**, v. 14, n. 1, p. 9-19, 1987.

SNEDAKER, S. C. Mangrove species zonation: Why? In: D. N. Sen e Rajpurohit (Eds.). **Tasks for vegetation science**, vol. 2. Dr. W. Junk Publishers, The Hague, p. 111-125. 1982.

SOARES, M. L. G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 503-515, 1999.

SOARES, M.L.G.; CHAVES, F.O.; CORRÊA, F.M. e SILVA Jr., C.M.G. Diversidade estrutural de bosques de mangue e sua relação com distúrbios de origem antrópica: o caso da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro). **Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ**, v. 26, 101-116, 2003.

SOFIATTI, A. Entre a terra e a água: Estudos sobre as relações das sociedades humanas com os manguezais da ecorregião de São Tomé entre 1950 e 2000. **Tese de Doutorado** Universidade Federal Fluminense. Rio de Janeiro. 538p, 2001.

SORIANO-SIERRA, E.J.; MACENO-SILVA, J.R.B.; DERNER, R.B. e BRANCO, J.O. **Aspectos ecológicos do manguezal do Rio Itacorubi, Santa Catarina, Brasil.** NE'MAR, UFSC, Sdr. Cont. Cient. Florianópolis, SC. v. 16, p.1-32, 1986.

SOTO, R. e JIMENEZ, J.A. Análisis fisionómico estructural del manglar de Puerto Soley, La Cruz, Guanacaste, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, v. 30, p. 161-168, 1982.

SOUZA, M.M. A e SAMPAIO, E.V.S.B. Variação temporal da estrutura dos bosques de mangue de Suape - PE após a construção do porto. **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, p. 1-12, 2001

SOUZA, H. F., GUEDES, M. L. S., OLIVEIRA, S. S. e SANTOS, E. S. Alguns aspectos fitossociológicos e nutricionais do manguezal da Ilha do Pati, Bahia, Brasil. **Sitientibus**, v. 15, p. 151-165, 1996.

SPITZY, A. e LEENHEER, J. **Dissolved organic carbon in rivers.** In: Kempe, S. e Richey, J. Biochemistry of Major World Rivers: SCOPE Report 42. p.213-232. 1991.

SUGUIO, K. Introdução a Sedimentologia. São Paulo, Edgar Blucher, **EDUSP**. 1973.

TER BRAAK C. J. F. Partial canonical correspondence analysis, In: **Classification and related methods of data analysis**, ed. H. H. Bock, 551-558, North-Holland, Amsterdam, 1988.

THOM, B. Mangrove ecology and deltaic morphology: Tabasco, Mexico. **Journal of Ecology**, v. 55, p. 301 – 343, 1967

THOM, B.G. Mangrove ecology: a geomorphological perspective. In: B.F. Clough (Ed.). **Mangrove ecosystems in Australia, structure, function and management.** Australian National University Press, Camberra, p. 3-17, 1982.

TOGNETTA-DE-ROSA, M. M. P. Manguezais catarinenses, Baía da Babitonga e Rio Tavares: uma abordagem parcial dos atributos ecológicos e econômicos. 2000. **Tese de doutorado**. Instituto Oceanográfico. Universidade de São Paulo, 194p, 2000.

TOGNETTA-DE-ROSA, M. M. P.; CUNHA, S. R.; SOARES, M. L. G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. ; LUGLI, D. O. Mangrove Evaluation - An Essay. **Journal of Coastal Research**, v. 39, p. 1219-1224, 2006.

TOMLINSON, P. B. **The Botany of Mangroves**. New York: Cambridge University Press, 1986. 170p.

VALE, C.C. Contribuição ao estudo dos manguezais como indicadores biológicos das alterações geomorfológicas do estuário do rio São Mateus-ES. **Dissertação de mestrado**. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo. São Paulo. 171p, 1999.

VALIELA, I.; BOWEN, J. L.; YORK, J. K. Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. **Bioscience**, v. 51, n. 10, p. 807-815, 2001.

WALSH, G.E. Mangrove forests: a review. In: Reinold, R.J., Queen, W.H. (eds). **Ecology of Halophytes**. New York, Academic Press, 1974.

WOODROFFE, C. D. Mangrove sediments and geomorphology. In: ROBERTSON, A. I. e ALONGI, D. M. (Eds.). **Tropical mangrove ecosystems**. Coastal and estuarine series. American Geophysical Union, Washington, p. 7-41, 1992.

ZAR, J. H. Biostatistical Analysis. **Prentice Hall, New Jersey**. 718p, 1996.