

ESTRUTURA DA COBERTURA VEGETAL E PRODUÇÃO DE
SERAPILHEIRA DA FLORESTA DE MANGUE DO ESTUÁRIO DO RIO
PARAÍBA DO SUL, ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL

ELAINE BERNINI

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

FEVEREIRO - 2008

ESTRUTURA DA COBERTURA VEGETAL E PRODUÇÃO DE
SERAPILHEIRA DA FLORESTA DE MANGUE DO ESTUÁRIO DO RIO
PARAÍBA DO SUL, ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL

ELAINE BERNINI

Tese apresentada ao Centro de Biociências
e Biotecnologia, da Universidade Estadual
do Norte Fluminense, como parte das
exigências para obtenção do título de
Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Carlos Eduardo de Rezende

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
FEVEREIRO, 2008

ESTRUTURA DA COBERTURA VEGETAL E PRODUÇÃO DE
SERAPILHEIRA DA FLORESTA DE MANGUE DO ESTUÁRIO DO RIO
PARAÍBA DO SUL, ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL

ELAINE BERNINI

Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia, da Universidade Estadual do Norte Fluminense, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 29 de fevereiro de 2008.

Comissão examinadora:

Profa. Tania Mara Simões do Carmo (Doutora em Fisiologia Geral) - UFES

Profa. Dorothy Sue Dunn de Araujo (Doutora em Ecologia) - UFRJ

Profa. Dora Maria Villela (Doutora em Ecologia) - UENF

Orientador: Prof. Carlos Eduardo de Rezende - UENF

Revisor e Suplente: Prof. Alvaro Ramon Coelho Ovalle - UENF

Encontro

*O rio se encontra com o mar
veja como é rica, a lama que dá
cresce o mangue e com ele a criação,
peixes e mariscos — é alimentação*

*Não corte o mangue porque
pode morrer a vida que tem
dentro do mar*

*O pescador tem no mangue,
sua vida seu sangue,
morando no mar,
pra lhe ajudar. . .*

Carlinhos de Tote

Dedico este trabalho aos meus pais
Roberio e Marlene e ao meu irmão Alan.

Agradecimentos

Este trabalho não seria concluído sem a colaboração de muitas pessoas e instituições. Especialmente gostaria de agradecer:

Ao Dr. Carlos Eduardo de Rezende, pela orientação, apoio, amizade e oportunidade de desenvolver outras atividades além da tese, que contribuíram significativamente para minha formação profissional.

Ao Dr. Alex Pury Mazurec, pelo grande auxílio relacionado aos dados de geoprocessamento.

À UENF, pela concessão de bolsa.

Ao Instituto Milênio pelo apoio financeiro.

Ao Laboratório de Ciências Ambientais do Centro de Biociências e Biotecnologia da UENF, pela infra-estrutura fornecida para o desenvolvimento do trabalho.

Aos técnicos Ivanilton, Sr. Antônio e Vanderlei, pela ajuda nos trabalhos de campo.

À Dra. Tania Mara Simões do Carmo, pela orientação durante a graduação, que foi fundamental para minha formação acadêmica. Seu incentivo foi muito importante para a realização deste trabalho.

Ao Dr. Alvaro Ramon Coelho Ovalle, pela revisão da tese.

À Edilma, Gerusa e Maurício, por serem sempre prestativos na marcação das atividades de campo e na solução de diversos problemas.

Aos diversos motoristas (Noel, Jackson, Gaiato, Marcos, João, André, Ronaldo e Ailton), pelo apoio nos trabalhos de campo.

À Jorge Rogério Pereira Alves e Osny Pereira Filho, pela sugestão do tipo de coletor de serapilheira.

Ao Sr. Antônio e Ivanilton, pelo auxílio na confecção dos coletores de serapilheira.

Ao Dr. Leandro Rabello Monteiro, pelo esclarecimento das dúvidas de estatística.

Ao Dr. Elias Fernandes de Souza do Laboratório de Engenharia Agrícola da UENF, pelo fornecimento dos dados meteorológicos.

À Ana Cláudia Pinto do Nascimento, pelos esclarecimentos nos cálculos de produção.

Ao Dr. Marcus Emanuel Barroncas Fernandes, por ter fornecido várias referências bibliográficas.

Aos vários alunos de graduação (Rackel, Taísa, Euzimar, Andréa, Detony), pela ajuda nas atividades de campo.

Ao técnico Marcelo Almeida pelo auxílio na análise granulométrica.

Aos técnicos Ana Paula (Rose), Cristiano e Alcemi, pelo apoio nas atividades de laboratório.

A todos os amigos, pelo grande apoio e por terem compartilhado momentos de vitórias, alegrias, angústias e dúvidas.

Às professoras Tania Mara Simões do Carmo, Dorothy Sue Dunn de Araujo e Dora Maria Villela José, por participarem da banca examinadora.

A todos os alunos de graduação e pós-graduação, funcionários e professores do LCA, pelo bom ambiente de trabalho.

À Frederico Lage Pinto, pelo grande apoio, incentivo, carinho, paciência e amor. Obrigada por ter tornado tudo mais alegre e por fazer parte da minha história.

Sumário

LISTA DE TABELAS	IX
LISTA DE FIGURAS	XII
RESUMO	XV
ABSTRACT	XVI
<hr/>	
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. O Ecossistema Manguezal	2
1.2. Área de Cobertura dos Manguezais	3
1.3. Estrutura da Vegetação em Florestas de Manguê	6
1.4. Produção de Serapilheira em Manguezais	14
<hr/>	
2. HIPÓTESE	18
<hr/>	
3. OBJETIVOS	20
<hr/>	
4. ÁREA DE ESTUDO	22
<hr/>	
5. MATERIAL E MÉTODOS	28
5.1. Tratamento das Imagens de Satélite	29
5.2. Análise da Estrutura da Floresta de Manguê	30
5.2.1. Amostragem	30
5.2.2. Tratamento dos Dados	32
5.3. Produção de Serapilheira	33
5.3.1. Amostragem	33
5.3.2. Tratamento e Análise dos Dados	34
<hr/>	
6. RESULTADOS	36
6.1. Estrutura Espacial do Manguezal	37
6.2. Estrutura da Vegetação do Manguezal	40
6.3. Produção de Serapilheira das Florestas de Manguê	70
<hr/>	
7. DISCUSSÃO	80
7.1. Estrutura Espacial do Manguezal	81
7.2. Estrutura das Florestas de Manguê	86
7.3. Produção de Serapilheira	98
<hr/>	
8. CONCLUSÃO	110
<hr/>	
9. RECOMENDAÇÕES	113
<hr/>	
10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	115
<hr/>	

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Vazão do rio ($m^3.s^{-1}$) na região do Baixo Paraíba do Sul nos anos de 1995 a 2006. N = número amostral. (Fonte: Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense).....	24
Tabela 2. Principais características das imagens de satélite Landsat. R: vermelho; G: verde; B: azul; Ip: infravermelho próximo; loc: infravermelho de ondas curtas; Im: infravermelho médio; It: infravermelho termal; PAN: pancromática.....	29
Tabela 3. Comprimento do transecto (metros) e número de parcelas demarcadas em cada sítio de estudo analisado no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.....	31
Tabela 4. Área (ha) da cobertura vegetal do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, nos diferentes setores analisados nos anos de 1986 e 2001.....	38
Tabela 5. Área (ha) das classes de cobertura vegetal do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, nos diferentes setores analisados no ano de 1986.....	38
Tabela 6. Área (ha) das classes de cobertura vegetal do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, nos diferentes setores analisados no ano de 2001.....	38
Tabela 7. Características gerais da estrutura da vegetação analisada nas 50 parcelas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. DAP: Diâmetro à altura do peito.....	41
Tabela 8. Parâmetros estruturais da vegetação do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. DAP: diâmetro à altura do peito; ABv: área basal viva; Abm: área basal morta; DTv: densidade de troncos vivos; DTm: densidade de troncos mortos; Dlv: densidade de indivíduos vivos; Dlm: densidade de indivíduos mortos; T/l: razão tronco/indivíduo; 1: em m, média±desvio padrão; 2: em cm; 3: em $m^2.ha^{-1}$; 4: em troncos. ha^{-1} ; 5: em indivíduos. ha^{-1}	42
Tabela 9. Altura (m) por espécie nas parcelas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul (média±desvio padrão).....	43
Tabela 10. Frações inorgânicas (%), classificação textural e matéria orgânica (Morg) do sedimento e salinidade da água intersticial das parcelas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.....	46
Tabela 11. Área basal ($m^2.ha^{-1}$) de indivíduos vivos e mortos, por espécie, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Ag: <i>Avicennia germinans</i> ; Lg: <i>Laguncularia racemosa</i> ; Rh: <i>Rhizophora mangle</i>	50
Tabela 12. Área basal ($m^2.ha^{-1}$) de troncos vivos e mortos, por classe diamétrica, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.....	53
Tabela 13. Dominância em área basal (%) de troncos vivos e mortos, por classe diamétrica e espécie no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Ag: <i>Avicennia germinans</i> ; Lg: <i>Laguncularia racemosa</i> ; Rh: <i>Rhizophora mangle</i>	54

- Tabela 14. Densidade de troncos (troncos.ha⁻¹) vivos e mortos, por espécie, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Ag: *Avicennia germinans*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.....**56**
- Tabela 15. Densidade relativa (%) de troncos vivos e mortos, por classe diamétrica e espécie, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Ag: *Avicennia germinans*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.....**59**
- Tabela 16. Produção das diferentes frações de serapilheira (g.m⁻².dia⁻¹) das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, durante o período de janeiro de 2005 a dezembro de 2006. Letras minúsculas distintas indicam diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre florestas para as médias da fração folhas (ANOVA *one-way* e Teste de Tukey) e para as medianas das demais frações e produção total de serapilheira (Kruskal-Wallis e Teste de Dunn). N = 48.....**70**
- Tabela 17. Produção das diferentes frações de serapilheira (g.m⁻².dia⁻¹) das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, durante dois ciclos anuais. Letras minúsculas distintas indicam diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre os anos de 2005 e 2006 para as médias da fração folha (ANOVA *one-way* e Teste de Tukey) e para as medianas das demais frações e produção total (Mann-Whitney). N = 24.....**71**
- Tabela 18. Resumo da ANOVA multifatorial realizada para os dados da fração folhas da serapilheira analisada no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Valores seguidos por asterisco são estatisticamente significativos ($p \leq 0,05$). Ag: *A. germinans*; Lg: *L. racemosa*; Rh: *R. mangle*.....**74**
- Tabela 19. Produção das frações folhas, madeira e flores (g.m⁻².dia⁻¹) das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Letras *a*, *b* e *c* indicam diferenças entre as florestas dentro de cada período, letras *x* e *y* indicam diferenças entre períodos (chuvoso x seco) dentro de cada ano e letras *w* e *z* indicam diferenças entre períodos similares (chuvoso-2005 x chuvoso-2006 e seco-2005 x seco-2006). Comparação de médias para a fração folhas (ANOVA multifatorial e teste de Tukey) e comparação de medianas para as frações madeira e flores (Kruskal-Wallis e Teste de Dunn). Valores seguidos por letras distintas diferem significativamente ($p \leq 0,05$). C: chuvoso e S: seco.....**77**
- Tabela 20. Produção das frações frutos, resto e da serapilheira total (g.m⁻².dia⁻¹) das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Letras *a*, *b* e *c* indicam diferenças entre as florestas dentro de cada período, letras *x* e *y* indicam diferenças entre períodos (chuvoso x seco) dentro de cada ano e letras *w* e *z* indicam diferenças entre períodos similares (chuvoso-2005 x chuvoso-2006 e seco-2005 x seco-2006). Medianas seguidas por letras distintas diferem significativamente ($p \leq 0,05$, Kruskal-Wallis e Teste de Dunn). C: chuvoso e S: seco.....**78**
- Tabela 21. Resultado das regressões múltiplas realizadas para os dados de produção de serapilheira das três espécies analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. X₁: pluviosidade, X₂: temperatura média do ar e X₃: velocidade do vento. Valores de beta seguidos por asterisco (*) são estatisticamente significativos ($p < 0,05$). ns = não significativo.....**79**

Tabela 22. Variação na estrutura da vegetação em diferentes manguezais do Brasil. Limite de inclusão: * indivíduos com diâmetro $\geq 2,5$ cm e ** indivíduos ≥ 1 m de altura.....	89
Tabela 23. Estimativa da serapilheira produzida ($\text{ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) em diferentes formações vegetais do Brasil.....	100
Tabela 24. Estimativa da serapilheira produzida ($\text{ton.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) em algumas florestas de mangue.....	101

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Sítios de estudo no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul (Setor de Geoprocessamento do Laboratório de Ciências Ambientais).....**26**
- Figura 2. Temperaturas médias mensais e pluviosidade total mensal no período de janeiro de 2005 a dezembro de 2006 para o município de Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, localizado a cerca de 30 km do estuário do rio Paraíba do Sul (Fonte dos dados: Estação Evapotranspirométrica do Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, Universidade Estadual Norte Fluminense, PESAGRO-RIO).....**27**
- Figura 3. Vazão do rio ($m^3.s^{-1}$) e material particulado em suspensão (MPS) na região do Baixo Paraíba do Sul no período de janeiro de 2005 a dezembro de 2006 (Fonte: Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense).....**27**
- Figura 4. Disposição dos coletores de serapilheira nas florestas de (A) *A. germinans*, (B) *L. racemosa* e (C) *R. mangle*, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. (D) triagem da serapilheira de *A. germinans* em laboratório.....**35**
- Figura 5. (A) Geomorfologia do estuário do rio Paraíba do Sul em 1976 (sem discriminação das áreas de mangue); (B) Distribuição espacial do manguezal em 1986; (C) Distribuição espacial do manguezal em 2001.....**39**
- Figura 6. Área basal (AB), altura média (Am) e altura do dossel (Ad) das florestas e percentuais de matéria orgânica (Morg) e silte+argila do sedimento nas parcelas analisadas nos sítios 1, 2, 3, 8 e 9, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.....**44**
- Figura 7. Área basal (AB), altura média (Am) e altura do dossel (Ad) das florestas e percentuais de matéria orgânica (Morg) e silte+argila do sedimento nas parcelas analisadas nos sítios 10, 11, 14 e 15, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.....**45**
- Figura 8. Área basal ($m^2.ha^{-1}$) e densidade (troncos. ha^{-1}) nas parcelas analisadas nos sítios 1, 2, 3, 8 e 9, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Ag: *A. germinans* viva; Lg: *L. racemosa* viva; Rh: *R. mangle* viva; Agm: *A. germinans* morta; Lgm: *L. racemosa* morta; Rhm: *R. mangle* morta.....**51**
- Figura 9. Área basal ($m^2.ha^{-1}$) e densidade (troncos. ha^{-1}) nas parcelas analisadas nos sítios 10, 11, 14 e 15, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Ag: *A. germinans* viva; Lg: *L. racemosa* viva; Rh: *R. mangle* viva; Agm: *A. germinans* morta; Lgm: *L. racemosa* morta; Rhm: *R. mangle* morta.....**52**
- Figura 10. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por sítio, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 1 a 9, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.....**60**
- Figura 11. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por sítio, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 10 a 17, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.....**61**

Figura 12. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 1 a 3, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.....	62
Figura 13. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 4 a 6, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.....	63
Figura 14. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 7 a 9, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.....	64
Figura 15. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 10 a 12, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.....	65
Figura 16. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 13 a 15, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.....	66
Figura 17. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 16 e 17, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.....	67
Figura 18. Análise de agrupamento (UPGMA) realizada para os dados de altura média, área basal viva e densidade relativa das espécies, nas parcelas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.....	68
Figura 19. Sítios de estudo nas diferentes classes de mangue no estuário do rio Paraíba do Sul.....	69
Figura 20. Contribuição relativa (%) das diferentes frações na produção de serapilheira das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, durante o período de janeiro de 2005 a dezembro de 2006.....	73
Figura 21. Contribuição percentual das diferentes frações para a produção total de serapilheira, ao longo dos anos de 2005 e 2006 nas florestas de (A) <i>A. germinans</i> , (B) <i>L. racemosa</i> e (C) <i>R. mangle</i> analisados no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.....	75
Figura 22. Produção de serapilheira das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, ao longo dos intervalos amostrados em 2005 e 2006. A: <i>A. germinans</i> ; B: <i>L. racemosa</i> ; C: <i>R. mangle</i>	76
Figura 23. Conversão de manguezal para área de pastagem no estuário do rio Paraíba do Sul. A. Floresta de <i>A. germinans</i> colonizado por gramíneas com presença de gado. B. Caminho aberto no manguezal para a passagem do gado rumo a um cordão arenoso.....	81
Figura 24. Resultados das alterações geomorfológicas no estuário do rio Paraíba do Sul. A. Início de assoreamento do manguezal. B. Árvores com morte apical promovida pela deposição acelerada de sedimentos. C. Área de manguezal que sofreu assoreamento e posterior erosão. D. Exposição do sistema radicular	

promovido pela erosão. E. Banco de plântulas e indivíduos jovens de *L. racemosa* em áreas de sedimentação recente. F. Residências destruídas pela ação do mar em Atafona.....**83**

RESUMO

As alterações na cobertura vegetal, a estrutura da vegetação e a produção de serapilheira foram estudadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. O mapeamento realizado por meio de imagens de satélite Landsat demonstrou uma perda de 20% na área de cobertura do manguezal entre os anos de 1986 (912 ha) e 2001 (725 ha), que foi atribuída à erosão e deposição acelerada de sedimentos, implantação de pastagem e crescimento urbano. A classificação supervisionada reconheceu três classes de mangue. Para o estudo da estrutura da vegetação utilizou-se o método de parcelas. A análise da estrutura da vegetação indicou a ocorrência de processos sucessionais na comunidade. Considerando-se os indivíduos ≥ 1 m de altura, a altura média variou de 4,8 a 14,5 m, o DAP médio de 2,6 a 23,5 cm, a área basal de 8,8 e 46,4 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ e a densidade de troncos e indivíduos de 486 a 36.400 troncos. ha^{-1} e 138 e 30.000 ind. ha^{-1} , respectivamente. Houve maior contribuição em área basal na classe de diâmetro $\geq 10,0$ cm, indicando o bom desenvolvimento estrutural das florestas. *Avicennia germinans* (L.) Stearn. foi a espécie dominante em área basal (53%), seguida por *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. (28%) e *Rhizophora mangle* L. (19%). Não houve padrão de zonação definido das plantas de mangue. A classificação supervisionada e a estrutura da fitocenose indicaram que a competição interespecífica pode estar influenciando a distribuição espacial das plantas de mangue na área estudada, uma vez que florestas de *L. racemosa* são gradualmente substituídas por *A. germinans* e/ou *R. mangle*. A produção total de serapilheira nos anos de 2005 e 2006 foi superior em *R. mangle*, seguida por *A. germinans* e *L. racemosa* ($4,26 \pm 2,84$; $3,59 \pm 3,18$ e $3,58 \pm 2,91$ $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, respectivamente), mas não variou entre os anos analisados. Para as três espécies, a fração folhas foi o principal componente da serapilheira (52-66%), seguida por frutos, madeira, flores e resto. A produção de serapilheira foi sazonal, com maiores valores no período chuvoso. Não houve relação entre produção de serapilheira e estrutura da vegetação. A relação entre a produção total e as variáveis ambientais pluviosidade, temperatura média do ar e velocidade do vento foi baixa. Os valores observados encontram-se dentro da faixa reportada para outros manguezais tropicais e subtropicais.

Palavras chave: Fitossociologia, espécies de mangue, rio Paraíba do Sul, sensoriamento remoto.

ABSTRACT

Changes in total cover, vegetation structure and litter production were studied in the mangrove forest located at the Paraíba do Sul river estuary. Research methods included supervised image classification and vegetation structure determination using the plots method. Landsat satellite imagery analysis showed the loss of 20% in the mangrove forest area between 1986 (912 ha) and 2001 (725 ha). This change was attributed to rapid erosion, sedimentation, cattle grazing and urban development. Based also on image classification three mangrove classes were identified. Vegetation structure analysis indicated the existence of succession processes in the plant community. Moreover, when only individuals ≥ 1 m were considered, average height ranged from 4.8 to 14.5 m, DAP average varied from 2.6 to 23.5 cm, basal area from 8.8 to 46.4 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, and tree and individuals densities ranged from 486 to 36,400 $\text{trunk} \cdot \text{ha}^{-1}$ and 138 and 30,000 $\text{ind} \cdot \text{ha}^{-1}$, respectively. The forest structure showed a large participation of the basal area in the ≥ 10.0 cm diameter class. This result shows the occurrence of a suitable structural development for the studied forests. *Avicennia germinans* (L.) Stearn was the dominant species in the basal area (53%), and it was followed by *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. (28%) and *Rhizophora mangle* L. (19%). There was no pattern of zonation of mangrove species. The supervised classification and structure of the fitocenose indicated that the interspecific competition may be affecting the spatial distribution of mangrove plants in the study area, because forests of *L. racemosa* are gradually replaced by *A. germinans* and/or *R. mangle*. Total litter production in 2005 and 2006 was higher for *R. mangle*, followed by *A. germinans* and *L. racemosa* (4.26 ± 2.84 ; 3.59 ± 3.18 e 3.58 ± 2.91 $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, respectively), but did not vary during the analyzed years. For the three studied species, leaves were the main source of litter (52-66%), followed by fruits, wood, flowers and trash. Litter production followed a seasonal pattern, with higher values being found during the rainy season. There was no relationship between litter production and vegetation structure. Meanwhile, there was a weak relationship between total litter production and environmental variables such as rainfall, average air temperature and wind speed. Finally, the results found here are within the reported ranges for other tropical and subtropical mangrove forests.

Key words: phytosociology, mangrove species, Paraíba do Sul River, remote sensing.

Introdução

1. INTRODUÇÃO

1.1. O Ecossistema Manguezal

O manguezal é um ecossistema sujeito ao regime de marés que se desenvolve em regiões tropicais e subtropicais, geralmente entre as latitudes 25°N e 25°S (Lugo & Snedaker, 1974; Tomlinson, 1986). Ocorre principalmente em áreas abrigadas como estuários, baías e lagunas, sendo considerado um sistema aberto por suas trocas significativas de materiais e organismos com os ecossistemas terrestre, oceânico, estuarino e ambiente atmosférico (Lugo, 2002).

O termo mangue define tanto o conjunto de árvores, quanto qualquer uma das espécies que compõem a cobertura vegetal, enquanto que o termo manguezal é utilizado para designar a comunidade ou o ecossistema (Araujo & Maciel, 1979; Vannucci, 1999). A palavra mangue é originária do Senegal e esse nome os portugueses já tinham aprendido e adotado no século XV, espalhando-o pelo mundo. Posteriormente, os espanhóis adotaram as palavras “mangle” e “manglar”, que são empregadas em todos os países de língua espanhola. O termo inglês “mangrove” significa “uma pequena floresta constituída de mangues”. A palavra também pode designar o conjunto de árvores, ou seja, o ecossistema manguezal (Vannucci, 1999).

As plantas de mangue apresentam uma combinação de adaptações morfológicas e fisiológicas que permitem a sobrevivência sob as condições de variação de salinidade, inundação pelas marés e substrato geralmente inconsolidado e anaeróbico, característico do ecossistema manguezal. Diferentes espécies exibem distintos mecanismos adaptativos, os quais incluem raízes aéreas e de sustentação, glândulas de sal nas folhas e estratégias de exclusão e compartimentalização de sais (Tomlinson, 1986; Duke, 1992).

Segundo Chapman (1974 *apud* Rico-Gray, 1993) e Walsh (1974), os principais fatores que governam o estabelecimento e sobrevivência dos manguezais são: 1) temperatura do ar (o melhor grau de desenvolvimento das florestas ocorre onde a temperatura média do mês mais frio é superior a 20°C e a amplitude térmica inferior a 5°C); 2) correntes oceânicas (o manguezal se desenvolve principalmente em regiões submetidas a correntes quentes); 3) áreas abrigadas (livres da ação de ondas fortes, que podem impedir o estabelecimento de diásporos); 4) litorais com

pouca declividade (que facilita a penetração das marés); 5) água salina (vantagem na competição com as glicófitas); 6) substrato lodoso (embora também se desenvolvam em areia e rocha coralina, os manguezais mais extensos são associados a substratos lamosos com alto percentual de matéria orgânica); e 7) amplitude de marés.

Os manguezais desempenham funções importantes, destacando-se as seguintes: a) sustentam a cadeia trófica costeira, por ser fonte de detritos (matéria orgânica) para águas costeiras adjacentes; b) servem como área de refúgio, alimentação e reprodução para muitas espécies animais, incluindo as de valor econômico; c) protegem as zonas costeiras contra erosão; d) imobilizam substâncias poluentes, como os metais pesados; e) produzem bens e serviços que são utilizados pelas comunidades locais (Lugo & Snedaker, 1974; Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1982; Lacerda, 1984; Primavera, 1998; Dittmar *et al.*, 2006).

Diante de sua reconhecida importância em termos de diversidade funcional, os manguezais brasileiros são protegidos por diversos dispositivos legais, nas esferas federal, estadual e municipal. Por ser um ecossistema da Zona Costeira é considerado como Patrimônio Nacional, conforme o artigo 225 da Constituição Federal de 1988. De acordo com o Código Florestal, Lei Federal nº 4.771/65, o manguezal é Área de Preservação Permanente e Reserva Ecológica conforme a Resolução CONAMA nº 004/85. Além destes mecanismos legais, vários dispositivos constitucionais (Constituições Estaduais, promulgadas em 1989) e infraconstitucionais (leis, decretos, resoluções, convenções) garantem sua preservação (Schaeffer-Novelli, 2000). Contudo, apesar desta preocupação legal, o que se observa é a alarmante destruição deste ecossistema ao longo de toda a costa brasileira.

1.2. Área de Cobertura dos Manguezais

Estima-se que 70% das zonas costeiras tropicais e subtropicais sejam ocupadas por manguezais (Lacerda & Schaeffer-Novelli, 1999), o que corresponderia a 17 milhões de hectares em todo o mundo, de acordo com Saenger *et al.* (1983) e Valiela *et al.* (2001). Essa estimativa de área total é relativamente próxima ao cálculo de 18 milhões de hectares realizado por Spalding *et al.* (1997). Os manguezais da América Latina e Caribe representam aproximadamente 29% do total. Os manguezais africanos englobam 23% e os asiáticos (região Indo-Pacífica)

representam quase a metade dos manguezais do mundo (48%) (Lacerda & Diop, 1993).

Ao longo do litoral brasileiro os manguezais são encontrados desde o extremo norte (Oiapoque 04°30'N) no Amapá até Laguna (28°30'S), em Santa Catarina (Schaeffer-Novelli, 1989). O Brasil ocupa a segunda posição em extensão de áreas de manguezal, ficando atrás somente da Indonésia (4,3 milhões de hectares) (Spalding *et al.*, 1997). Saenger *et al.* (1983) reportaram que os mangues brasileiros ocupam 2,5 milhões de hectares, enquanto que para Herz (1987) o valor seria de 1,0 milhão de hectares. As estimativas mais recentes indicam que a área de cobertura gira em torno de 1,4 milhão de hectares (Kjerfve & Lacerda, 1993; Spalding *et al.*, 1997). As diferenças nos cálculos são atribuídas às diversas metodologias empregadas (resoluções espaciais diversificadas), à inclusão de áreas de diferentes ecossistemas costeiros adjacentes e à perda das áreas de mangue.

Aproximadamente 85% dos manguezais brasileiros ocorrem ao longo dos 1.800 km de costa do Amapá, Pará e Maranhão, no norte do Brasil. Essas grandes áreas do ecossistema refletem a topografia e as características hidrológicas da região, onde ocorrem extensas planícies do Quaternário, a pluviosidade anual é superior a 2.000 mm e a amplitude das marés pode exceder 8 m. No restante do país, os manguezais estão restritos a estuários, lagunas e interior de baías, visto que as planícies costeiras são estreitas ou ausentes e a pluviosidade e amplitude de marés são inferiores (Kjerfve & Lacerda, 1993). No Estado do Rio de Janeiro, o ecossistema ocupa aproximadamente 160 km² (Kjerfve & Lacerda, 1993), sendo as florestas mais extensas encontradas na foz do rio Paraíba do Sul e nas baías de Guanabara, Sepetiba e Angra dos Reis (FEEMA, 1980; Menezes *et al.*, 2000).

A cobertura vegetal das áreas costeiras é um reflexo da interação entre a sociedade e o meio ambiente e/ou de eventos naturais que venham a ocorrer na região. Diante da constante degradação ambiental, os danos aos ecossistemas podem ser irreversíveis em alguns casos, uma vez que os agentes antrópicos e naturais interagem em diferentes escalas que variam no tempo e no espaço. Visto que a vegetação é um recurso natural crucial que também pode funcionar como um indicador ambiental, é importante quantificar as mudanças e os padrões de distribuição de sua cobertura ao longo de uma seqüência temporal e documentar as condições atuais (Vasconcelos *et al.*, 2002).

Embora seja um ecossistema de grande importância ecológica, econômica e social, e protegido por tratados, convenções, leis e resoluções, o manguezal encontra-se ameaçado devido à ação de agentes que têm causado a eliminação de grandes áreas desse ecossistema. O declínio alarmante das áreas de mangue é um dos problemas mais sérios dos ecossistemas costeiros mundiais. De acordo com Valiela *et al.* (2001), aproximadamente 35% dessas florestas foram perdidas nas décadas de 80 e 90. Esse valor corresponde a uma perda superior à registrada para recifes de corais e florestas úmidas tropicais, dois ecossistemas reconhecidamente ameaçados.

Fenômenos de origem antrópica e natural são apontados como os responsáveis pela destruição do manguezal. As áreas de mangue coincidem com espaços de grande potencial econômico, por isso as intervenções humanas são as principais ameaças ao ecossistema. Causas antropogênicas, tais como a conversão da floresta para atividades de carcinicultura, pastagem, agricultura, urbanização, industrialização, derramamento de óleo, lançamento de efluentes, canalização, extração de lenha, aterros, construção de estradas, obras de dragagem, barragens e infra-estrutura para o turismo, agem de forma direta ou indireta, promovendo perdas significativas do ecossistema em todo o mundo. As causas de origem natural incluem elevação do nível do mar, furacões, tempestades, geadas, mudanças na trajetória de rios e hipersalinidade (Cintrón-Molero & Schaeffer-Novelli, 1992; Field, 1995; Ramírez-García *et al.*, 1998). A eliminação ou degradação dos manguezais resulta em impactos ambientais e sócio-econômicos, uma vez que diminui a produtividade natural, modifica a paisagem e força a saída de populações locais (Schaeffer-Novelli, 2002).

Fotografias aéreas e sensoriamento remoto são algumas das técnicas empregadas para avaliar a distribuição e cobertura dos manguezais. O sensoriamento remoto por satélite fornece dados quantitativos e qualitativos de áreas extensas e de locais inacessíveis, representando uma forma rápida e eficiente de acesso a informações sobre o uso do solo e alterações no ambiente ao longo do tempo. Isto se deve principalmente a sua alta periodicidade, aliado à possibilidade de interpretação visual e observações sistemáticas (Aschbacher *et al.*, 1995; Herz, 1999; Rosot *et al.*, 2000). Os resultados gerados a partir desta ferramenta fornecem dados que podem subsidiar o gerenciamento dos recursos naturais.

A zona costeira é modificada a todo o momento pelas correntes oceânicas, ondas, oscilações da maré e atividades antrópicas. Com a utilização de imagens de satélite é possível monitorar mudanças geomorfológicas costeiras em diferentes ambientes onde o manguezal ocorre (Cunha-Lignon, 2001; Siddiqui & Maajid, 2004; Ribeiro *et al.*, 2004, Krause & Soares, 2004; Thampanya *et al.*, 2006). Do mesmo modo, estudos têm demonstrado que a análise de imagens de satélite é uma ferramenta eficiente que permite identificar, mapear, monitorar e avaliar distúrbios em áreas de mangue (Aschbacher *et al.*, 1995; Long & Skewes, 1996; Ramírez-García *et al.*, 1998; Ruiz-Luna & Bergala-Robles, 1999; Kovacs *et al.*, 2001; Vasconcelos *et al.*, 2002, Benfield *et al.*, 2005; Kampel *et al.*, 2005; Costa *et al.*, 2006; Vaiphasa *et al.*, 2006; Passos *et al.*, 2007).

Particularmente, as imagens de satélite Landsat têm sido as mais utilizadas no sensoriamento remoto de manguezais, por sua eficácia no mapeamento temporal e na detecção de variações espaciais dentro de ambientes úmidos (Baban, 1997; Green *et al.*, 1998). O uso de imagens de satélite tem ganhado popularidade devido à redução do custo de computadores, de *softwares* e de aquisição das imagens. Assim, novos dados sobre as mudanças e a magnitude das áreas de mangue tornaram-se mais prontamente disponíveis (Kovacs *et al.*, 2001; Valiela *et al.*, 2001). Entretanto, é importante destacar que a resolução espacial e espectral das imagens deve ser compatível com o objetivo e a escala de observação que se pretende trabalhar. Além disso, a comprovação de campo é indispensável.

1.3. Estrutura da Vegetação em Florestas de Mangue

Em linhas gerais, os estudos sobre estrutura das florestas de mangue incluem informações sobre a composição de espécies, diâmetro, altura, área basal, densidade, distribuição espacial e distribuição por classe etária, enquanto que os estudos funcionais dão ênfase à ciclagem de nutrientes e aos fluxos de energia no ecossistema (Lugo & Snedaker, 1974; Smith, 1992). A caracterização estrutural dos manguezais permite detectar a resposta desse ecossistema às variações ambientais, constituindo uma ferramenta importante nos estudos e ações relacionadas à conservação do ecossistema (Soares, 1999).

A estrutura das florestas de mangue é relativamente simples quando comparada a outros tipos de florestas tropicais. O número de estratos é geralmente

reduzido a um dossel principal. Em algumas florestas pode ocorrer uma segunda camada formada por plântulas, mas a abundância de lianas, árvores do sub-dossel e arbustos comuns na maioria das florestas tropicais é praticamente ausente nas florestas de mangue (Smith, 1992). Em geral, a transição do manguezal com comunidades marinhas ocorre de forma abrupta, ao contrário do que se observa em áreas de transição com comunidades terrestres (como pântanos de água doce), onde a mudança é gradual (Tomlinson, 1986).

Duke (1992) reconheceu 69 espécies (pertencentes a 26 gêneros e 20 famílias) de plantas de mangue. No Brasil, são registradas seis espécies para quatro gêneros: *Avicennia germinans* (L.) Stearn., *Avicennia schaueriana* Stapft & Leechm., *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f., *Rhizophora harrisonii* Leechm., *Rhizophora mangle* L. e *Rhizophora racemosa* G. F. Mayer, além das espécies associadas *Acrostichum aureum* L., *Conocarpus erectus* L. e *Hibiscus* sp. (Schaeffer-Novelli, 1987). No Estado do Rio de Janeiro, as espécies típicas presentes são *A. germinans*, *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle* e as associadas são *A. aureum*, *C. erectus* e *Hibiscus* sp.

Em uma escala global, as espécies de mangue são representadas por dois grupos principais, os manguezais do Velho Mundo (ou região Indo-Pacífica), com maior riqueza, e os manguezais do Novo Mundo (Chapman, 1970; Tomlinson, 1986; Duke, 1992). Baseado na presença das espécies, o hemisfério ainda pode ser dividido em seis regiões incluindo: (1) oeste das Américas, (2) leste das Américas, (3) oeste da África, (4) leste da África, (5) Indo-Malásia e (6) Australásia (Duke, 1992). Chapman (1975) considera a região Indo-Pacífica o possível centro de origem das plantas de mangue pelo fato de apresentar a maior riqueza de espécies em relação ao Novo Mundo. *Avicennia* e *Rhizophora* teriam sido os primeiros gêneros a surgir por serem os mais amplamente distribuídos. No entanto, considerando todas as diferentes fontes ancestrais de plantas de mangue e sua ampla distribuição atual, a evolução convergente parece mais plausível, uma vez que elas certamente se originaram em diferentes locais em tempos distintos (Rico Gray, 1993; Duke, 1995). Contudo, ambas as hipóteses consideram que a evolução, diversificação e dispersão das plantas de mangue aparentemente foram aceleradas pela deriva continental.

As florestas de mangue exibem grande variabilidade estrutural. Em uma escala regional a geomorfologia é um dos fatores mais importantes que explicam os diversos padrões de desenvolvimento das florestas (Twilley & Day, 1999). Baseado

nas características geomorfológicas, Thom (1984) classificou os diferentes ambientes onde os manguezais se estabelecem em cinco grandes categorias: 1) ambientes dominados por rio; 2) ambientes dominados por maré; 3) ambientes compostos, dominados por rios e ondas; 4) barreira lagunar dominada por ondas; e 5) vale de rio afogado. Em cada tipo de ambiente, a arquitetura das florestas de mangue é influenciada por diferentes forças ambientais que atuam no sistema com distintas intensidades. As forças ambientais correspondem às energias subsidiárias (energia solar, pluviosidade, vento, temperatura do ar, aporte de água doce, nutrientes, marés e ondas), sendo denominadas como “assinatura energética” (Odum, 1967). Além disso, os manguezais estão sujeitos a tensores naturais e antrópicos que representam drenos de energia que poderia ser alocada para o desenvolvimento estrutural (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990). Dessa forma, as características estruturais das florestas de mangue são determinadas pela interação das energias subsidiárias e dos tensores naturais e antrópicos que operam em escalas que variam no tempo e no espaço (Lugo & Snedaker, 1974; Lugo *et al.*, 1980; Soares *et al.*, 2003).

Lugo & Snedaker (1974) desenvolveram uma classificação para o ecossistema manguezal empregando o conceito de “assinatura energética” e reconheceram seis tipos básicos de florestas: ribeirinho, franja, bacia, rede, ilha e anão. Cada tipo fisiográfico é definido a partir de características como estrutura, produtividade, decomposição de serapilheira e exportação de detritos que variam de acordo com a frequência de inundação pelas marés, características do substrato, diferenças topográficas, entre outros. Posteriormente, Cintrón *et al.* (1985) revisaram e reduziram esta classificação para três tipos: ribeirinho, franja e bacia. No entanto, Schaeffer-Novelli *et al.* (2000) propõem uma classificação que considera apenas os tipos franja e bacia, baseando-se na circulação das águas e no hidroperiodismo como principais critérios para descrevê-los.

De acordo com Cintrón *et al.* (1985), a floresta do tipo ribeirinho desenvolve-se ao longo das margens dos rios e canais. Apresenta elevado desenvolvimento estrutural condicionado pela inundação diária das marés que proporciona baixa salinidade e maior disponibilidade de nutrientes. O tipo franja ocorre ao longo das margens de costas protegidas, apresentando, geralmente, fortes gradientes horizontais em topografia. A floresta do tipo bacia desenvolve-se nas áreas mais internas, atrás da floresta do tipo ribeirinho ou de franja. Neste tipo

fisiográfico, a renovação de água ocorre lentamente, pois a frequência de inundação é menor, ocasionando ausência de fortes gradientes horizontais. A altura média do dossel, área basal e biomassa, geralmente aumentam na direção ribeirinho > bacia > franja dentro de qualquer faixa latitudinal (Twilley & Day, 1999).

Diversos estudos demonstram que os manguezais se apresentam com características estruturais distintas ao longo da costa brasileira (Santos, 1986; Peria *et al.*, 1990; Silva *et al.*, 1991; Schaeffer-Novelli *et al.*, 1994; Carmo *et al.*, 1995; Couto, 1996; Souza *et al.*, 1996; Coelho Jr., 1998; Soares, 1999; Pellegrini *et al.*, 2000; Carmo *et al.*, 2000; Fernandes, 2000; Cunha-Lignon, 2001; Souza & Sampaio, 2001; Soares *et al.*, 2003; Bernini & Rezende, 2004; Silva & Fernandes, 2004; Silva *et al.*, 2005; Abreu *et al.*, 2006; Matni *et al.* 2006; Seixas *et al.* 2006). Para auxiliar a interpretação das características estruturais destas florestas, Schaeffer-Novelli *et al.* (1990) dividiram o litoral do país em oito unidades fisiográficas, levando-se em consideração o relevo, tipo de sedimento, cobertura vegetal, temperatura média anual, evapotranspiração potencial e amplitude de marés. De acordo com essa divisão, cada unidade apresentaria um desenvolvimento estrutural similar, por estar submetida às mesmas condições ambientais regionais.

Segundo a classificação de Schaeffer-Novelli *et al.* (1990), os manguezais do Estado do Rio de Janeiro estão incluídos na Unidade VI, que vai do Recôncavo Baiano (13°00'S) a Cabo Frio (23°00'S), e na Unidade VII que engloba Cabo Frio a Torres (29°20'). Para este Estado, alguns autores destacam grande diversidade estrutural das florestas e, em alguns casos, descrevem o padrão de distribuição espacial das espécies de mangue (Araujo & Maciel, 1979; Silva *et al.*, 1991; Soares, 1999; Oliveira *et al.*, 2000; Pellegrini *et al.*, 2000; Soares *et al.* 2003; Bernini & Rezende, 2004).

Em ecologia de manguezal a formação de faixas reconhecíveis de vegetação ao longo de gradientes ecológicos, conhecida como zonação, tem sido um dos assuntos mais discutidos na literatura (Davis, 1940; Macnae, 1968; Lugo & Snedaker, 1974; Chapman, 1970; Ball, 1988, Smith, 1992, Duke *et al.*, 1998, Ellison *et al.*, 1999). As espécies de mangue em alguns casos são distribuídas paralelas à linha d'água em zonas monoespecíficas ou dominadas por uma combinação de espécies. No entanto, a seqüência de ocorrência das espécies típicas varia entre manguezais de locais diferentes, até mesmo dentro de áreas geograficamente muito próximas, e, em muitas florestas, a zonação não é evidente.

Em manguezais do Novo Mundo, Lugo & Snedaker (1974) citam que *R. mangle* geralmente ocorre na zona mais próxima do mar, enquanto que *A. germinans* pode ser encontrada em áreas mais internas, onde a inundação é menos freqüente. As duas espécies, no entanto, podem ocorrer juntas, formando florestas mescladas. Em um manguezal da Costa Rica, Soto & Jiménez (1982) registraram *R. mangle* e *R. harrisonii* na margem do canal e *A. germinans* terra adentro. Na República Dominicana *Rhizophora* também tem maior importância nas áreas sob maior influência das marés, ocorrendo uma transição gradual para floresta de *L. racemosa* em direção ao interior da floresta (Sherman *et al.*, 2000). Portanto, nessa região existe uma tendência geral de *Rhizophora* dominar a margem, sendo gradualmente substituída por *Laguncularia* e *Avicennia* no interior da floresta.

No Brasil, também há estudos que fazem referência à zonação das espécies. No manguezal de Guaratiba (RJ), *R. mangle* dominou áreas próximas ao rio, enquanto que *A. schaueriana* e *L. racemosa* foram dominantes nas regiões internas da floresta (Pellegrini *et al.*, 2000). Em uma floresta de mangue no Canal da Bertioiga (SP), a margem do canal foi dominada por *L. racemosa* enquanto que *R. mangle* passa a dominar nas áreas mais internas (Pellegrini *et al.*, 2000). No manguezal de Itanhaém (SP) Lamberti (1969) registrou *Spartina* ocupando a faixa em frente ao manguezal, enquanto que as faixas seguintes em direção à terra firme seriam ocupadas por *R. mangle*, *A. schaueriana* e *L. racemosa*, respectivamente. Por outro lado, em manguezais do Paraná e Rio de Janeiro não foi evidenciado um padrão de zonação definido, visto que as espécies dispõem-se alternando dominâncias (Couto, 1996; Bernini & Rezende, 2004).

Os mecanismos que governam o padrão de distribuição espacial da vegetação do manguezal têm causado controvérsias no meio científico (Snedaker, 1982; Smith, 1992). As hipóteses propostas para explicar a zonação das plantas de mangue incluem: (1) sucessão das plantas devido ao acúmulo de sedimentos, (2) resposta a fatores geomorfológicos; (3) adaptação fisiológica ao longo do gradiente de inundação; (4) dispersão diferenciada de diásporos; (5) predação diferencial de diásporos; e (6) competição interespecífica.

Sucessão das plantas devido ao acúmulo de sedimentos: esta hipótese é sugerida por Davis (1940). Para este autor, cada zona representa uma fase na sucessão que culminaria na substituição do manguezal por uma floresta terrestre, sendo a zonação um reflexo da sucessão. Neste caso, a sucessão seria autogênica,

pois o manguezal determinaria os processos geomorfológicos por apresentar a capacidade de reter sedimentos.

Resposta a fatores geomorfológicos: embora em algumas florestas a zonação possa sintetizar a sucessão, a zonação não é necessariamente uma sucessão (Lugo, 1980). Estudos demonstraram que o padrão de zonação em algumas florestas de mangue tem permanecido constante por milênios (Thom *et al.*, 1975) e o acúmulo de sedimentos não é realizado sempre em zonas sucessivas (Egler, 1952). Assim, a sucessão pode ser alogênica, na qual os manguezais respondem às mudanças geomorfológicas ao invés de causá-las (Egler, 1952; Thom *et al.*, 1975; Cintrón *et al.*, 1978; Ball, 1980; Thom, 1984; Woodroffe, 1992; Vale, 2000; Thampanya *et al.*, 2006).

Em ambientes onde acontece deposição de sedimentos, ocorre acresção e progradação da linha costeira, permitindo o estabelecimento do manguezal e, conseqüentemente, a sucessão. Nesse caso, o manguezal acelera a acresção por causa das raízes escora e pneumatóforos (Thom, 1984; Woodroffe, 1992). Em áreas sujeitas a distúrbios como erosão, tempestades e maremotos, as comunidades vegetais são destruídas, podendo haver posterior restabelecimento. Há ainda a possibilidade de haver a persistência de uma comunidade específica devido à manutenção em longo prazo e ciclos de instabilidade de curta duração (Thom, 1984). Desse modo, as zonas de mangue são vistas como em estado estático, migrando em direção ao mar ou em direção oposta de acordo com as mudanças do nível do mar (Egler, 1952; Thom, 1967; Lugo, 1980).

A distribuição das plantas de mangue é influenciada por vários gradientes ambientais que respondem direta ou indiretamente ao padrão geomorfológico particular e aos processos físicos (Woodroffe, 1992). O substrato e o regime hidrológico são agentes importantes controladores da zonação e cada espécie apresenta uma faixa de tolerância à salinidade ao longo do gradiente de inundação. Assim, a salinidade seria simplesmente um fator eliminador de competição e não um determinante da zonação (Thom 1967, Lugo & Snedaker 1974).

Adaptação fisiológica ao longo do gradiente de inundação: Existem duas hipóteses sobre gradiente, a hipótese da preferência distinta e a hipótese da mesma preferência (Pimm, 1978 *apud* Smith, 1992). De acordo com a primeira hipótese, cada espécie tem seu ótimo ao longo do gradiente de inundação e a zonação acontece em resposta às distintas preferências das espécies. A segunda hipótese

defende que as espécies apresentam o mesmo ótimo ao longo da zona intertidal e que outros fatores, como competição e predação de diásporos, governariam a zonação (Ball, 1988).

Assim, o padrão de distribuição das plantas de mangue tem sido correlacionado com vários fatores, tais como salinidade da água intersticial (Cintrón *et al.*, 1978; Soto & Jiménez, 1982; Lopez-Portilho & Ezcurra, 1989), tolerância à inundação (Naidoo, 1985; McKee, 1993), potencial redox (Eh) e teores de sulfetos no sedimento (Nickerson & Thibodeau, 1985; McKee *et al.*, 1988; McKee, 1993; Matthijs *et al.*, 1999), concentração de nutrientes como nitrogênio e fósforo (Boto & Wellington, 1983, 1984; Lovelock & Feller, 2003) e textura do sedimento (Watson, 1928).

A salinidade da água intersticial promovida pela variação na frequência de inundação pelas marés tem sido uma das variáveis mais analisadas, uma vez que pode ser determinada facilmente e correlaciona-se estreitamente com a distribuição das espécies (Snedaker, 1982; Tomlinsom, 1986). Experimentos realizados com gradientes de concentração salina artificial demonstram que as espécies de mangue sofrem redução de desenvolvimento e mortalidade com altas concentrações de sais. Esse fato poderia indicar que os mecanismos adaptativos de resistência a sais apresentam uma considerável influência na localização e distribuição das espécies de mangue (Pannier & Pannier, 1980). Entretanto, a distribuição espacial das espécies não pode ser explicada somente por um único fator ambiental, visto que pode haver covariação e interação de alguns fatores ao longo do gradiente de inundação. Neste sentido, torna-se desejável a realização de análises multifatoriais e experimentos sob condições controladas para haver uma interpretação mais precisa do padrão espacial das espécies.

Dispersão diferenciada de diásporos: O diásporo consiste na unidade de dispersão das plantas que pode ser um propágulo, fruto ou semente. Muitas plantas de mangue são vivíparas (ex. *Rhizophora*) ou criptovivíparas (ex. *Avicennia*), nas quais o embrião se desenvolve continuamente sem dormência para que a unidade de dispersão seja um propágulo ou plântula. Algumas espécies não apresentam viviparidade (ex. *Laguncularia*) e um fruto ou uma semente são as unidades de dispersão (Tomlinsom, 1986).

A dispersão de diásporos é um dos fatores bióticos propostos como sendo responsável pela zonação dos manguezais. Rabinowitz (1978a) sugeriu que a

distribuição espacial dos indivíduos ao longo do gradiente de inundação correlaciona-se com as características de tamanho, peso e flutuabilidade das unidades de dispersão. Neste sentido, *Avicennia* estaria restrita às áreas internas da floresta, pois seus diásporos são pequenos, leves e sempre flutuam, necessitando de um período livre de distúrbios ocasionados pelas marés para se fixarem ao substrato. Os diásporos de *Laguncularia* são pequenos e leves, mas não flutuam. As unidades de dispersão ocupam áreas internas do manguezal por também necessitarem de um período livre das perturbações da maré para se fixarem. Por outro lado, *Rhizophora* domina as margens do manguezal, por possuir propágulos pesados e grandes, que oferecem maior resistência ao movimento da maré. Esses propágulos podem ser dispersos a longas distâncias, uma vez que possuem a capacidade de afundar e voltar a flutuar após um certo tempo.

Esta hipótese poderia ser sustentada por experimentos que demonstraram que as plântulas de uma determinada espécie podem se desenvolver tanto em floresta da mesma espécie quanto naquelas de outras espécies (Rabinowitz, 1978b). Assim, o estabelecimento de um indivíduo como uma plântula seria suficiente para que ela se desenvolvesse em uma planta adulta. Essa explicação biológica seria mais importante do que as preferências fisiológicas ao longo do gradiente de inundação. Entretanto, estudos indicam que a dispersão de diásporos não é um fator que influencia a zonação, pois as espécies com propágulos pequenos e leves também ocorrem em locais desprotegidos da ação direta das ondas, assim como também é comum encontrar espécies com propágulos grandes nas áreas internas das florestas (Watson, 1928, Smith, 1987a; Clarke *et al.*, 2001; Bernini & Rezende, 2004). Além disso, algumas espécies, como *L. racemosa*, podem colonizar bancos lamosos recém-depositados, onde ocorre forte energia de marés e não há proteção de árvores adultas (Pool *et al.*, 1977; Ball, 1980; Cunha-Lignon, 2001).

Predação diferencial de diásporos: Vários estudos revelaram que a ação de predadores pode afetar a sobrevivência de diásporos e plântulas, assim como a regeneração das espécies ao longo da zona intertidal. Os caranguejos, principalmente o grapsídeo *Sesarma*, estão entre os consumidores mais vorazes, sendo os principais responsáveis pela mortalidade de diásporos em florestas de mangue (Smith, 1987b; Smith *et al.*, 1989; Osborne & Smith, 1990; Mckee, 1995; McGuinness, 1997a, b; Dahdouh-Guebas *et al.*, 2002; Clarke & Kerrigan, 2002; Benfield *et al.*, 2005). A predação por insetos como coleópteros, dípteros e

lepdópteros também tem sido citada como um agente que danifica diásporos (Robertson *et al.*, 1990; Minchinton & Dalby-Ball, 2001).

Competição interespecífica: Estudos baseados em imagens de satélite e medidas estruturais como densidade de indivíduos, área basal, altura das árvores e densidade de plântulas e indivíduos jovens sugerem que a competição interespecífica tem um papel importante na distribuição espacial das plantas de mangue (Ball, 1980; Jiménez & Sauter, 1991; Fromard *et al.*, 1999; Bernini & Rezende, 2004). Neste sentido, a influência de fatores físicos do ambiente (disponibilidade de luz, características do substrato, salinidade) sobre a habilidade competitiva relativa das espécies de mangue, provavelmente responde pela distribuição dos manguezais em padrões típicos de zonas (Thom, 1982).

Na realidade, a distribuição espacial diferenciada entre diversos manguezais pode ser atribuída às distintas respostas de cada espécie aos fatores bióticos e abióticos que interagem e variam amplamente de um local para outro. Ainda é impossível especificar as implicações das variáveis que determinam a distribuição da vegetação de mangue, uma vez que é o efeito em conjunto destas variáveis que estabelece o padrão de distribuição das plantas. Como as espécies e as condições ecológicas variam entre as florestas, a expectativa é que os fatores que influenciam a distribuição espacial das plantas também mudem (Jiménez & Sauter, 1991). Assim, embora haja predominância de alguns fatores em determinados locais, não há uma explicação geral que seja aplicável para todas as florestas de mangue.

1.4. Produção de Serapilheira em Manguezais

Em regiões costeiras tropicais, o ecossistema manguezal ocupa a segunda posição em termos de produtividade bruta, sendo superado somente pelos recifes de corais (Qasim & Wafar, 1990; Duarte & Cebrián, 1996). Em florestas de mangue, a produção primária é atribuída ao fitoplâncton, às macroalgas marinhas, às epífitas e, principalmente, às angiospermas. Entretanto, os diferentes níveis tróficos encontram-se separados espacialmente no manguezal, ao contrário do que se observa em outros ecossistemas (Wafar *et al.*, 1997).

A produção primária líquida do manguezal inclui a contribuição dos diferentes componentes autotróficos, menos as perdas referentes à respiração (Clough, 1992). No caso das espécies arbóreas, a produtividade líquida corresponde

ao somatório da biomassa aérea e subterrânea. Entretanto, a maior parte dos estudos inclui informações sobre biomassa aérea (principalmente serapilheira), devido à dificuldade de se realizar estimativas em compartimentos subterrâneos.

Por ser logística e economicamente viável, a produção de serapilheira tem sido amplamente utilizada para avaliar a produtividade do manguezal, embora não haja evidências de correlação entre este compartimento e a produção primária do ecossistema (Clough, 1992). Além de ser utilizada como um indicador da produtividade, a serapilheira também pode prover evidências indiretas sobre a fenologia das plantas de mangue e outras florestas tropicais (Proctor, 1983; Mehlig, 2006).

A serapilheira pode representar até um terço da produção primária do manguezal (Robertson *et al.*, 1992), podendo ser remineralizada pelo processo de decomposição, acumulada no sedimento e/ou exportada para áreas vizinhas (Pool *et al.*, 1975). O nível de exportação de materiais particulados e dissolvidos provenientes da serapilheira depende da geomorfologia e amplitude das marés, tendendo a ser maior em manguezais situados em áreas costeiras dominadas por marés ou sob forte influência fluvial (Woodroffe, 1992; Lee, 1995; Twilley *et al.*, 1997; Twilley & Day, 1999). Contudo, estudos demonstraram que também pode haver importação líquida de materiais orgânicos por este ecossistema (Rezende *et al.*, 1990; Dittmar & Lara, 2001; Rezende *et al.*, 2007).

A serapilheira é constituída por folhas, galhos, flores, frutos, além de restos de animais e material fecal (Proctor, 1983). Em geral, as folhas são os principais componentes. Apesar de haver diferenças regionais em sua queda e variações nas trocas com o oceano, a taxa de produção global anual deste componente no manguezal é estimada em 92×10^{12} g C, dos quais 25% acumulam no sedimento, 25% são reciclados dentro do ecossistema e 50% são exportados para a zona costeira (Robertson & Daniel, 1989; Lacerda, 1992). A exportação de matéria orgânica e nutrientes dissolvidos do manguezal é importante para a produtividade das águas costeiras, uma vez que exerce reconhecível efeito nas cadeias alimentares (Lugo & Snedaker, 1974; Odum & Heald, 1975; Alongi *et al.*, 1989; Alongi, 1990; Dittmar, 1999; Dittmar & Lara, 2001; Jennerjahn & Ittekkot, 2001; Dittmar *et al.*, 2006). De acordo com Dittmar *et al.* (2006), acima de 10% do carbono orgânico dissolvido transportado do continente para o oceano é proveniente dos

manguezais, apesar desse ecossistema ocupar menos que 0,1% da superfície dos continentes.

Golley *et al.* (1962), estudando um manguezal em Porto Rico, foram os primeiros a estimar a produção de serapilheira das plantas de mangue. Desde então diversos estudos foram desenvolvidos devido à importância dos manguezais em termos de alta produtividade e exportação de material orgânico para águas costeiras adjacentes (Lugo & Snedaker, 1974; Pool *et al.*, 1975; Sasekumar & Loi, 1983; Steinke & Charles, 1984, Woodroffe, 1985; Leach & Burgin, 1985; Lopez-Portilho & Ezcurra, 1985; Flores-Verdugo *et al.*, 1992; Mackey & Smail, 1995; Day *et al.*, 1996; Hegazy, 1998; Tam *et al.*, 1998; Gwada *et al.*, 2000; Clough *et al.*, 2000; Sherman *et al.*, 2003; Arreola-Lizárraga *et al.*, 2004; Mfilinge *et al.*, 2005; Aké-Castillo *et al.*, 2006; Imgraben & Dittmann, 2007).

Dentre os estudos realizados no Brasil, destacam-se os de Ponte *et al.* (1984), Adaime (1985), Panitz (1986), Silva *et al.* (1998), Sessegolo (1997), Menezes & Schaeffer-Novelli (2000), Lamparelli *et al.* (2000), Reise e Schories (2000), Soares *et al.* (2000), Mehlig (2001), Carvalho (2002), Fernandes (2003), Ramos e Silva *et al.* (2006), Gonçalves *et al.* (2006), Farias *et al.* (2006) e Nascimento *et al.* (2006).

A produtividade dos manguezais pode ser influenciada por diversos fatores relacionados, principalmente, com o meio físico e químico, incluindo temperatura do ar, radiação solar, pluviosidade, tipo de substrato, concentração de nutrientes, marés e drenagem (Clough, 1992; Twilley & Day, 1999). Em escala global a produção de serapilheira em manguezais varia entre 1 e 19 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ e, apesar de ocorrerem variações regionais e locais, os valores tendem a diminuir com o aumento da latitude (Saenger & Snedaker, 1993; Mehlig, 2001). Florestas do tipo ribeirinho são as mais produtivas, seguidas por aquelas do tipo franja e bacia (Twilley & Day, 1999).

A variação sazonal da produção de serapilheira tem sido bastante documentada. Muitos estudos relatam maior produção durante o período chuvoso (Tam *et al.*, 1998; Sherman *et al.*, 2003; Arreola-Lizárraga *et al.*, 2004; Mfilinge *et al.*, 2005; Aké-Castillo *et al.*, 2006), enquanto que outros descrevem maiores valores durante o período seco (Gill & Tomlinson, 1971; Wium-Andersen, 1981; Aksornkoae & Khemnark, 1984, Flores-Verdugo *et al.*, 1987; Wafar *et al.*, 1997).

Em alguns casos, as variáveis ambientais, tais como pluviosidade, evaporação, nível do mar, temperatura do ar e comprimento do dia, explicaram 70% ou mais do padrão sazonal de queda de serapilheira (Gwada *et al.*, 2000; Arreola-Lizarrága *et al.*, 2004). Entretanto, há casos em que se verifica a falta de correlação entre a serapilheira e as variáveis pluviosidade e velocidade dos ventos (Lopez-Portillo & Ezcurra, 1985; Ramos e Silva *et al.*, 2006). Isto indica que a queda de serapilheira pode ser influenciada por outros fatores tais como as características fisiológicas das espécies (Twilley *et al.*, 1997) ou disponibilidade de nutrientes (Boto & Wellington, 1983). Assim, a variação na produção de serapilheira resultaria da interação de diferentes variáveis, prevalecendo um determinado fator sobre os demais de acordo com as particularidades de cada manguezal.

Alguns estudos foram desenvolvidos no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul em relação à estrutura da vegetação (Bernini & Rezende, 2004), concentração de nutrientes de sedimentos e folhas das espécies arbóreas (Bernini & Rezende, *no prelo*), biogeoquímica da matéria orgânica do sedimento (Santos, 2004), concentração de nutrientes na fração folhas da serapilheira (Ribas, 2007) decomposição de folhas senescentes (Matos *et al.*, dados não publicados¹) e dinâmica de plântulas e indivíduos jovens (Silva *et al.*, dados não publicados²). Estudos sobre a produção de serapilheira ainda são escassos.

O manguezal é um ecossistema de grande importância que se encontra amplamente ameaçado pelas intervenções humanas. Assim, informações básicas sobre a área de cobertura, composição de espécies e produtividade são essenciais para nortear as tomadas de decisão no que se refere ao gerenciamento dos recursos deste ecossistema. Além disso, a falta de dados referente à área de cobertura e produção de serapilheira do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul justificam a realização deste estudo.

¹ Matos, T.B.; Bernini, E. & Rezende, C.E. Decomposição de folhas do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Em preparação.

² Silva, E.G.; Bernini, E. & Rezende, C.E. Dinâmica de plântulas e indivíduos jovens no manguezal do rio Paraíba do Sul. Em preparação.

Hipótese

2. HIPÓTESE

A distribuição espacial das plantas de mangue continua sendo um assunto que desperta muita atenção por parte dos pesquisadores que tratam os aspectos intrínsecos e extrínsecos relacionados à ecologia de manguezais. Em um estudo anterior, realizado no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, não se observou um gradiente de distribuição das espécies que pudesse caracterizar um padrão de zonação (Bernini & Rezende, 2004). No entanto, a ausência deste padrão pode estar relacionada ao tamanho amostral. Dentro deste contexto, o presente estudo utiliza uma maior escala espacial para testar a hipótese de ausência de padrão de zonação das plantas de mangue no estuário do rio Paraíba do Sul.

Objetivos

3. OBJETIVOS

Os objetivos gerais deste estudo são:

- 1) Avaliar as alterações na cobertura vegetal do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, no período de 1976 a 2001;
- 2) Caracterizar a estrutura da floresta de mangue; e
- 3) Quantificar a produção de serapilheira do manguezal.

Os objetivos específicos são:

- 1) Determinar o padrão de distribuição espacial das espécies de mangue no estuário do rio Paraíba do Sul;
- 2) Comparar a produção de serapilheira entre florestas monodominantes de *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*;
- 3) Relacionar a produção de serapilheira com as variáveis climáticas (pluviosidade, velocidade dos ventos, temperatura média, mínima e máxima do ar e vazão do rio); e
- 4) Relacionar a produção de serapilheira com a área da floresta de mangue e com a estrutura da vegetação.

Área de Estudo

4. ÁREA DE ESTUDO

O rio Paraíba do Sul (RPS) é formado pela junção dos rios Paraitinga e Paraibuna, próximo à cidade de Paraibuna, no Estado de São Paulo. O comprimento do curso principal é de aproximadamente 1.100 km, calculado a partir da nascente do rio Paraitinga, na Serra da Bocaina. A área da bacia do RPS é estimada em 57.000 km², correspondendo a 0,7% da área do país e 6% da superfície da região Sudeste do Brasil. A bacia estende-se pelos estados de São Paulo (13.500 km²), Rio de Janeiro (22.600 km²) e Minas Gerais (20.900 km²), abrangendo cerca de 150 municípios (DNAEE, 1993; Figueiredo, 1999).

Na região do Baixo Paraíba, os principais afluentes são os rios Pomba, Dois Rios e Muriaé. A nascente do rio Pomba está situada próximo à cidade de Barbacena, no Estado de Minas Gerais. Este rio tem uma extensão de cerca de 232 km e deságua na margem esquerda do RPS. O rio Muriaé possui uma extensão de 245 km e também é um afluente da margem esquerda. O rio Dois Rios apresenta 90 km de extensão e é um afluente da margem direita do RPS.

As características naturais da bacia do RPS vêm sendo modificadas desde o século XVI, refletindo hoje, todo o seu processo de ocupação caracterizado pela descontinuidade dos ciclos econômicos, os desníveis regionais e a degradação ambiental. Os tipos de ocupação ao longo da bacia variaram temporal e espacialmente, destacando-se em ordem cronológica os seguintes: cultivo de cana-de-açúcar, construção de estradas, estabelecimento de povoados, cultivo de café, ferrovias, pecuária, construção de barragens, centros urbanos e industriais, entre outros. As formações florestais sofreram uma redução considerável, sob o impulso da cultura do café, redução esta que se prolonga até os dias de hoje, devido aos mais diversos tipos de atividades, sendo que na porção inferior do rio destaca-se a cultura da cana-de-açúcar. Atualmente, a utilização das águas do RPS está relacionada principalmente ao abastecimento da população, irrigação, geração de energia elétrica e recebimento de efluentes industriais e domésticos. Assim, os problemas ambientais ao longo de sua bacia são amplos e variados, possuindo diferentes graus de intensidade (Pfeiffer *et al.*, 1986; DNAEE, 1993; Costa, 1994; Figueiredo, 1999).

Nas regiões do Alto e Médio Paraíba, as vazões do rio são controladas pelas barragens Paraibuna, Paraitinga, Santa Branca, Jaguari, Funil e Santa Cecília,

localizadas nos Estados de São Paulo e Rio Janeiro. A derivação das águas do sistema Light-Guandu na Barragem de Santa Cecília, localizada a 382 km à montante da desembocadura, abastece 80% da população metropolitana do Rio de Janeiro e ocasiona uma redução significativa na vazão média local, que no período de 1988 a 1993 caiu de 292 m³.s⁻¹ para 175 m³.s⁻¹. Na região do Baixo Paraíba, a vazão apresenta grande variação. No período de 1995 a 2006, as vazões mínima e máxima foram de 115 e 4.624 m³.s⁻¹, respectivamente, com valor médio variando de 438 a 968 m³.s⁻¹ (Tabela 1). A redução e variação da vazão, a retenção de sedimentos nas barragens, o desmatamento da mata ciliar e o regime de ventos e ondas na costa têm sido apontados como as prováveis causas dos problemas erosivos que ocorrem no estuário (Muehe & Valentini, 1998; Figueiredo, 1999).

Tabela 1. Vazão do rio (m³.s⁻¹) na região do Baixo Paraíba do Sul nos anos de 1995 a 2006. N = número amostral. (Fonte: Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense).

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Mínima	200	300	470	288	215	264	115	117	271	237	326	207
Máxima	1.800	2.600	2.340	1.200	1.530	1.686	1.433	2.121	4.624	3.130	3.997	2.480
Média	530	968	928	618	634	724	438	527	840	957	1.074	709
N	12	12	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24

O estuário do RPS, situado na costa do Estado do Rio de Janeiro (Figura 1), é classificado como um delta em forma de cúspide, caracterizado pelo desenvolvimento de cristas de praia. Possui uma saída denominada Estuário Principal, na região de Atafona (Município de São João da Barra), e outra saída, o Estuário Secundário, ao norte da desembocadura, nas proximidades de Gargaú (Município de São Francisco do Itabapoana). O estuário está sob o regime de micromaré com marés semidiurnas. Baseado em dados do Terminal da Ponta do Ubu, Estado do Espírito Santo (20°44'S; 40°32'W), no período entre 2005 e 2006, a média das marés foi de 0,8 m, com média mínima de 0,2 e média máxima de 1,2 m (DHN, 2006). O estuário está situado em uma região onde o clima predominante é do tipo Aw (quente e úmido com chuvas de verão). A temperatura média do ar em 2005 foi de 22,3°C e em 2006, 23°C, com valores mais elevados de janeiro a março. A pluviosidade total foi maior em 2005 (1.385 mm) em relação a 2006 (874 mm) (Figura 2). De modo geral, a maior pluviosidade ocorre entre os meses de setembro e fevereiro. A direção do vento predominante é nordeste e a intensidade média no

período de 2005-2006 foi de $2,0 \text{ m.s}^{-1}$ (Fonte: Estação Evapotranspirométrica do Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, Universidade Estadual Norte Fluminense, PESAGRO-RIO). Na região do Baixo Paraíba, a vazão do rio nos anos de 2005 e 2006 foi maior entre dezembro e março, assim como o material particulado em suspensão (Figura 3).

O estuário apresenta uma planície formada por uma sucessão de faixas arenosas alongadas, intercaladas por terrenos superficialmente argilosos, onde se desenvolve o ecossistema manguezal (Costa, 1994). A região do estuário é bastante diversificada e apresenta, além de manguezal, áreas de restinga, brejos, bancos arenosos e lamosos, pasto, monoculturas (ex. coco, goiaba e abacaxi) e urbanização.

O manguezal do estuário do RPS, considerado o maior da região Norte Fluminense, é constituído pelas espécies arbóreas *Avicennia germinans* (L.) Stearn. (Avicenniaceae), *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. (Combretaceae) e *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae). Além disso, também são registradas as espécies associadas *Acrostichum aureum* L. (Pteridaceae) e *Hibiscus pernambucensis* Arruda (Malvaceae). Este manguezal tem sido alvo de freqüentes ações de degradação, como atividade extrativista de árvores, invasão da pecuária, urbanização, obras de dragagem, entre outras (Bernini & Rezende, 2004)

O presente estudo foi conduzido nas florestas de mangue que ocorrem tanto no Estuário Principal quanto no Estuário Secundário ($21^{\circ}36'00''\text{S}$ e $41^{\circ}03'00''\text{W}$). De acordo com a distribuição espacial do manguezal, a área foi dividida em quatro setores: (1) Atafona: localizado no Estuário Principal e abrangendo uma parte continental e várias ilhas; (2) Ilha do Graça: situada à montante de Atafona; (3) Ilha do Lima: localizada entre as duas saídas do rio e abrangendo a Ilha do Lima propriamente dita, além das ilhas do Pessanha, das Cobras, da Convivência e outras menores; (4) Gargaú: situado no Estuário Secundário e abrangendo uma parte continental e a Ilha da Criminosa (Figura 1).

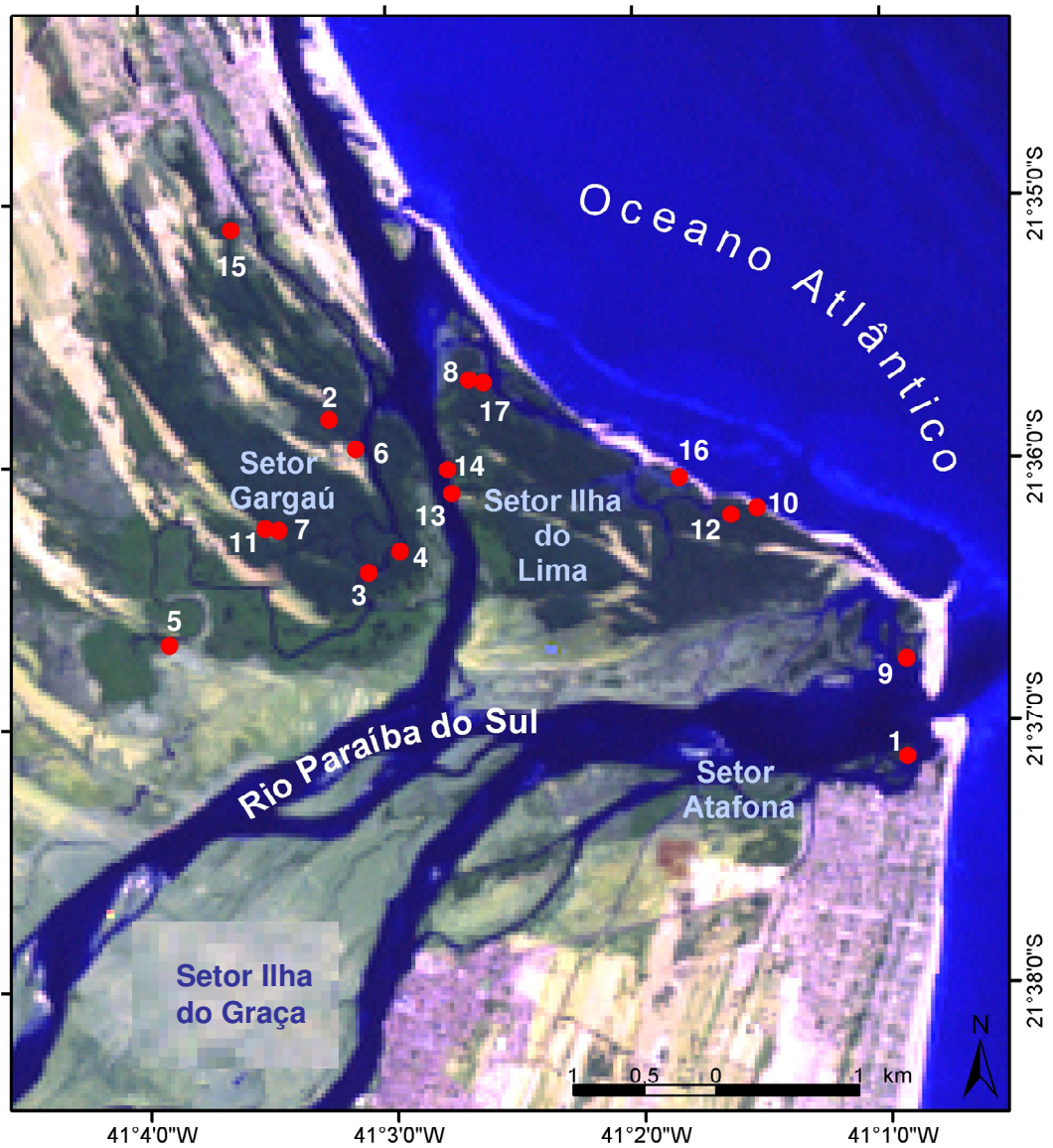


Figura 1. Sítios de estudo no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul (Imagem Landsat 7, em 2001).

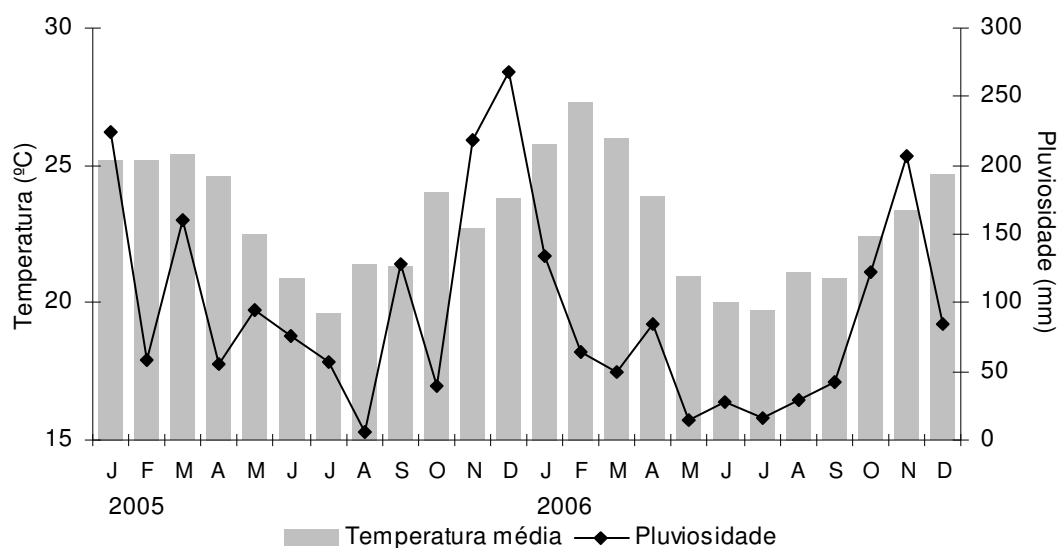


Figura 2. Temperaturas médias mensais e pluviosidade total mensal no período de janeiro de 2005 a dezembro de 2006 para o município de Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, localizado a cerca de 30 km do estuário do rio Paraíba do Sul (Fonte dos dados: Estação Evapotranspirométrica do Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, Universidade Estadual Norte Fluminense, PESAGRO-RIO).

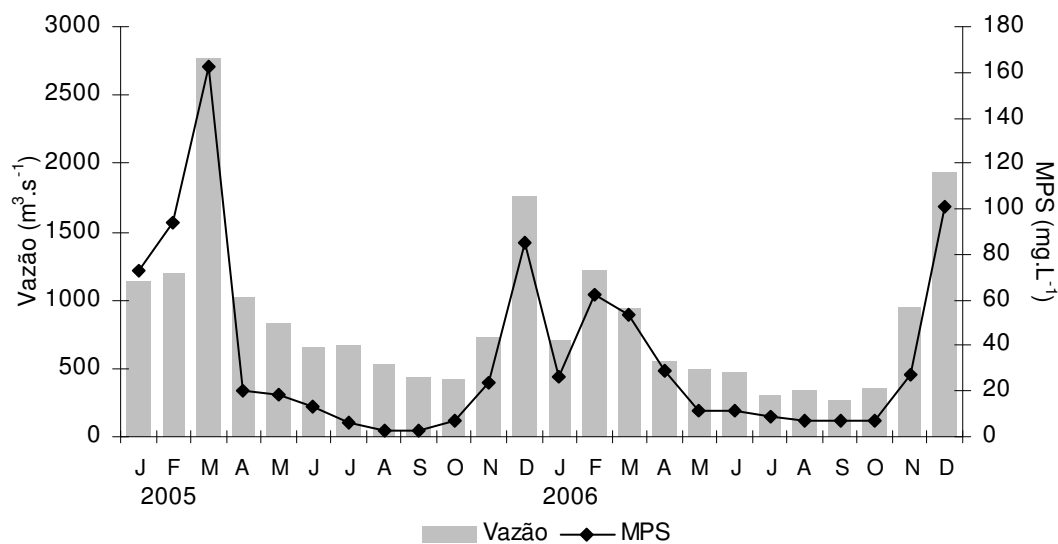


Figura 3. Vazão do rio ($m^3.s^{-1}$) e material particulado em suspensão (MPS) na região do Baixo Paraíba do Sul no período de janeiro de 2005 a dezembro de 2006 (Fonte: Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense).

Material e Métodos

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Tratamento das Imagens de Satélite

Expedições à área de estudo foram realizadas, visando o reconhecimento preliminar da vegetação e a identificação visual de sensores. As principais feições foram georreferenciadas no campo com um GPS (Garmin GPSMap 76S), para permitir a posterior delimitação da assinatura espectral das mesmas.

Imagens obtidas referentes aos anos de 1976, 1986 e 2001 pelo satélite Landsat foram selecionadas por apresentarem ausência de cobertura de nuvens. As principais características das imagens são apresentadas na tabela 2. A área de estudo está contida nas cenas de coordenada WRS2 (216/75), que foram cortadas para focar apenas o estuário do RPS, para reduzir a confusão espectral entre as diversas feições. A cena cobriu uma área aproximada de 60 km². As imagens foram projetadas com base na projeção UTM datum SAD69 fuso 24.

Tabela 2. Principais características das imagens de satélite Landsat. R: vermelho; G: verde; B: azul; Ip: infravermelho próximo; loc: infravermelho de ondas curtas; Im: infravermelho médio; It: infravermelho termal; PAN: pancromática.

Data de Aquisição	Satélite	Sensor	Bandas							Tamanho do pixel (m)	
			R	G	B	Ip	loc	Im	It		PAN
13/01/76	Landsat 4	MSS	x	x	x	x					60 x 60
16/07/86	Landsat 5	TM	x	x	x	x	x	x	x		30 x 30
17/07/01	Landsat 7	ETM+	x	x	x	x	x	x	x	x	15 x 15

Com o auxílio do programa ERDAS, versão 8.6, executou-se uma classificação não supervisionada onde se obtiveram classes compatíveis com feições existentes na área de estudo. Assim, várias composições de bandas espectrais foram feitas para evidenciar as diferentes feições e facilitar a obtenção das assinaturas espectrais com o auxílio das marcações realizadas em campo com o GPS. Em seguida, foi efetuado o processo de classificação supervisionada das imagens, utilizando o método da Máxima Verossimilhança. A acurácia da classificação geral foi de 82% e o índice Kappa de 0,76. O cálculo do erro quadrático médio (RMS) foi obtido através da comparação entre os cortes referentes à área de estudo das imagens de 1986 e 2001, a partir de dez pontos de controle.

Após a classificação, foram realizadas novas expedições de campo, com a finalidade de distinguir as diferentes classes de mangue. Deste modo, efetuaram-se os ajustes e a avaliação do mapa classificado que resultaram no produto final. As cartas temáticas foram produzidas com o auxílio do programa ARC GIS 8.7, onde foram obtidas as áreas de cobertura do manguezal.

5.2. Análise da Estrutura da Floresta de Mangue

5.2.1. Amostragem

Para caracterização da estrutura da vegetação adotou-se a metodologia proposta por Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986). A definição dos sítios de estudo baseou-se no resultado da classificação supervisionada realizada para a imagem de satélite referente ao ano de 2001, nas observações em campo e na facilidade de acesso às florestas de mangue. Deste modo, foram selecionados 17 sítios de estudo, sendo um no setor Atafona, oito no setor Gargaú e oito no setor Ilha do Lima (Figura 1). Em cada sítio, foram demarcadas parcelas ao longo de um transecto perpendicular ao gradiente de inundação, de forma a retratar o aspecto geral da floresta de mangue do local. Houve variação no número de parcelas em cada transecto, em função do tamanho da faixa de floresta de mangue (Tabela 3). O intervalo entre as parcelas foi mantido em 30 m, com exceção dos sítios 2 e 14. No sítio 2 foi necessário o deslocamento da segunda parcela (delimitada a 20 m da primeira parcela) e da terceira parcela (delimitada a 35 m da segunda parcela) devido a existência de um pequeno canal de maré, perpendicular à transversal. No sítio 14, a segunda parcela foi demarcada a 50 m da primeira devido a presença de uma grande área sem cobertura de dossel, colonizada por gramíneas. A área de cada parcela variou entre 25 e 870 m² e foi determinada de acordo com a densidade das árvores (incluindo no mínimo 20-30 árvores vivas dentro de cada parcela) e o tamanho da faixa de manguezal. No total, foram demarcadas 50 parcelas, correspondendo a uma área de 1,53 ha.

Em cada parcela, foram medidos o DAP (diâmetro à altura do peito, efetuado a 1,3 m do substrato) e altura dos indivíduos vivos com altura superior a 1 m. Para medir o DAP, utilizou-se uma trena graduada em unidades de π (3,14159), que possibilita a obtenção de medidas diretas do diâmetro. No caso dos indivíduos

menores que 1,3 m de altura, o DAP foi substituído pelo diâmetro do tronco abaixo da primeira ramificação (Soares, 1999). Para a espécie *R. mangle*, a medida do diâmetro foi efetuado acima do último rizóforo quando necessário. Os diâmetros de troncos e árvores mortas em pé foram incluídos na amostragem. As medidas de altura das árvores vivas foram obtidas com um telêmetro ou estimadas visualmente.

Tabela 3. Comprimento do transecto (metros) e número de parcelas demarcadas em cada sítio de estudo analisado no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.

Sítio	Setor	Comprimento do transecto	Número de parcelas em cada transecto
1	Atafona	105	3
2	Gargaú	230	6
3	Gargaú	105	3
4	Gargaú	70	2
5	Gargaú	30	1
6	Gargaú	20	1
7	Gargaú	70	2
8	Ilha do Lima	185	5
9	Ilha do Lima	120	4
10	Ilha do Lima	105	3
11	Gargaú	215	6
12	Ilha do Lima	35	1
13	Ilha do Lima	30	1
14	Ilha do Lima	195	5
15	Gargaú	115	3
16	Ilha do Lima	60	2
17	Ilha do Lima	65	2

De cada parcela demarcada para a caracterização da estrutura da vegetação, coletaram-se três amostras de sedimento (0-15 cm), durante a baixa-mar, no final do período chuvoso. Em laboratório, o sedimento foi liofilizado e fez-se a remoção de fragmentos grosseiros com peneira de 2 mm. A granulometria foi determinada em um analisador de partículas (Laser Diffraction, Sald 3101 Shimadzu). As classificações texturais seguiram a metodologia de Sheppard (*in* Suguio, 1973), baseada nos percentuais de areia, silte e argila. Para efeito de cálculos, as frações areia grossa, areia média e areia fina foram somadas, sendo consideradas como fração areia. Para a análise de matéria orgânica, alíquotas de sedimento (2 g) foram pesadas e submetidas à incineração em forno mufla (550°C/1 h) e novamente pesadas. O percentual de matéria orgânica foi obtido pela diferença entre os pesos de massa seca inicial e final. A salinidade da água intersticial foi

determinada com o auxílio de um refratômetro a partir do sobrenadante resultante após centrifugação de 15 g de sedimento (2500 rpm/5 min).

5.2.2. Tratamento dos Dados

Os dados foram organizados em planilhas por classe de diâmetro < 2,5 cm, ≥ 2,5 cm e ≥ 10,0 cm, para o cálculo dos parâmetros estruturais por parcela, espécie e classe de diâmetro, de acordo com metodologia proposta por Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986).

As alturas das árvores foram separadas em superior ou dossel (correspondendo à média dos três indivíduos vivos mais altos da parcela, exceto o emergente quando presente), média (correspondendo à média aritmética de todos os indivíduos vivos amostrados por parcela e por espécie) e inferior (correspondendo à média dos três indivíduos mais baixos da parcela).

A área basal representa a soma da área basal de todos os troncos medidos por unidade de área. Esse parâmetro foi calculado através da seguinte fórmula:

$$AB = 0,00007854 (DAP)^2 \quad (1)$$

Onde: AB = área basal (m²)

DAP = diâmetro à altura do peito

Para o cálculo do diâmetro médio (\overline{DAP}), que é uma medida descritiva que permite a comparação entre florestas de mangue, utilizou-se a fórmula:

$$\overline{DAP} = \sqrt{\frac{(AB) (12732,39)}{n}} \quad (2)$$

Onde: AB = área basal média

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

A dominância relativa (DoR) é o percentual da área basal de uma espécie em relação à área basal de todas as espécies e foi calculada da seguinte forma:

$$\text{DoR} = \frac{ab}{AB} \times 100 \quad (3)$$

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:

$$\text{DR} = \frac{n_i}{N} \times 100 \quad (4)$$

Onde: n_i = densidade de troncos de uma espécie

N = número total de troncos

A distribuição de freqüência por intervalo de diâmetro (3 cm) dos troncos vivos e mortos foram elaboradas por sítios e por espécie. Através do programa Statistica 6.0 realizou-se uma análise de agrupamento (UPGMA) das parcelas, considerando os parâmetros estruturais: altura média, DAP médio, área basal viva e morta, classes de área basal viva, densidade absoluta de cada parcela e densidade relativa de cada espécie. Calculou-se o coeficiente de correlação de Pearson para as variáveis matéria orgânica e fração silte+argila do sedimento. O coeficiente de determinação foi calculado entre estas variáveis e os parâmetros altura média, área basal e densidade.

Nos gráficos, a parcela próxima ao eixo das ordenadas (y) corresponde à franja do manguezal e a parcela mais distante deste eixo corresponde ao interior da floresta, com exceção dos sítios 1, 8, 9 e 10 que são ilhas.

5.3. Produção de Serapilheira

5.3.1. Amostragem

Os critérios para a seleção dos sítios de estudo para quantificar a produção de serapilheira incluíram: (1) facilidade de acesso; (2) a floresta ser

monodominante; (3) tipo fisiográfico similar; e (4) espaço suficiente para acomodar as cestas coletoras de serapilheira. Desse modo, os sítios 2, 3 e 4 (Figura 1) foram selecionados por apresentar dominâncias de *L. racemosa*, *A. germinans* e *R. mangle*, respectivamente.

Em cada floresta, delimitou-se uma parcela de 70x40 m (2.800 m²) a aproximadamente 5 m de distância da margem do canal, onde foram instaladas aleatoriamente sete cestas coletoras de 70 x 70 cm (0,49 m²). Este tamanho de coletor tem sido utilizado em estudos de serapilheira em Mata Atlântica no norte do Rio de Janeiro (Mazurec, 1998; Nascimento, 2005). As cestas foram confeccionadas com estrutura de alumínio e rede de nylon de 2 mm, com 50 cm de profundidade e foram suspensas nas árvores a cerca de 1,3 m do substrato (Figuras 4A a 4C). A coleta foi realizada em intervalos preferencialmente quinzenais (mas algumas vezes entre 7 e 28 dias, devido a problemas logísticos) durante dois ciclos anuais, de janeiro de 2005 a dezembro de 2006, totalizando 48 coletas. O material coletado foi seco até peso constante em estufa de circulação (80 °C/72h) e posteriormente triado e pesado, considerando-se as seguintes frações: folhas (jovens, adultas, senescentes e estípulas), madeira (cascas e galhos < 2 cm de diâmetro), flores (incluindo inflorescências e fragmentos); frutos (tenros, maduros, cápsulas e propágulos) e resto (todo material vegetal e animal morto não reconhecível < 2 mm e eventuais estruturas de outras espécies) (Figura 4D). Ao longo do período de amostragem, houve o roubo de algumas cestas coletoras, mas sem perda integral dos dados. Para solucionar o problema a estrutura de alumínio dos coletores foi substituída por madeira.

5.3.2. Tratamento e Análise dos Dados

A produção de serapilheira obtida é resultado da média entre os valores encontrados para os sete coletores de cada floresta em cada coleta, convertidos para m², segundo o intervalo de dias entre as coletas, sendo expressa em g.m⁻².dia⁻¹. Os dados de produção total também foram transformados para ton.ha⁻¹.ano⁻¹ para comparar com outros manguezais e outros tipos de florestas terrestres. Para a produção total, a média do coeficiente de variação calculado para os sete coletores foi de 35% para *A. germinans*, 40% para *L. racemosa* e 34% para *R. mangle*.

Para a fração folhas, avaliaram-se os efeitos isolados dos fatores espécie, sazonalidade (período seco, de março a agosto e período chuvoso, de setembro a fevereiro) e ano, além da interação entre fatores através do teste F seguido do teste de Tukey para comparações múltiplas (Zar, 1996). Para a produção total e demais frações de serapilheira, as pressuposições para a aplicação do teste F não foram atendidas, sendo necessária a análise não paramétrica de Mann-Whitney ou Kruskal-Wallis e teste de Dunn. Regressões múltiplas foram utilizadas para relacionar os valores de produção de serapilheira às médias registradas de pluviosidade, velocidade dos ventos, temperatura média, mínima e máxima do ar e vazão do rio. As análises foram realizadas através dos programas Statistica 6.0, GraphPad 4.1 e R-System 2.4.1.



Figura 4. Disposição dos coletores de serapilheira nas florestas de (A) *A. germinans*, (B) *L. racemosa* e (C) *R. mangle*, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. (D) triagem da serapilheira de *A. germinans* em laboratório.

RESULTADOS

6. RESULTADOS

6.1. Estrutura Espacial do Manguezal

Os tratamentos de classificação permitiram obter uma completa identificação da vegetação de manguezal nas imagens de 1986 e 2001. Com relação à cena de 1976, não foi possível diferenciar as classes de mangue das diversas formações vegetais (restinga, área alagada), devido à baixa resolução espectral das imagens. Entretanto, esta imagem foi utilizada para demonstrar as modificações geomorfológicas do estuário que propiciaram a destruição e expansão do manguezal, principalmente nos setores Ilha do Lima e Atafona. Neste sentido, eventos de acreção de sedimentos e erosão evidenciadas na comparação das cenas revelaram mudanças geomorfológicas que ocorreram no estuário em um intervalo de 25 anos (entre 1976 e 2001; Figura 5).

A estrutura espacial do ecossistema no mapa de 1986 diferiu daquela observada no ano de 2001 (Figuras 5B e 5C). A redução da área de manguezal atingiu 20% (912 ha em 1986; 725 ha em 2001) (Tabela 4). Os dados indicaram uma taxa de perda média anual de 1,3%. Considerando-se que o erro quadrático médio (RMS) foi menor que 15 m, a área de estudo é plana e costeira, e ainda que a área total da imagem foi reduzida (60 km²), assume-se que a diferença encontrada para a variação na área de cobertura entre 1986 e 2001 deve-se a mudanças reais da vegetação de mangue.

A análise dos diferentes setores demonstrou uma redução de 5% de área de cobertura de mangue em Gargaú, enquanto que na Ilha do Graça o manguezal desapareceu totalmente (Tabela 4). Em Atafona, a perda foi estimada em 73% e na Ilha do Lima em 19%. Por outro lado, no período de 1976–2001, o processo de deposição lenta propiciou a formação de vários bancos arenosos na parte norte da Ilha do Lima, o que possibilitou a progradação do manguezal neste setor (Figura 5).

Com os resultados da classificação foi possível identificar três classes representativas de manguezal (Figuras 5B e 5C): associação de *Avicennia* com *Laguncularia* (constituída principalmente por *A. germinans* e *L. racemosa*, mas com presença de *R. mangle*), associação de *Avicennia* com *Rhizophora* (constituída principalmente por *A. germinans* e *R. mangle*, mas com presença de *L. racemosa*) e mangue de transição (constituída principalmente por *Hibiscus pernambucensis*, mas

com presença das três espécies típicas de mangue que ocorrem no estuário do RPS). Além da diferença na estrutura espacial da cobertura do manguezal nos anos de 1986 e 2001, a distribuição das diferentes feições de mangue também variou entre os anos considerados (Tabelas 5 e 6). A comparação indicou que a feição mangue de transição apresentou decréscimo nos setores Atafona, Ilha do Graça e Ilha do Lima. A feição *Avicennia* e *Laguncularia* exibiu redução em todos os setores, sendo completamente exterminada no setor Ilha do Graça. Nos setores Gargaú e Ilha do Lima foi registrada uma expansão da feição *Avicennia* e *Rhizophora*, enquanto que no setor Atafona houve redução desta feição (Tabelas 5 e 6; Figuras 5B e 5C).

Tabela 4. Área (ha) da cobertura vegetal do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, nos diferentes setores analisados nos anos de 1986 e 2001.

	1986	2001	Perda de área (%)
Atafona	131	35	-73
Gargaú	455	434	-5
Ilha do Graça	7	-	-100
Ilha do Lima	319	256	-19
Total	912	725	-20

Tabela 5. Área (ha) das classes de cobertura vegetal do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, nos diferentes setores analisados no ano de 1986.

Classe	Atafona	Gargaú	Ilha do Graça	Ilha do Lima	Total
<i>Avicennia/Laguncularia</i>	33	188	4	183	408
<i>Avicennia/Rhizophora</i>	29	114	-	74	217
Mangue de transição	69	153	3	62	287
Total	131	455	7	319	912

Tabela 6. Área (ha) das classes de cobertura vegetal do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, nos diferentes setores analisados no ano de 2001.

Classe	Atafona	Gargaú	Ilha do Graça	Ilha do Lima	Total
<i>Avicennia/Laguncularia</i>	10	96	-	168	274
<i>Avicennia/Rhizophora</i>	1	180	-	76	257
Mangue de transição	24	158	-	12	194
Total	35	434	-	256	725

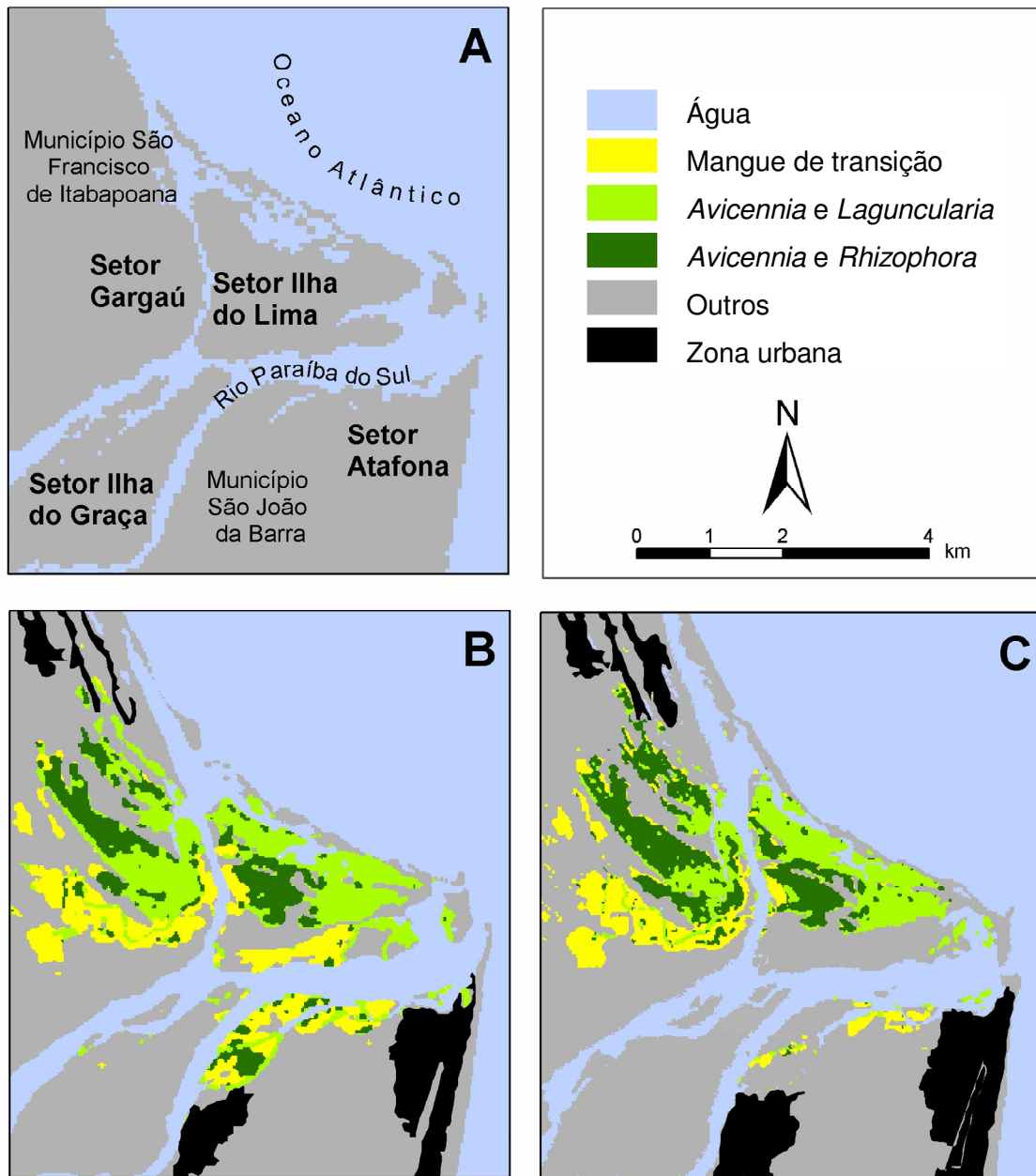


Figura 5. (A) Geomorfologia do estuário do rio Paraíba do Sul em 1976 (sem discriminação das áreas de mangue); (B) Distribuição espacial do manguezal em 1986; (C) Distribuição espacial do manguezal em 2001.

6.2. Estrutura da Vegetação do Manguezal

A tabela 7 apresenta as características gerais da estrutura da vegetação analisada no manguezal do estuário do RPS. A altura média das florestas de mangue variou de 4,8 a 14,5 m, a altura do dossel de 7,0 a 22,3 m e a altura inferior de 1,1 a 10,2 m (Tabela 8). A maior altura foi estimada em *A. germinans* (25,0 m), enquanto que os maiores indivíduos de *R. mangle* e *L. racemosa* atingiram 19,0 e 16,0 m, respectivamente. Esta tendência se refletiu também nos valores médios calculados para cada espécie, visto que, de forma geral, a seqüência foi *A. germinans* > *R. mangle* > *L. racemosa* (Tabela 9).

As variáveis ambientais determinadas no sedimento para relacionar com os dados de estrutura da vegetação são apresentadas na tabela 10. A salinidade da água intersticial exibiu valores abaixo de 3 na maior parte das parcelas. Os valores mais elevados deste parâmetro foram observados nos sítios 10, 12 e 16, mas encontraram-se abaixo da salinidade da água do mar (35). A salinidade apresentou pouca variação ao longo das transversais, não sendo observado um padrão definido de aumento ou decréscimo. O percentual de matéria orgânica do sedimento variou de 0,33 a 46,17%. Os sedimentos foram classificados como areia, areia siltica ou silte arenoso, com predomínio do último. Verificou-se variação das frações granulométricas e dos percentuais de matéria orgânica ao longo do gradiente de inundação, mas não se registrou um padrão para todos os sítios. Considerando-se todas as parcelas, a correlação entre silte+argila e percentual de matéria orgânica foi fraca ($r = 0,3$; $p = 0,02$).

De modo geral, a altura do dossel seguiu a flutuação da curva para a altura média da floresta. Nos sítios com três parcelas ou mais, a altura média variou ao longo das transversais (Figuras 6 e 7). Os sítios 1, 8, 9 e 10 correspondem a ilhas inundadas por ambos os lados, nas quais houve maior altura média na região intermediária da floresta. O sítio 16 que também corresponde a uma ilha apresentou valores inferiores na parcela sujeita à influência direta do mar (S16P48). No sítio 2, houve um incremento em direção ao interior da floresta com posterior queda dos valores de altura. Nos sítios 3, 4, 7 e 15 os valores foram inferiores no interior da floresta (Tabela 8 e Figuras 6 e 7). A altura média foi menor na franja dos sítios 14 e 17, enquanto que no sítio 11 houve redução seguida por um incremento em altura no interior da floresta (Tabela 8 e Figura 7). Considerando-se todas as parcelas, os

dados de regressão demonstraram relação positiva significativa entre a matéria orgânica do sedimento e a altura média ($r^2 = 0,26$; $p = 0,000094$). Este resultado não foi evidenciado entre altura média e as variáveis salinidade e fração silte+argila ($p > 0,05$).

Tabela 7. Características gerais da estrutura da vegetação analisada nas 50 parcelas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. DAP: Diâmetro à altura do peito.

Variável		
Altura média (m)		4,8 - 14,5
DAP médio (cm)		2,6 - 23,5
Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)		8,8 - 46,4
Densidade (troncos. ha^{-1})		486 - 36.400
Dominância em área basal (%) por classe de diâmetro	< 2,5 cm	1
	$\geq 2,5$ cm	31
	$\geq 10,0$ cm	68
Dominância em área basal (%) por espécie	<i>A. germinans</i>	53
	<i>L. racemosa</i>	28
	<i>R. mangle</i>	19
Densidade relativa (%) por espécie	<i>A. germinans</i>	35
	<i>L. racemosa</i>	57
	<i>R. mangle</i>	9

Tabela 9. Altura (m) por espécie nas parcelas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul (média±desvio padrão).

Sítio / Parcela	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>
S1P1	8,0±2,2	7,7±1,0	-
S1P2	8,9±3,4	8,2±3,5	-
S1P3	7,3±3,7	5,3±3,4	-
S2P4	-	5,5±1,9	-
S2P5	11,1±1,1	4,0±1,7	8,4±2,5
S2P6	11,5±3,1	4,7±2,0	7,9±1,6
S2P7	-	6,4±1,5	6,8±0,4
S2P8	-	6,7±1,7	7,7±0,3
S2P9	-	5,7±1,4	6,9±0,9
S3P10	10,5±4,3	8,5±0,0	-
S3P11	10,2±5,3	2,0±0,0	6,0±3,0
S3P12	-	-	8,6±1,4
S4P13	14,0±0,0	-	7,8±1,7
S4P14	-	10,0±0,0	7,2±1,0
S5P15	7,4±4,9	16,0±0	-
S6P16	5,1±1,7	5,7±1,5	-
S7P17	16,3±0,6	7,0±0,0	11,1±3,0
S7P18	10,1±4,0	9,1±1,4	9,7±4,1
S8P19	8,8±2,3	5,9±1,7	-
S8P20	8,5±1,5	7,2±1,8	-
S8P21	11,8±0,4	6,5±3,2	-
S8P22	10,5±6,4	4,9±2,1	-
S8P23	4,9±2,9	6,4±2,3	-
S9P24	4,3±1,1	7,9±1,8	-
S9P25	7,8±4,7	9,4±2,0	-
S9P26	5,6±3,9	8,0±2,0	-
S9P27	2,9±1,3	5,3±1,6	-
S10P28	3,7±2,1	4,3±2,5	6,3±3,3
S10P29	8,7±4,1	8,9±2,8	9,0±3,4
S10P30	6,2±2,8	6,8±2,1	6,4±3,4
S11P31	19,2±3,5	-	11,8±4,7
S11P32	9,2±7,4	6,3±3,2	9,6±3,7
S11P33	8,8±6,5	8,8±1,8	10,4±2,1
S11P34	19,6±4,4	10,1±3,0	8,5±2,1
S11P35	-	7,7±2,3	11,4±2,2
S11P36	12,9±4,8	-	9,9±2,8
S12P37	-	6,5±1,6	9,0±1,5
S13P38	14,4±3,1	-	-
S14P39	11,6±1,6	-	-
S14P40	11,2±3,9	-	-
S14P41	12,2±4,1	-	12,1±1,9
S14P42	13,8±1,1	-	13,3±2,8
S14P43	14,4±3,3	-	13,6±2,2
S15P44	12,0±4,1	-	12,8±6,0
S15P45	8,8±4,3	3,9±1,0	9,1±2,7
S15P46	12,0±2,5	5,5±1,8	7,7±4,0
S16P47	12,3±3,6	7,5±3,7	5,6±5,6
S16P48	7,1±3,2	9,9±2,6	2,6±1,6
S17P49	5,1±1,4	4,6±1,1	-
S17P50	6,3±2,7	6,8±2,0	-

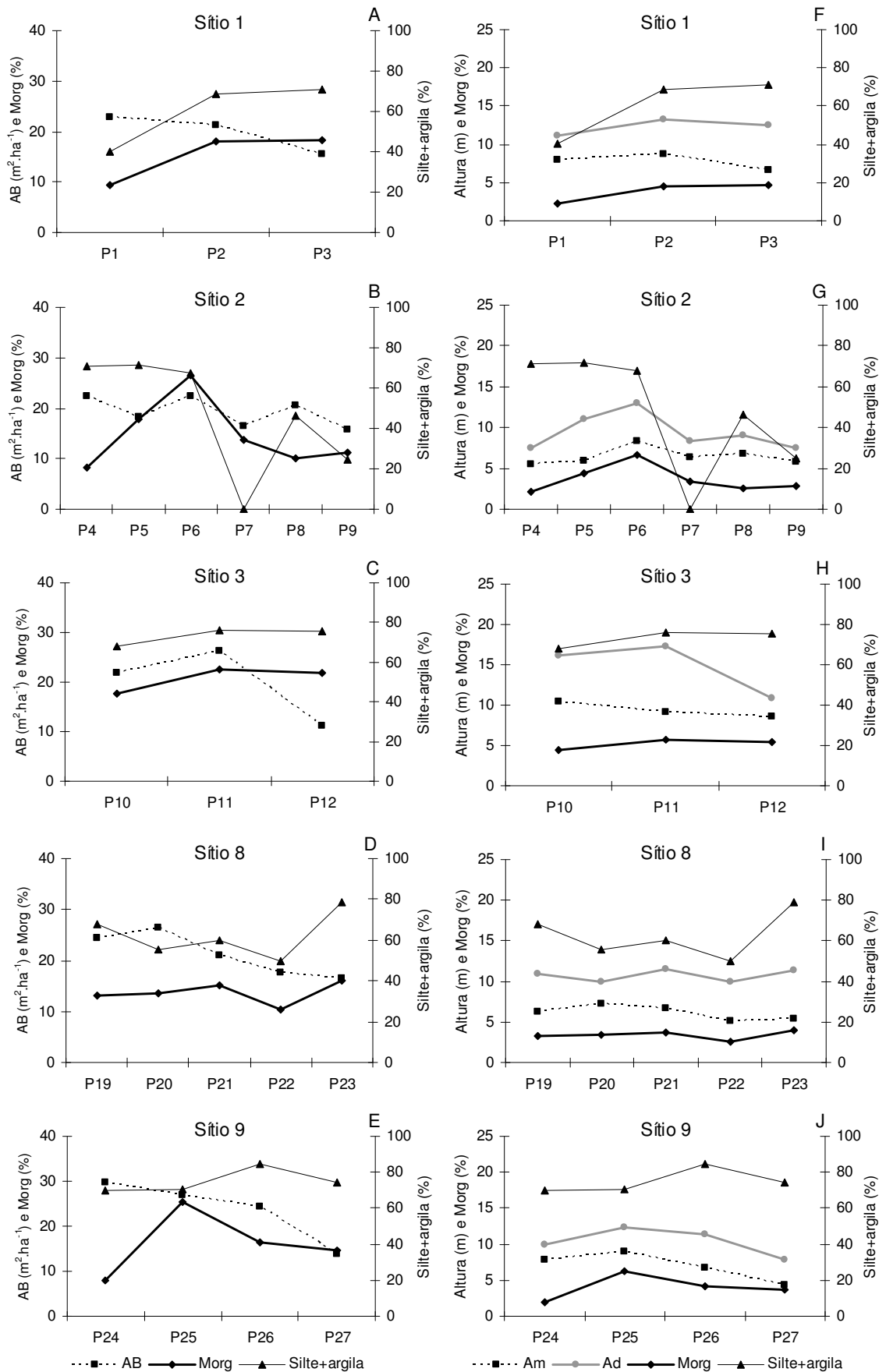


Figura 6. Área basal (AB), altura média (Am) e altura do dossel (Ad) das florestas e percentuais de matéria orgânica (Morg) e silte+argila do sedimento nas parcelas analisadas nos sítios 1, 2, 3, 8 e 9, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.

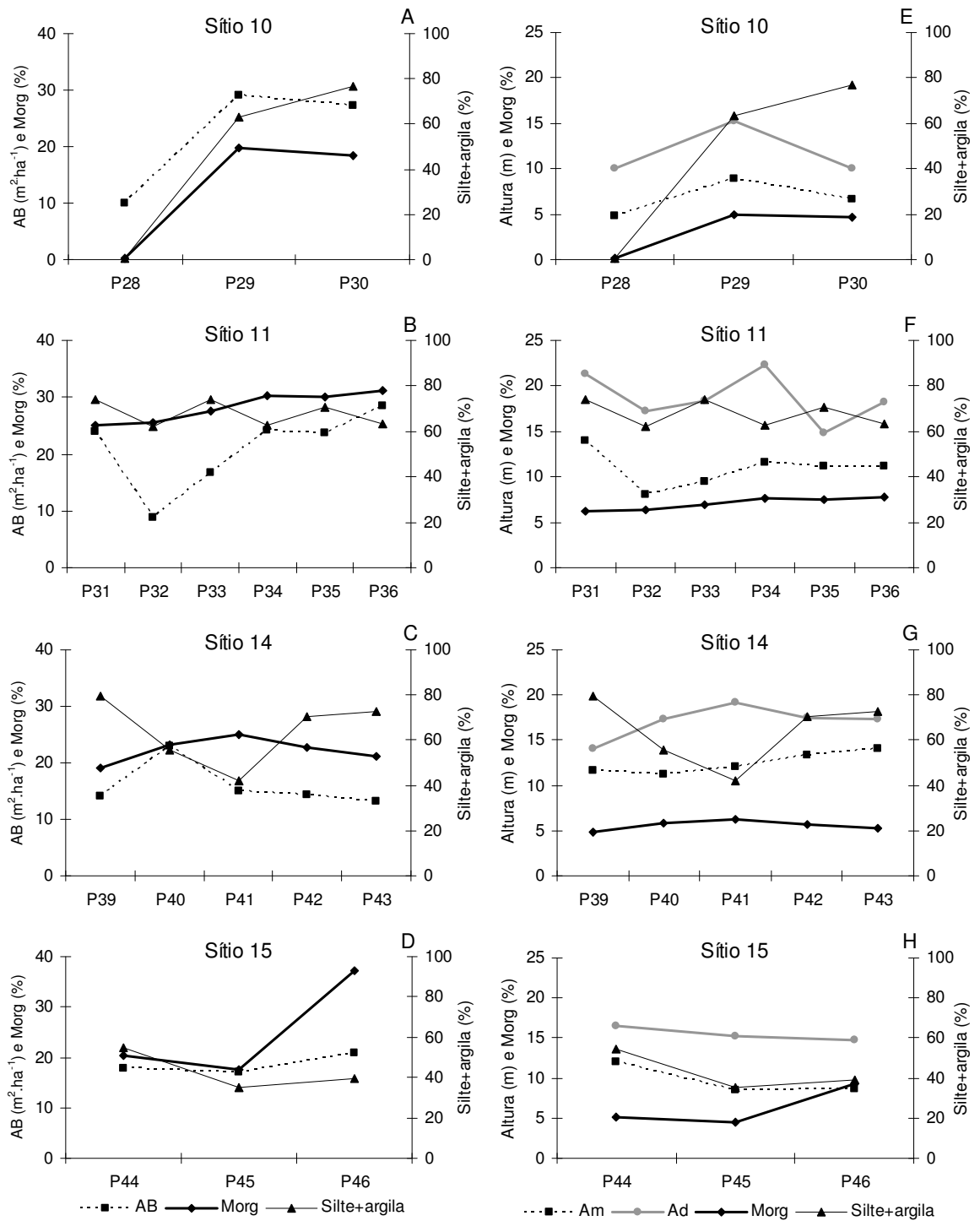


Figura 7. Área basal (AB), altura média (Am) e altura do dossel (Ad) das florestas e percentuais de matéria orgânica (Morg) e silte+argila do sedimento nas parcelas analisadas nos sítios 10, 11, 14 e 15, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.

Tabela 10. Frações inorgânicas (%), classificação textural e matéria orgânica (Morg) do sedimento e salinidade da água intersticial das parcelas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.

Sítio e Parcela	Sedimento						Morg	Água intersticial Salinidade
	Areia grossa	Areia média	Areia fina	Silte	Argila	Classificação textural		
S1P1	3,6±5,2	25,1±4,1	31,3±5,2	35,5±4,9	4,6±1,9	Areia siltica	9,26±4,72	2,3±0,3
S1P2	-	5,5±3,7	26,0±5,2	61,6±6,2	6,9±3,1	Silte arenoso	17,96±4,29	2,7±1,2
S1P3	0,2±0,4	5,7±3,9	23,2±2,0	63,6±1,8	7,3±2,1	Silte arenoso	18,40±2,29	2,3±0,4
S2P4	0,6±0,6	7,6±5,3	20,7±1,0	65,4±6,6	5,7±2,6	Silte arenoso	8,23±1,01	2,3±0,3
S2P5	-	4,2±4,5	24,1±4,4	67,1±7,3	4,5±1,1	Silte arenoso	17,73±3,53	2,5±0,5
S2P6	0,4±0,5	7,8±4,5	24,1±3,4	63,4±8,6	4,3±0,8	Silte arenoso	26,60±2,99	2,8±0,3
S2P7	56,0±8,2	43,8±8,2	0,2±0,1	-	-	Areia	13,69±9,82	2,2±0,3
S2P8	22,9±35,9	19,2±15,9	11,4±9,7	44,0±39,1	2,5±2,2	Areia siltica	10,03±3,67	2,0±0,0
S2P9	43,9±39,7	23,1±18,2	8,2±13,5	23,6±38,1	1,2±2,1	Areia siltica	11,27±5,46	2,0±0,0
S3P10	-	4,9±5,7	27,3±6,7	62,5±11,8	5,3±0,7	Silte arenoso	17,57±0,13	2,7±0,3
S3P11	-	1,4±0,3	22,7±2,0	70,1±1,5	5,9±0,9	Silte arenoso	22,61±2,43	2,0±0,0
S3P12	-	1,4±0,9	23,4±1,2	70,1±2,9	5,2±0,8	Silte arenoso	21,83±0,61	2,3±0,4
S4P13	2,2±3,8	12,0±9,4	30,6±3,0	51,0±13,0	4,2±1,9	Silte arenoso	13,86±3,40	2,0±0,0
S4P14	1,7±2,4	14,9±19,1	25,0±3,8	52,0±20,8	6,4±4,5	Silte arenoso	12,85±9,68	2,3±0,4
S5P15	1,2±1,6	9,6±4,9	25,3±2,4	59,2±5,2	4,8±0,8	Silte arenoso	46,17±3,47	2,0±0,0
S6P16	0,8±1,0	14,7±3,5	30,1±2,7	49,6±6,1	4,8±0,6	Silte arenoso	12,98±0,08	2,3±0,3
S7P17	0,3±0,5	5,8±5,9	21,9±1,1	67,6±6,3	4,4±0,7	Silte arenoso	33,69±3,06	2,3±0,3
S7P18	-	4,8±6,5	21,4±6,3	69,9±12,0	4,0±0,9	Silte arenoso	19,16±2,71	2,5±0,0
S8P19	-	5,6±5,1	26,6±4,3	62,6±8,2	5,3±0,9	Silte arenoso	13,17±1,06	1,5±0,5
S8P20	10,2±17,0	9,6±6,7	24,5±4,6	52,4±13,2	3,2±2,7	Silte arenoso	13,46±0,41	1,5±0,5
S8P21	3,2±4,5	7,5±3,3	28,1±1,6	55,3±6,6	4,8±1,1	Silte arenoso	15,04±1,47	1,8±0,3
S8P22	3,2±3,7	17,3±8,3	28,6±5,9	44,1±6,3	5,9±3,9	Areia siltica	10,30±0,76	1,5±0,0
S8P23	-	2,0±1,6	19,2±5,6	72,0±5,3	6,7±2,0	Silte arenoso	16,07±4,49	1,7±0,3
S9P24	-	3,1±1,3	26,9±2,5	63,7±2,5	6,3±0,4	Silte arenoso	7,86±2,25	2,0±0,0
S9P25	0,7±0,9	7,3±9,4	21,4±2,2	64,8±11,6	5,8±1,0	Silte arenoso	25,32±18,91	2,2±0,3
S9P26	-	0,4±0,6	14,7±5,9	76,5±3,9	8,4±2,5	Silte arenoso	16,42±0,36	2,2±0,3
S9P27	-	5,1±2,1	20,3±3,1	67,6±5,9	7,0±0,9	Silte arenoso	14,68±1,65	-
S10P28	44,3±30,9	51,8±29,6	2,6±2,2	0,5±0,9	-	Areia	0,33±0,07	-
S10P29	-	7,9±4,0	28,9±6,2	58,1±10,7	5,1±0,8	Silte arenoso	19,66±2,00	15,3±0,6
S10P30	-	1,4±0,2	21,8±1,1	71,3±0,6	5,5±0,4	Silte arenoso	18,38±1,36	17,0±0,0

continuação

Sítio / Parcela	Sedimento						Morg	Água
	Areia grossa	Areia média	Areia fina	Silte	Argila	Classificação textural		intersticial Salinidade
S11P31	-	4,1±4,3	22,0±1,3	69,2±3,2	4,6±0,9	Silte arenoso	24,99±0,35	2,0±0,0
S11P32	2,0±3,4	10,1±8,7	25,9±2,7	58,0±12,0	4,0±0,8	Silte arenoso	25,59±3,37	2,2±0,3
S11P33	-	2,2±1,8	22,8±5,9	69,1±7,1	5,0±1,5	Silte arenoso	27,54±3,23	2,0±0,0
S11P34	0,6±0,8	11,7±11,0	25,0±3,8	58,4±15,5	4,3±0,8	Silte arenoso	30,32±2,85	2,3±0,4
S11P35	0,1±0,1	4,0±1,2	25,1±5,6	65,8±5,0	5,1±0,6	Silte arenoso	30,08±4,30	2,3±0,0
S11P36	1,1±1,4	11,1±6,6	24,4±3,1	59,1±9,0	4,4±0,6	Silte arenoso	31,25±15,03	2,0±0,5
S12P37	0,8±1,3	3,8±5,9	14,7±0,9	73,8±5,4	6,8±1,1	Silte arenoso	12,09±1,38	14,8±0,4
S13P38	-	1,3±0,0	21,1±2,7	69,3±0,1	8,4±2,7	Silte arenoso	18,71±1,06	3,0±1,4
S14P39	-	1,8±2,0	18,7±5,9	70,8±7,6	8,8±1,7	Silte arenoso	19,19±1,64	-
S14P40	15,4±26,6	7,8±5,1	20,9±6,2	52,7±16,7	3,0±2,3	Silte arenoso	23,25±9,16	2,8±1,1
S14P41	2,6±3,7	11,8±11,7	20,9±2,9	37,9±45,3	4,2±1,0	Silte arenoso	24,97±0,61	3,4±0,8
S14P42	-	6,4±1,9	23,2±4,1	66,8±6,3	3,6±0,3	Silte arenoso	22,76±7,56	-
S14P43	-	10,3±1,5	17,1±2,0	67,1±2,1	5,6±1,4	Silte arenoso	21,05±8,19	-
S15P44	3,4±5,4	17,8±5,5	24,1±1,8	51,3±8,1	3,4±0,8	Silte arenoso	20,45±3,41	2,2±0,3
S15P45	22,4±32,1	26,3±3,6	16,9±13,4	32,9±21,1	2,4±2,3	Areia siltica	17,69±10,88	2,7±0,7
S15P46	12,8±8,7	32,2±7,1	15,5±0,9	36,4±14,0	3,0±1,0	Areia siltica	37,22±14,63	2,2±0,3
S16P47	0,7±0,6	26,0±19,1	24,1±2,3	52,4±4,0	5,5±1,6	Silte arenoso	16,98±7,25	6,9±0,9
S16P48	68,7±23,8	31,2±23,9	0,03±0,0	-	-	Areia	5,30±6,65	14,0±0,0
S17P49	1,0±1,7	9,9±11,3	20,4±3,2	62,8±12,8	5,9±0,3	Silte arenoso	12,97±1,30	2,3±0,6
S17P50	-	5,4±0,3	23,1±0,6	66,0±0,3	5,6±0,0	Silte arenoso	11,04±0,89	2,2±0,2

O DAP médio variou de 2,6 a 23,5 cm (Tabela 8). Os diâmetros máximos registrados para *A. germinans*, *R. mangle* e *L. racemosa* foram 56,7; 30,2 e 29,9 cm, respectivamente. Os valores de área basal viva estiveram entre 8,8 e 46,4 m².ha⁻¹ (Tabela 8). Considerando-se todos os sítios de estudo, *A. germinans* foi a espécie dominante em área basal (53%), seguida por *L. racemosa* (28%) e *R. mangle* (19%). A *A. germinans* foi dominante em 50% das parcelas, *L. racemosa* em 30% e *R. mangle* em 12% (Tabela 11).

Nos quatro sítios com apenas uma parcela (sítios 5, 6, 12 e 13), *A. germinans* exibiu maior valor em área basal em três, sendo o sítio 12 dominado por *L. racemosa* (Tabela 11). Em relação aos sítios com duas parcelas (sítios 4, 7, 16 e 17), *A. germinans* dominou em ambas as parcelas do sítio 16, sendo dominante no interior do sítio 7 e na franja do sítio 17. A *R. mangle* apresentou maior área basal tanto na borda quanto na parte interna da floresta no sítio 4 e foi dominante na franja do sítio 7. A *L. racemosa* exibiu maior área basal no interior da floresta no sítio 17 (Tabela 11).

Nos sítios com três parcelas ou mais, ocorreram distintos padrões de dominância, ao longo dos transectos (Figuras 8 e 9). Nos sítios 1 e 15, *A. germinans* foi dominante em todas as parcelas. Esta espécie apresentou maior contribuição em área basal na franja dos sítios 3, 11, e 14, havendo alternância de dominâncias no interior destas florestas. A *L. racemosa* exibiu maior contribuição em todas as parcelas dos sítios 8 e 9, com exceção das parcelas S8P23 e S9P26, localizadas no interior da floresta e que exibiram dominância de *A. germinans*. No sítio 2, houve dominância de *L. racemosa* na franja e alternância de dominância com *A. germinans* no interior da floresta. No sítio 10, *L. racemosa* e *R. mangle* foram co-dominantes na franja e *L. racemosa* mostrou maior contribuição no interior da floresta.

A maior contribuição em área basal de indivíduos vivos correspondeu à classe diamétrica $\geq 10,0$ cm (34 parcelas ou 68%, Tabelas 7 e 8). A contribuição em área basal na classe $< 2,5$ cm foi baixa, apesar do fato de algumas parcelas terem apresentado um grande número de indivíduos nesta classe de diâmetro (Tabela 12). Apesar de haver variações quanto à área basal total de cada parcela, na maioria dos sítios com múltiplas parcelas foi observado que a maior contribuição em uma determinada classe de diâmetro, com poucas exceções, permaneceu constante ao longo do gradiente de inundação. *A. germinans* e *R. mangle* exibiram maior

contribuição na classe superior ($\geq 10,0$ cm) e *L. racemosa* na classe intermediária (2,5 e 10,0 cm; Tabela 13).

As figuras 6 e 7 apresentam a área basal dos sítios com três parcelas ou mais relacionada com o percentual de matéria orgânica e com a fração fina (silte/argila) do sedimento. Nota-se que somente no sítio 10 o acréscimo de matéria orgânica é acompanhado pelo incremento em área basal. Quando se analisaram todas as parcelas não se constataram coeficientes de determinação significativos entre a área basal e as variáveis salinidade, matéria orgânica, areia e silte+argila ($p > 0,05$). Analisando-se as espécies separadamente, constatou-se correlação positiva significativa apenas entre os valores de área basal de *L. racemosa* e os percentuais de matéria orgânica ($r^2 = 0,20$; $p = 0,002$).

A área basal morta variou entre 0,11 e 7,19 $m^2 \cdot ha^{-1}$ (Tabela 8). No geral, *L. racemosa* apresentou maior contribuição deste parâmetro (71%), seguida por *A. germinans* (25%) e por *R. mangle* (4%). Em 64% das parcelas verificou-se maior representatividade em área basal morta na classe de diâmetro entre 2,5 e 10,0 cm (Tabela 12). Registrou-se grande variação dos valores totais deste parâmetro ao longo dos transectos (Tabela 8). Este resultado também foi evidenciado na contribuição em classes de diâmetro específicas, ocorrendo alternância de maior representatividade entre as classes dentro de cada sítio (sítios 1, 2, 3, 7, 10, 11, 14 e 17; Tabela 12). Analisando-se separadamente as espécies, observa-se que *A. germinans* e *L. racemosa* mostraram maior contribuição em área basal morta na classe intermediária e *R. mangle* na classe superior (Tabela 13).

Considerando-se todas as parcelas, foram amostrados 2.270 indivíduos. A densidade de troncos e de indivíduos vivos exibiu valores entre 486 e 36.400 troncos. ha^{-1} e 138 e 30.000 ind. ha^{-1} , respectivamente. A relação tronco/indivíduo apresentou pouca variação, sendo superior a 2,0 apenas em sete parcelas (Tabela 8). A *L. racemosa* mostrou densidade mais elevada de troncos (57%), seguida por *A. germinans* e *R. mangle*, com 35 e 9%, respectivamente (Tabela 14).

Nos sítios com uma parcela, *L. racemosa* exibiu maior densidade de troncos no sítio 12 e *A. germinans* nos sítios 5, 6 e 13. Nos sítios com duas parcelas, *R. mangle* foi superior no sítio 4 e na franja do sítio 7. A *A. germinans* foi mais abundante no sítio 16 e na franja do sítio 17, enquanto que *L. racemosa* prevaleceu no interior do sítio 17 (Tabela 14).

Tabela 11. Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) de indivíduos vivos e mortos, por espécie, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Ag: *Avicennia germinans*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.

Sítio / Parcela	Área basal de indivíduos vivos			Área basal de indivíduos mortos		
	Ag	Lg	Rh	Ag	Lg	Rh
S1P1	21,5	1,3	-	1,14	0,26	-
S1P2	19,4	1,9	-	1,49	0,12	-
S1P3	14,6	0,9	-	1,25	-	-
S2P4	-	22,3	-	-	5,13	-
S2P5	9,6	2,4	6,2	-	1,02	-
S2P6	15,4	0,2	6,9	1,28	0,34	-
S2P7	-	15,4	1,0	-	5,78	-
S2P8	-	18,7	1,8	-	7,19	-
S2P9	-	10,1	5,6	-	1,90	-
S3P10	21,7	0,1	-	0,59	0,36	-
S3P11	25,5	0,01	0,7	1,59	-	-
S3P12	-	-	11,2	-	-	0,71
S4P13	6,1	-	18,3	-	-	0,20
S4P14	-	0,4	24,5	-	0,25	0,32
S5P15	16,1	0,7	-	0,09	0,92	-
S6P16	17,6	5,9	-	0,68	0,12	-
S7P17	12,0	0,1	22,1	0,35	-	0,33
S7P18	9,4	3,7	3,3	1,19	2,33	0,09
S8P19	9,4	14,9	-	0,01	0,21	-
S8P20	9,2	17,2	-	0,09	2,39	-
S8P21	8,0	13,0	-	-	0,68	-
S8P22	6,1	11,5	-	-	0,53	-
S8P23	9,5	7,3	-	0,48	1,94	-
S9P24	0,3	29,4	-	-	2,20	-
S9P25	8,6	18,3	-	0,47	0,91	-
S9P26	18,2	6,1	-	0,42	0,54	-
S9P27	3,5	10,4	-	0,08	0,03	-
S10P28	1,5	4,4	4,3	-	1,36	-
S10P29	10,5	13,8	4,7	0,47	3,33	-
S10P30	8,4	15,9	2,9	0,19	1,02	-
S11P31	14,3	-	9,7	0,45	-	-
S11P32	3,3	3,7	1,7	0,01	3,64	-
S11P33	8,7	1,2	6,9	0,35	0,14	-
S11P34	18,7	2,5	3,1	-	0,30	-
S11P35	-	0,7	23,1	-	-	0,11
S11P36	14,7	-	13,8	0,34	-	0,13
S12P37	-	13,0	2,1	-	4,64	-
S13P38	46,4	-	-	0,51	-	-
S14P39	14,0	-	-	0,11	-	-
S14P40	22,9	-	-	0,21	-	-
S14P41	13,0	-	2,0	0,28	-	-
S14P42	1,9	-	12,3	-	-	0,95
S14P43	7,1	-	6,0	-	-	0,16
S15P44	16,9	-	1,0	1,00	-	-
S15P45	13,0	0,1	3,9	0,30	0,04	-
S15P46	17,2	1,5	2,3	1,09	0,32	-
S16P47	22,8	1,0	0,5	0,50	0,11	-
S16P48	16,3	7,6	0,5	0,31	0,94	-
S17P49	20,0	9,8	-	1,19	2,38	-
S17P50	8,0	12,7	-	0,36	2,57	-

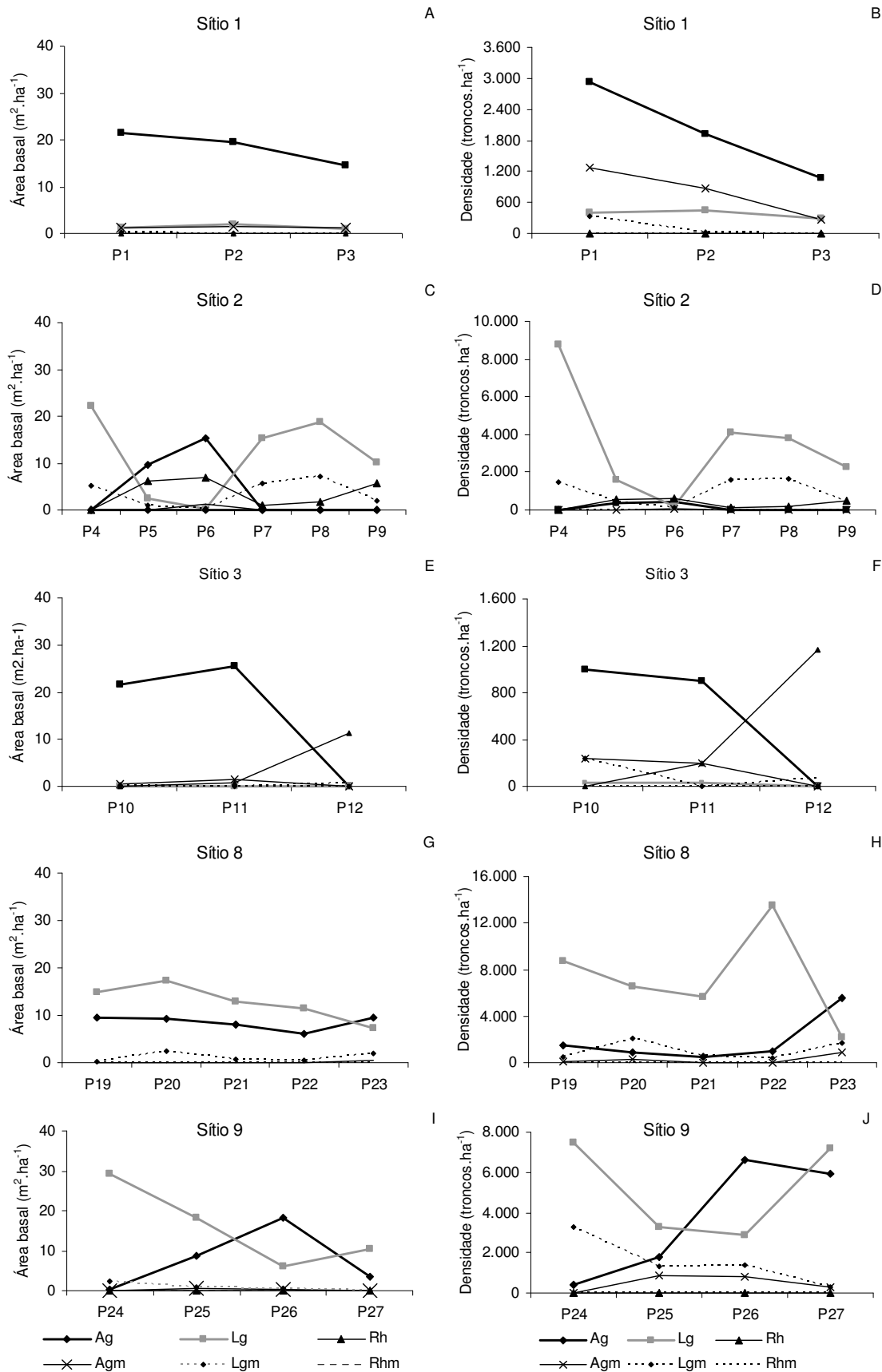


Figura 8. Área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) e densidade ($\text{troncos}.\text{ha}^{-1}$) nas parcelas analisadas nos sítios 1, 2, 3, 8 e 9, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Ag: *A. germinans* viva; Lg: *L. racemosa* viva; Rh: *R. mangle* viva; Agm: *A. germinans* morta; Lgm: *L. racemosa* morta; Rhm: *R. mangle* morta.

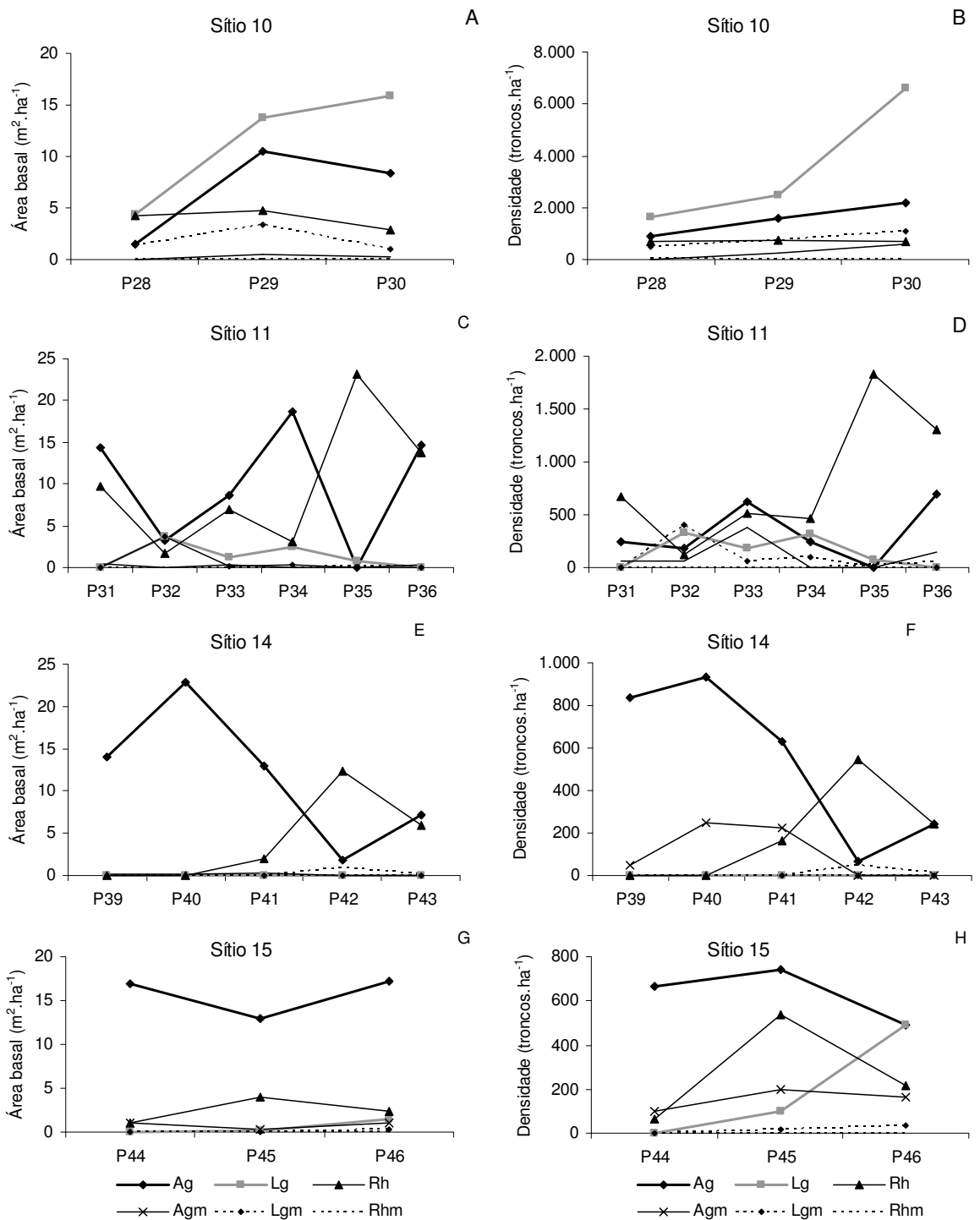


Figura 9. Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) e densidade (troncos $\cdot ha^{-1}$) nas parcelas analisadas nos sítios 10, 11, 14 e 15, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Ag: *A. germinans* viva; Lg: *L. racemosa* viva; Rh: *R. mangle* viva; Agm: *A. germinans* morta; Lgm: *L. racemosa* morta; Rhm: *R. mangle* morta.

Tabela 12. Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) de indivíduos vivos e mortos, por classe diamétrica, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.

Sítio / Parcela	Área basal de indivíduos vivos			Área basal de indivíduos mortos		
	< 2,5 cm	≥ 2,5 cm	≥ 10,0 cm	< 2,5 cm	≥ 2,5 cm	≥ 10,0 cm
S1P1	0,03	6,52	16,31	0,07	1,34	-
S1P2	0,09	3,19	18,01	0,05	1,30	0,27
S1P3	0,09	1,88	13,49	0,02	0,14	1,08
S2P4	0,57	15,81	5,89	0,08	3,50	1,56
S2P5	0,10	2,55	15,54	0,02	1,00	-
S2P6	0,02	1,34	21,08	0,02	0,50	1,11
S2P7	0,04	10,12	6,23	0,03	3,94	1,80
S2P8	-	12,67	7,81	0,08	2,65	4,46
S2P9	-	7,49	8,15	0,02	0,68	1,20
S3P10	-	1,31	20,46	0,01	0,94	-
S3P11	0,03	1,25	24,95	0,03	0,37	1,20
S3P12	-	2,49	8,70	-	-	0,71
S4P13	-	3,59	20,77	-	0,20	-
S4P14	-	4,63	20,23	-	0,57	-
S5P15	0,17	1,31	15,34	0,01	0,08	0,92
S6P16	0,45	21,81	1,23	0,35	0,45	-
S7P17	-	2,20	31,98	-	-	0,68
S7P18	0,02	2,04	14,36	0,03	1,32	2,25
S8P19	0,37	16,20	7,74	0,08	0,14	-
S8P20	-	19,80	6,60	0,13	2,34	-
S8P21	0,31	12,30	8,40	0,05	0,63	-
S8P22	1,62	11,19	4,86	0,06	0,45	-
S8P23	0,53	8,81	7,29	0,17	2,17	-
S9P24	0,24	19,99	9,49	0,27	2,20	-
S9P25	0,15	11,38	15,35	0,34	1,04	-
S9P26	0,72	14,53	9,07	0,30	0,66	-
S9P27	1,10	8,59	4,18	0,07	0,05	-
S10P28	0,24	4,45	5,42	0,02	0,58	0,78
S10P29	0,13	10,03	18,82	0,05	3,76	-
S10P30	0,58	16,01	10,57	0,13	1,08	-
S11P31	-	1,13	22,83	-	0,18	0,27
S11P32	0,03	0,32	8,41	0,02	0,51	3,12
S11P33	0,04	1,57	15,23	0,04	0,46	-
S11P34	0,01	2,12	22,09	0,01	0,30	-
S11P35	-	2,66	21,15	-	0,11	-
S11P36	-	3,81	24,74	-	0,47	-
S12P37	0,16	11,04	3,88	0,11	3,38	1,15
S13P38	< 0,01	0,67	45,77	0,02	0,48	-
S14P39	0,03	1,18	12,83	< 0,01	0,11	-
S14P40	0,03	0,71	22,14	0,03	0,18	-
S14P41	0,02	0,41	14,56	< 0,01	0,28	-
S14P42	< 0,01	0,26	13,99	-	-	0,95
S14P43	< 0,01	0,17	12,92	-	-	0,16
S15P44	< 0,01	0,30	17,64	< 0,01	0,14	0,82
S15P45	0,03	1,74	15,2	0,02	0,12	0,20
S15P46	0,04	1,27	19,58	< 0,01	0,17	1,23
S16P47	0,05	2,58	21,64	0,09	0,52	-
S16P48	0,34	10,73	13,41	0,42	0,83	-
S17P49	4,11	25,64	-	3,36	0,21	-
S17P50	0,08	19,96	3,62	0,35	5,58	-

O padrão de distribuição das espécies ao longo do gradiente de inundação diferiu entre os sítios com três parcelas ou mais (Figuras 8 e 9). *A. germinans* foi superior em densidade de troncos na franja dos sítios 1, 3, 14 e 15, enquanto que *L. racemosa* prevaleceu na franja da floresta dos sítios 2, 8, 9 e 10, e *R. mangle*, no sítio 11. Na maior parte dos sítios, foi constatada a variação de densidade relativa entre as espécies no interior da floresta, ocorrendo alternância de abundâncias. A distribuição dos troncos vivos em classes de diâmetro indicou que, de modo geral, *A. germinans* e *R. mangle* exibiram predomínio na classe $\geq 10,0$ cm e *L. racemosa*, na classe intermediária (Tabela 15). Houve fraca relação positiva significativa entre a densidade total de troncos das parcelas e os percentuais de matéria orgânica do sedimento ($r^2 = 0,13$; $p = 0,005$). Quanto às espécies, registrou-se relação positiva significativa apenas entre os valores de densidade absoluta de *L. racemosa* e os percentuais de matéria orgânica ($r^2 = 0,20$; $p = 0,002$).

No que diz respeito aos troncos e indivíduos mortos, as densidades variaram entre 14 e 29.600 troncos.ha⁻¹ e 14 e 18.400 ind.ha⁻¹, respectivamente (Tabela 8). Quando se considera toda a área amostrada, verifica-se que *L. racemosa* apresenta a maior densidade de troncos mortos, seguida por *A. germinans* e *R. mangle*. Constatou-se a variação da densidade de troncos mortos ao longo da zona intertidal e verificou-se elevada proporção de troncos vivos em relação aos troncos mortos (Tabela 14). No geral, *A. germinans* e *L. racemosa* apresentaram predomínio de troncos mortos na classe intermediária e *R. mangle*, na classe superior (Tabela 15).

Os resultados obtidos a partir da distribuição dos troncos vivos e mortos em classes de diâmetro mais detalhadas (3 em 3 cm), mostraram que 14 sítios exibiram um padrão de distribuição similar ao tipo exponencial (sítios 1, 2, 3, 5, 6, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 16 e 17; Figuras 10 e 11). Essa distribuição apresenta maior número de troncos vivos e mortos nas classes de diâmetro inferiores, com progressiva diminuição nas classes superiores. Em cinco sítios com este padrão de distribuição, não se registraram troncos vivos com diâmetro superior a 21,0 cm (sítios 6, 9, 10, 12 e 17). Os sítios 4, 7 e 13 apresentaram variação nas diferentes classes de diâmetro, com maior contribuição de troncos mortos nas classes de diâmetro inferiores ou intermediárias (Figuras 10 e 11).

Tabela 14. Densidade de troncos (troncos.ha⁻¹) vivos e mortos, por espécie, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Ag: *Avicennia germinans*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*.

Sítio / Parcela	Densidade de troncos vivos			Densidade de troncos mortos		
	Ag	Lg	Rh	Ag	Lg	Rh
S1P1	2.933	400	-	1.267	333	-
S1P2	1.930	441	-	882	28	-
S1P3	1.075	300	-	275	-	-
S2P4	-	8.800	-	-	1.500	-
S2P5	350	1.600	550	-	450	-
S2P6	457	171	629	86	114	-
S2P7	-	4.134	133	-	1.600	-
S2P8	-	3.800	200	-	1.667	-
S2P9	-	2.280	480	-	440	-
S3P10	1.000	26	-	237	237	-
S3P11	900	25	200	200	-	-
S3P12	-	-	1.167	-	-	67
S4P13	33	-	1.800	-	-	67
S4P14	-	40	2.440	-	40	120
S5P15	1.171	86	-	143	29	-
S6P16	9.700	2.800	-	2.000	200	-
S7P17	133	33	1.467	33	-	33
S7P18	567	567	233	300	333	33
S8P19	1.500	8.700	-	100	500	-
S8P20	900	6.600	-	300	2.100	-
S8P21	500	5.700	-	-	600	-
S8P22	1.000	13.500	-	-	400	-
S8P23	5.600	2.200	-	900	1.700	-
S9P24	400	7.500	-	-	3.300	-
S9P25	1.800	3.300	-	867	1.333	-
S9P26	6.600	2.900	-	800	1.400	-
S9P27	5.900	7.200	-	300	300	-
S10P28	880	1.640	680	-	480	40
S10P29	1.600	2.467	733	267	733	-
S10P30	2.200	6.600	700	600	1.100	-
S11P31	244	-	667	67	-	-
S11P32	187	333	120	67	400	-
S11P33	618	182	509	382	55	-
S11P34	240	320	460	-	100	-
S11P35	-	75	1.825	-	-	25
S11P36	700	-	1.300	150	-	50
S12P37	-	4.667	400	-	2.000	-
S13P38	1.075	-	-	225	-	-
S14P39	839	-	-	46	-	-
S14P40	934	-	-	250	-	-
S14P41	629	-	161	226	-	-
S14P42	65	-	548	-	-	48
S14P43	243	-	243	-	-	14
S15P44	667	-	67	100	-	-
S15P45	740	100	540	200	20	-
S15P46	491	491	218	164	36	-
S16P47	1.500	200	233	633	100	-
S16P48	2.800	2.100	1.000	1.100	1.400	-
S17P49	16.400	20.000	-	14.000	15.600	-
S17P50	3.281	8.438	-	938	3.594	-

Quando se consideram as espécies separadamente (Figuras 12 a 17), observa-se que *L. racemosa* e *A. germinans* apresentam padrão de distribuição similar ao tipo exponencial em 60 e 50% dos sítios em que estiveram presentes, respectivamente, enquanto que *R. mangle* apresentou o mesmo padrão de distribuição somente no sítio 16. Esta espécie exibiu uma distribuição com dois picos de maior contribuição de troncos (sítios 3, 7, 10 e 15), pouca variação entre as classes de diâmetro (sítios 2 e 12) ou distribuição similar ao tipo “normal” (sítios 4, 11 e 14), mostrando número reduzido ou ausência de troncos mortos. A *A. germinans* exibiu troncos superiores a 15,0 cm de diâmetro em 88% das parcelas em que esteve presente, enquanto que *R. mangle* e *L. racemosa* exibiram troncos com diâmetro acima do mesmo valor em 80 e 27% das parcelas, onde foram registradas, respectivamente.

A análise de agrupamento demonstrou que entre os parâmetros estruturais testados, a altura média, a área basal viva e a densidade relativa das espécies foram os que melhor separaram as parcelas. Assim, foram identificados três grandes grupos (Figura 18). No primeiro, *R. mangle* é a espécie com maior densidade relativa na maioria das parcelas, sendo que todas apresentam área basal viva ≥ 10 cm superior a 78%, DAP médio maior que 11 cm e densidades inferiores a 2.480 troncos.ha⁻¹ (Tabelas 8 e 12). Neste grupo, foram identificados dois subgrupos. O primeiro constituído pelas parcelas S7P17, S14P42, S11P35, S4P14, S4P13 e S3P12, exibe dominância de *R. mangle*, tanto em densidade relativa (superior a 88%) quanto em área basal (Tabelas 11 e 14). O segundo subgrupo é formado pelas parcelas S11P34, S11P36, S11P31, S14P43, S15P45, S11P33 e S2P6 que apresentam densidade relativa de *R. mangle* entre 39 e 73% e de *A. germinans* entre 24 e 54%, havendo co-dominância dessas espécies em área basal nas parcelas S11P36, S14P43 e S11P33.

O segundo grande grupo é constituído por parcelas que, em sua maioria, apresentaram dominância de *L. racemosa* e DAP médio menor que 10 cm (Tabelas 8 e 11). Neste grupo, foram observados três subgrupos. O primeiro, formado pelas parcelas S17P49, S9P27, S17P50, S10P30, S9P25, exibiu DAP médio inferior a 10 cm e maior densidade relativa (55 a 72%) e área basal de *L. racemosa*, com exceção da parcela S17P49, na qual *A. germinans* foi dominante em área basal. O segundo subgrupo apresentou maior dominância e abundância de *L. racemosa* em algumas parcelas e de *A. germinans* em outras, também ocorrendo co-dominâncias.

Este grupo é composto pelas parcelas S10P29, S16P48, S15P46, S7P18, S11P32, S10P28 e S2P5 que mostraram DAP médio entre 6,3 e 14,9 cm e área basal ≥ 10 cm entre 54 e 96%. O terceiro subgrupo é constituído pelas parcelas S2P9, S9P24, S8P22, S8P21, S8P20, S8P19, S12P37, S2P8, S2P7 e S2P4, que apresentaram DAP médio inferior a 8,5 cm, área basal ≥ 10 cm entre 25 e 52% e *L. racemosa* como espécie dominante, tanto em densidade relativa (superior a 82%) quanto em área basal (Tabelas 8 e 12).

Por fim, no terceiro grande grupo, *A. germinans* exibe maior dominância e abundância (69 a 100%) em todas as parcelas. Este grupo é composto pelas parcelas S13P38, S9P26, S8P23, S1P3, S6P16, S1P2, S14P41, S16P47, S3P11, S15P44, S14P39, S14P40, S3P10, S5P15 e S1P1 e apresentou área basal ≥ 10 cm variando de 71 a 99%, com exceção das parcelas S9P26, S8P23 e S6P16 que não exibiram área basal nesta classe de diâmetro (Tabela 12).

A partir da análise de agrupamento dos parâmetros estruturais confirmou-se a classificação supervisionada para a maioria dos sítios analisados (Figura 19). O primeiro grande grupo com dominância de *A. germinans* ou *R. mangle* é composto por parcelas alocadas em sítios que foram classificados como associação de *Avicennia* e *Rhizophora*, exceto as parcelas S2P6 e S7P17. Na primeira, o sítio foi classificado como associação de *Avicennia* e *Laguncularia*, mas na realidade ocorrem *A. germinans* e *R. mangle*, com dominância da primeira. A parcela S7P17 apresentou as espécies *A. germinans* e *R. mangle*, mas situou-se no sítio em que a borda foi classificada como associação de *Avicennia* e *Laguncularia*. O segundo grande grupo com dominância de *A. germinans* ou *L. racemosa* é formado por parcelas situadas em sítios classificados com associação *Avicennia* e *Laguncularia*, com exceção do sítio 15 que foi classificado como associação de *Avicennia* e *Rhizophora*. O sítio 6, incluído neste grupo, não foi classificado como área de manguezal, provavelmente, devido à pequena área da floresta. O terceiro grande grupo com dominância de *A. germinans* é constituído por parcelas localizadas em sítios classificados total ou parcialmente como associação de *Avicennia* e *Laguncularia*.

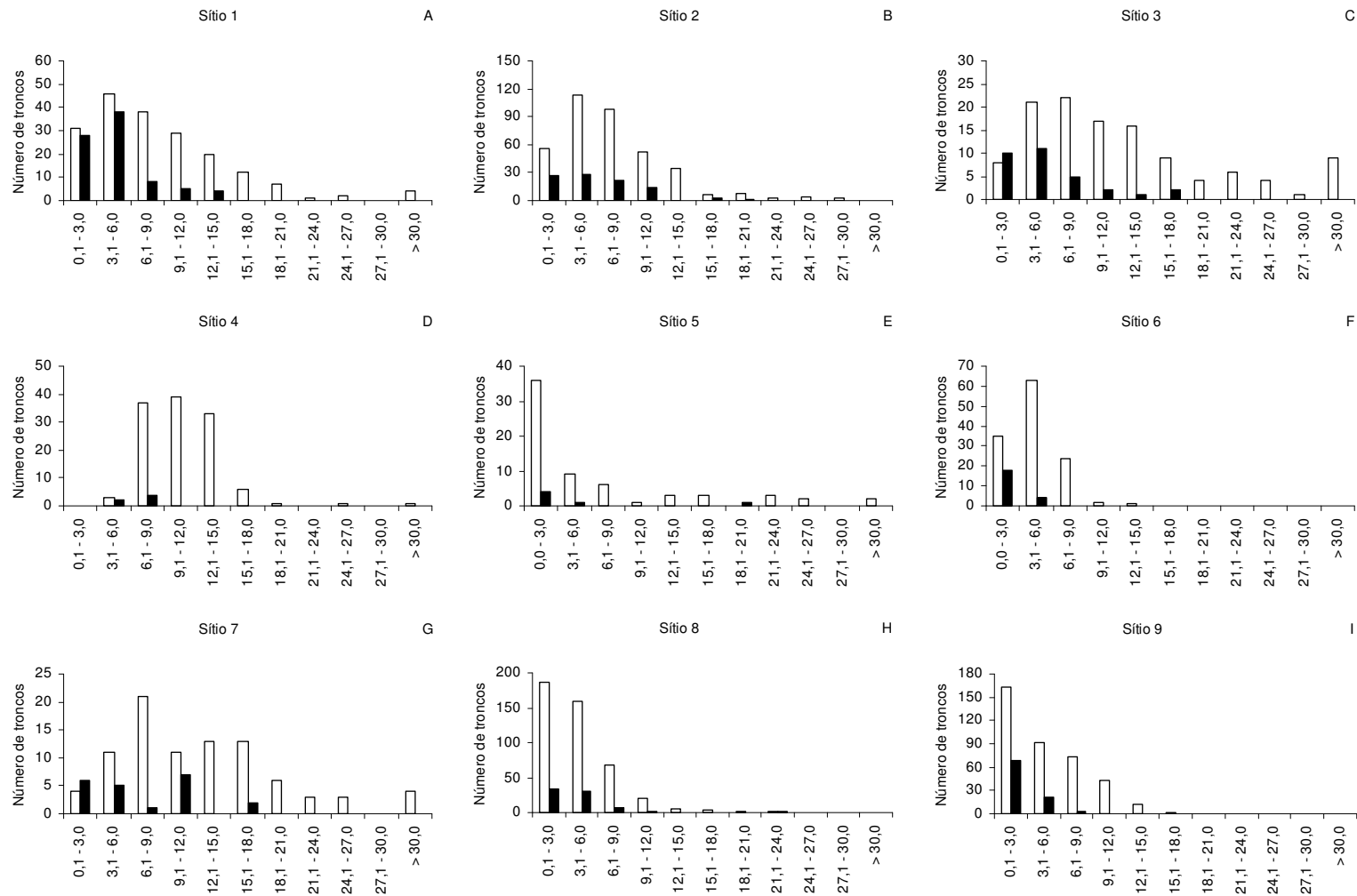


Figura 10. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por sítio, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 1 a 9, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.

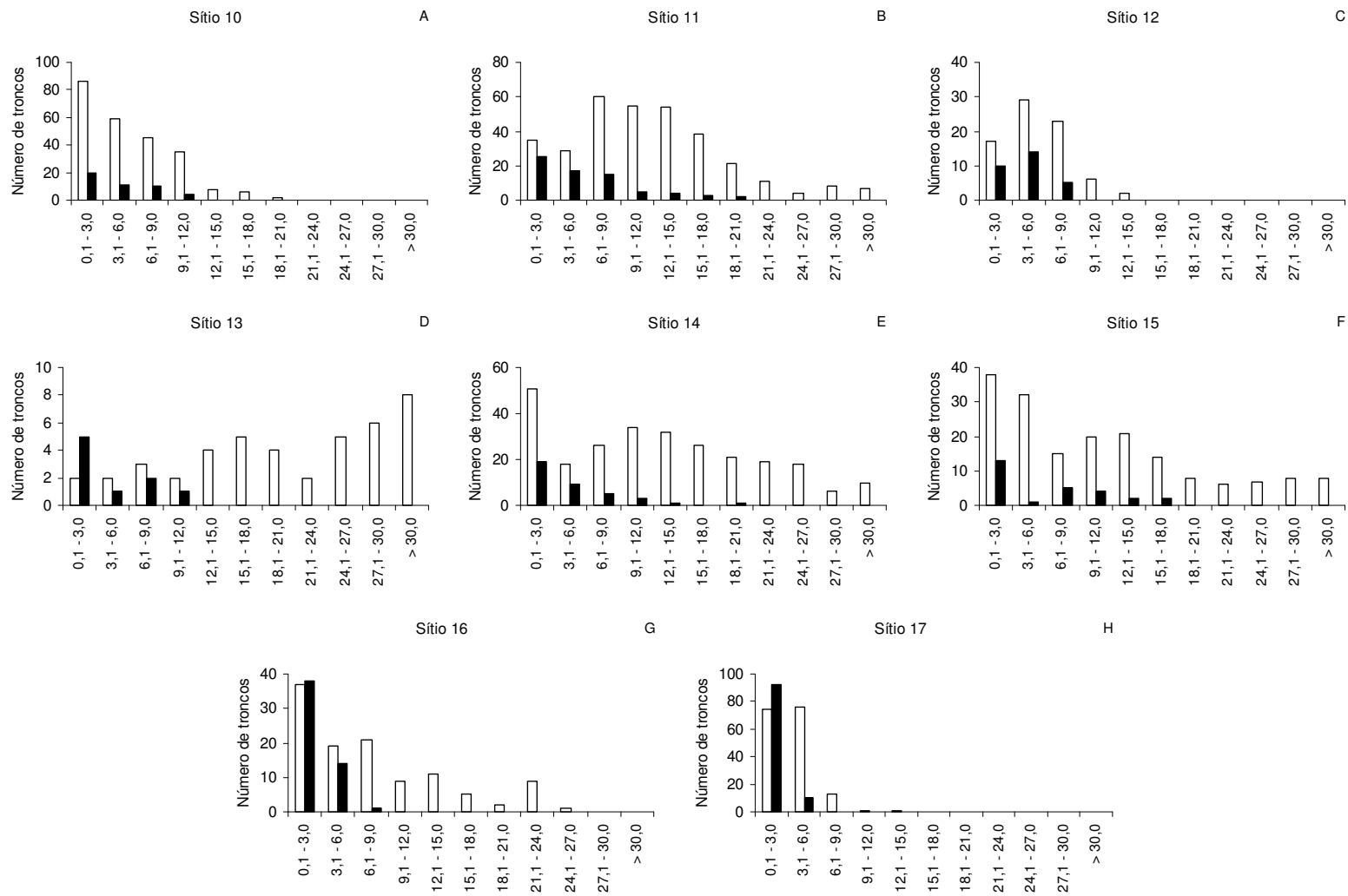


Figura 11. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por sítio, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 10 a 17, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.

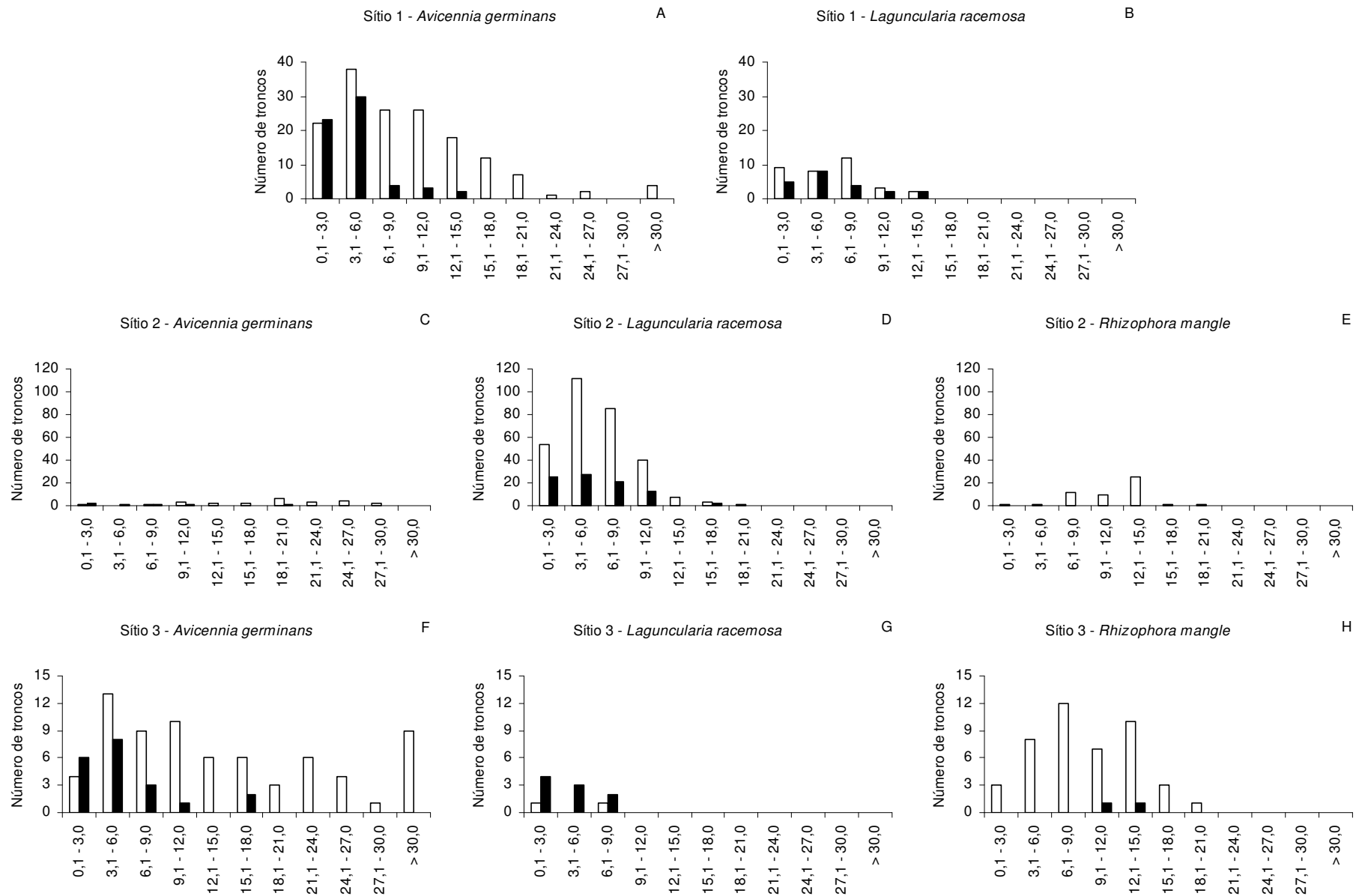


Figura 12. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 1 a 3, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.

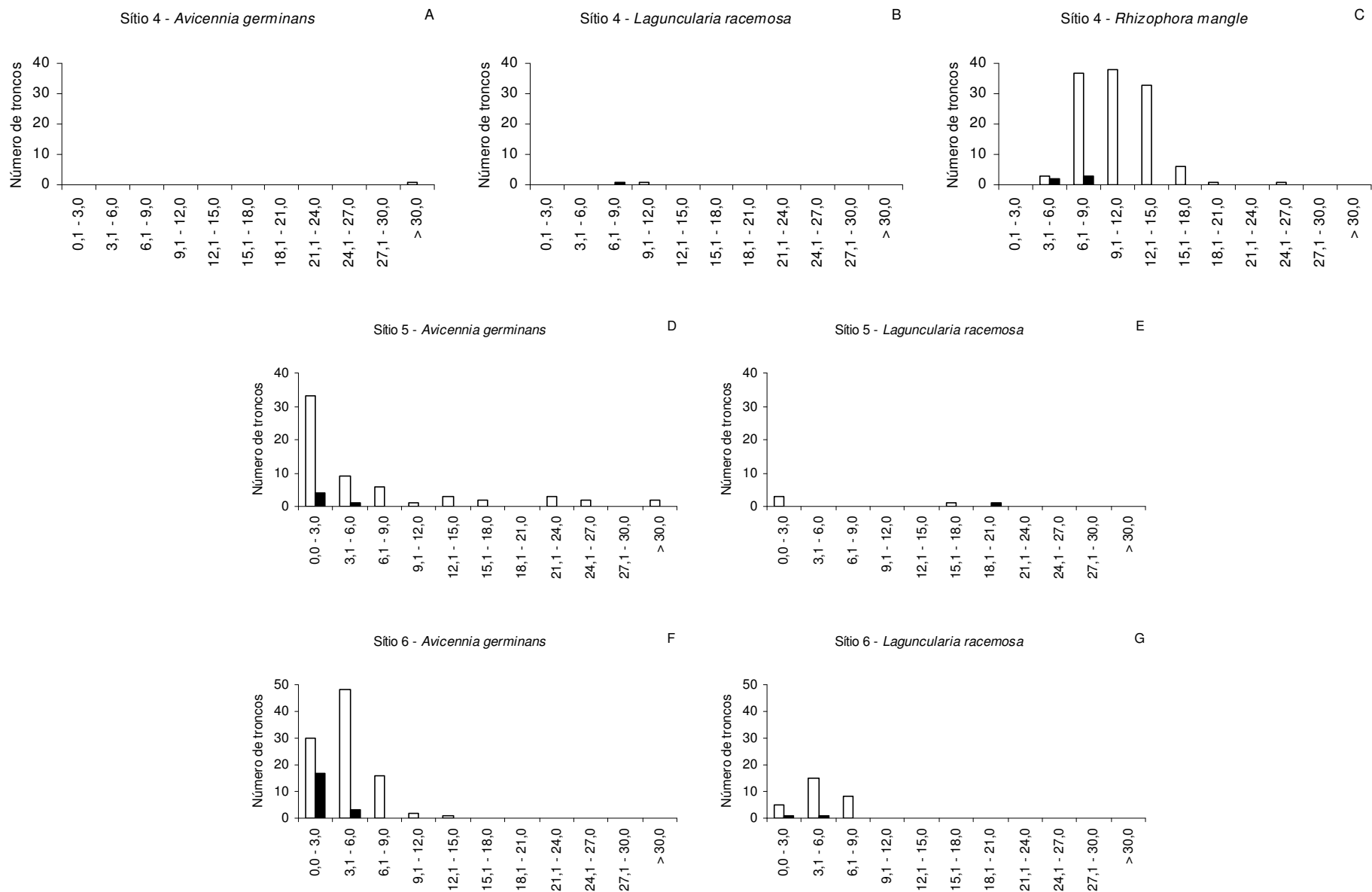


Figura 13. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 4 a 6, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.

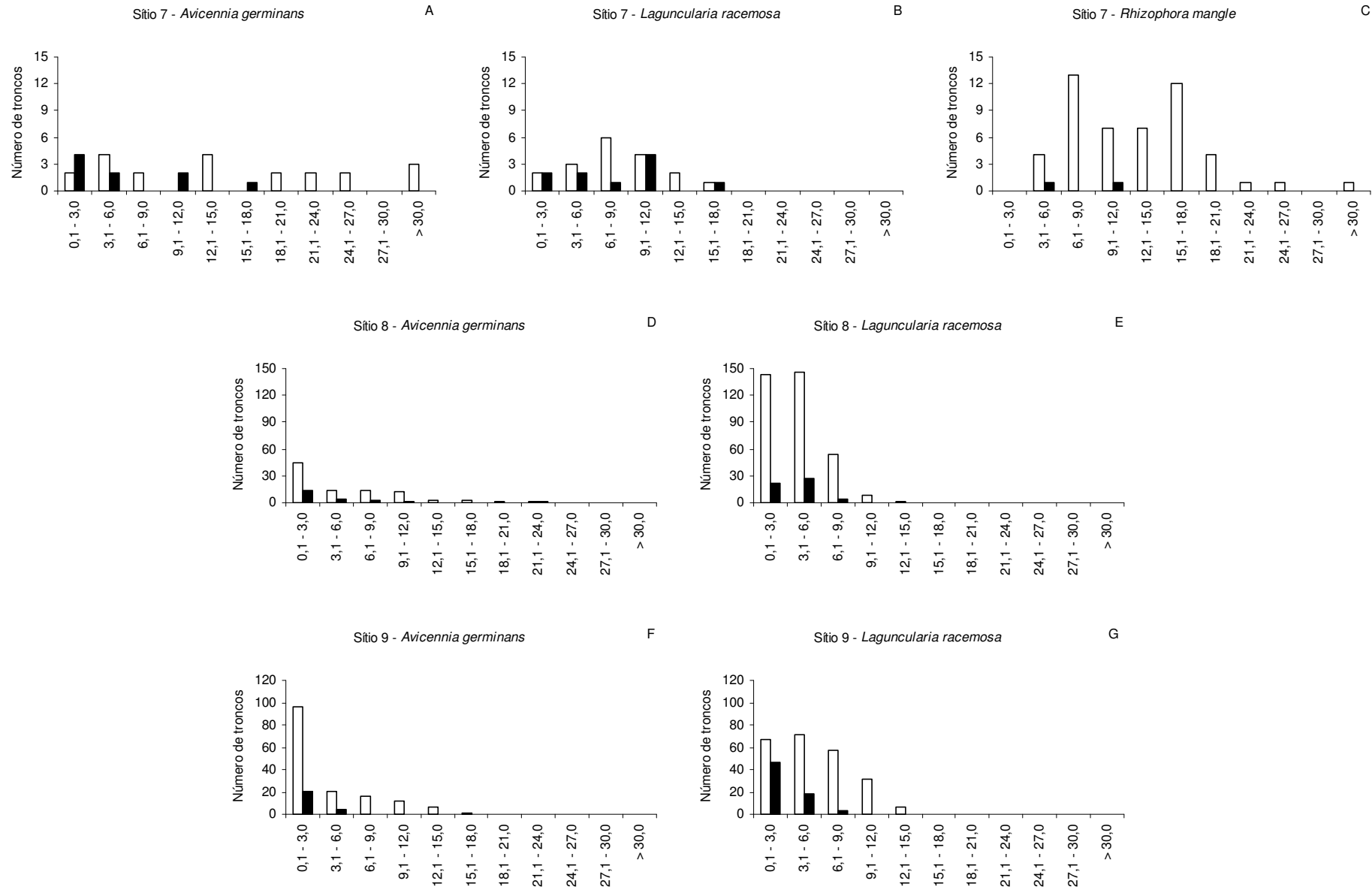


Figura 14. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 7 a 9, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.

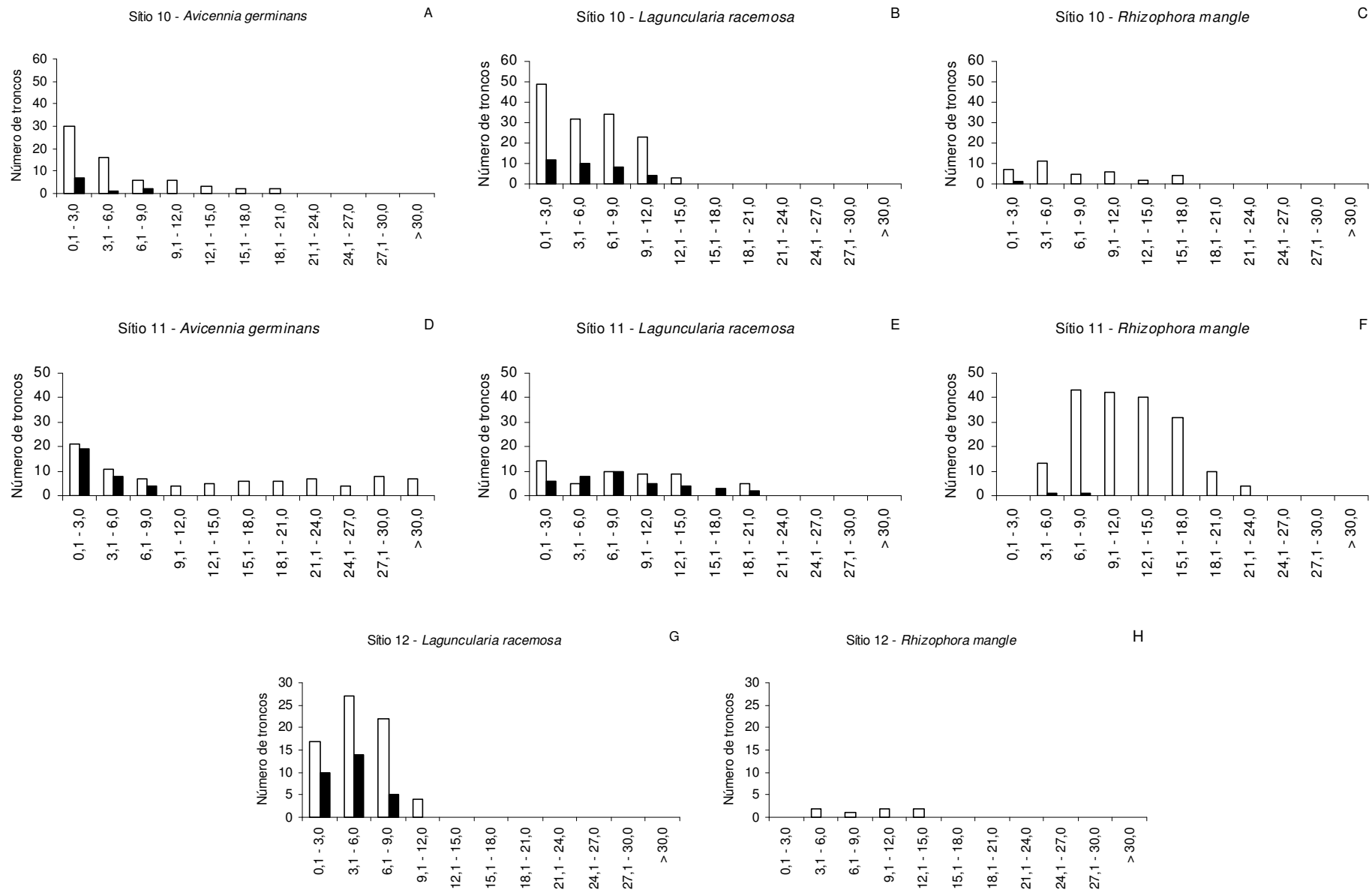


Figura 15. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 10 a 12, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.

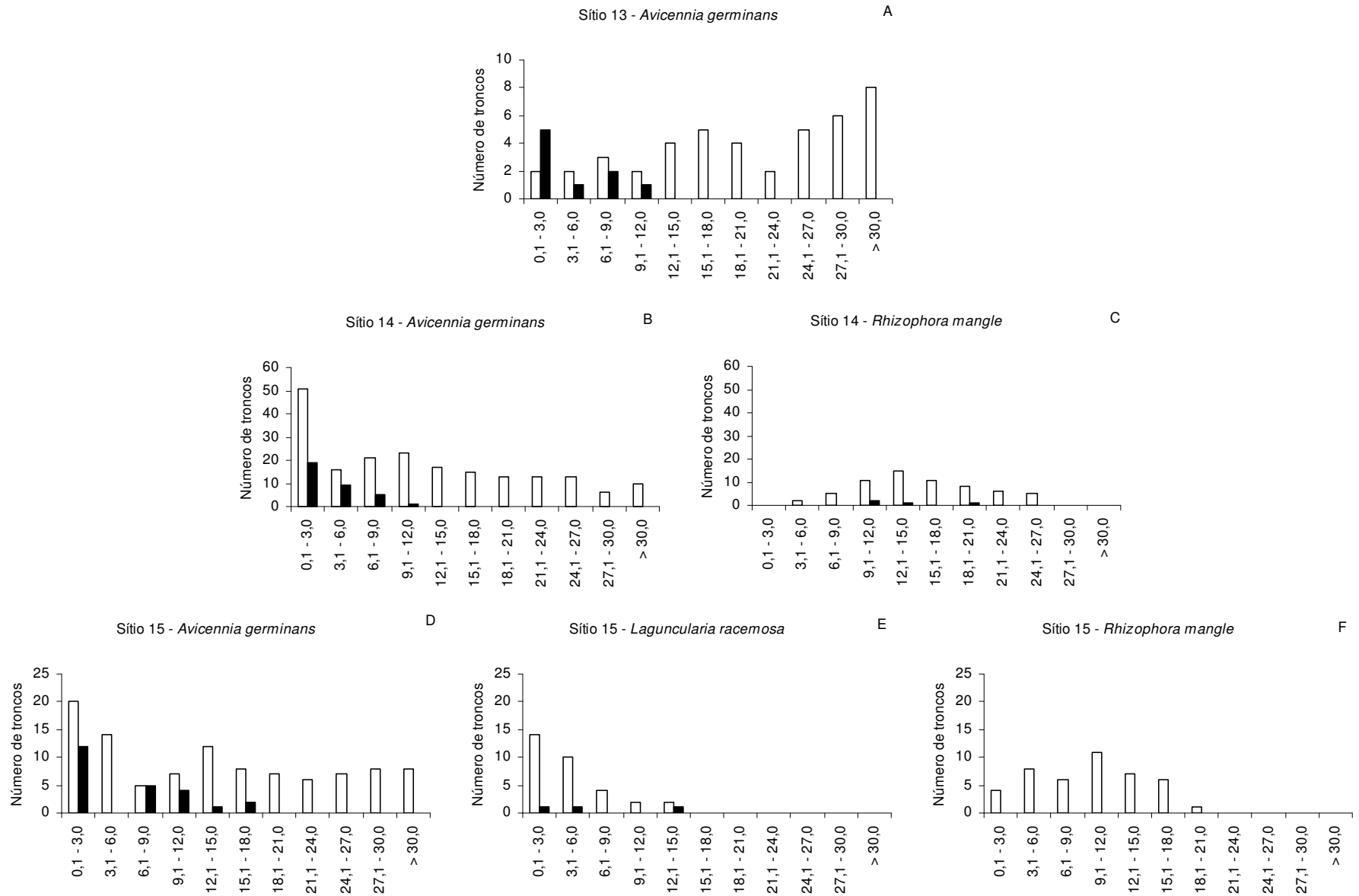


Figura 16. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 13 a 15, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.

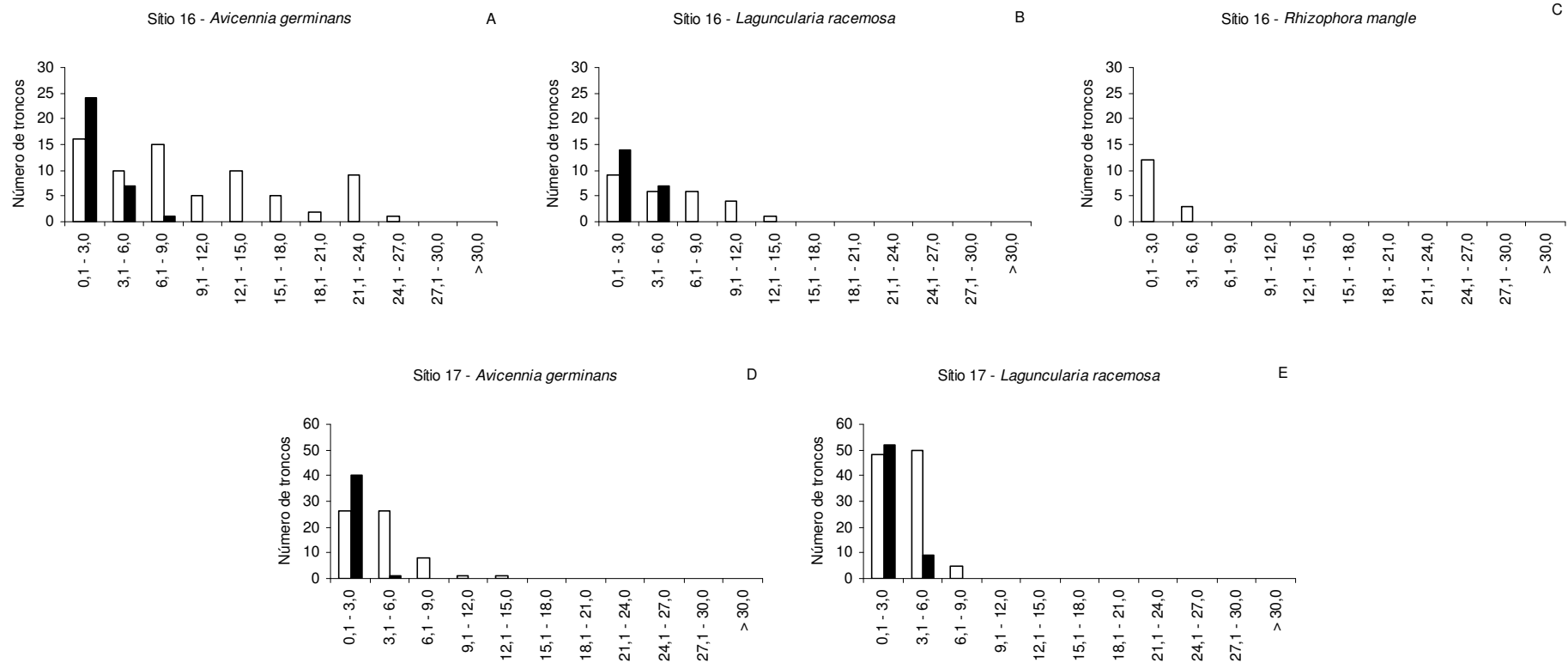


Figura 17. Distribuição dos troncos vivos e mortos, por espécie, em classes de diâmetro de 3 em 3 cm nos sítios de estudo 16 e 17, no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. □ = Vivos; ■ = Mortos.

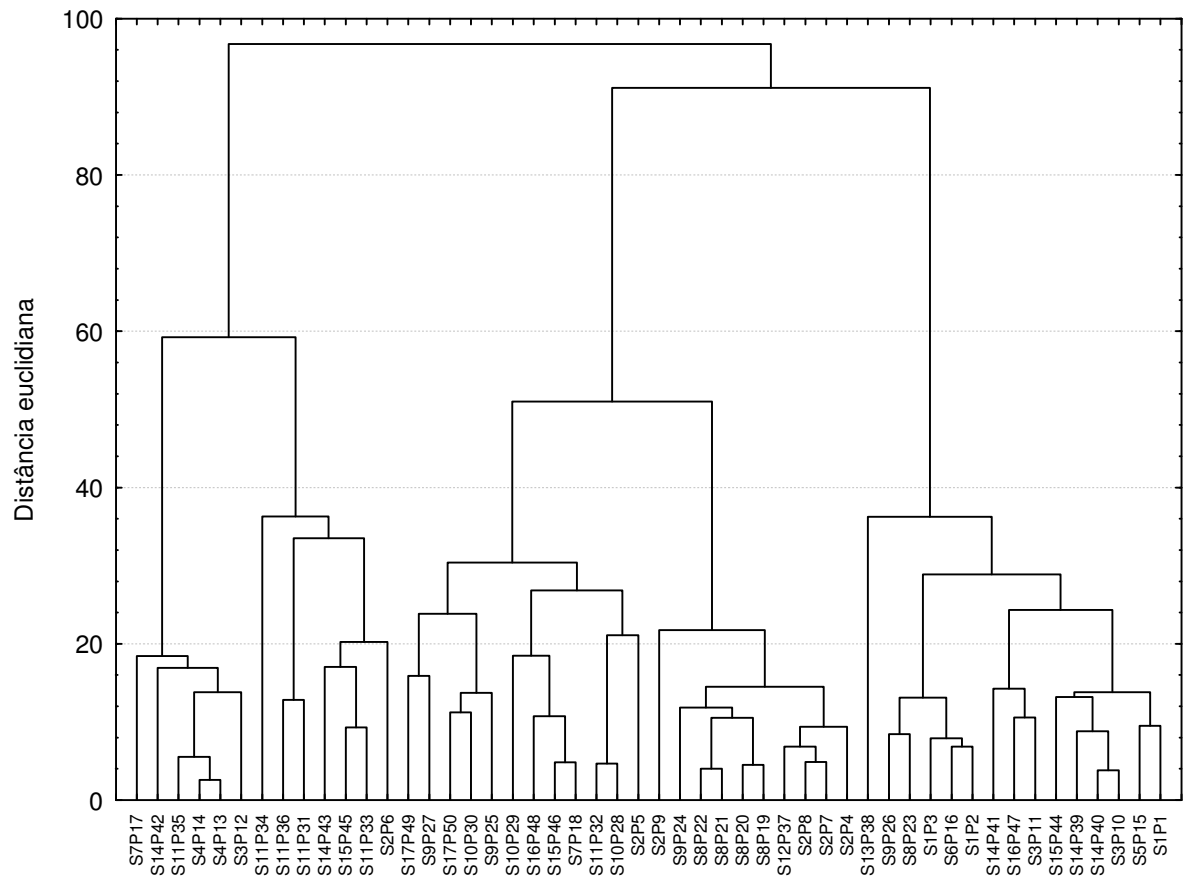


Figura 18. Análise de agrupamento (UPGMA) realizada para os dados de altura média, área basal viva e densidade relativa das espécies, nas parcelas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.

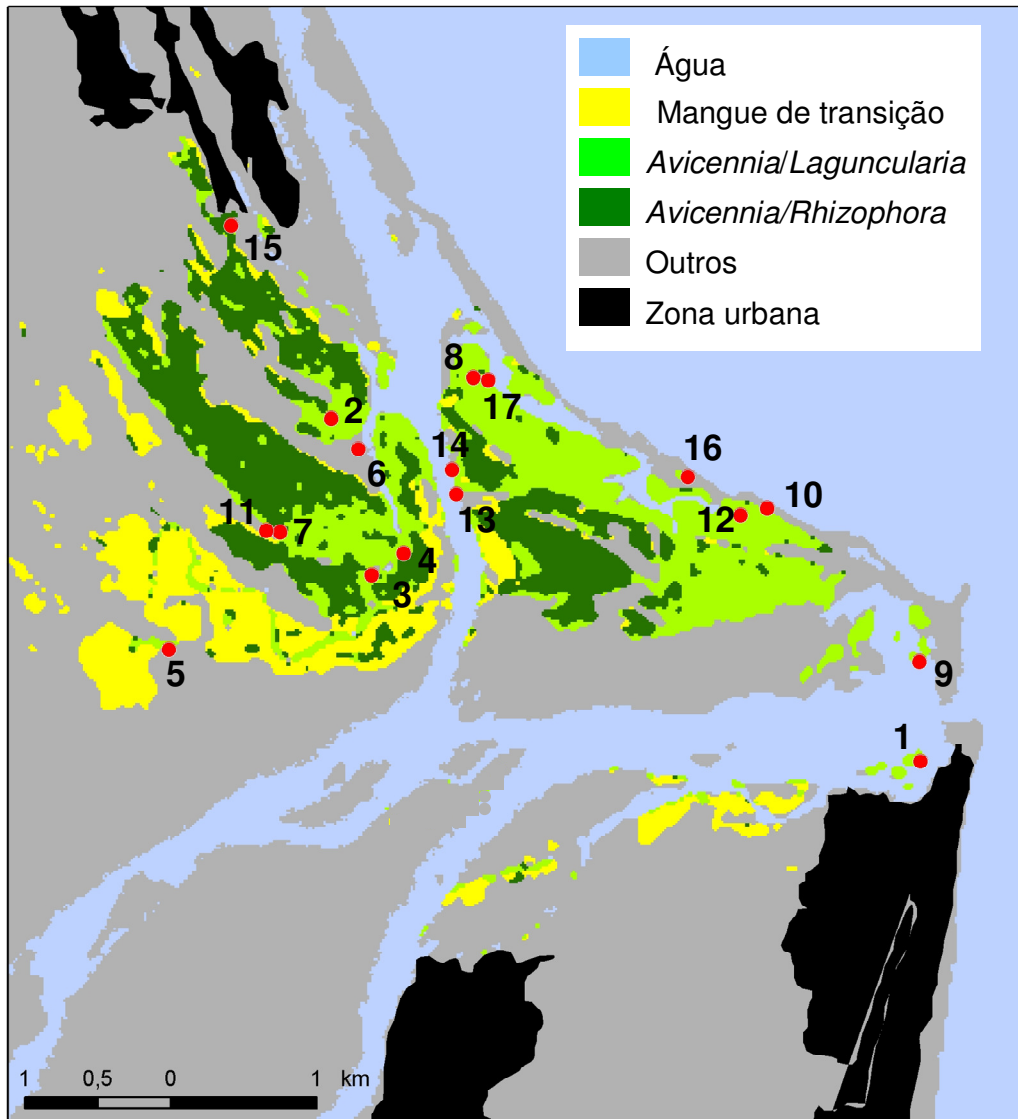


Figura 19. Sítios de estudo nas diferentes classes de mangue no estuário do rio Paraíba do Sul.

6.3. Produção de Serapilheira das Florestas de Mangue

A tabela 16 apresenta os valores gerais de produção diária das diferentes frações de serapilheira para o período estudado. A produção mediana de serapilheira total para as florestas nos anos de 2005 e 2006 foi significativamente maior em *R. mangle*, seguida por *A. germinans* e *L. racemosa* que não diferiram entre si. Os valores de desvio padrão demonstram a grande variação entre os intervalos de coleta, indicando sazonalidade na queda de serapilheira, que foi estatisticamente significativa (Anova *one-way* para folhas, $p \leq 0,05$ e Kruskal-Wallis para as demais frações, $p \leq 0,05$). A produção diária variou de 1,27 a 21,15 g.m⁻² para *A. germinans*, de 0,55 a 18,46 g.m⁻² para *L. racemosa* e de 1,56 a 20,67 g.m⁻² para *R. mangle*.

Tabela 16. Produção das diferentes frações de serapilheira (g.m⁻².dia⁻¹) das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, durante o período de janeiro de 2005 a dezembro de 2006. Letras minúsculas distintas indicam diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre florestas para as médias da fração folhas (ANOVA *one-way* e Teste de Tukey) e para as medianas das demais frações e produção total de serapilheira (Kruskal-Wallis e Teste de Dunn). N = 48.

Floresta	Folhas	Madeira	Flores	Fruto	Resto	Total
<i>A. germinans</i>						
Média ± desvio padrão	1,82 ± 0,73 c	0,53 ± 1,33	0,24 ± 0,29	0,95 ± 2,53	0,05 ± 0,03	3,59 ± 3,18
Mediana	1,73	0,11 a	0,12 b	0,02 b	0,04 b	2,64 b
Mínimo e Máximo	0,40-4,08	0-11,43	0-1,32	0-24,83	0-0,30	0,81-27,73
<i>L. racemosa</i>						
Média ± desvio padrão	2,20 ± 1,39 b	0,34 ± 1,17	0,05 ± 0,07	0,96 ± 2,22	0,04 ± 0,03	3,58 ± 2,91
Mediana	2,03	0,04 b	0,02 c	0 c	0,03 c	2,99 b
Mínimo e Máximo	0,12-8,42	0-13,20	0-0,39	0-13,51	0-0,20	0,16-18,32
<i>R. mangle</i>						
Média ± desvio padrão	2,74 ± 1,26 a	0,52 ± 1,73	0,24 ± 0,25	0,59 ± 1,05	0,16 ± 0,33	4,26 ± 2,84
Mediana	2,65	0,01 b	0,16 a	0,15 a	0,06 a	3,60 a
Mínimo e Máximo	0,61-7,61	0-18,44	0-1,54	0-9,26	0-3,73	0,88-26,71

A produção de folhas diferiu significativamente entre as florestas e seguiu a ordem: *R. mangle* > *L. racemosa* > *A. germinans*, enquanto que para os componentes flores, frutos e resto a seqüência foi: *R. mangle* > *A. germinans* > *L. racemosa* (Tabela 16). A contribuição de madeira foi maior para a floresta de *A. germinans*, em relação às demais espécies (Tabela 16). Não houve diferença significativa na produção de serapilheira entre os anos, com exceção da fração folhas que foi superior em 2005 para *L. racemosa* (Tabela 17).

Tabela 17. Produção das diferentes frações de serapilheira ($\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, durante dois ciclos anuais. Letras minúsculas distintas indicam diferença significativa ($p \leq 0,05$) entre os anos de 2005 e 2006 para as médias da fração folha (ANOVA *one-way* e Teste de Tukey) e para as medianas das demais frações e produção total (Mann-Whitney). N = 24.

Floresta	Folhas	Madeira	Flores	Fruto	Resto	Total
<i>A. germinans</i>						
2005						
Média ± desvio padrão	1,81 ± 0,75 a	0,53 ± 1,40	0,26 ± 0,32	0,81 ± 1,68	0,05 ± 0,03	3,46 ± 2,27
Mediana	1,69	0,13 a	0,14 a	0,02 a	0,04 a	2,74 a
Mínimo e Máximo	0,61-4,06	0-11,43	0-1,32	0-8,72	0-0,13	0,81-13,38
2006						
Média ± desvio padrão	1,83 ± 0,70 a	0,53 ± 1,27	0,22 ± 0,26	1,08 ± 3,16	0,06 ± 0,04	3,71 ± 3,88
Mediana	1,83	0,09 a	0,09 a	0,01 a	0,05 a	2,59 a
Mínimo e Máximo	0,40-3,89	0-8,72	0-1,27	0-24,83	0-0,30	0,95-27,73
<i>L. racemosa</i>						
2005						
Média ± desvio padrão	2,37 ± 1,45 a	0,32 ± 1,34	0,06 ± 0,08	1,09 ± 2,54	0,04 ± 0,03	3,89 ± 3,21
Mediana	2,18	0,06 a	0,01 a	0 a	0,03 a	3,03 a
Mínimo e Máximo	0,12-8,42	0-13,20	0-0,39	0-13,51	0-0,16	0,16-18,32
2006						
Média ± desvio padrão	2,01 ± 1,30 b	0,35 ± 0,96	0,05 ± 0,06	0,82 ± 1,79	0,05 ± 0,03	3,27 ± 2,52
Mediana	1,81	0,03 a	0,01 a	0 a	0,04 a	2,88 a
Mínimo e Máximo	0,14-5,65	0-6,09	0-0,35	0-9,36	0-0,20	0,16-15,00
<i>R. mangle</i>						
2005						
Média ± desvio padrão	2,75 ± 1,09 a	0,45 ± 1,39	0,24 ± 0,25	0,59 ± 1,16	0,12 ± 0,13	4,15 ± 2,55
Mediana	2,79	0,03 a	0,17 a	0,11 a	0,06 a	3,57 a
Mínimo e Máximo	0,61-5,98	0-14,27	0-1,54	0-9,26	0,01-0,71	0,99-22,76
2006						
Média ± desvio padrão	2,73 ± 1,41 a	0,60 ± 2,03	0,24 ± 0,25	0,60 ± 0,92	0,20 ± 0,46	4,38 ± 3,12
Mediana	2,39	0,01 a	0,15 a	0,22 a	0,07 a	3,62 a
Mínimo e Máximo	0,64-7,61	0-18,44	0-1,12	0-6,47	0-3,73	0,88-26,71

A fração folhas foi o principal componente da serapilheira total (52-66%), seguida por frutos, madeira, flores e resto (Figura 20). Ao longo do período de estudo a contribuição de folhas chegou a atingir 90, 96 e 98% da serapilheira total para *R. mangle*, *A. germinans* e *L. racemosa*, respectivamente (Figura 21). Em determinados momentos o percentual de frutos superou a produção foliar (Figura 21). No caso de *A. germinans* isto foi verificado de janeiro a abril, quando a produção de frutos atingiu o pico de 69% em 2005, e 68% em 2006. Quanto à *L. racemosa* os maiores percentuais da fração frutos foram registrados entre março e maio, com o máximo de 81%, tanto em 2005 quanto em 2006. Em relação à *R. mangle*, um maior percentual de frutos em relação às folhas foi observado somente em janeiro de 2006 (47%).

No geral, as três florestas exibiram um padrão temporal similar, com menor produção de maio a agosto, embora os valores tenham variado em magnitude (Figura 22). Especificamente, a fração folhas ocorreu em todos os meses. A queda de madeira foi quase contínua e, em determinados meses, representou um percentual importante da serapilheira total para as três florestas. Para *A. germinans* e *L. racemosa* a queda de flores e frutos foi marcada e confinada a momentos específicos do ano. As flores ocorreram de setembro a maio para *A. germinans* e de dezembro a maio para *L. racemosa*. O pico de produção de frutos foi registrado entre janeiro e março para *A. germinans* e entre fevereiro e abril para *L. racemosa*. Devido a sua contribuição substancial, o componente fruto foi responsável, juntamente com as folhas, pela sazonalidade da produção total de serapilheira das florestas de ambas as espécies (Figura 22). Em *R. mangle*, a produção de flores e frutos foi praticamente constante ao longo do período estudado, em geral, com valores mais elevados entre dezembro e março. A fração resto foi contínua ao longo dos meses, mas com valores reduzidos. A presença de estruturas de outras espécies (*A. germinans* e *Acrostichum aureum*), provavelmente transportadas pelo vento, elevou a taxa de produção da categoria resto no sítio de *R. mangle*, ao contrário dos outros sítios onde este componente mostrou menor produção (Figura 22).

Registrou-se interação significativa entre os fatores espécie, período e ano de coleta para a fração folhas (Tabela 18), havendo a tendência geral de *R. mangle* exibir valores mais elevados que as demais espécies (Tabela 19). As médias de *A. germinans* foram superiores às de *L. racemosa* no período seco (março a agosto),

ocorrendo o contrário no período chuvoso (setembro a fevereiro). A produção de folhas foi maior no período úmido tanto para *L. racemosa*, quanto para *R. mangle*. Não houve diferença significativa entre período chuvoso e seco para *A. germinans*.

A fração madeira foi superior em *A. germinans*. A maior taxa de queda desse componente ocorreu no período chuvoso para todas as espécies (Tabela 19). Para flores, a distribuição da produção no período chuvoso foi *A. germinans* > *R. mangle* > *L. racemosa* e no período seco foi *R. mangle* > *A. germinans* = *L. racemosa* (Tabela 19). Na floresta de *A. germinans*, a maior produção de flores prevaleceu no período chuvoso, enquanto que para *R. mangle* observou-se maiores valores no período seco apenas no segundo ano de coleta. *L. racemosa* apresentou maiores valores entre o final da estação seca e início do período úmido.

Os valores da fração frutos apresentaram variação entre as florestas. No período seco, registrou-se maior produção de frutos de *L. racemosa* em relação ao período úmido, enquanto que *A. germinans* e *R. mangle*, em geral, exibiram valores mais elevados entre o final do período chuvoso e início da estação seca, embora *R. mangle* apresente frutos praticamente ao longo de todo ano (Tabela 20).

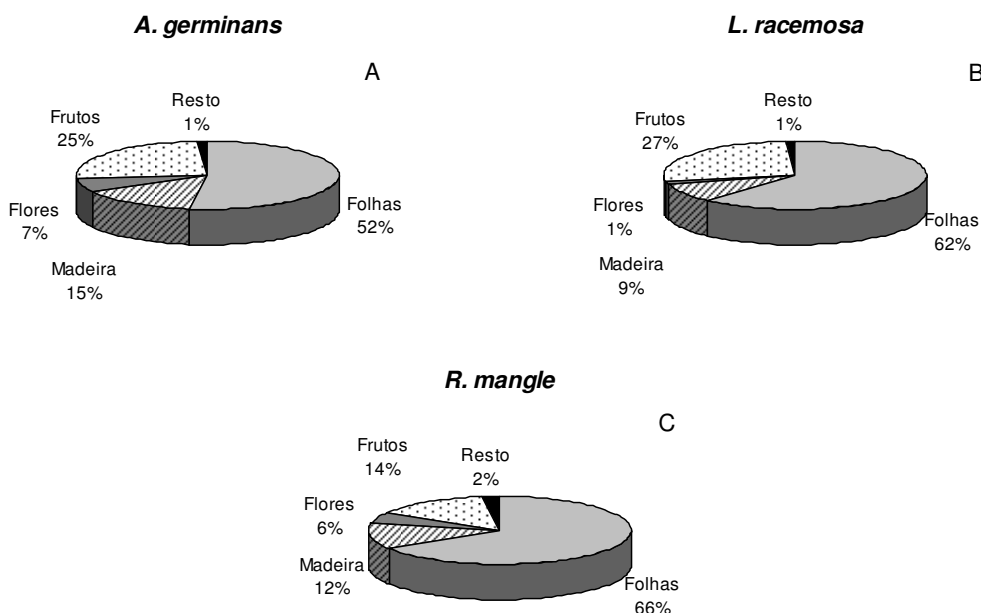


Figura 20. Contribuição relativa (%) das diferentes frações na produção de serapilheira das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, durante o período de janeiro de 2005 a dezembro de 2006.

Tabela 18. Resumo da ANOVA multifatorial realizada para os dados da fração folhas da serapilheira analisada no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Valores seguidos por * são estatisticamente significativos ($p \leq 0,05$). Ag: *A. germinans*; Lg: *L. racemosa*; Rh: *R. mangle*.

Efeito	F	p
Ano (2005 x 2006)	1,860	0,172897
Período (chuvoso x seco)	238,220	0,000000*
Espécie (Ag x Lg x Rh)	74,958	0,000000*
Ano*Período	1,352	0,245194
Ano*Espécie	2,666	0,070050
Período*Espécie	67,600	0,000000*
Ano*Período*Espécie	3,992	0,018771*

Em geral, a fração resto foi maior em *R. mangle* em relação às demais espécies. Em *A. germinans*, este componente foi superior no período chuvoso em relação ao período seco. Nas florestas de *L. racemosa* e *R. mangle*, a fração resto do período chuvoso foi maior do que no período seco apenas em 2005 (Tabela 20). Quanto à produção total, as espécies não diferiram significativamente entre si no período seco, enquanto que no período chuvoso *R. mangle* exibiu valores mais elevados em relação à *A. germinans* e *L. racemosa*. De maneira geral, a produção total de serapilheira foi maior no período chuvoso. Quando se comparou o período chuvoso de 2005 com o de 2006, não se registrou diferença significativa para os diferentes componentes da serapilheira, similar ao observado para as comparações realizadas entre os dois períodos secos (Tabelas 19 e 20).

A análise de regressão múltipla indicou que pluviosidade, temperatura média do ar e velocidade dos ventos foram as variáveis independentes que melhor se ajustaram ao modelo, mas que em geral, pouco explicaram a variação da serapilheira ao longo do período de estudo. As equações que melhor descrevem a variabilidade da serapilheira são apresentadas na tabela 21. No caso da produção total, os três parâmetros explicam 15, 48 e 52% da variação de serapilheira para *A. germinans*, *R. mangle* e *L. racemosa*, respectivamente. Entretanto, somente para a produção de flores e frutos de *L. racemosa* todas as variáveis foram estatisticamente significativas. A temperatura média e a velocidade dos ventos tiveram maior influência na produção das florestas analisadas.

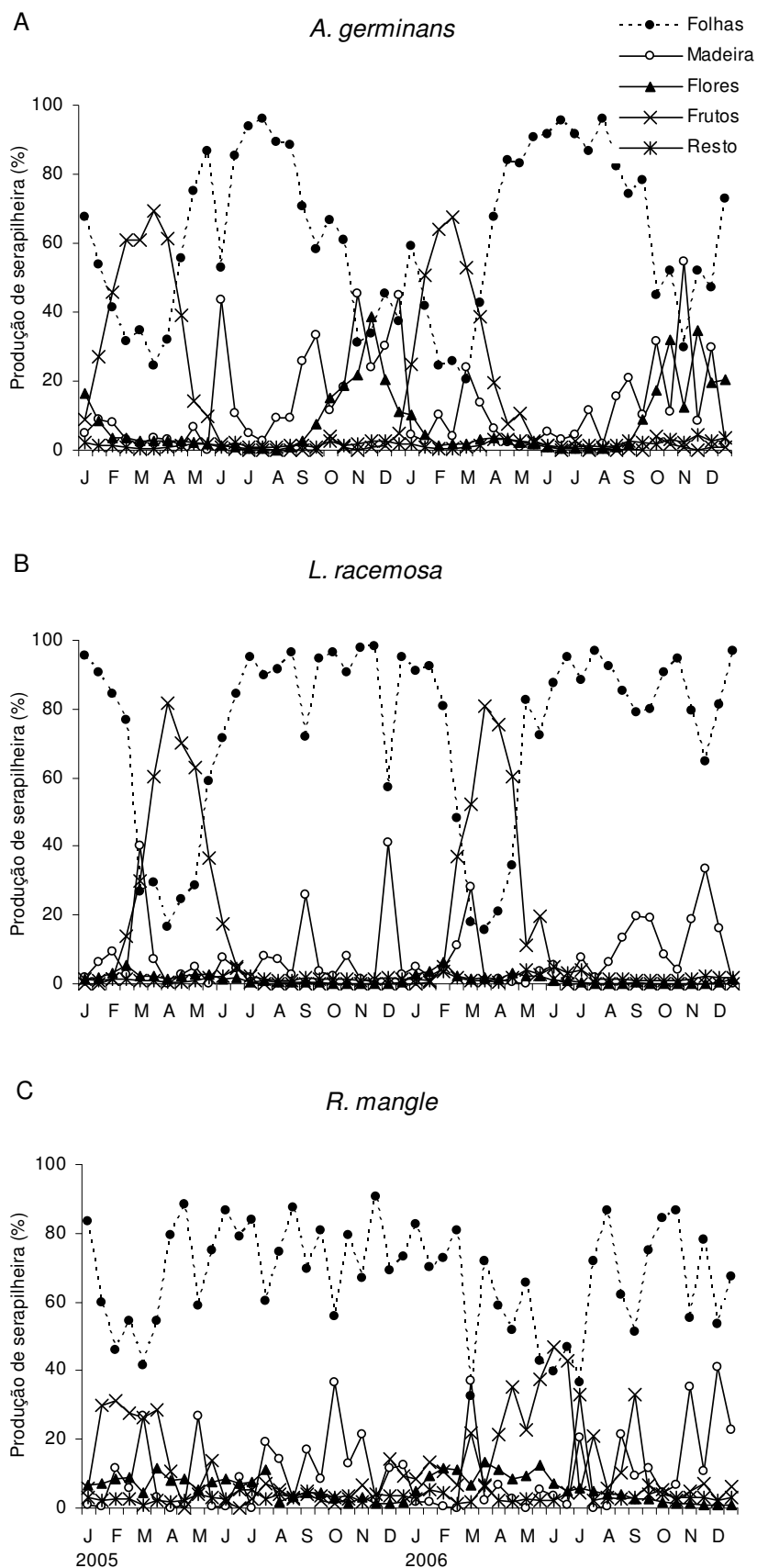


Figura 21. Contribuição percentual das diferentes frações para a produção total de serapilheira, ao longo dos anos de 2005 e 2006 nas florestas de (A) *A. germinans*, (B) *L. racemosa* e (C) *R. mangle* analisados no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul.

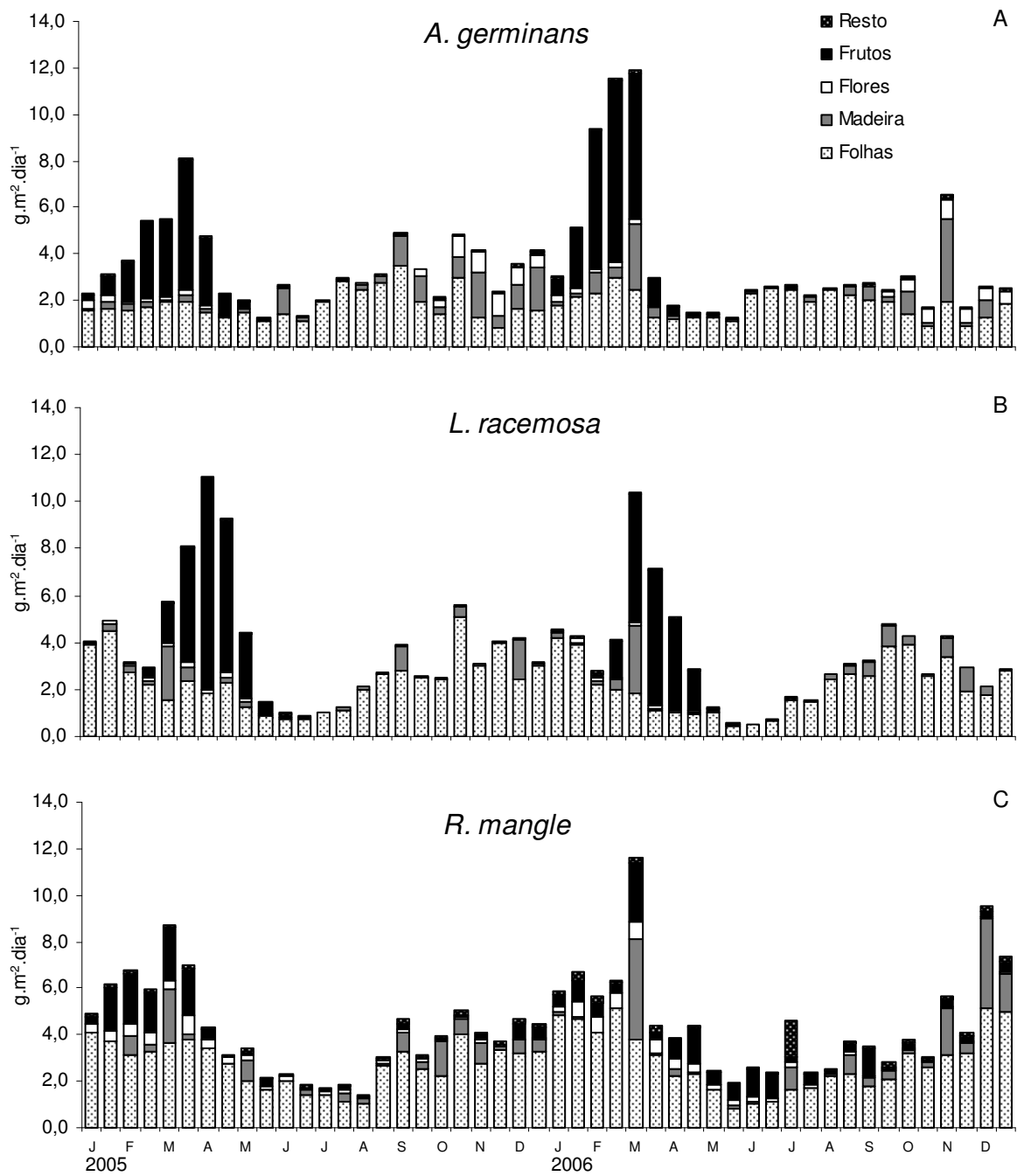


Figura 22. Produção de serapilheira das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, ao longo dos intervalos amostrados em 2005 e 2006. A: *A. germinans*; B: *L. racemosa*; C: *R. mangle*.

Tabela 19. Produção das frações folhas, madeira e flores ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$) das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Letras *a*, *b* e *c* indicam diferenças entre as florestas dentro de cada período, letras *x* e *y* indicam diferenças entre períodos (chuvoso x seco) dentro de cada ano e letras *w* e *z* indicam diferenças entre períodos similares (chuvoso-2005 x chuvoso-2006 e seco-2006 x seco-2006). Comparação de médias para a fração folhas (ANOVA multifatorial e teste de Tukey) e comparação de medianas para as frações madeira e flores (Kruskal-Wallis e Teste de Dunn). Valores seguidos por letras distintas diferem significativamente ($p \leq 0,05$). C: chuvoso e S: seco.

Fração	Período		<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>
Folhas	C-2005	Média ± desvio padrão	1,82±0,81 bxw	3,22±1,41 axw	3,26±0,83 axw
		Mediana	1,64	2,94	3,14
		Mínimo e Máximo	0,61-4,08	1,34-8,42	1,86-5,58
	S-2005	Média ± desvio padrão	1,82±0,69 abxw	1,53±0,89 byw	2,23±1,10 ayw
		Mediana	1,71	1,40	1,99
		Mínimo e Máximo	0,70-3,82	0,12-4,63	0,61-5,98
	C-2006	Média ± desvio padrão	1,79±0,71 cxw	2,86±1,17 bxw	3,60±1,36 axw
		Mediana	1,84	2,71	3,45
		Mínimo e Máximo	0,40-3,56	0,90-5,65	1,12-7,61
	S-2006	Média ± desvio padrão	1,87±0,70 axw	1,30±0,93 byz	1,93±0,90 ayw
		Mediana	1,81	1,08	1,98
		Mínimo e Máximo	0,59-3,89	0,14-5,15	0,64-4,70
Madeira	C-2005	Média ± desvio padrão	0,83±1,72	0,36±1,22	0,54±1,08
		Mediana	0,23 axw	0,10 axw	0,13 axw
		Mínimo e Máximo	0-11,43	0-10,14	0-7,85
	S-2005	Média ± desvio padrão	0,23±0,89	0,29±1,47	0,36±1,64
		Mediana	0,07 ayw	0,02 ayw	0 ayw
		Mínimo e Máximo	0-8,01	0-13,20	0-14,27
	C-2006	Média ± desvio padrão	0,69±1,50	0,43±0,82	0,79±2,60
		Mediana	0,16 axw	0,08 abxw	0,04 bxw
		Mínimo e Máximo	0-8,72	0-5,11	0-18,44
	S-2006	Média ± desvio padrão	0,38±0,99	0,29±1,06	0,42±1,31
		Mediana	0,05 axw	0,01 abyw	0 byw
		Mínimo e Máximo	0-6,64	0-6,09	0-6,93
Flores	C-2005	Média ± desvio padrão	0,47±0,33	0,04±0,06	0,22±0,24
		Mediana	0,35 axw	0,01 cxw	0,15 bxw
		Mínimo e Máximo	0,05-1,32	0-0,39	0-1,18
	S-2005	Média ± desvio padrão	0,06±0,08	0,07±0,09	0,26±0,26
		Mediana	0,03 byw	0,03 bxw	0,19 axw
		Mínimo e Máximo	0-0,27	0-0,39	0,02-1,54
	C-2006	Média ± desvio padrão	0,39±0,28	0,05±0,08	0,19±0,25
		Mediana	0,31 axw	0,01 cxw	0,08 byw
		Mínimo e Máximo	0-1,27	0-0,35	0-0,97
	S-2006	Média ± desvio padrão	0,04±0,06	0,04±0,05	0,28±0,25
		Mediana	0,02 byw	0,01 bxw	0,20 axw
		Mínimo e Máximo	0-0,28	0-0,18	0-1,12

Tabela 20. Produção das frações frutos, resto e da serapilheira total ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$) das três florestas analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. Letras *a*, *b* e *c* indicam diferenças entre as florestas dentro de cada período, letras *x* e *y* indicam diferenças entre períodos (chuvoso x seco) dentro de cada ano e letras *w* e *z* indicam diferenças entre períodos similares (chuvoso-2005 x chuvoso-2006 e seco-2005 x seco-2006). Medianas seguidas por letras distintas diferem significativamente ($p \leq 0,05$, Kruscal-Wallis e Teste de Dunn). C: chuvoso e S: seco.

Fração	Período		<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>
Fruto	C-2005	Média ± desvio padrão	0,55±1,33	0,04±0,18	0,63±1,00
		Mediana	0,02 axw	0 byw	0,19 axw
		Mínimo e Máximo	0-8,72	0-1,49	0-4,78
	S-2005	Média ± desvio padrão	1,08±1,94	2,14±3,28	0,53±1,30
		Mediana	0,05 axw	0,22 axw	0 axz
		Mínimo e Máximo	0-7,69	0-13,51	0-9,26
	C-2006	Média ± desvio padrão	1,47±4,00	0,16±0,49	0,42±0,90
		Mediana	0,01 abxw	0 bxw	0,11 axw
		Mínimo e Máximo	0-24,83	0-2,02	0-6,47
	S-2006	Média ± desvio padrão	0,69±1,92	1,37±2,24	0,77±0,92
		Mediana	0,02 bxw	0 byw	0,31 axw
		Mínimo e Máximo	0-10,93	0-9,36	0-3,66
Resto	C-2005	Média ± desvio padrão	0,06±0,02	0,05±0,03	0,15±0,16
		Mediana	0,06 abxw	0,05 bxw	0,08 axw
		Mínimo e Máximo	0,03-0,13	0-0,16	0-0,71
	S-2005	Média ± desvio padrão	0,03±0,02	0,03±0,02	0,08±0,09
		Mediana	0,03 byw	0,03 byw	0,04 ayw
		Mínimo e Máximo	0-0,09	0,01-0,10	0,01-0,42
	C-2006	Média ± desvio padrão	0,07±0,04	0,05±0,03	0,18±0,25
		Mediana	0,06 axw	0,04 bxw	0,08 axw
		Mínimo e Máximo	0-0,30	0-0,20	0,01-1,36
	S-2006	Média ± desvio padrão	0,04±0,03	0,04±0,04	0,22±0,59
		Mediana	0,03 byw	0,03 bxw	0,04 axw
		Mínimo e Máximo	0-0,14	0,01-0,18	0-3,73
Total	C-2005	Média ± desvio padrão	3,72±2,22	3,70±1,92	4,81±1,73
		Mediana	2,83 bxw	3,31 bxw	4,59 axw
		Mínimo e Máximo	1,40-13,38	1,38-14,20	2,28-10,32
	S-2005	Média ± desvio padrão	3,21±2,31	4,08±4,12	3,48±3,05
		Mediana	2,55 axw	2,19 axw	2,70 ayw
		Mínimo e Máximo	0,81-11,21	0,16-18,32	0,99-22,76
	C-2006	Média ± desvio padrão	4,41±4,43	3,53±1,56	5,21±3,53
		Mediana	2,89 bxw	3,49 abxw	4,40 axw
		Mínimo e Máximo	1,03-27,73	1,14-10,83	2,17-26,71
	S-2006	Média ± desvio padrão	3,03±3,11	3,04±3,09	3,62±2,47
		Mediana	2,33 ayw	2,09 ayw	3,20 ayw
		Mínimo e Máximo	0,95-18,01	0,16-15,00	0,88-16,43

Tabela 21. Resultado das regressões múltiplas realizadas para os dados de produção de serapilheira das três espécies analisadas no manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul. X_1 : pluviosidade, X_2 : temperatura média do ar e X_3 : velocidade do vento. Valores de beta seguidos por asterisco (*) são estatisticamente significativos ($p < 0,05$). ns = não significativo.

Floresta / Fração	Equação	r^2	F	p
<i>A. germinans</i>				
Folhas	$Y = 3,25 - 0,31^* (X_1) - 0,29 (X_2) + 0,24 (X_3)$	0,19	4,24	0,010875
Madeira	$Y = -0,86 + 0,17 (X_1) - 0,01 (X_2) + 0,77^* (X_3)$	0,20	4,47	0,008622
Flores	$Y = -0,99 + 0,26^* (X_1) + 0,17 (X_2) + 0,51^* (X_3)$	0,49	10,80	0,000010
Frutos	$Y = -6,19 - 0,11 (X_1) + 0,63^* (X_2) - 0,29^* (X_3)$	0,37	9,26	0,000094
Resto	$Y = -0,08 + 0,03 (X_1) + 0,24 (X_2) + 0,61^* (X_3)$	0,44	11,9	0,000011
Total	$Y = -5,12 - 0,06 (X_1) + 0,43^* (X_2) + 0,15 (X_3)$	0,15	3,57	0,022529
<i>L. racemosa</i>				
Folhas	$Y = -3,51 + 0,08 (X_1) + 0,19 (X_2) + 0,66^* (X_3)$	0,51	15,30	0,000001
Madeira	$Y = -1,36 + 0,04 (X_1) + 0,19 (X_2) + 0,32^* (X_3)$	0,10	2,61	0,065042 ns
Flores	$Y = -0,38 - 0,19^* (X_1) + 0,82^* (X_2) - 0,42^* (X_3)$	0,69	32,06	0,000000
Frutos	$Y = -11,06 - 0,31^* (X_1) + 0,67^* (X_2) - 0,33^* (X_3)$	0,46	13,19	0,000004
Resto	$Y = -0,09 - 0,16 (X_1) + 0,57^* (X_2) + 0,33^* (X_3)$	0,40	10,26	0,000410
Total	$Y = -16,84 - 0,22 (X_1) + 0,77^* (X_2) + 0,07 (X_3)$	0,52	15,94	0,000001
<i>R. mangle</i>				
Folhas	$Y = -6,78 - 0,08 (X_1) + 0,68^* (X_2) + 0,33^* (X_3)$	0,65	27,50	0,000000
Madeira	$Y = -1,81 + 0,12 (X_1) + 0,18 (X_2) + 0,23 (X_3)$	0,06	1,93	0,140693 ns
Flores	$Y = -0,85 - 0,14 (X_1) + 0,67^* (X_2) - 0,33^* (X_3)$	0,43	11,72	0,000013
Frutos	$Y = -1,77 + 0,07 (X_1) + 0,40^* (X_2) - 0,21^* (X_3)$	0,14	3,21	0,033274
Resto	$Y = 0,30 - 0,06 (X_1) - 0,10 (X_2) + 0,13 (X_3)$	-0,05	0,38	0,482700 ns
Total	$Y = -11,53 + 0,11 (X_1) + 0,64^* (X_2) + 0,14 (X_3)$	0,48	14,11	0,000002

Discussão

7. DISCUSSÃO

7.1. Estrutura Espacial do Manguezal

A redução da área do manguezal do RPS é claramente visível nos mapas temáticos. Considerando o período de 1986 a 2001, a redução de área do ecossistema atingiu 20%, com taxa de perda média anual de 1,3%. Este valor é inferior à taxa mundial de 2,1% calculada por Valiela *et al.* (2001). A destruição e a degradação constatada nos setores de Gargaú e Ilha do Graça estão relacionadas, principalmente, ao corte seletivo de árvores e à conversão do manguezal em pastagem para criação extensiva de gado (Figura 23). De fato, em Gargaú os cordões arenosos colonizados pela vegetação psamófila-reptante, característica de restinga, são utilizados como pasto e no entorno desta feição o manguezal foi desmatado para a implantação desta atividade, tornando-se esparso ou foi totalmente eliminado.



Figura 23. Conversão de manguezal para área de pastagem no estuário do rio Paraíba do Sul. A. Floresta de *A. germinans* colonizado por gramíneas com presença de gado. B. Caminho aberto no manguezal para a passagem do gado rumo a um cordão arenoso.

A pecuária é favorecida no estuário do rio Paraíba do Sul devido à grande influência fluvial. Várias espécies associadas ao manguezal, tais como a samambaia do mangue (*Acrostichum aureum*, Pteridaceae), o algodoeiro-da-praia (*Hibiscus pernambucensis*, Malvaceae), o rabo-de-mico-da-praia (*Dalbergia ecastophyllum*, Fabaceae), a aninga (*Montrichardia arborecens*, Araceae), a taboa (*Typha domingensis*, Typhaceae), entre outras, ocupam o sedimento, mesclando-se com espécies típicas de mangue e indicando a presença de água doce. Esta

característica beneficia a colonização por herbáceas quando as plantas de mangue são retiradas (Soffiati, 2001; Bernini & Rezende, 2004). Os brejos que ocorrem junto às áreas de pasto nos setores Ilha do Lima e Gargaú, quando não colonizados por *Thypha domingensis*, também são utilizados para a criação de gado.

No estuário do rio Paraíba do Sul ocorrem alterações geomorfológicas decorrentes do processo de erosão e sedimentação. Este processo, juntamente com o crescimento urbano, causou a perda de 73% da área de mangue em Atafona (Tabela 4). Neste local, bem como na Ilha do Lima (principalmente na porção leste), é possível observar o efeito da erosão sobre o ecossistema que promove a queda de árvores, ainda vivas, devido à exposição do sistema radicular, além do efeito da sedimentação acelerada que causa a perda de biomassa aérea (morte apical; Figura 24A a 24D). Taxas elevadas de sedimentação ocasionam a mortandade das árvores de mangue, visto que interferem na reciclagem dos nutrientes e no intercâmbio dos gases, em decorrência da cobertura das lenticelas de rizóforos e pneumatóforos (Odum & Johannes, 1975). Por outro lado, no período de 1976–2001, o processo de deposição lenta propiciou a formação de vários bancos arenosos e expansão principalmente da parte norte da Ilha do Lima, o que possibilitou a progradação do manguezal neste setor (Figuras 5 e 24E). Portanto, a perda de 19% (Tabela 4) no período de 1986-2001, devido principalmente à implantação de pastagens na parte sul do setor e erosão/assoreamento na parte leste, pode ter sido compensada pelo crescimento das áreas de manguezal.

Em condições naturais, ocorre um bloqueio do transporte litorâneo pelo fluxo das águas do rio Paraíba do Sul em sua desembocadura. Nos períodos de alta descarga fluvial, o fluxo de água junto à desembocadura constitui um obstáculo que tende a bloquear o transporte de areia. Isso ocasiona um acúmulo desse sedimento do lado à montante da corrente de deriva litorânea (margem direita) e uma possível erosão do lado à jusante da corrente (margem esquerda). Entretanto, a erosão da área à jusante da corrente é freqüentemente compensada pelo aporte de sedimentos grosseiros supridos pelo próprio rio (Flexor *et al.*, 1984).



Figura 24. Resultados das alterações geomorfológicas no estuário do rio Paraíba do Sul. A. Início de assoreamento do manguezal. B. Árvores com morte apical promovida pela deposição acelerada de sedimentos. C. Área de manguezal que sofreu assoreamento e posterior erosão. D. Exposição do sistema radicular promovido pela erosão. E. Banco de plântulas e indivíduos jovens de *L. racemosa* em áreas de sedimentação recente. F. Residências destruídas pela ação do mar em Atafona.

Em períodos de baixa descarga fluvial, o obstáculo representado pelo fluxo do rio praticamente desaparece e a corrente de deriva litorânea (direção sul-norte) provoca o surgimento de um esporão arenoso que tende a fechar a desembocadura. Do mesmo modo, ocorre uma erosão parcial do depósito formado no período anterior, que se encontrava saliente em relação ao alinhamento da praia. Se o período de vazão mais fraca dura bastante tempo, o esporão arenoso pode atingir uma largura suficiente para resistir parcialmente ao período de alta energia subsequente. Muitas vezes, somente a extremidade do esporão é destruída e a barragem provocada pelo fluxo do rio é deslocada no sentido da deriva litorânea, ocorrendo um novo acúmulo de areia à montante da corrente. Desse modo, a área à montante da corrente de deriva litorânea é formada por faixas de cordões litorâneos, essencialmente de origem marinha, enquanto que a porção à jusante é constituída por uma alternância de cordões arenosos de origem fluvial e de zonas baixas argilo-arenosas (Flexor *et al.*, 1984).

No entanto, a dinâmica natural do estuário tem sido alterada devido às variações de vazão do rio Paraíba do Sul (Tabela 1), ocasionada pela captação de suas águas para diferentes usos (ex. abastecimento da população, indústrias e agricultura) e acentuada por fenômenos naturais (ex. El Niño e La Niña) e distúrbios ambientais (como desmatamento da mata ciliar e construção de barragens à montante). As alterações nas descargas fluviais alteram a capacidade de transporte de sedimentos na interface entre o continente e o mar, provocando mudanças na dinâmica de sedimentação costeira ao longo dos anos. Similarmente, outros estudos demonstraram que a construção de barragens e represas ao longo da bacia de drenagem dos rios, tem resultado em redução do fornecimento de sedimentos fluviais para a zona costeira, promovendo rápidas alterações geomorfológicas nas desembocaduras (Milliman, 2001; Lacerda & Marins, 2002; Bonora *et al.*, 2002; Batalla, 2003; Bird *et al.*, 2004; Thampanya *et al.*, 2006; Giri *et al.*, 2007). A mudança na hidrodinâmica dos rios promove aumento da intrusão salina, erosão costeira, depleção de nutrientes em determinadas áreas e deposição acelerada de sedimentos (Lacerda & Marins, 2002).

Quando o aporte de sedimentos fluviais diminui muito ou cessa, devido ao barramento do rio, os materiais já depositados passam a ser remobilizados pelos processos costeiros. Este evento pode ocorrer principalmente nos períodos em que ocorre La Niña, uma vez que este fenômeno causa menor índice de pluviosidade na

Região Sudeste (Cavalcanti *et al.*, 2004). Isto pode facilitar a penetração do mar na linha de costa, o que altera o balanço existente entre as descargas de sedimentos e os processos físicos costeiros (maré e ventos), exigindo um novo equilíbrio dinâmico (Marins *et al.*, 2003). No estuário do rio Paraíba do Sul, tal fenômeno tem promovido o assoreamento do rio, erosão e deposição acelerada no estuário principal e deposição lenta e modificação da abertura da barra fluvial no estuário secundário, que ora se encontra mais ao norte, ora mais ao sul. O manguezal tem respondido a estas alterações, demonstrando ser um bom indicador biológico ou ecossistêmico das mudanças geomorfológicas de regiões estuarinas (Vale, 1999; Filho *et al.*, 2006). As rápidas mudanças no estuário também têm causado a destruição de várias residências em Atafona (Figura 24F), representando um sério problema social e econômico para a cidade de São João da Barra. Desde 1975, a erosão já destruiu 183 construções, distribuídas em 14 quadras (Ribeiro *et al.*, 2004). Este acontecimento tem sido registrado em outros locais do país, como no estuário do rio São Mateus, no Estado do Espírito Santo (Vale, 1999).

A destruição do manguezal pelo desmatamento, pela implantação de pastagem e pelo processo de erosão/sedimentação também é acompanhada pelo desenvolvimento urbano em Atafona e Gargaú, onde o crescimento total atingiu 29% de 1986 a 2001. A ação antrópica provoca desequilíbrios oriundos de aterro, lançamento de efluentes domésticos, descarte de lixo, abertura de estradas, obras de dragagem e canalizações. Todos estes fatores, agindo de forma contínua podem constituir um dreno constante de energia que impede o funcionamento normal das unidades biológicas, levando ao desequilíbrio ecológico e/ou à extinção do ecossistema (Lugo & Snedaker, 1974).

Além de terem causado perdas e ganhos na área total de mangue, os fatores descritos anteriormente (desmatamento, erosão e sedimentação, etc.) promoveram alterações na área de cobertura das três classes de mangue identificadas. Porém, tais alterações também foram consequência da substituição de uma classe de mangue por outra ao longo do período analisado. Os dados demonstram que em alguns locais da Ilha do Lima e em Gargaú (Figuras 5B e 5C), a feição *Avicennia* e *Laguncularia*, foi substituída pela feição *Avicennia* e *Rhizophora*. Isto indica a ocorrência de processos sucessionais na comunidade, como será descrito na próxima seção.

7.2. Estrutura das Florestas de Mangue

As florestas analisadas podem ser classificadas como do tipo ribeirinho, de acordo com a classificação proposta por Lugo & Snedaker (1974), com exceção dos sítios 10 e 16, que são do tipo franja. As florestas destes dois sítios recebem influência direta do mar e estão sendo assoreados, conforme comprovado pelos dados de granulometria do sedimento (Tabela 10). Entretanto, nas parcelas sujeitas ao assoreamento (S10P28 e S16P48) ainda não ocorriam árvores com morte apical causada por asfixia até o momento da amostragem, ao contrário do que se observou em áreas próximas deste sítio (Figura 24B). Isto é indício de que a deposição de sedimentos grosseiros é recente. Além do assoreamento, registrou-se a exposição do sistema radicular e árvores de mangue caídas em florestas próximas aos sítios 10 e 16, devido à intensa erosão como descrito na seção anterior (Figura 24D).

Em geral, para explicar a evolução de uma comunidade de mangue é necessário entender os processos que ocorreram no passado, bem como, as condições presentes (Thom, 1984). Em áreas de mangue, podem ocorrer drásticas mudanças no ambiente físico numa escala de tempo mais curta do que o ciclo de vida das plantas (Woodroffe, 1992). Assim, pelo fato dos sítios 10 e 16 estarem sob influência direta do mar é provável que haja significativas alterações no desenvolvimento estrutural, na composição de espécies ou a destruição parcial/total das florestas em resposta à instabilidade costeira.

Apesar da baixa diversidade, a floresta de mangue do estuário do RPS exibiu variabilidade no desenvolvimento estrutural no que se refere à altura, DAP médio, área basal e densidade de troncos e indivíduos, representando um mosaico espacial com fases estruturais diferenciadas (Smith, 1992). Destacou-se o bom desenvolvimento estrutural para a maioria das parcelas, com maior contribuição em área basal na classe $\geq 10,0$ cm (68%). As maiores densidades e menores DAP médios foram encontradas em parcelas com dominância de *L. racemosa* ou *A. germinans* (sítios 6, 8, 9 e 17), cujas florestas exibiram menores valores de altura média e grande contribuição em área basal e em densidade de troncos na classe intermediária (entre 2,5 e 10,0 cm).

No mapa temático de 1986, verifica-se que ainda não existiam as florestas onde foram demarcados os sítios 8 e 17 (Figura 5). O sítio 9 situou-se em um local que, provavelmente, sofreu alterações na erosão e deposição de sedimentos. Estas

informações confirmam que estas áreas são compostas por florestas mais jovens. Nas proximidades dos sítios 8, 9 e 17, observou-se que, inicialmente, ocorre a formação de bancos arenosos onde, posteriormente, são depositados sedimentos finos (numa escala temporal de meses), possibilitando o estabelecimento do manguezal, ainda que também tenha sido registrada a presença de plântulas em bancos arenosos. No entanto, em determinados locais, bancos inteiros de plântulas e jovens chegam a ser assoreados como consequência da dinâmica costeira. O sítio 6 também representa uma floresta jovem, devido a sua alta densidade, embora não tenha sido identificado como local que tenha sofrido drásticas alterações geomorfológicas pelas imagens de satélite.

Apesar de não ter sido feito um estudo da microtopografia, observou-se que os substratos dos sítios 1, 3, 5, 6, 7, 8, 9 e 12 são freqüentemente inundados. Nos sítios 10 e 16, que estão sujeitos ao assoreamento, ocorre maior freqüência de inundação nas parcelas não assoreadas (S10P29, S10P30 e S16P47). Nestas parcelas, não se observou acúmulo de serapilheira no sedimento, sendo os maiores valores de matéria orgânica atribuídos, provavelmente, à biomassa subterrânea. No sítio 2, os sedimentos das parcelas S2P4, S2P8 e S2P9 apresentam menor freqüência de inundação do que as demais parcelas. O mesmo foi observado para as parcelas dos sítios 4, 11, 13 e 14. No sítio 15, a parcela da borda é inundada com maior freqüência em relação às parcelas do interior da floresta. Nos locais menos inundados, observou-se maior deposição de serapilheira, com grande acúmulo nos sítios 13 e 14. Os resultados dos fatores ambientais determinados para o substrato do manguezal mostram as distintas características abióticas das florestas analisadas (Tabela 10).

A heterogeneidade estrutural no manguezal do estuário do RPS é atribuída às peculiaridades ambientais de cada sítio e, principalmente, aos processos de erosão e deposição acelerada de sedimentos que proporcionam a constante formação de novas áreas de mangue, especialmente na Ilha do Lima. Alguns estudos relataram a diversidade estrutural dos manguezais do Estado do Rio de Janeiro relacionada com a variação dos fatores abióticos e com as intervenções antrópicas recorrentes (Soares, 1999; Soares *et al.*, 2003; Bernini & Rezende, submetido).

Bernini & Rezende (2004) estudaram a estrutura do manguezal do estuário do RPS e descreveram valores dentro da faixa encontrada neste estudo. Os

autores amostraram uma área de 0,26 ha e citaram *A. germinans* como dominante em área basal (60%), seguida por *R. mangle* (25%) e *L. racemosa* (15%). No presente estudo, que abrangeu uma área quase 6 vezes maior (1,53 ha), confirmou-se a dominância de *A. germinans* (53%), no entanto, *L. racemosa* exibiu maior contribuição (28%), em relação à *R. mangle* (19%).

Jimenez & Lugo (1985), revisando trabalhos sobre *A. germinans*, descreveram que a espécie, geralmente, ocorre em áreas menos elevadas, podendo estar presente também em locais onde a inundação é menos freqüente. A espécie é encontrada em substratos arenosos, siltosos ou argilosos, sendo o melhor desenvolvimento observado em florestas ribeirinhas, como é o caso do manguezal analisado no presente estudo. A dominância de *A. germinans*, seguida por *L. racemosa* e *R. mangle* demonstra que o manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul é semelhante ao manguezal do estuário do rio Itabapoana, localizado a 33 km da foz do RPS, onde registrou-se uma seqüência similar, com *A. germinans* (65%) seguida por *L. racemosa* (28%) e *R. mangle* (7%) (Bernini & Rezende, submetido). Entretanto, outros estudos destacam a dominância de *R. mangle* e/ou *L. racemosa* em diferentes manguezais do Estado do Rio de Janeiro (Silva *et al.*, 1991; Soares, 1999; Pellegrini *et al.*, 2000; Soares *et al.*, 2003).

Ressalta-se que a comparação entre manguezais de áreas diferentes é uma tarefa difícil, pois o ecossistema está submetido a diferentes condições ambientais e tensores que influenciam o desenvolvimento estrutural. A falta de padrão metodológico e critérios técnicos claramente definidos é outro problema que dificulta as comparações. Por isso, é notória a ampla variação nos parâmetros estruturais como demonstrado na tabela 22, que apresenta a diversidade estrutural da vegetação em diferentes manguezais do Brasil. Estas variações são evidentes até mesmo para áreas muito próximas, como pode ser verificado para os manguezais analisados no Estado do Rio de Janeiro.

Os resultados demonstraram que a altura média, a área basal e a densidade de troncos das florestas diferiram ao longo do gradiente de inundação, porém não se relacionaram com a salinidade da água intersticial, matéria orgânica e fração silte/argila do sedimento (exceto, o percentual de matéria orgânica que apresentou fraca relação com a altura média das florestas). Especificamente, apenas *L. racemosa* mostrou relação (fraca) entre área basal e densidade de

troncos com os percentuais de matéria orgânica. Assim, a relação entre as variáveis do sedimento e a distribuição espacial das espécies não foi direta.

Tabela 22. Variação na estrutura da vegetação em diferentes manguezais do Brasil. Limite de inclusão: * indivíduos com diâmetro $\geq 2,5$ cm e ** indivíduos ≥ 1 m de altura.

Local	DAP médio (cm)	Altura média (m)	Área basal (m ² .ha ⁻¹)	Fonte
Bragança, PA	8,9	16,7	9,1	Abreu <i>et al.</i> , 2006
São Luís, MA*	21,2	19,8	19,4	Santos, 1986
Caravelas, BA*	5,9-17,8	4,6-9,8	4,0-38,6	Schaeffer-Novelli <i>et al.</i> , 1994
Conceição da Barra, ES*	8,1-29,6	5,5-14,8	7,2-30,9	Silva <i>et al.</i> , 2005
Vitória, ES*	4,2-18,9	5,3-17,3	5,4-29,8	Carmo <i>et al.</i> , 1995
Anchieta, ES**	5,9-27,3	2,0-16,9	10,3-46,6	Petri <i>et al.</i> (dados não publicados)
Rio Itabapoana, RJ-ES**	3,7-13,5	4,0-10,1	13,5-48,3	Bernini & Rezende (submetido ²)
Guaratiba, RJ**	0,8-7,6	2,3-9,3	13,4-61,7	Pellegrini <i>et al.</i> , 2000
Lagoa da Tijuca, RJ**	1,5-16,1	3,4-16,7	14,3-41,4	Soares, 1999
Baía de Guanabara, RJ*	11,0	-	34,9	Araujo & Maciel, 1979
Baía de Guanabara, RJ**	1,3-7,8	1,8-7,3	-	Soares <i>et al.</i> , 2003
Baía de Sepetiba, RJ*	7,8	6,1	21,6	Silva <i>et al.</i> , 1991
Estuário do Rio Paraíba, RJ**	7,4-13,4	6,3-9,9	14,5-35,3	Bernini & Rezende, 2004
Ilha do Cardoso, SP*	6,9-12,0	5,7-9,8	16,2-35,6	Peria <i>et al.</i> , 1990
Paranaguá, PR*	-	3,2-8,6	2,2-62,2	Couto, 1996
Estuário do Rio Paraíba, RJ**	6,3-16,7	6,9-11,8	15,1-51,7	Este estudo

¹ Bernini, E. & Rezende, C.E. Estrutura da cobertura vegetal em florestas de mangue do estuário do rio Itabapoana. Submetido à Revista Brasileira de Botânica.

O desenvolvimento estrutural decresce em função do aumento da salinidade do substrato (Cintrón *et al.*, 1975; Pool *et al.*, 1977; Soto & Jimenez, 1982; Jimenez & Sauter, 1991). Cintrón *et al.* (1978) e Soto & Jimenez (1982) demonstraram que a distribuição das espécies apresentou uma estreita relação com o gradiente de salinidade do sedimento. Wakushima *et al.* (1994) destacaram a salinidade e o pH do sedimento como principais fatores que governam a zonação. Em um estudo sobre o desenvolvimento inicial de *Cerriops australis* e *Cerriops decandra*, em resposta a salinidade e irradiância sob condições de laboratório, foram constatadas diferenças interespecíficas que poderiam contribuir para a segregação das espécies ao longo do gradiente de salinidade (Ball, 2002). Por outro lado, Marchand *et al.* (2004), estudando um manguezal na Guiana Francesa, confirmaram a tolerância de *A. germinans* à variação de salinidade em relação à *R. mangle*, mas atribuíram a dominância de *A. germinans* à habilidade de suas plântulas enraizarem melhor em sedimentos freqüentemente remobilizados, descartando os parâmetros salinidade e concentração de sulfeto como agentes causadores da zonação.

Watson (1928) sugeriu que a presença de uma espécie em determinadas áreas da floresta é determinada por sua tolerância à inundação. No manguezal de

Mucuri (BA), os parâmetros físico-químicos do sedimento e suas relações com a concentração dos nutrientes foliares foram associados à distribuição das espécies. *A. germinans* dominou em locais com alto percentual de matéria orgânica e menores valores de pH, salinidade e silte quando comparada à *L. racemosa* e *R. mangle* (Cuzzuol & Campos, 2001). Nickerson & Thibodeau (1985) descreveram uma forte correlação entre a distribuição de *A. germinans* e *R. mangle* e a concentração de sulfetos no sedimento, com *A. germinans* dominando em locais com baixa concentração desse composto. Experimentos desenvolvidos em laboratório indicaram que a dinâmica das plântulas é influenciada pela variação espacial do potencial redox e teores de sulfetos no sedimento, mas que essas variáveis também podem ser modificadas pelo sistema radicular de árvores adultas (McKee, 1993). Florestas dominadas por *A. germinans* apresentam sedimento moderadamente reduzido e contém baixos teores de sulfeto, enquanto que *R. mangle* é tipicamente associada aos locais com altas concentrações de sulfeto (McKee, 1993). Entretanto, McKee *et al.* (1988) encontraram resultados contraditórios, pois a comparação entre *A. germinans* e *R. mangle* revelou concentrações similares de sulfetos na rizosfera de ambas espécies, embora em áreas ocupadas por *A. germinans* os teores tenham variado em função da densidade de pneumatóforos. Similarmente, Matthijs *et al.* (1999) observaram que a distribuição de *A. marina* e *R. mucronata* não foi correlacionada com as concentrações de sulfeto, potencial redox e salinidade.

No presente estudo, a relação entre zonação e salinidade não foi observada em virtude do grande aporte de água doce (principalmente fluvial) que impede o acúmulo de sais no substrato. Os baixos valores de salinidade da água intersticial promovem a formação de grandes faixas de transição nas quais as plantas de mangue se mesclam com a vegetação típica de pântanos de água doce ou restinga. Entre as espécies mais comuns encontram-se *Acrostichum aureum*, *Hibiscus pernambucensis* e *Dalbergia* sp., que são indicativas de baixa salinidade e que exibiram maior abundância no interior das florestas mais antigas (sítios 1, 3, 5, 7, 11, 13, 14 e 15).

A relação entre textura e percentual de matéria orgânica do sedimento com o desenvolvimento estrutural e distribuição das espécies é difícil de ser investigada no manguezal do estuário do RPS, por haver grande variação na deposição de sedimentos. Tal fato foi constatado por Santos (2004) que estudou as características do substrato nas mesmas florestas analisadas por Bernini & Rezende

(2004). A profundidade dos testemunhos variou entre 40 e 80 cm e foram observadas diferenças significativas na granulometria e percentual de matéria orgânica ao longo dos perfis. Isto evidencia uma intensa hidrodinâmica e sedimentação, visto que ora ocorre a deposição de partículas mais finas, ora de partículas mais grosseiras, mesmo em áreas mais estáveis como em Gargaú. De fato, durante o período chuvoso entre os anos de 2006 e 2007 houve intensa deposição de areia na borda do sítio 4 (observação pessoal), onde o sedimento foi anteriormente classificado como silte arenoso no presente estudo.

No manguezal do estuário do RPS, as espécies apresentaram grande variação quanto à distribuição espacial sendo dominantes tanto na borda quanto no interior das florestas. Assim, não se observou padrão de zonação definido, fato já constatado por Bernini & Rezende (2004). Os autores estudaram duas áreas de mangue (na Ilha do Lima e em Gargaú) e demonstraram que os parâmetros estruturais e as variáveis ambientais do sedimento (0-15 cm de profundidade) como condutividade elétrica, granulometria, matéria orgânica e pH não diferiram entre borda e interior da floresta, considerando-se uma faixa de mangue de 80 m de extensão. Contudo, houve variação na composição das espécies, não sendo evidenciado um padrão de zonação. Naquele estudo, a floresta da Ilha do Lima, considerado mais jovem, apresentou dominância de *L. racemosa* na franja e *A. germinans* no interior da floresta. Na floresta de Gargaú, com árvores de maior porte, *A. germinans* dominou na borda e *R. mangle* foi superior na parte interna (Bernini & Rezende, 2004).

Entre os dezessete sítios estudados, quatorze exibiram um padrão similar ao tipo exponencial para a distribuição dos troncos por classes de diâmetro (Figuras 10 e 11). Estes resultados foram reportados para a maioria das florestas analisadas na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro (Soares *et al.*, 2003), Recife, Pernambuco (Souza & Sampaio, 2001) e Costa Rica (Jimenez & Sauter, 1991). Este tipo de distribuição é observado em comunidades que apresentam mortalidade natural (principalmente nas classes de menor diâmetro devido à maior competição) associada ao amadurecimento da floresta, havendo indivíduos de diversos graus de desenvolvimento, com grande contribuição de jovens que possibilitam a manutenção da fitocenose. Apesar de ser mais comum em comunidades em processo de amadurecimento (Smith, 1992), este padrão de distribuição de troncos também foi

evidenciado em florestas com árvores de grande porte, como nos sítios 1, 3, 11, 14 e 15.

Embora a distribuição de troncos por classe de diâmetro seja a variável mais indicada para detectar corte seletivo (Souza & Sampaio, 2001), não foi possível comprovar este impacto nos sítios 2, 6, 8, 9 e 17, onde se registrou muitos troncos e árvores cortadas, principalmente de *L. racemosa*. Provavelmente, isto se deve à alta densidade das florestas, que mascarou o diagnóstico do corte. Porém, é provável que a comunidade apresente alterações na distribuição dos troncos com o amadurecimento da floresta. De acordo com moradores locais, as árvores com diâmetros inferiores a 10,0 cm são utilizadas principalmente para construção de cercas. No sítio 5, entretanto, evidenciou-se o corte seletivo devido à distribuição diferenciada de troncos e por se tratar de uma floresta mais antiga (presença de árvores com diâmetros superiores a 30 cm). A elevada densidade na classe inferior a 3,1 cm pode estar refletindo a presença de troncos de *A. germinans* que rebrotaram após o corte de árvores de grande porte. Neste sítio, a intervenção humana está relacionada, principalmente, à conversão do manguezal para áreas de criação de gado, uma vez que a floresta corresponde a um pequeno fragmento rodeado por pasto e encontra-se alterada, com presença de moitas de *Acrostichum aureum*, *Hibiscus pernambucensis* e gramíneas que indicam a presença de água doce.

Nos sítios 4, 7 e 13, não se observou uma distribuição do tipo exponencial, visto que foi evidenciada maior mortalidade nas classes de diâmetro inferiores e intermediárias. De acordo com Soares *et al.* (2003), esse fato também pode ser indicador de floresta saudável, cuja mortalidade está associada a um processo natural. Neste sentido, além do amadurecimento da floresta, observa-se o eventual recrutamento de jovens que morrem ao longo do tempo devido à competição. Smith (1992) argumenta que florestas maduras tendem a exibir um padrão mais homogêneo de distribuição de troncos, o que foi em parte observado nos sítios citados.

A distribuição similar ao tipo exponencial foi verificada para *A. germinans* e *L. racemosa* e a ausência desse padrão foi registrado para *R. mangle*. O padrão de *A. germinans* foi similar ao tipo de distribuição encontrado para *A. marina* em um estudo realizado em área não impactada nas Filipinas (Walters, 2005). A ausência

desse tipo de distribuição é comum no gênero *Rhizophora* (Cole *et al.*, 1999; Walters, 2005).

Os dados de distribuição dos troncos por classe de diâmetro confirmam as observações de Bernini & Rezende (2004). O sítio 3 foi demarcado próximo à floresta analisada pelos autores em Gargaú (cerca de 50 m de distância) e, novamente, os indivíduos de *A. germinans* exibiram grande porte, com diâmetros superiores a 30,0 cm. A *L. racemosa* restringiu-se à franja da floresta, local de maior luminosidade, e exibiu menor densidade, sendo que o número de troncos mortos superou os vivos. A *A. germinans* foi dominante na franja e exibiu maior mortalidade nas classes diamétricas iniciais, indicando competição intra-específica. A espécie dominante no interior da floresta foi *R. mangle*, cujo número de troncos foi maior nas classes inferiores e intermediárias, com praticamente ausência de troncos mortos.

No sítio 1, verificou-se maior mortalidade de *L. racemosa* na parcela com a maior densidade de *A. germinans* (S1P1). Esta espécie, por sua vez, exibiu maior mortalidade na mesma parcela, com eliminação de troncos de menor diâmetro, indicando competição intra-específica. O que se constatou foi a redução da densidade de troncos mortos de *L. racemosa* com o decréscimo do número de troncos vivos de *A. germinans*, ou seja, na parcela com floresta mais desenvolvida desta espécie ocorreu menor densidade de *L. racemosa*.

No sítio 2, os resultados evidenciaram grande mortalidade de *L. racemosa* nas parcelas S2P4, S2P7, S2P8. Em tais parcelas, bem como na S2P9, a granulometria do sedimento variou de areia a silte arenoso. Nas parcelas S2P5 e S2P6, *R. mangle* mostrou maior densidade em relação à *A. germinans*, e *L. racemosa* foi dominante em número de troncos na parcela S2P5. Em ambas as parcelas, entretanto, *A. germinans* dominou em área basal e o sedimento foi classificado como silte arenoso, com maior percentual de matéria orgânica. Estas duas parcelas estão localizadas próximas a um microcanal, cujas características do substrato podem ter facilitado o estabelecimento de *A. germinans* e *R. mangle* e a eliminação de *L. racemosa*.

Nos sítios 4, 5, 6, 7, 11, 15 e 16, foi observada menor contribuição de troncos de *L. racemosa* em relação à *A. germinans* ou *R. mangle*. Nestas florestas, a maior abundância de troncos de *L. racemosa* ocorreu em classes de diâmetro inferiores quando comparada às demais espécies. Assim, dentre os quinze sítios nos quais *A. germinans* ou *R. mangle* ocorreram juntamente com *L. racemosa*, nove

sítios (1, 3, 4, 5, 6, 7, 11, 15 e 16) apresentaram dominância da primeira ou segunda espécie. Os demais sítios (2, 8, 9, 10, 12 e 17), foram classificados como associação de *Avicennia* e *Laguncularia* e representam áreas geologicamente mais jovens, (exceto o sítio 2 que exibiu gradiente de inundação diferenciado) com dominância de *L. racemosa*.

A influência dos fatores abióticos na habilidade competitiva relativa das espécies pode responder pela distribuição das plantas de mangue em um padrão típico de zonas (Ball, 1980; Thom, 1982). O efeito em conjunto dos fatores abióticos e bióticos estabelece o padrão da vegetação, podendo ocorrer múltiplas composições de espécies. Contudo, em determinadas florestas, algumas características ambientais podem predominar como, por exemplo, na margem de um apicum onde ocorre grande variação de salinidade. No entanto, em locais sujeitos à freqüente inundação ou grande aporte de água doce, a influência da salinidade na fisiologia da planta pode ser insignificante. Neste caso, outros fatores como a competição pode ser mais importante para determinar a distribuição das espécies (Tomlinson, 1986). Este parece ser o cenário encontrado na área analisada no presente estudo.

Os resultados da classificação supervisionada e estrutura da comunidade sugerem que a competição interespecífica pode estar influenciando a distribuição espacial das plantas de mangue no estuário do RPS. Nas florestas mais jovens, ocorre associação de *L. racemosa* e *A. germinans*, em geral, com domínio da primeira. Com o amadurecimento da floresta, a comunidade tende a culminar em florestas dominadas por *A. germinans* ou *R. mangle*, em função das interações competitivas. A constante formação de áreas novas de mangue geradas pela dinâmica costeira resulta em florestas com diversas composições de espécies e ausência de um padrão de zonação definido para a floresta de mangue. Os resultados do presente estudo são semelhantes aos descritos para um manguezal do sul da Flórida, onde Ball (1980) reportou a substituição de *L. racemosa* por *R. mangle* em locais periodicamente inundados que favoreciam o desenvolvimento máximo de ambas as espécies. Do mesmo modo, para um manguezal da Costa Rica, Jiménez & Sauter (1991) demonstraram que *Avicennia bicolor* foi substituída por *Rhizophora racemosa*, em locais mais inundados, apesar de a primeira espécie apresentar melhor desenvolvimento e sobrevivência sob este regime de inundação, em relação às áreas menos inundadas. Similar efeito de competição foi apresentado

por Fromard *et al.* (1999) que descreveram a gradual substituição de *L. racemosa* por *A. germinans* para um manguezal na Guiana Francesa.

Há um consenso geral de que sob ótimas condições de luz e nutrientes *L. racemosa* é uma competidora mais forte do que *Avicennia* e *Rhizophora* (Rabinowitz, 1978b; Ball, 1980; Mckee, 1995; Lovelock & Feller, 2003; Berger *et al.* 2006). Estas observações são suportadas por medidas de fotossíntese que apontam que as taxas de assimilação nas folhas das árvores de *L. racemosa* excedem aquelas de *A. germinans* e *R. mangle*, sob condições ambientais similares (Moore *et al.*, 1973; Lovelock & Feller, 2003).

No manguezal do estuário do RPS, o número e a distribuição de plântulas de *A. germinans* e *L. racemosa* que se desenvolvem em jovens são afetados pela cobertura do dossel (Silva *et al.*, dados não publicados). Em um estudo realizado sobre a dinâmica de plântulas, foi constatada a mortalidade destes indivíduos de ambas as espécies abaixo do dossel, não se evidenciando sobreposição de coortes. Por outro lado, no local com ausência de cobertura do dossel, as plântulas se transformaram em jovens e continuaram seu desenvolvimento. Estes resultados indicam a intolerância ao sombreamento de ambas as espécies (Silva *et al.*, dados não publicados), como reportado na literatura.

Em áreas de sedimentação recente, foi constatada a presença de vários bancos de plântulas e indivíduos jovens, constituídos principalmente por *L. racemosa*. A colonização por esta espécie em áreas de progradação foi registrada em outros trabalhos (Pool *et al.*, 1977; Ball 1980; Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990; Cunha-Lignon, 2001). Por outro lado, alguns autores descrevem a dominância de *L. racemosa* associada a florestas alteradas que se encontram em vias de recomposição (Peria *et al.*, 1990; Soares, 1999).

A competição interespecífica não se manifesta nas fases iniciais de desenvolvimento, sendo crítica quando os indivíduos se tornam maiores e requerem mais espaço, afetando o desenvolvimento de colonizadores posteriores (Ball, 1980; Jiménez & Sauter, 1991; Fromard *et al.*, 1999). No manguezal do estuário do RPS, *R. mangle* exibiu praticamente ausência de troncos mortos nas classes inferiores de diâmetro por ser tolerante ao sombreamento. Embora ocorram indivíduos de *A. germinans* e *L. racemosa* bem desenvolvidos e os diásporos das três espécies possam se estabelecer abaixo de um dossel denso de *R. mangle*, as condições de luz são inibitórias para o desenvolvimento de plântulas de *A. germinans* e *L.*

racemosa, mas favorecem o recrutamento de indivíduos jovens de *R. mangle*. (Ball, 1980). Conseqüentemente, as chances desta espécie ocupar o espaço neste local são muito maiores. A habilidade de *L. racemosa* em se manter na comunidade é afetada pela competição com *A. germinans* e/ou *R. mangle* e restringe a espécie a locais menos inundados, como observado no sítio 2 (talvez pela ausência de chegada de diásporos das demais espécies), e a locais com maior luminosidade como em estreitas faixas na margem de canais, em clareiras ou na transição com áreas de pasto onde há maior disponibilidade de luz.

Modelos demográficos de dinâmica de florestas constituem uma ferramenta importante para descrever e quantificar a sucessão dos manguezais em experimentos de longo prazo (Chen & Twilley, 1998). Simulações geradas por esses modelos têm demonstrado mudanças sucessionais na composição de espécies das florestas de mangue, devido à competição interespecífica e taxa de desenvolvimento das espécies (Chen & Twilley, 1998; Berger & Hildenbrandt, 2000; Berger *et al.*, 2006).

Chen & Twilley (1998) desenvolveram o modelo de clareira FORMAN baseado no indivíduo para simular o efeito das características do sedimento sobre a dinâmica da floresta de mangue. Os autores compararam observações de campo com os resultados de simulação, assumindo o estabelecimento do manguezal, após um furacão. As simulações evidenciam que *L. racemosa* domina sedimentos férteis com baixa salinidade no início da sucessão, mas é substituída por *A. germinans* ao longo do tempo. A dominância de *R. mangle* foi limitada a locais com pouca disponibilidade de nutrientes e baixa salinidade. A sucessão projetada para 500 anos mostrou que na ausência de distúrbios de grande escala, *A. germinans* dominará tanto em áreas com salinidades elevadas quanto em locais com salinidades mais baixas.

Berger & Hildenbrandt (2000) elaboraram o modelo “KiWi” para analisar processos demográficos de florestas de mangue, de acordo com competição intra e interespecífica, fatores abióticos e espaçamento individual de árvores. Um dos propósitos desse modelo foi elucidar questões não respondidas pelo modelo FORMAN, como o papel da dispersão das plântulas, a influência da taxa de estabelecimento específica do local e os processos de substituição de espécies pela competição. Os resultados de simulação, enfocando a competição interespecífica apontaram que a dominância de *A. germinans* e *R. mangle* se alterna, de acordo

com a seqüência temporal e época de chegada das diferentes espécies. Por exemplo, se ambas as espécies entram ao mesmo tempo em um determinado hábitat, *R. mangle* domina no início, devido a sua taxa de desenvolvimento mais elevada. No entanto, a dominância é alterada para *A. germinans* após 200 anos, por causa da sua maior perspectiva de vida. Em contraste, quando indivíduos jovens de *A. germinans* entram na floresta 10 anos após o estabelecimento de *R. mangle*, esta espécie suprime o desenvolvimento inicial de *A. germinans*, devido a sua vantagem inicial (Berger & Hildenbrandt, 2000). Estes resultados de simulação demonstraram claramente que a seqüência de chegada e o nível relativo de recrutamento das espécies podem determinar ou modificar a natureza e o resultado de interações interespecíficas da fitocenose. Tais informações podem explicar a ocorrência de florestas antigas dominadas por *A. germinans* e/ou *R. mangle* no estuário do RPS.

Em um estudo de campo, Berger *et al.* (2006) analisaram a sucessão secundária em um manguezal do estuário do rio Caeté (PA) e identificaram que a sucessão inicia-se com *L. racemosa* e ao longo do tempo, muda para florestas mistas dominadas por *A. germinans* ou *R. mangle*. A substituição das espécies foi atribuída à tolerância ao sombreamento e ao decréscimo na disponibilidade de nutrientes que poderia ser responsável pelas mudanças relativas nas taxas de desenvolvimento das espécies. As simulações como o modelo “KiWi” mostraram que, inicialmente, *L. racemosa* dominaria a floresta em termos de área basal, devido a sua maior taxa de crescimento, mas, posteriormente, seria substituída por *A. germinans*. Assim, a comparação da estrutura vertical da floresta real não se igualou aos resultados das simulações, uma vez que elas reproduziram somente o padrão de sucessão com dominância de *A. germinans* (e raridade de *R. mangle*). Contudo, os resultados de simulação ajudam a entender o curso qualitativo da sucessão e os processos que a influenciam.

Os resultados da classificação supervisionada foram comprovados pela composição florística para a maioria dos sítios. Entretanto, a resolução espacial das imagens de satélite Landsat não permitiu a identificação da floresta do sítio 6, que representa um fragmento de pequenas dimensões (menor que 225 m²). Este caso isolado, no entanto, não compromete as estimativas de área de cobertura do manguezal, uma vez que pequenos fragmentos deste ecossistema são raros no estuário do RPS.

A análise de agrupamento confirmou a classificação supervisionada e as características estruturais das florestas. A ocorrência de três grupos reflete o desenvolvimento estrutural e a composição florística das parcelas analisadas. Florestas de menor desenvolvimento estrutural foram dominadas por *L. racemosa*, e/ou *A. germinans* enquanto que aquelas mais desenvolvidas exibiram dominância *A. germinans* e/ou *R. mangle*.

7.3. Produção de Serapilheira

A produção anual de serapilheira estimada para as florestas de mangue do estuário do RPS é superior à registrada em outras formações vegetais brasileiras (Tabela 23) e encontra-se dentro da faixa documentada para manguezais tropicais e subtropicais do planeta (Tabela 24). Porém, as estimativas para as florestas de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* estudadas no manguezal do estuário do RPS são maiores quando comparadas às florestas das mesmas espécies em outras regiões, inclusive em relação às áreas situadas em baixas latitudes (Silva *et al.*, 1998; Carvalho, 2002; Fernandes, 2003; Arreola-Lizárraga *et al.*, 2004; Aké-Castilho *et al.*, 2006).

Saenger & Snedaker (1993) demonstraram que a taxa anual de produção de serapilheira em manguezais correlaciona-se negativamente com a latitude, em resposta a fatores abióticos, tais como radiação solar. Contudo, ocorrem variações regionais e locais devido à influência de diferentes variáveis ambientais (marés, fluxo dos rios, ventos) associadas aos tipos geomorfológicos (Twilley, 1995). Valores extremos de vários fatores ambientais representam maior importância do que valores médios (Day *et al.*, 1996), e elevada taxa de produção de serapilheira indica habitats de ótimo desenvolvimento para o manguezal, particularmente, no que se refere à salinidade moderada, alta disponibilidade de nutrientes e condições climáticas favoráveis. Tais fatores permitem que a produtividade primária líquida das florestas de mangue se compare favoravelmente com outras florestas tropicais (Clough, 1992; Saenger & Snedaker, 1993), como observado no presente estudo.

Na região de Bragança, no Estado do Pará (00°55'S), Nascimento *et al.* (2006) demonstraram que a produção anual de uma floresta de mangue (11,8 ton.ha⁻¹) foi um terço mais alta do que na floresta de terra firme (8,7 ton.ha⁻¹). Embora o estuário do RPS esteja localizado em latitude mais elevada (21°36'S), os

resultados indicaram uma produção superior do que às registradas para florestas de terra firme situadas próximas ao Equador (Tabela 23).

Considerando-se os diferentes tipos fisiográficos, a produção de serapilheira varia de 320 a 1.700 g.m⁻².ano⁻¹ para florestas do tipo ribeirinho, de 430 a 1.082 g.m⁻².ano⁻¹ para florestas de franja e de 250 a 970 g.m⁻².ano⁻¹ para florestas de bacia (Lugo *et al.*, 1988). De acordo com Pool *et al.* (1975), as taxas de produção de serapilheira do manguezal são estreitamente relacionadas ao suprimento de água doce, o qual é superior em florestas ribeirinhas (Lugo & Snedaker, 1974; Cintrón *et al.*, 1985). As três florestas analisadas no estuário do RPS são ribeirinhas e apresentaram valores que se enquadram na faixa observada para este tipo fisiográfico (1.289 a 1.534 g.m⁻².ano⁻¹). A alta produtividade registrada reflete a baixa salinidade da água intersticial (2,0 a 2,7), a disponibilidade de nutrientes (Bernini & Rezende, *no prelo*) e as boas condições climáticas na região.

Nas florestas analisadas, a produção total anual de serapilheira seguiu a ordem: *R. mangle* > *A. germinans* = *L. racemosa*. A maioria dos estudos reporta dados para florestas mistas, tornando difícil a comparação dos dados (Tabela 24). Contudo, o resultado aqui descrito está próximo daquele encontrado no manguezal da Ilha de Maracá, no Estado do Amapá, que exibiu a seqüência: *R. mangle* > *A. germinans* > *L. racemosa* (3,8; 2,0 e 1,4 g.m⁻².dia⁻¹, respectivamente) (Fernandes, 2003). Em contraste, Carvalho (2002) não observou diferenças entre as florestas de *A. germinans* e *R. mangle*, em um manguezal localizado em Bragança, PA.

A floresta de *A. germinans* apresentou melhor desenvolvimento estrutural (altura média: 10,4 m, DAP médio: 16,6 cm) quando comparado ao de *L. racemosa* (altura média: 5,5 m, DAP médio: 5,7 cm). Apesar dessa variação, não houve diferença significativa entre ambas as florestas para a produção anual de serapilheira. No entanto, essas florestas exibiram valores de produção de serapilheira significativamente inferiores aos de *R. mangle*, cuja floresta mostrou características estruturais intermediárias (altura média: 8,0 m, DAP médio de 12,7 cm). Esses resultados sugerem não haver relação entre a estrutura da vegetação e a produção de serapilheira, corroborando as observações realizadas em outras florestas de mangue (Murray, 1985; Lopez-Portilho & Ezcurra, 1985; Flores-Verdugo *et al.*, 1987; Mackey & Smail, 1995; Twilley & Day, 1999; Fernandes, 2003).

Tabela 23. Estimativa da serapilheira produzida (ton.ha⁻¹.ano⁻¹) em diferentes formações vegetais do Brasil.

Tipo de floresta	Local	Produção de serapilheira	Referência
Manguezal	Estuário do rio Paraíba do Sul, RJ	13,1	Este estudo
Floresta Atlântica	Ilha do Cardoso, SP	6,3	Moraes <i>et al.</i> , 1999
Floresta Atlântica	Serra do Imbé, RJ	9,3	Mazurec, 1998
Floresta Atlântica	Parque Nacional da Tijuca, RJ	8,9	Oliveira & Lacerda, 1993
Floresta Atlântica	Reserva Biológica União, RJ	9,3	Nascimento, 2005
Floresta Atlântica de tabuleiro	São Francisco de Itabapoana, RJ	7,7	Villela <i>et al.</i> , 1998
Floresta de restinga	Paranaguá, RS	5,1	Pires <i>et al.</i> , 2006
Floresta de restinga	Maricá, RJ	6,2	Ramos & Pellens, 1994
Floresta estacional decidual	Santa Maria, RS	9,2	König <i>et al.</i> , 2002
Floresta ombrófila	Pinhal Grande, RS	7,0	Schumacher <i>et al.</i> , 2004
Floresta ombrófila	São Francisco de Paula, RS	10,3	Backes <i>et al.</i> , 2005
Floresta secundária decídua tardia	Pinheiral, RJ	11,7	Toledo <i>et al.</i> , 2002
Floresta semidecídua	Ouro Preto, MG	5,9	Werneck <i>et al.</i> , 2001
Floresta semidecídua	Botucatu, SP	10,6	Vital <i>et al.</i> , 2004
Floresta semidecídua	Belo Horizonte, MG	6,5	Paula & Filho, 2001
Floresta de terra firme	Ilha de Maricá, RR	8,5	Villela & Proctor, 1999
Floresta de terra firme	Bragança, PA	8,7	Nascimento <i>et al.</i> , 2006
Sistema agroflorestal	Viçosa, MG	10,2	Arato <i>et al.</i> , 2003

Tabela 24. Estimativa da serapilheira produzida (ton.ha⁻¹.ano⁻¹) em algumas florestas de mangue.

Local	Latitude	Espécie	Produção total	Folhas (%)	Pluviosidade anual (mm)	Referência
Golfo da Califórnia, México	27°49'N	<i>A. germinans</i>	1,7	-	290	Arreola-Lizárraga <i>et al.</i> , 2004
Okinawa, Japão	26°00'N	Misto <i>Bruguiera gymnorrhiza</i> , <i>K. candel</i> e <i>R. stylosa</i>	13,0	70	-	Mfilinge <i>et al.</i> , 2005
Golfo da Arábia	25°40'N	<i>A. marina</i>	17,0	34	-	Hegazy, 1998
Futian, China	22°31'N	Misto <i>Aegiceras corniculatum</i> e <i>Kandelia candel</i>	11,7	-	1.927	Tam <i>et al.</i> , 1998
República Dominicana	19°10'N	Misto <i>A. germinans</i> , <i>L. racemosa</i> e <i>R. mangle</i>	11,4	65	2.065	Sherman <i>et al.</i> , 2003
Laguna de Terminos, México	18°40'N	Misto <i>A. germinans</i> e <i>R. mangle</i>	5,0	88-95	1.680	Day <i>et al.</i> , 1996
Veracruz, Mexico	18°30'N	<i>R. mangle</i>	11,2	70	3.000-4.000	Aké-Castillo <i>et al.</i> , 2006
Vietnam	08°50'N	<i>R. apiculata</i>	14,1	38-75	-	Clough <i>et al.</i> , 2000
Pulau Kecil, Malásia	04°48'N	<i>R. apiculata</i>	17,7	-	-	Putz & Chan, 1986
Ilha de Maracá, AP	02°10'N	<i>R. mangle</i> <i>A. germinans</i> <i>L. racemosa</i>	11,8 7,3 5,1	33-74	-	Fernandes, 2003

Continuação.

Local	Latitude	Espécie	Produção total	Folhas (%)	Pluviosidade anual (mm)	Referência
Furo Grande, Bragança, PA	00°50'S	<i>A. germinans</i> <i>R. mangle</i>	6,8 5,6	74	2.650	Gonçalves <i>et al.</i> , 2006
Acarajó e Furo do Meio, Bragança, PA	00°52'S	<i>A. germinans</i> <i>L. racemosa</i> e <i>R. mangle</i>	20,3	91-94	-	Mehlig, 2001
Península Bragantina, Bragança, PA	00°55'S	<i>A. germinans</i> <i>L. racemosa</i> e <i>R. mangle</i>	4,9	71	2.500	Farias <i>et al.</i> , 2006
Península de Ajuruteua, Bragança, PA	00°55'S	<i>A. germinans</i> <i>L. racemosa</i> e <i>R. mangle</i>	11,8	68	2.508	Nascimento <i>et al.</i> , 2006
Estuário do rio Guayas, Equador	02°25'S	<i>R. harrisonii</i> e <i>R. mangle</i>	8,5	72-80	1.300	Twilley <i>et al.</i> , 1997
Baía de Gazi, Quênia	04°25'S	<i>A. marina</i>	6,2	83	-	Ochieng & Erftemeijer, 2002
Natal, RN	05°44'S	<i>R. mangle</i>	12,3	78	-	Ramos e Silva <i>et al.</i> , 2006
Papua Nova Guiné	09°31'S	<i>R. stylosa</i> , <i>R. apiculata</i> e <i>Sonneratia alba</i>	14,3	-	1.200	Leach & Burgin, 1985
Missionary Bay, Austrália	18°15'S	<i>Rhizophora spp.</i> , <i>S. alba</i> , <i>Avicennia sp.</i> , <i>Ceriops tagal</i> , <i>B. gymnorrhiza</i> e <i>B. parviflora</i>	11,7	57	2.127	Duke <i>et al.</i> , 1981

Continuação.

Local	Latitude	Espécie	Produção total	Folhas (%)	Pluviosidade anual (mm)	Referência
Estuário do rio Paraíba do Sul	21°36'S	<i>A. germinans</i>	12,5	52-66	874-1385	Este estudo
		<i>L. racemosa</i>	12,3			
		<i>R. mangle</i>	14,6			
Itacuruçá, RJ	23°00'S	<i>R. mangle</i>	9,6	73	1.500	Silva <i>et al.</i> , 1998
Bertioga, SP	23°53'S	<i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> e <i>A. schaueriana</i>	4,2	90	2.200	Ponte <i>et al.</i> , 1984
Cananéia, SP	25°00'S	<i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> e <i>A. schaueriana</i>	2,1	62	2.270	Adaime, 1985
Cananéia, SP	25°00'S	<i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> e <i>A. schaueriana</i>	8,1	50-70	1.630	Almeida, 2005
Baía de Paranaguá, PR	25°33'S	<i>R. mangle</i> , <i>A. schaueriana</i> e <i>L. racemosa</i>	4,8	61-92	2.206	Sessegolo, 1997
Queensland, Australia	27°24'S	<i>A. marina</i>	8,8	47	-	Mackey & Smail, 1995
Itacorubi, SC	27°30'S	<i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> e <i>A. schaueriana</i>	2,4	88	1.406	Panitz, 1986

Em contraste, alguns estudos atribuem os baixos valores de produção ao reduzido desenvolvimento estrutural da floresta, notavelmente em áreas próximas ao limite latitudinal de ocorrência do manguezal (Woodroffe, 1985; Adaime, 1985; Panitz, 1986; Sessegolo, 1997). Clough *et al.* (2000) encontraram diferenças significativas entre monoculturas de *R. apiculata* de 6 a 36 anos, com menor produção de folhas em florestas mais jovens e maduras, em relação ao estágio intermediário. Por outro lado, a maior produção de propágulos foi observada nas florestas maduras (21 e 36 anos). Mehlig (2001), comparando duas florestas sob condições físicas similares em Bragança, no Estado do Pará, registrou diferenças na produção total de serapilheira (24,4 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ em Furo do Meio, e 16,3 ton.ha⁻¹.ano⁻¹ em Acarajó) e atribuiu essa variabilidade à heterogeneidade estrutural da vegetação. No entanto, Saenger & Snedaker (1993) e Fernandes (2003) arguem que a relação entre estrutura e produtividade da vegetação não é clara e sugerem que a correlação positiva entre esses parâmetros seja uma resposta aos fatores ambientais locais.

No que se refere às variáveis ambientais do sedimento, no geral, as florestas de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* exibiram características similares. As frações granulométricas seguiram a ordem silte > areia fina > areia média > argila > areia grossa para as três florestas. O percentual de matéria orgânica e salinidade da água intersticial do sedimento foram, respectivamente, de 17,6±0,13% e 2,7±0,3 para *A. germinans*, 13,8±3,4% e 2,0±0,3 para *R. mangle* e 8,2±1,0% e 2,3±0,0 para *L. racemosa*. Como no caso da estrutura da vegetação, explicado na seção anterior, é difícil analisar a relação entre produção e as variáveis ambientais, por haver variação nos eventos de erosão e deposição de sedimentos que promovem diferenças nas características abióticas de cada sítio.

Estudos ressaltam a necessidade de pesquisas que investiguem diferentes compartimentos geomorfológicos, onde o manguezal se desenvolve, a fim de averiguar se a dinâmica de serapilheira estaria associada a processos específicos dos diferentes ambientes costeiros (Thom, 1984; Twilley, 1995). Farnsworth (1998) destaca que além da variação espacial, que pode promover alterações na produção de serapilheira (como resposta aos parâmetros ambientais), deve-se também considerar as diferenças temporais na produtividade do manguezal, as quais refletem a idade do substrato onde a floresta se desenvolve (em escala

geomorfológica e geológica), a idade das florestas (em escala de décadas) e o tempo de colonização dos organismos no ecossistema (em escala sucessional).

Pelo fato de ocorrerem variações climáticas e haver produção diferenciada de material vegetal ao longo dos anos, recomenda-se que a avaliação da produção de serapilheira seja realizada por um período superior a um ano (Goulter & Allaway, 1979; Proctor, 1983; Ong *et al.*, 1985), embora a maioria dos estudos considere apenas um ciclo anual. Neste estudo, a taxa de queda de serapilheira total e das diferentes frações foi similar para ambos os anos. Este resultado foi semelhante àqueles registrados por Mackey & Smail (1995), Tam *et al.* (1998) e Gonçalves *et al.* (2006), mas diferiu daqueles obtidos por Day *et al.* (1996), Lamparelli *et al.* (2000) e Arreola-Lizárraga *et al.* (2004).

Em geral, os componentes da serapilheira seguiram a ordem: folhas > frutos > madeira > flores > resto. Esta seqüência é consistente com os dados obtidos em outros manguezais (Adaime, 1985; Mackey & Smail, 1995; Parkinson *et al.*, 1999; Ochieng & Erftemeijer, 2002; Sherman *et al.*, 2003). Para a fração folhas, houve interação significativa dos fatores espécie, período e ano, indicando que as tendências não foram semelhantes para ambos os anos. A produção de folhas geralmente representa a maior fração (> 50%), como observado no presente estudo, mas, em alguns casos, pode exceder 80%, independente da latitude, condições climáticas ou tipo de floresta (Tabela 24). Esta fração também é o principal componente da serapilheira analisada em outras formações vegetais, como floresta atlântica (Mazurec, 1998; Nascimento, 2005), floresta de restinga (Ramos & Pellens, 1994; Pires *et al.*, 2006), floresta semidecídua (Werneck *et al.*, 2001; Vital *et al.*, 2004) e floresta de terra firme (Villela & Proctor, 1999).

O padrão temporal de produção de serapilheira foi sazonal, com maior produção no período chuvoso, corroborando os resultados encontrados em vários manguezais (Pool *et al.*, 1975; Rico-Gray & Lot, 1983; López-Portillo & Ezcurra 1985; Panitz, 1986; Twilley *et al.*, 1997; Sessegolo, 1997; Hegazy, 1998; Tam *et al.*, 1998; Sherman *et al.*, 2003; Arreola-Lizárraga *et al.*, 2004; Mfilinge *et al.*, 2005; Almeida, 2005; Aké-Castillo *et al.*, 2006). Tais estudos sugerem que altas temperaturas, maior período de duração do dia, maiores taxas de pluviosidade e fluxo de água doce são, provavelmente, os fatores responsáveis pela maior queda de serapilheira no período úmido. Diversos autores, no entanto, relatam pico de produção durante o período seco dos meses de verão, atribuindo este resultado ao

aumento da salinidade do substrato. A queda de folhas seria um meio de eliminar o excesso de sal (Gill & Tomlinson, 1971; Lugo & Snedaker, 1975; Wium-Andersen & Christensen, 1978; Goulter & Allaway, 1979; Wium-Andersen, 1981; Aksornkoe & Khemnark, 1984, Flores-Verdugo *et al.*, 1987; Wafar *et al.*, 1997).

Na realidade, apesar de ser comum, a sazonalidade da produção de serapilheira em florestas de mangue ainda é pouco compreendida. Visto que a fração folhas, no geral, é o principal componente da serapilheira, a maior produção observada no período úmido pode ser atribuída a um incremento da taxa fotossintética quando a disponibilidade de água doce, a temperatura do ar e a radiação solar se elevam. Dessa forma, a planta aproveitaria a redução da salinidade do substrato para eliminar folhas velhas e promoveria a formação de folhas novas (Pool *et al.*, 1975). No estuário do rio Paraíba do Sul, houve maior produção de estípulas de *R. mangle* durante o período chuvoso (dados não apresentados), confirmando a hipótese sugerida.

No caso de maior produção registrada no período seco, a causa sugerida tem sido o estresse hídrico. No período seco a baixa pluviosidade ou maior evaporação elevam a salinidade do substrato. A planta, por sua vez, responde a esse estresse aumentando a transpiração, havendo a necessidade do desbaste do dossel, uma vez que para a planta seria mais vantajoso eliminar o tecido fotossintético do que manter o alto custo energético promovido pela transpiração excessiva (Lugo *et al.*, 1975; Orcutt & Nielsen, 2000). Entretanto, a maior produção de folhas no período seco também pode estar relacionada à redução do gasto de energia para um maior investimento em reprodução através da maior produção de flores como ocorre em florestas tropicais (Jansen 1967 *apud* Fernandes *et al.*, 2007). Esta sincronia com a estação seca foi sugerida em um estudo que demonstrou um padrão similar, ao longo de quatro anos em Bragança, no Estado do Pará, onde a pluviosidade anual alcança 3.000 mm (Fernandes *et al.*, 2007). Porém, há estudos que relatam picos de queda de serapilheira atribuídos à velocidade dos ventos (Sasekumar & Loi, 1983; Arreola-Lizárraga *et al.*, 2004; Mfilinge *et al.*, 2005), incidência de radiação solar (Steinke & Charles, 1984), temperatura do ar (Gill e Tomlinson, 1971; Rico-Gray & Lot, 1983; Saifullah *et al.*, 1989; Gwada *et al.*, 2000), tempestades (Pool *et al.*, 1975; Goulter & Allaway, 1979; Woodroffe, 1982) e acúmulo de gás sulfídrico (McKee, 1993).

Os coeficientes de determinação entre a produção total e as variáveis ambientais pluviosidade, temperatura média do ar e velocidade do vento foram baixos, principalmente para *A. germinans* ($r^2 = 0,15$). Ramos e Silva *et al.* (2006) estudando uma floresta de *R. mangle*, em Natal, no Estado do Rio Grande do Norte, não encontraram correlação entre a serapilheira e as variáveis pluviosidade e velocidade do vento. Similarmente, Lopez-Portilho & Ezcurra (1985) demonstraram falta de correlação entre a produção de serapilheira de *A. marina* e a pluviosidade. Em contraste, a pluviosidade, o nível do mar e a razão pluviosidade/evaporação explicaram 86% da variabilidade sazonal da produção de serapilheira de *A. germinans*, em um manguezal do Golfo da Califórnia, México (Arreola-Lizarrága *et al.*, 2004). A falta de correlação ou baixos valores de coeficientes de determinação, em alguns estudos indicam que a produtividade pode ser influenciada por outros fatores, tais como disponibilidade de nutrientes (Boto & Wellington, 1983; Twilley, 1995), localização ao longo do gradiente de inundação e ambiente geomorfológico peculiar onde a espécie ocorre (Lopez-Portilho & Ezcurra, 1985), além de características fisiológicas das espécies (Twilley *et al.*, 1997; Fernandes, 1999). Assim, o padrão sazonal da serapilheira depende das peculiaridades de cada manguezal, visto que um determinado fator pode ser o mais importante para uma determinada área e exercer menor influência em outro manguezal.

Neste estudo, as florestas de *L. racemosa* e *R. mangle* exibiram pico de produção de folhas no período chuvoso (setembro a fevereiro), contrastando com a de *A. germinans* que não exibiu padrão sazonal. Sherman *et al.* (2003) reportaram um padrão sazonal de acréscimo de folhas durante os meses chuvosos para florestas mistas de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* na República Dominicana, similar ao resultado obtido por Arreola-Lizarrága *et al.* (2004) que estudaram uma floresta de *A. germinans* no Golfo da Califórnia, México. A maior queda de folhas associada ao período úmido também tem sido registrada para outras espécies de *Rhizophora* (*R. apiculata*, *R. lamarckii* e *R. stylosa*) (Williams *et al.*, 1981), bem como para outras espécies de *Avicennia* (Hegazy, 1998). Todavia, Day *et al.* (1996), estudando florestas de *A. germinans* e *R. mangle*, no México e Clough *et al.* (2000), analisando um área de mangue com *R. apiculata*, no Vietnã, não encontraram padrão sazonal claramente definido na queda de folhas, similar aos resultados aqui verificados para *A. germinans*.

No manguezal do estuário do rio RPS, as variáveis pluviosidade, temperatura média do ar e velocidade do vento tiveram maior influência nas florestas de *R. mangle* e *L. racemosa*, uma vez que explicaram 65 e 51% ($p \leq 0,05$), respectivamente, da variação da produção de folhas, enquanto que para *A. germinans* este valor foi de apenas 19% ($p \leq 0,05$). Outros autores também relataram relação positiva entre a produção de folhas e a pluviosidade (Pool *et al.*, 1975; Gill & Tomlinson, 1971; Leach e Burgin 1985; Adaime 1985; Mackey & Smail, 1995). Gwada *et al.* (2000) reportaram que 70% da variação sazonal na produção de folhas de *Kandelia candel* foi explicada pela variação de temperatura, umidade do ar e comprimento do dia, sugerindo que a temperatura (ou efeito relacionado a ela) foi o principal fator controlador da produção de folhas.

Neste estudo, de modo geral, a incidência máxima de flores foi registrada no período chuvoso para *A. germinans* e *R. mangle* e na transição entre período seco e úmido para *L. racemosa*. No geral, a produção de frutos foi maior entre o final do período chuvoso e início da estação seca para as três espécies. Embora estudos mais detalhados sejam necessários, acredita-se que a maior queda de flores e frutos das plantas de mangue durante a estação chuvosa seja uma adaptação ao ambiente inundado, visto que permite a dispersão das estruturas reprodutivas quando os níveis de água são mais favoráveis (Rabinowitz, 1978a; Jimenez & Sauter, 1991).

Vários estudos descrevem a ocorrência de sazonalidade das estruturas reprodutivas das espécies de mangue (Lugo & Snedaker, 1974; Adaime, 1985; Leach & Burgin, 1985; Panitz, 1986; Day *et al.*, 1996; Sessegolo, 1997; Fernandes, 2003; Almeida, 2005). Fernandes (1999) estudando florestas de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* na Ilha Maracá, no Estado do Amapá, verificou que o pico de floração coincidiu com o período seco, enquanto que a frutificação estendeu-se ao longo da estação chuvosa, quando as temperaturas do ar são altas. No Vietnã a produção de flores e frutos de *R. apiculata* foi sazonal, com maior produção de flores na transição do período seco para o período úmido e produção mais elevada de propágulos na estação úmida (Clough *et al.*, 2000). Na Austrália, a maior produção de estruturas reprodutivas de *R. apiculata* e *R. stylosa* ocorreu no período chuvoso, mas o padrão de *R. lamarckii* foi diferente, pois esta espécie exibiu maior produção no período seco (Williams *et al.*, 1981). Em contraste, Twilley *et al.* (1997) não observaram efeito sazonal nas estruturas reprodutivas de *R. harrisonii* e *R. mangle*, no estuário do rio Guayas, Equador. Do mesmo modo, Mehlig (2006), analisando

uma floresta ribeirinha de *R. mangle*, no estuário do rio Caeté, no Estado do Pará, reportou ausência de padrão sazonal para flores e frutos.

Com exceção da fração flores para a floresta de *L. racemosa* ($r^2 = 0,69$, $p < 0,05$), as variáveis ambientais pluviosidade, temperatura do ar e velocidade do vento pouco explicaram a variação das estruturas reprodutivas ao longo do período de estudo. Como mencionado anteriormente, apesar de os fatores abióticos representarem um papel importante nos padrões fenológicos das espécies de mangue, os baixos valores dos coeficientes de determinação indicam que o estudo da fenologia também deve considerar as características bióticas, particularmente no que se refere à fisiologia das plantas (Twilley *et al.*, 1997; Fernandes, 1999).

As frações madeira e resto mostraram variação estacional, em geral, com valores mais elevados no período chuvoso. Estes resultados diferem dos estudos realizados em outros manguezais que ressaltam a ausência de padrão sazonal para estas frações (Adaime, 1985; Panitz, 1986; Sessegolo, 1997; Almeida, 2005).

A produção média de serapilheira total para as três florestas foi de 13,1 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. Considerando-se os 725 ha de floresta de mangue no estuário do RPS e assumindo-se que em toda área ocorra uma produção homogênea, seriam produzidos 9.497 ton.ano⁻¹ de serapilheira. Somente a fração folhas corresponderia a 5.727 ton.ano⁻¹. Levando-se em consideração que metade da produção de folhas é exportada para as águas costeiras adjacentes (Robertson & Daniel, 1989; Robertson *et al.* 1992; Lacerda, 1992), aproximadamente 3.000 ton.ano⁻¹ de material foliar seriam exportadas para a zona costeira. Admitindo-se que o manguezal ocupava 912 ha em 1986, estima-se que 2.450 ton.ano⁻¹ de serapilheira deixam de ser produzidas e que 800 toneladas de folhas deixam de ser exportadas anualmente para as áreas costeiras.

Manguezais dominados por rio (como o manguezal do estuário do RPS) são mais produtivos pelo fato de receberem alto influxo de nutrientes e, conseqüentemente, exportam maiores proporções de folhas da serapilheira para as regiões costeiras (Woodroffe, 1992). Dessa forma, a redução da cobertura de manguezal na área estudada pode alterar o ciclo biogeoquímico de elementos, tais como metais pesados nas águas costeiras adjacentes (Jennerjahn & Ittekkot, 2001; Ramos e Silva *et al.*, 2006; Ramos e Silva *et al.*, 2007) e prejudicar as cadeias alimentares costeiras dessa região.

Conclusão

8. CONCLUSÃO

- Os resultados indicaram uma perda de 20% na área de cobertura do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, entre os anos de 1986 a 2001, que foi relacionada à erosão e deposição acelerada de sedimentos, à implantação de pastagem e ao crescimento urbano. Os dados obtidos a partir das imagens de satélite constituem um importante subsídio para a elaboração de um plano de manejo para a área;
- Registrou-se grande variabilidade estrutural que pode ser atribuída às peculiaridades ambientais de cada sítio e aos processos de erosão e deposição acelerada de sedimentos que promovem a constante formação de áreas novas de mangue. Os dados de distribuição dos troncos por classe de diâmetro demonstraram que, em geral, a floresta encontra-se em bom estado de conservação, apesar do corte seletivo observado em alguns sítios de estudo. *A. germinans* foi a espécie dominante em área basal, seguida por *L. racemosa* e *R. mangle*. No manguezal do estuário do RPS, as espécies podem ser dominantes tanto na borda quanto no interior das florestas de mangue, assim a hipótese proposta foi confirmada, pois não houve padrão de zonação definido. Os dados de classificação supervisionada e estrutura da comunidade sugerem que a competição interespecífica pode estar influenciando a distribuição espacial das plantas de mangue na área estudada, uma vez que florestas de *L. racemosa* são gradualmente substituídas por florestas de *A. germinans* e/ou *R. mangle*;
- A produção total de serapilheira seguiu a ordem $R. mangle > A. germinans = L. racemosa$. Para as três espécies a fração folhas foi o principal componente da serapilheira (52-66%), seguida por frutos, madeira, flores e resto. O padrão temporal de produção de serapilheira total foi sazonal, com maiores valores no período chuvoso. As florestas de *L. racemosa* e *R. mangle* exibiram pico de produção de folhas no período chuvoso, contrastando com a floresta de *A. germinans* que não exibiu padrão sazonal. De modo geral, a incidência máxima de flores foi registrada no período chuvoso para *A. germinans* e *R. mangle* e na transição entre período seco e úmido para *L. racemosa*. No geral, a produção de frutos foi maior na transição entre a estação chuvosa e seca para as três espécies;

- Não houve relação entre produção de serapilheira e estrutura da vegetação. Os coeficientes de determinação entre a produção total e as variáveis ambientais pluviosidade, temperatura média do ar e velocidade do vento foram baixos. Os resultados indicaram um padrão sazonal regular, pois os valores de produção de serapilheira não diferiram significativamente entre os anos analisados.

Recomendações

9. RECOMENDAÇÕES

- A comparação da distribuição espacial do manguezal entre 1986 e 2001 sinalizou áreas que devem receber medidas de conservação (Ilha do Lima e Gargaú) e outras onde é preciso estabelecer medidas de recuperação (Atafona e Gargaú);
- A resolução espacial das imagens de satélite Landsat não permitiu a identificação de florestas de mangue de pequenas dimensões (< 225 m²). Esta limitação adverte que em manguezais constituídos por pequenos fragmentos seria mais oportuna a utilização de imagens de satélite com maior resolução espacial e que a comprovação de campo se torna indispensável;
- Embora os dados de distribuição dos troncos por classe de diâmetro tenham demonstrado que a floresta encontra-se em bom estado de conservação, o manguezal teve uma perda significativa de área de cobertura durante um período de 15 anos, atribuída principalmente à conversão do ecossistema para área de pastagem. Assim, a educação ambiental de comunidades locais e a fiscalização são necessárias para conter ações que degradem esse ecossistema de reconhecida importância.

Referências Bibliográficas

10. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, M.M.O.; Mehlig, U.; Nascimento, R.E.S.A. & Menezes, M.P.M. 2006. Análise da composição florística e estrutura de um fragmento de bosque de terra firme e de um manguezal vizinhos na península de Ajuruteua, Bragança, Pará. Boletim Museu Paraense Emilio Goeldi, Ciências Naturais, Belém, 2(3): 27-34.
- Adaime, R.R. 1985. Produção do bosque de mangue da Gamboa Nóbrega (Cananéia, 25° Lat. S. Brasil). Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo. 305 p.
- Aké-Castilho, J.A.; Vázquez, G. & López-Portilho, J. 2006. Litterfall and decomposition of *Rhizophora mangle* L. in a coastal lagoon in the southern Gulf of Mexico. Hydrobiologia, 559: 101–111.
- Aksornkoe, S. & Khemnark, C. 1984. Nutrient cycling in mangrove forest of Thailand. P. 545–557. In: E. Soepadmo; A.N. Rao & D.J. MacIntosh D.J. (Eds.). Proceedings of Asian Symposium on Mangrove Environment: Research and Management. University of Malaya, UNESCO, Kuala Lumpur.
- Almeida, R. 2005. Ecologia de manguezais: dinâmica da serapilheira e funcionamento do ecossistema, Ilha do Cardoso, Cananéia, São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo. 183p.
- Alongi, D.M. 1990 Abundances of benthic microfauna in relation to outwelling of mangrove detritus in a tropical coastal region. Marine Ecology Progress Series, 63: 53-63.
- Alongi, D.M.; Boto, K.G. & Tirendi, F. 1989. Effect of exported mangrove litter on bacterial productivity and dissolved organic carbon fluxes in adjacent tropical nearshore sediments. Marine Ecology Progress Series, 56: 133-144.
- Arato, H.D.; Martins, S.V. & Ferrari, S.H.S. 2003. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para recuperação de área degradada em Viçosa-MG. Revista Árvore, 27(5): 715-721.
- Araujo, D.S.D. & Maciel, N.C. 1979. Os manguezais do recôncavo da Baía de Guanabara. Caderno FEEMA, série técnica, 10: 1-13.
- Arreola-Lizárraga, J.A.; Flores-Verdugo, F.J. & Ortega-Rubio, A. 2004. Structure and litterfall of an arid mangrove stand on the Gulf of California, Mexico. Aquatic Botany, 79: 137-143.
- Aschbacher, J.; Ofren, R.; Delsol, J.P.; Suselo, T.B; Vibulsresth, S. & Charrupat, T. 1995. An integrated comparative approach to mangrove vegetation mapping using advanced remote sensing and GIS technologies: preliminary results. Hydrobiologia, 295: 285-294.
- Baban, S.M.J. 1997. Environmental monitoring of estuaries: estimating and mapping various environmental indicators in Breydon Water Estuary, U. K., using Landsat TM imagery. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 44: 589-598.

- Backes, A.; Prates, F.L. & Viola, M.G. 2005. Produção de serapilheira em Floresta Ombrófila Mista, em São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19(1): 155-160.
- Ball, M.C. 1980. Patterns of secondary succession in a mangrove forest of southern Florida. *Oecologia*, 44: 226-235.
- Ball, M.C. 1988. Ecophysiology of mangroves. *Trees*, 2: 129-142.
- Ball, M.C. 2002. Interactive effects of salinity and irradiance on growth: implications for mangrove forest structure along salinity gradients. *Trees*, 16: 126–139.
- Batalla, R.J. 2003. Sediment deficit in rivers caused by dams and in stream gravel mining. A review with examples from NE Spain. *Cuaternario y Geomorfología*, 17: 79-91.
- Benfield, S.L.; Guzman, H.M. & Mair, J.M. 2005. Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. *Journal of Environmental Management*, 76: 263-276.
- Berger, U. & Hildenbrandt, H. 2000. A new approach to spatially explicit modelling of forest dynamics: spacing, ageing and neighborhood competition of mangrove trees. *Ecological Modelling*, 132: 287–302.
- Berger, U.; Adams, M.; Grimm, V. & Hildenbrandt, H. 2006. Modelling secondary succession of neotropical mangroves: causes and consequences of growth reduction in pioneer species. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7: 243–252.
- Bernini, E. & Rezende, C.E. 2004. Estrutura da vegetação em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 18(3): 491-502.
- Bernini, E. & Rezende, C.E. Concentração de nutrientes em folhas e sedimentos em um manguezal do norte do Estado do Rio de Janeiro. *Gerenciamento Costeiro Integrado, no prelo*.
- Bird, M.; Chua, S.; Fifield, L.K.; Teh, T.S. & Lai, J. 2004. Evolution of the Sungei Buloh-Kranji mangrove coast, Singapore. *Applied Geography*, 24: 181-198.
- Bonora, N.; Immordino, F.; Schiavi, C.; Simeoni, U. & Valpreda, E. 2002. Interaction between catchment basin management and coastal evolution (Southern Italy). *Journal of Coastal Research*, 36: 81-88.
- Boto, K.G. & Wellington, J.T. 1983. Phosphorus and nitrogen nutritional status of a northern Australian mangrove forest. *Marine Ecology Progress Series*, 11: 63-69.
- Boto, K.G. & Wellington, J.T. 1984. Soil characteristics and nutrient status in a Northern Australian mangrove forest. *Estuaries*, 7(1): 61-69.
- Carmo, T.M.S.; Brito-Abauere, M.G.; Senna-Melo, R.M.; Zanotti-Xavier, S.; Costa, M.B. & Horta, M.M.M. 1995. Os manguezais da Baía de Vitória, Espírito Santo: um ecossistema ameaçado. *Revista Brasileira de Biologia*, 55(4): 801-808.

- Carmo, T.M.S.; Sforza, R.; Rocha, G.B.; Moreira, L.M.P. & Silva, R.C.D. 2000. Caracterização da estrutura do manguezal de Goiabeiras Velha, Vitória, Espírito Santo. P. 381-388. In: Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. São Paulo, ACIESP, v. 2,
- Carvalho, M.L. 2002. Aspectos da produtividade primária dos bosques de mangue do Furo Grande, Bragança - Pará. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Pará. Bragança, Pará. 55 p.
- Cavalcante, I.F.A.; Souza, C.A.; Kousky, V.E. & Barbosa, E.B.M. 2004. Desvios de precipitação na região Sudeste do Brasil. <http://www3.cptec.inpe.br/~energia/saibamais/portaipop2.shtml>. Capturado em janeiro de 2007.
- Chapman, V.J. 1970. Mangrove phytosociology. *Tropical Ecology*, 11: 1-19.
- Chapman, V.J. 1975. Mangrove biogeography. In: G. Walsh (Ed.). *Proceedings of International Symposium on Biology and Management of Mangroves*. Hawaii. 1: 3-22.
- Chen, R. & Twilley, R.R. 1998. A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrients resources. *Journal of Ecology*, 86: 37-51.
- Cintrón, G. & Schaeffer-Novelli, Y. 1982. Management of stress in mangrove ecosystems. *Simpósio Internacional sobre Utilização de Ecossistemas Costeiros: Planejamento, Poluição e Produtividade*, p. 1-20.
- Cintrón, G.; Lugo, A.E. & Martinez, R. 1985. Structural and functional properties of mangrove forests. *Anal. of the Simposium Signaling the Complexion of the Flora of Panama*. University of Panama, Panama. p. 53-67.
- Cintrón, G.; Lugo, A.E.; Pool, D.J. & Morris, G. 1975. Los manglares de las costas aridas de Puerto Rico e Islas Adyacentes. *Departamento de Botânica, Universidad de Florida*. Gainesville, Florida, EUA. pp. 1-16.
- Cintrón, G.; Lugo, A.E.; Pool, D.J. & Morris, G. 1978. Mangrove of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 10(2): 110-121.
- Cintrón-Molero, G. & Schaeffer-Novelli, Y. 1992. Ecology and management New World mangroves. P. 233-258. In: U. Seeliger (Ed.). *Coastal Plant Communities of Latin America*. San Diego, Academic Press.
- Clarke, P.J. & Kerrigan, R.A. 2002. The effects of seed predators on the recruitment of mangroves. *Journal of Ecology*, 90:728-736.
- Clarke, P.J.; Kerrigan, R.A. & Westphal, C.J. 2001. Dispersal potential and early growth in 14 tropical mangroves: do early life history traits correlate with patterns of adult distribution? *Journal of Ecology*, 89:648-659.
- Clough, B.F. 1992. Primary productivity and growth of mangrove forests. P. 225-249. In: A.I. Robertson & D.M. Alongi (Eds.). *Tropical mangrove ecosystems. Coastal and estuarine series*. American Geophysical Union, Washington, USA.

- Clough, B.F.; Tan, D.T.; Phuong, D.X. & Buu, D.C. 2000. Canopy leaf area index and litter fall in stands of the mangrove *Rhizophora apiculata* of different age in the Mekong Delta, Vietnam. *Aquatic Botany*, 66: 311-320.
- Coelho Jr., C. 1998. Manguezal, desenvolvimento estrutural da cobertura vegetal ao longo de gradientes de inundação, Município de Cananéia, São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. São Paulo. 105p.
- Cole, T.G; Ewel, K.C. & Devoe, N.N. 1999. Structure of mangrove trees and forests in Micronesia. *Forest Ecology and Management*, 117: 95-109.
- Costa, G. 1994. Caracterização histórica, geomorfológica e hidráulica do estuário do rio Paraíba do Sul. Dissertação de Mestrado. COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 97p.
- Costa, M.R.P.; Alcântara, E.H.; Amorim, A.J.E. & Mochel, F.R. 2006. Avaliação das potencialidades e fragilidades das áreas de manguezal para a implementação do ecoturismo usando ferramentas de sensoriamento remoto em Cururupu-MA, Brasil. *Caminhos de Geografia*, 22(17): 237-243.
- Couto, E.C.G. 1996. Caracterização estrutural do manguezal da foz da Gamboa do Maciel (Paranaguá-PR). *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 39(3): 497-507.
- 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.
- Cuzzuol, G.R.F. & Campos, A. 2001. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do rio Mucuri, Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, 24(2): 227-234.
- Dahdouh-Guebas, F.; Kairo, J.G.; Jayatissa, L.P.; Cannicci, S. & Doedam, N. 2002. An ordination study to view vegetation structure dynamics in disturbed and undisturbed mangrove forests in Kenya and Sri Lanka. *Plant Ecology*, 161(1): 123-135.
- Davis, J.H. 1940. The ecology and geologic role of mangroves in Florida. *Publications of the Carnegie Institute, Washington, D.C. Publication #517*.
- Day, J.W.; Coronado-Molina, C.; Vera-Herrera, F.R.; Twilley, R.; Rivera-Monroy, V.H.; Alvarez-Guillen, H.; Day, R. & Conner, W. 1996. A 7 year record of above-ground net primary production in a southeastern Mexican mangrove. *Aquatic Botany*, 55: 39-60.
- DHN. Diretoria de Hidrografia e Navegação. Tábuas das marés. <http://www.dhn.mar.mil.br/~dhn/servicos.htm>. Capturado em dezembro de 2006.
- Dittmar, T. 1999. Outwelling of organic matter and nutrients from a mangrove in north Brazil: evidence from organic tracers and flux measurements. *Center for Tropical Marine Ecology, Bremen (ZMT Contrib. No. 5)*.

- Dittmar, T. & Lara, R.J. 2001. 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*, 213: 67–77.
- Dittmar, T.; Hertkorn, N.; Kattner, G. & Lara, R.J. 2006. Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. *Global Biogeochemical Cycles*, 20: 1-7.
- DNAEE – Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica. 1993. Projeto Paraíba do Sul. Relatório Principal da Fase B. Rio de Janeiro: Ministério de Minas e Energia, 188p.
- Duarte, C.M. & Cebrián, J. 1996. The fate of marine autotrophic production. *Limnology and Oceanography*, 41: 1758-1766.
- Duke, N.C. 1992. Mangrove floristics and biogeography. P. 63-100. In: A.I. Robertson & D.M. Alongi (Eds.). *Tropical mangrove ecosystems. Coastal and estuarine series*. American Geophysical Union, Washington, USA.
- Duke, N.C. 1995. Genetic diversity, distributional barriers and rafting continents - more thoughts on the evolution of mangroves. *Hydrobiologia*, 295: 167-181.
- Duke, N. C.; Bunt, J.S. & Williams, W.T. 1981. Mangrove Litter Fall in North-eastern Australia. I Annual Totals by Component in Selected Species. *Australian Journal of Botany*, 29: 547-553.
- Duke, N.C.; Ball, M.C. & Ellison, J.C. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7: 27-47.
- Egler, F.E. 1952. Southeast saline Everglades vegetation and its management. *Vegetatio*, 213-265.
- Ellison, A.M.; Farnsworth, E.J. & Merkt, R.E. 1999. Origins of mangrove ecosystems and the mangrove biodiversity anomaly. *Global Ecology and Biogeography*, 8: 95-115.
- Farias, A.S.C.; Fernandes, M.E.B. & Reise, A. 2006. Comparação da produção de serapilheira de dois bosques de mangue com diferentes padrões estruturais na península Bragançana, Bragança, Pará. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais*, Belém, 2(3): 61-68.
- Farnsworth, E.J. 1998. Issues of spatial, taxonomic and temporal scale in delineating links between mangrove diversity and ecosystem function. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7: 15-25.
- FEEMA. 1980. Relatório técnico sobre manguezal. RT 1123, 61p.
- Fernandes, M.E.B. 1999. Phenological patterns of *Rhizophora* L., *Avicennia* L. and *Laguncularia* Gaertn. f. in Amazonian mangrove swamps. *Hydrobiologia*, 413: 53-62.
- Fernandes, M.E.B. 2000. A structural analysis of *Rhizophora*, *Avicennia*, and *Laguncularia* forests on Maracá Island, Amapá, Brazil. *German-Brazilian*

Workshop on Neotropical Ecosystems – Achievements and Prospects of Cooperative Research Hamburg, 565-572.

- Fernandes, M.E.B. 2003. Produção primária: serapilheira. P. 61-76. In: M.E.B. Fernandes, (Ed.). Os manguezais da costa norte brasileira. Fundação Rio Bacanga: Maranhão.
- Fernandes, M.E.B.; Nascimento, A.A.M. & Carvalho, M.L. 2007. Estimativa da produção anual de serapilheira dos bosques de mangue no Furo Grande, Bragança-Pará. Revista Árvore, 31(5): 949-958.
- Field, C.D. 1995. Impact of expected climate change on mangroves. Hydrobiologia, 295: 75-81.
- Figueiredo, R.O. 1999. Transporte de carbono e nitrogênio no Baixo Paraíba do Sul: fluxos e processos. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes. 177p.
- Filho, P.W.M.S.; Martins, E.S.F. & Costa, F.R. 2006. Using mangroves as a geological indicator of coastal changes in the Bragança macrotidal flat, Brazilian Amazon: A remote sensing data approach. Ocean & Coastal Management, 49: 462–475.
- Flexor, J.M.; Martin, L.; Suguio, K. & Dominguez, J.M.L. 1984. Gênese dos cordões litorâneos da parte central da costa brasileira. P. 35-45. In: L.D. Lacerda; D.S.D. Araújo; R. Cerqueira & B. Turq. (Eds.). Restinga: origem, estrutura, processos. CEUFF, Niterói,
- Flores-Verdugo, F.J.; Day, J.W. & Brisefio-Duefias, R. 1987. Structure, litterfall, decomposition, and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with ephemeral inlet. Marine Ecology Progress Series, 35: 83-90.
- Flores-Verdugo, F.J.; González-Farias, F.; Zamorano, D.S. & Ramírez-García, P. 1992. Mangrove ecosystem of the Pacific coast of México: distribution, structure, litterfall, and detritus dynamics. P. 269-287. In: U. Seeliger (Ed.). Coastal Plant Communities of Latin America. Academic Press, New York, USA.
- Fromard, F.; Puig, H.; Mougin, E.; Marty, G.; Betoulle, J.L. & Cadamuro, L. 1999. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. Oecologia, 115: 39-53.
- Gill, A.M., Tomlinson, P.B., 1971. Studies on the growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). 3. Phenology of the shoot. Biotropica, 3(2): 109–124.
- Giri, C.; Pengra, B.; Zhu, Z.; Singh, A. & Tieszen, L.L. 2007. Monitoring mangrove forest dynamics of the Sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973 to 2000. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 73: 91-100.
- Golley, F.; Odum, H.T. & WILSON, R.F. 1962. The structure and metabolism of a Puerto Rico red mangrove forest in May. Ecology, 43(1): 9-19.

- Gonçalves, A.S.C.; Fernandes, M.E.B. & Carvalho, M.L. 2006. Variação anual da produção de serapilheira em bosques de mangue no Furo Grande, Bragança, Pará. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais*, 2(3): 69-76.
- Goulter, P.P.E. & Allaway, W.G. 1979. Litter-fall and decomposition in a mangrove stand, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. in Middle Harbour, Sydney. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 30: 541–546.
- Green, E.P.; Clark, C.D.; Mumby, P.J.; Edwards, A.J. & Ellis, A.C. 1998. Remote sensing techniques for mangrove mapping. *International Journal of Remote Sensing*, 19: 935-956.
- Gwada, P.; Makoto, T. & Uezu, Y. 2000. Leaf phenological traits in the mangrove *Kandelia candel* (L.) Druce. *Aquatic Botany*, 68: 1–14.
- Hegazy, A.K. 1998. Perspectives on survival, phenology, litter fall and decomposition, and caloric content of *Avicennia marina* in the Arabian Gulf region. *Journal of Arid Environments*, 40: 417-429.
- Herz, R. 1987. A regional program on coastal monitoring and management of mangrove in Brasil. P. 2262-2268. In: Symposium on Coastal and Ocean Management, 5. Proceedings. New York, American Society of Civil Engineers, Seattle. V. 2.
- Herz, R. 1999. Procesamiento digital de imágenes de satélite para el reconocimiento de patrones espectrales de los manglares. p. 83-108. In: A. Yáñez-Arancibia & A.L. Lara-Dominguez (Eds.). *Ecosistemas de manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología, A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA.
- Imgraben, S. & Dittmann, S. 2007. Leaf litter dynamics and litter consumption in two temperate South Australian mangrove forests, *Journal of Sea Research*. *In press*.
- Jennerjahn, T.C & Ittekkot, V. 2002. Relevance of mangroves for the production and deposition of organic matter along tropical continental margins *Naturwissenschaften*, 89: 23–30.
- Jiménez, J.A. & Lugo, A.E. 1985. *Avicennia germinans* (L.) L. Black mangrove. *Avicenniaceae*. Verbena family. UNESCO-ITF-SM, 4: 6p.
- Jiménez, J.A. & Sauter, K. 1991. Structure and dynamics of mangrove forests along a flooding gradient. *Estuaries*, 14(1): 49-56.
- Kampel, M.; Amaral, S. & Soares, M.L.G. 2005. Imagens CCD/CBERS e TM/Landsat para análise multi-temporal de manguezais no Nordeste brasileiro. Um estudo no litoral do Estado do Ceará. P. 979-986. In: Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia, Brasil, INPE.
- Kjerfve, B. & Lacerda, L.D. 1993. Mangroves of Brazil. In: L.D. Lacerda. *Conservation and Sustainable Utilization of Mangrove Forests in Latin America and Africa Regions*. Mangrove Ecosystems technical reports, vol.2, ITTO TS-13 Vol. 1 Project PD114/90 (F), 245-272.

- König, F.G.; Schumacher, M.V.; Brun, E.J. & Seling, I. 2002. Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. *Revista Árvore*, 26(4): 429-435.
- Kovacs, J.M.; Wang, J. & Blanco-Correa, M. 2001. Mapping disturbances in a mangrove forest using multi-date Landsat TM Imagery. *Environmental Management*, 27(5): 763-776.
- Krause, G. & Soares, C. 2004. Analysis of beach morphodynamics on the Bragantian mangrove peninsula (Pará, North Brazil) as prerequisite for coastal zone management recommendations. *Geomorphology*, 60: 225–239.
- Lacerda, L.D. 1984. Manguezais: florestas de beira mar. *Ciência Hoje*, 3(13): 63-70.
- Lacerda, L.D. 1992. Carbon burial in mangrove sediments, a potential source of carbon to the sea during events of sea level change. P. 107–114. In: L.D. Lacerda, B. Turcq, B. Knoppers & B. Kjerfve (Eds.). *Paleoclimatic changes and the carbon cycle*, vol 1. Soc Bras Geoquim, Rio de Janeiro, Ser Geoquim. Amb.
- Lacerda, L.D., & Diop, E.S. 1993. Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa Regions. *International Society for Mangrove Ecosystems*.
- Lacerda, L.D. & Marins, R.V. 2002. River damming and changes in mangrove distribution. *ISME/GLOMIS Electronic Journal Volume 2 (1)*: 1-4.
- Lacerda, L.D. & Schaeffer-Novelli, Y. 1999. Mangroves of Latin America: the need for conservation and sustainable utilization. p. 5-8. In: A. Yáñez-Arancibia & A.L. Lara-Dominguez [Eds.]. *Ecosistemas de manglar en America Tropical*. Instituto de Ecología, A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Springer MD USA.
- Lamberti, A. 1969. Contribuição ao conhecimento da ecologia das plantas do manguezal de Itanhaém. *Bol. Fac. Filos. Ciên. Let. Univ. São Paulo*, 317, Ser. Bot., 23: 1-217.
- Lamparelli, C.C.; Rodrigues, F.O.; Moura, D.; Vincent, R.C. & Twilley, R.R. 2000. Structure and productivity in a mangrove forest in Bertioga Region of Southern Brazil. In: *International Conference Sustainable Use of Estuaries and Mangroves: Challenges and Prospects. Mangrove 2000. Recife [CD-ROM]*.
- Leach, G.J. & Burgin, S. 1985. Litter production and seasonality of mangroves in Papua New Guinea. *Aquatic Botany*, 23: 215-224.
- Lee, S.Y. 1995. Mangrove outwelling: a review. *Hydrobiologia*, 295: 203-212.
- Long, B.G. & Skewes, T.D. 1996. A technique for mapping mangroves with Landsat TM satellite data and Geographic Information System. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43: 373-381.
- Lopez-Portillo, J. & Ezcurra, E. 1985. Litter fall of *Avicennia germinans* L. in a one-year cycle in a mudflat at the Laguna de Mecoacan. Tabasco. Mexico. *Biotropica*, 17: 186-190.

- Lopez-Portilho, J. & Ezcurra, E. 1989. Zonation in mangrove and salt marsh vegetation at Laguna de Mecoacán, México. *Biotropica*, 21(2): 107-114.
- Lovelock, C.E. & Feller, I.C. 2003. Photosynthetic performance and resource utilization of two mangrove species coexisting in a hypersaline scrub forest. *Oecologia*, 134:455–462.
- Lugo, A.E. 1980. Mangrove ecosystems: sucesional or steady state. *Biotropica*, 12(2): 65-72.
- Lugo, A.E. 2002. Conserving Latin American and Caribbean mangroves: issues and challenges *Madera y Bosques*. Número especial: 5-25.
- Lugo, A.E. & Snedaker, S.C. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 5: 39-64.
- Lugo, A.E. & Snedaker, S.C. 1975. Properties of a mangrove forest in southern Florida. 170–212. In: G.E. Walsh; S.C Snedaker & H.T. Teas (Eds.). *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves*. V.1.
- Lugo, A.E.; Cintrón, G. & Goenaga, C., 1980. El ecosistema del manglar bajo tension. P. 261-285. In: *Seminario sobre el estudio científico e impacto humano en el ecosistema de manglares*, Cali, Colombia, UNESCO/ROSTLAC.
- Lugo, A.E.; Brown, S. & Brinson, M. 1988. Forested wetlands in freshwater and salt-water environments. *Limnology and Oceanography*, 33(4, part 2): 894-909.
- Lugo, A.E.; Evink, G.; Brinson, M.M.; Broce, A. & Snedaker, S.C. 1975. Diurnal rates of photosynthesis, respiration and transpiration in mangrove forest of south Florida. P. 335-350. In: F.B. Golley & E. Medina (Eds.). *Tropical Ecological Systems*, Springer, New York.
- Mackey, A.P. & Smail, G. 1995. Spatial and temporal variation in litter fall of *Avicennia marina* (Forssk.) Vierh. in the Brisbane River, Queensland, Austrália. *Aquatic Botany*, 52: 133-142.
- Macnae, W. 1968. A general account of the flora and fauna of mangrove swamps in the Indo-Pacific region. *Advances in Marine Biology*, 6: 73-270.
- Marchand, C.; Baltzer, F.; Lallier-Verges, E. & Albéric, P. 2004. Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). *Marine Geology*, 208: 361–381.
- Marins, R.V.; Lacerda, L.D.; Abreu, I.M. & Dias, F.J.S. 2003. Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe. *Ciência Hoje*, 33(197): 66-70.
- Matni, A.S.; Menezes, M.P.M. & Mehlig, U. 2006. Estrutura dos bosques de manguê da península de Bragança, Pará, Brasil. *Boletim Museu Paraense Emilio Goeldi, Ciências Naturais*, Belém, 2(3): 45-54.
- Matthijs, S.; Tack, J.; Van Speybroeck, D. & Koedam, N. 1999. Mangrove species zonation and soil redox state, sulphide concentration and salinity in Gazi Bay (Kenya), a preliminary study. *Mangroves Salt Marshes*, 3: 243–249.

- Mazurec, A. P. 1998. Produção, aporte de nutrientes e decomposição da serrapilheira em Mata Atlântica de encosta em duas altitudes, na Serra do Imbé, Norte Fluminense. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes. 90p.
- McGuinness, K.A. 1997a. Dispersal, establishment and survival of *Ceriops tagal* propagules in a north Australian mangrove forest. *Oecologia*, 109: 80–87.
- McGuinness, K.A. 1997b. Seed predation in a tropical mangrove forest: a test of the dominance-predation model in Northern Australia. *Journal of Tropical Ecology*, 13(2): 293-302.
- McKee, K.L. 1993. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution - reciprocal effects? *Journal of Ecology*, 81: 477-487.
- McKee, K.L., 1995. Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to light and nutrient availability. *American Journal of Botany*, 82: 299–307.
- McKee, K.L.; Mendelssohn, I.A. & Hester, M. 1988. Reexamination of pore water sulfide concentrations and redox potentials near the aerial roots of *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*. *American Journal of Botany*, 75(9): 1352-1359.
- Mehlig, U. 2001. Aspects of tree primary production in an equatorial mangrove forest in Brazil. Tese de doutorado. Universität Bremen, Bremen, 137p.
- Mehlig, U. 2006. Phenology of the red mangrove, *Rhizophora mangle* L., in the Caeté Estuary, Pará, equatorial Brazil. *Aquatic Botany*, 84: 158–164.
- Menezes, G.V. & Schaeffer-Novelli, Y. 2000. Produção e decomposição em bosques de mangue na Ilha do Cardoso, Cananéia, SP. P. 349-356. In: Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Síntese de conhecimentos. ACIESP. V. 2.
- Menezes, L.F.T.; Peixoto, A.L. & Maciel, N.C. 2000. A riqueza ameaçada dos manguezais. *Ciência Hoje*, 27(158): 63-67.
- Mfilinge, P.L.; Meziane, T.; Bachok, Z. & Tsuchiya, M. 2005. Litter dynamics and particulate organic matter outwelling from a subtropical mangrove in Okinawa Island, South Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63: 301–313.
- Milliman, J.D., 2001. Delivery and fate of fluvial water and sediment to the sea: a marine geologist's view of European rivers. *Scientia Marina*, 65: 121-132.
- Minchinton, T.E. & Dalby-Ball, M. 2001. Frugivory by insects on mangrove propagules: effects on the early life history of *Avicennia marina*. *Oecologia*, 129: 243–252.
- Moore, R.T.; Miller, P.C.; Ehleringer, J. & Lawrence, W. 1973. Seasonal trends in gas exchange characteristics of three mangrove species. *Photosynthetica*, 7: 387-394.
- Moraes, R.M.; Delitti, W.B.C. & Vuono, Y.S. 1999. Litterfall and litter nutrient content in two brazilian tropical forests. *Revista Brasileira de Botanica*, 22(1): 9-16.

- Muehe, D. & Valentini, E. 1998. O litoral do Estado do Rio de Janeiro, uma caracterização físico-ambiental. Rio de Janeiro: FEMAR.
- Murray, F. 1985. Cycling of fluoride in a mangrove community near a fluoride emission source. *Journal of Applied Ecology*, 22: 277-285.
- Naidoo, G. 1985. Effects of waterlogging and salinity on plant-water relations and on the accumulation of solutes in three mangrove species. *Aquatic Botany*, 22(2): 133-143.
- Nascimento, A.C.P. 2005. Produção e aporte de nutrientes da serrapilheira em um fragmento de Mata Atlântica na Rebio União, RJ: Efeito de Borda. Universidade Estadual do Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes. 82p.
- Nascimento, R.E.S.A.; Mehlig, U. & Menezes, M.P.M. 2006. Produção de serapilheira em um fragmento de bosque de terra firme e um manguezal vizinhos na península de Ajuruteua, Bragança, Pará. *Boletim Museu Paraense Emílio Goeldi, Ciências Naturais*, Belém, 2(3): 55-60.
- Nickerson, N.H. & Thibodeau, F.R. 1985. Association between pore water sulfide concentrations and the distribution of mangroves. *Biogeochemistry*, 1: 183-192.
- Ochieng, C.A. & Erftemeijer, P.L.A. 2002. Phenology, litterfall and nutrient resorption in *Avicennia marina* (Forssk.) Vierh in Gazi Bay, Kenya. *Trees*, 16: 167-171.
- Odum, H.T. 1967. Work circuits and system stress. P. 81-138. In: H.E. Young (Ed.). *Symposium on Primary Productivity and Mineral Cycling in Natural Ecosystems*. Univ. of Marine Press. Orono Maine.
- Odum E.P. & Heald, E.J. 1975. The detritus bases food web of an estuarine mangrove community. P. 265-286. In: L.E Cronin (Ed.). *Estuarine research*. Academic Press, New York.
- Odum, W.E. & Johannes, R.E. 1975. The response of mangrove to man-induced environmental stress. P. 52-62. In: E.J.F. Wood & R.E. Johannes (Eds.). *Tropical Marine Pollution*. Amsterdam, Elsevier Oceanography Series.
- Oliveira, R. R. & Lacerda, L. D. 1993. Produção e composição química da serrapilheira na Floresta da Tijuca (RJ). *Revista Brasileira de Botânica*, 16(1): 93-99.
- Oliveira, V.F.; Soares, M.L.G.; Pellegrini, J.A.C.; Silva-Jr., C.M.G.; Chaves, F.O. & Corrêa, F.M. 2000. Dinâmica de comunidade de *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* na interface manguezal/planície hipersalina (Guaratiba-RJ). P. 255-261. In: *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. Vitória, ES: ACIESP. V. 2.
- Ong, J.; Wooi-Khooon, G., Chee-Hoong, W. & Din, Z.B.H. 1985. *Productivity of the mangrove ecosystem: a manual of methods*. Penang (Malaysia), University Sains Malaysia.
- Orcutt, D. M. & E. T. Nilsen, 2000. *Physiology of Plants under Stress. Soil and Biotic Factors*. John Wiley & Sons, Inc. USA, 683 pp.

- Osborne, K. & Smith, T.J. III. 1990. Differential predation on mangrove propagules in open and closed canopy forest habitats. *Vegetatio*, 89: 1-6.
- Panitz, C.M.N. 1986. Produção e decomposição de serrapilheira no manguezal do Itacorubi, Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 601 p.
- Pannier, D.M.R. & Pannier, F. 1980. Assessment of salt resistance mechanisms as determinant physio-ecological parameters of zonal distribution of mangrove. I. Effect of salinity stress on nitrogen metabolism balance and protein synthesis in the mangrove species *Rhizophora mangle* and *Avicennia nitida*. *Botanica Marina*, 23: 289-296.
- Parkinson, R.W.; Perez-Bedmar, M. & Santangelo, J.A. 1999. Red mangrove (*Rhizophora mangle* L.) litter fall response to selective pruning (Indian River Lagoon, Florida, U.S.A.). *Hydrobiologia*, 413: 63-76.
- Passos, L.G.; Silva, M.R.L.F. & Vale, C.C. 2007. Uso do satélite CBERS para detecção do manguezal da Baía de Vitória-ES. P. 1009-1016. In: Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, INPE.
- Paula, S.A. & Filho, J.P.L. 2001. Dinâmica do dossel em mata semidecídua no perímetro urbano de Belo Horizonte, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, 24(4 suplemento): 545-551.
- Pellegrini, J.A.C.; Soares, M.L.G.; Corrêa, F.M. & Schaeffer-Novelli, Y. 2000. Caracterização da planície hipersalina (apicum) associada a um bosque de mangue em Guaratiba, Baía de Sepetiba, RJ. P. 262-269. In: Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Vitória, ES: ACIESP. V. 2.
- Peria, L.C.S.; Fernandez, P.P.C.P.; Menezes, G.V.; Grasso, M. & Tognella, M.M.P. 1990. Estudos estruturais comparativos entre bosques de mangue impactados (Canal de Bertiooga) e não impactados (Ilha do Cardoso), Estado de São Paulo. P. 183-193. In: Anais do II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Águas de Lindóia, SP: ACIESP. V. 2.
- Pfeiffer, W.C., Fiszman, M., Malm, O. & Azcue, J.M. 1986. Heavy metal pollution in the Paraíba do Sul River, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 58: 73-79.
- Pires, L.A.; Britez, R.M.; Martel, G. & Pagano, S.N. 2006. Produção, acúmulo e decomposição da serrapilheira em uma restinga da Ilha do Mel, Paranaguá, PR, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 20(1): 173-184.
- Ponte, A.C.E.; Fonseca, I.A.Z.; Marques, M.; Freitas, M.L. & Claro, S.M.C.A. 1984. Produção de serrapilheira e decomposição do material foliar em ecossistema de mangue. P. 103-107. In: V Congresso SPBC.
- Pool, D.J.; Lugo, A.E. & Snedaker, S.C. 1975. Litter production in mangroves forests of southern Florida and Puerto Rico. P. 213-237. In: G. Walsh; S.C. Snedaker & H. Teas (Eds.). *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves*. Gainesville, Institute of Forest and Agricultural Sciences, University of Florida. V. 1.

- Pool, D.J.; Snedaker, S.C. & Lugo, A. E. 1977. Structure of mangrove forest in Florida, Puerto Rico, México and Costa Rica. *Biotropica*, 9(3): 195-212.
- Primavera, J.H. 1998. Mangroves as nurseries: Shrimp populations in mangrove and non-mangrove habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46: 457-464.
- Proctor, J. 1983. Tropical forest litterfall. I. Problems of data comparison. P. 267-273. In: S.L. Sutton; T.C. Whitmore & A.C. Chadwick. *Tropical rain forest and managemnet*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Putz, F.E. & Chan, H.T. 1986. Tree growth, dynamics, and productivity in a mature mangrove forest in Malaysia. *Forest Ecology and Management*, 17: 211-230.
- Qasim, S. Z. & Wafar, M. V. M. 1990. Marine resources in the tropics. *Resource Management and Optimization*, 7: 141-169.
- Rabinowitz, D. 1978a. Dispersal properties of mangrove propagules. *Biotropica*, 10(1): 47-57.
- Rabinowitz, D. 1978b. Early growth of mangrove seedlings in Panama, and hypothesis concerning the relationship of dispersal and zonation. *Journal of Biogeography*, 5: 113-133.
- Ramírez-García, P.; López-Blanco, J. & Ocaña, D. 1998. Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, Mexico, by means of supervised classification using Landsat TM Imagery. *Forest Ecology and Management*, 105: 217-229.
- Ramos e Silva, C.A.; Oliveira, S.R.; Rêgo, R.D.P. & Mozeto, A.A. 2007. Dynamics of phosphorus and nitrogen through litter fall and decomposition in a tropical mangrove forest *Marine Environmental Research*, *in press*.
- Ramos e Silva, C.A.; Silva, A.P. & Oliveira, S.R. 2006. Concentration, stock and transport rate of heavy metals in a tropical red mangrove, Natal, Brazil. *Marine Chemistry*, 99: 2-11.
- Ramos, M.C.L. & Pellens, R. 1994. Produção de serapilheira em ecossistema de restinga em Marica - Rio de Janeiro. P. 89-96. In: *Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira*. São Paulo, ACIESP. V. 2.
- Reise, A. & Schories, D. 2000. Forest structure and litter production in fringe mangroves of North Brazil. In: *International Conference Sustainable Use of Estuaries and Mangroves: Challenges and Prospects*. Mangrove 2000. Recife [CD-ROM].
- Rezende, C.E.; Lacerda, L.D.; Ovalle, A.R.C.; Silva, C.A.R.E. & Martinelli, L.A. 1990. Nature of POC transport in a mangrove ecosystem: A carbon stable isotopic study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 30: 641-646.
- Rezende, C.E.; Lacerda, L.D.; Ovalle, A.R.C.; & Silva, L.F.F. 2007. Dial organic carbon fluctuations in a mangrove tidal creek in Sepetiba Bay, Southeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67: 673-680.

- Ribas, L.M. 2007. Concentração e aporte de elementos da serapilheira do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, RJ, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense.
- Ribeiro, G.P.; Rocha, C.H.O.; Figueiredo Jr., A.G.; Silva, C.G.; Silva, S.H.F.; Moreira, P.S.C.; Guimarães, M.S.D.; Pereira, A.P.; Almeida, A.G.; Pinna, B.G.; Souza, C.F.; Silva, C.; Santos, R.A. & Vasconcelos, S.C. 2004. Análise espaço-temporal no suporte à avaliação do processo de erosão costeira em Atafona, São João da Barra (RJ). *Revista Brasileira de Cartografia*, 56/02: 129-138.
- Rico-Gray, V. 1993. Origen y rutas de dispersion de los mangles: una revision con enfasis en las especies de America. *Acta Botanica Mexicana*, 25: 1-13.
- Rico-Gray, V. & Lot, A., 1983. Produccion de hojarasca del manglar de la Laguna de la Mancha, Veracruz. Mexico. *Biotica*, 8(3): 295–301.
- Robertson, A.I.; Daniel, P.A. 1989. The influence of crabs on litter processing in high intertidal mangrove forests in tropical Australia. *Oecologia*, 78:191–198.
- Robertson, A.I.; Alongi, D.M. & Boto, K.G. 1992. Food chains and carbon fluxes. P. 293–326. In: A.I. Robertson & D.M. Alongi (Eds.). *Tropical mangrove ecosystems. Coastal and Estuarine Series No. 41*. American Geophysical Union, Washington.
- Robertson, A.I.; Giddins, R. & Smith, T.J. 1990. Seed predation by insects in tropical mangrove forests: extent and effects on seed viability and the growth of seedlings. *Oecologia*, 83: 213-219.
- Rosot, M.A.D., Barczak, C.L. & Costa, D.M.B. 2000. Análise da vulnerabilidade do manguezal do Itacorubi a ações antrópicas utilizando imagens de satélite e técnicas de geoprocessamento. In: Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário. <http://geodesia.ufsc.br/geodesia-online/arquivo/Cobrac.htm>. Capturado em 20/05/04.
- Ruiz-Luna, A. & Berlanga-Robles, C.A. 1999. Modifications in coverage patterns and land use around the Huizache-Caimanero Lagoon System, Sinaloa, Mexico: a multi-temporal analysis using LANDSAT images. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 49: 37–44.
- Saenger, P. & Snedaker, S.C. 1993. Pantropical trends in mangrove above-ground biomass and annual litterfall. *Oecologia*, 96: 293-299.
- Saenger, P.; Heagerl, E.J. & Davie, J.D.S. 1983. Global status of mangrove ecosystems. *Environmentalist*, 3(Supl.3): 1-88.
- Saifullah, S.M.; Khafaji, A.K. & Mandura, A.S. 1989. Litter production in a mangrove stand of the Saudi Arabian Red Sea coast. *Aquatic Botany*, 36: 79-86.
- Santos, D.O. 2004. Biogeoquímica da matéria orgânica e suas relações com as matrizes sedimentares em um ecossistema de manguezal do delta do rio Paraíba do Sul, RJ. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense. Campos dos Goytacazes. 152p.

- Santos, M.C.F.V. 1986. Considerações sobre a ocorrência de *Rhizophora harrisonii* Leechamn e *Rhizophora racemosa* G.F.W. Meyer, no litoral do Estado do Maranhão, Brasil. Boletim Laboratório de Hidrobiologia, São Luís, 7: 71-91.
- Sasekumar, A. & Loi, J.J. 1983. Litter production in three mangrove forest zones in the Malay Peninsula. Aquatic Botany, 17: 283-290.
- Schaeffer-Novelli, Y. 1987. Manguezais brasileiros: região sudeste-sul. P. 78. In: Anais do Simpósio da Costa Sul e Sudeste: síntese dos conhecimentos. Cananéia, SP: ACIESP. V. 2.
- Schaeffer-Novelli, Y. 1989. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. Publicação Especial Instituto Oceanográfico. São Paulo, 7: 16p.
- Schaeffer-Novelli, Y. 2000. Manguezal: os dispositivos legais como instrumentos da conservação. P.10-17. In: Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. São Paulo, ACIESP. V. 1.
- Schaeffer-Novelli, Y. 2002. Manguezal: ecossistema que ultrapassa suas próprias fronteiras. P. 34-37. In: E.L. Araújo; A.N. Moura; E.S.B. Sampaio; L.M.S. Gestrinari & J.M.T. Carneiro. Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil. Recife: UFRPE, Imprensa Universitária.
- Schaeffer-Novelli, Y. & Cintrón, G. 1986. Guia para estudo de áreas de manguezal: estrutura, função e flora. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 150p.
- Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero, G. & Adaime, R.R. 1990. Variability of mangrove ecosystems along the brazilian coast. Estuaries, 13(2): 201-218.
- Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero, G.; Soares, M.L.G. & De-Rosa, T. 2000. Brazilian mangroves. Aquatic Ecosystem Health and Management, 3: 561-570.
- Schaeffer-Novelli, Y.; Peria, L.C.S.; Menezes, G.V.; Grasso, M.; Soares, M.L.G. & Tognella, M.M.P. 1994. P. 324-332. Manguezais brasileiros, Caravelas, Estado da Bahia. Anais do Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira: Subsídios a um gerenciamento ambiental. Serra Negra, São Paulo. ACIESP. V. 1.
- Schumacher, M.S.; Brun, E.J.; Hernandez, J.I & König, F.G. 2004. Produção de serapilheira em uma floresta de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. Revista Árvore, 28(1): 29-37.
- Seixas, J.A.S.; Fernandes, M.E.B. & Silva, E.S. 2006. Análise estrutural da vegetação arbórea dos mangues no Furo Grande, Bragança, Pará. Boletim Museu Paraense Emilio Goeldi, Ciências Naturais, Belém, 2(3): 35-43.
- Sessegolo, G.C. 1997. Estrutura e produção de serapilheira do manguezal do rio Baguaçu, Baía de Paranaguá – PR. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 110 p.
- Sherman, R.E.; Fahey, T.J. & Battles, J.J. 2000. Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove forest. Journal of Ecology, 88: 165-178.

- Sherman, R.E.; Fahey, T.J. & Martinez, P. 2003. Spatial Patterns of Biomass and Aboveground Net Primary Productivity in a Mangrove Ecosystem in the Dominican Republic. *Ecosystems*, 6: 384–398.
- Siddiqui, M.N. & Maajid, S. 2004. Monitoring of geomorphological changes for planning reclamation work in coastal area of Karachi, Pakistan. *Advances in Space Research*, 33: 1200-1205.
- Silva, C.A.R.; Lacerda, L.D.; Silva, L.F.F. & Rezende, C.E. 1991. Forest structure and biomass distribution in a red mangrove stand in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Botanica*, 14: 21-25.
- Silva, C.A.R.; Lacerda, L.D.; Ovalle, A.R. & Rezende, C.E., 1998. The dynamics of heavy metals through litter fall and decomposition in a red mangrove forest. *Mangroves and Salt Marshes*, 2: 149-157.
- Silva, E.S. & Fernandes, M.E.B. 2004. Relação entre gradiente vegetacional e atributos do solo nos bosques de mangue do Furo Grande, Bragança- PA. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 17: 19-27.
- Silva, M.A.B.; Bernini, E. & Carmo, T.M.S. 2005. Características estruturais de bosques de mangue do estuário do rio São Mateus, ES, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 19(3): 465-471.
- Smith, T.J. III. 1987a. Effects of light and intertidal position on seedling survival and growth in tropical tidal forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 110: 133-146.
- Smith, T.J. III. 1987b. Seed predation in relation to tree dominance and distribution in mangrove forests. *Ecology*, 68: 266-273.
- Smith, T.J. III. 1992. Forest structure. P. 101-136. In: A.I. Robertson & D.M. Alongi (Eds.). *Tropical mangrove ecosystems. Coastal and estuarine series*. American Geophysical Union, Washington, USA.
- Smith, T.J. III; Chan, H.T.; McIvor, C.C. & Robblee, M.B. 1989. Comparisons of seed predation in tropical tidal forests from three continents. *Ecology*, 70: 146–151.
- Snedaker, S.C. 1982. Mangrove species zonation: Why? P. 111-125. In: D.N. Sen & Rajpurohit (Eds.). *Tasks for vegetation science*, vol. 2. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
- Soares, D.M.B.; Sassi, R.; Araujo, D.C.B.; Reise, A. & Schories, D. 2000. Mangrove productivity and litter decomposition of *Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa* in the Jacarapé Lagoon, Northeast Brazil. In: *International Conference Sustainable Use of Estuaries and Mangroves: Challenges and Prospects. Mangrove 2000*. Recife [CD-ROM].
- Soares, M.L.G. 1999. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59(3): 503-515.

- Soares, M.L.G.; Chaves, F.O.; Corrêa, F.M. & Silva Jr., C.M.G. 2003. 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*, 26: 101-116.
- Sofiatti, A. 2001. Entre a terra e a água: Estudos sobre as relações das sociedades humanas com os manguezais da ecorregião de São Tomé ente 1950 e 2000. Tese de Doutorado. Universidade Federal Fluminense. Rio de Janeiro. 538p.
- Soto, R. & Jimenez, J.A. 1982. Análisis fisionómico estructural del manglar de Puerto Soley, La Cruz, Guanacaste, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 30: 161-168.
- Souza, H.F., Guedes, M.L.S., Oliveira, S.S. & Santos, E.S. 1996. Alguns aspectos fitossociológicos e nutricionais do manguezal da Ilha do Pati, Bahia, Brasil. *Sitientibus*, 15: 151-165.
- Souza, M.M.A & Sampaio, E.V.S.B. 2001. Variação temporal da estrutura de bosques de mangue de Suape-PE após a construção do Porto. *Acta Botanica Brasilica*, 15(1): 1-12.
- Spalding, M.I. & Blasco, F. & Field, C.D. 1997. *World Mangrove Atlas*. Okinawa (Japan): International Society for Mangrove Ecosystems. 178p.
- Steinke, T.D. & Charles, L.M. 1984. Productivity and phenology of *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. and *Bruguiera gymnorrhiza* (L.) Lam. in Mgeni estuary, South Africa. P. 25-36. In: H. G. Teas (Ed.). *Physiology and management of mangroves*. W. Junk, The Hague.
- Suguo, K. 1973. *Introdução a Sedimentologia*. São Paulo, Edgar Blucher, EDUSP.
- Tam, N.F.Y.; Wong, Y.S.; Lan C.Y. & Wang, L.N. 1998. Litter production and decomposition in a subtropical mangrove swamp receiving wastewater. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 226: 1–18
- Thampanya, U.; Vermaat, J.E.; Sinskul, S. & Panapitukkul, N. 2006. Coastal erosion and mangrove progradation of Southern Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *in press*.
- Thom, B.G. 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. *Journal of Ecology*, 55: 301-343.
- Thom, B.G. 1982. Mangrove ecology: a geomorphological perspective. P. 3-17. In: B.F. Clough (Ed.). *Mangrove ecosystems in Australia, structure, function and management*. Australian National University Press, Camberra.
- Thom, B.G. 1984. Coastal landforms and geomorphic process. P. 3-17. In: S.C. Snedaker & J.G. Snedaker (Eds.). *The mangrove ecosystem: research methods*. UNESCO, Paris.
- Thom, B.G., Wright, L.D. & Coleman, J.M. 1975. Mangrove ecology and deltaic-estuarine geomorphology, Cambridge Gulf-Ord River, Western Australia. *Journal of Ecology*, 63: 203-222.

- Toledo, L.; Pereira, M.G. & Menezes, C.E.G. 2002. Produção de serrapilheira e transferência de nutrientes em florestas secundárias localizadas na região de Pinheiral, RJ. *Ciência Florestal*, 12(2): 9-12.
- Tomlinson, P.B. 1986. *The botany of mangroves*. New York: Cambridge University Press, 170p.
- Twilley, R.R. 1995. Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. P. 43-62. In: C. Hall (Ed.). *Maximum Power*. University of Colorado Press.
- Twilley, R.R. & Day, J.W. 1999. The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystem. P. 127-151. In: A. Yáñez-Arancibia & A.L. Lara-Dominguez (Eds.). *Ecosistemas de manglar en America Tropical*. Instituto de Ecología, A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Springer MD USA.
- Twilley, R.R.; Pozo, M.; García, V.H.; Rivera-Monroy, V.H.; Zambrano, R. & Boderó, A. 1997. Litter dynamics in riverine mangrove forest in Guayas River Estuary, Ecuador. *Oecologia*, 111: 109-122.
- Vaiphasa, C.; Skidmore, A.K. & Boer, W.F. 2006. A post-classifier for mangrove mapping using ecological data ISPRS. *Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 61: 1-10.
- Vale, C.C. 1999. 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.
- Vale, C.C. 2000. Contribuição ao estudo dos manguezais como indicadores biológicos das alterações geomórficas do estuário do rio São Mateus (ES). P. 373-380. In: *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*. Vitória, ES: ACIESP. V. 2.
- Valiela, I.; Bowen, J.L. & York, O.K. 2001. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. *BioScience*, 51(10): 807-815.
- Vannucci, M. 1999. *Os manguezais e nós: uma síntese de percepções*. São Paulo: Universidade de São Paulo, 235p.
- Vasconcelos, M.J.P.; Biai, J.C.M.; Araujo, A. & Diniz, M.A. 2002. Land cover change in two protected areas of Guinea-Bissau (1959-1998). *Applied Geography*, 22: 139-156.
- Villela, D.M. & Proctor, J. 1999. Litterfall mass and chemistry and nutrient retranslocation in a monodominant forest on Maraca Island, Roraima, Brazil. *Biotropica*, 31 (2): 198-211.
- Villela, D.M.; Aragão, L.E.O.; Gama, D.M.; Nascimento, M.T. & Rezende, C.E. 1998. Effect of selective logging on litter production and decomposition in an Atlantic forest, RJ, Brazil. P. 253-261. In: *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, ACIESP.

- Vital, A.R.T.; Guerrini, I.A.; Franken, W.K. & Fonseca, R.C.B. 2004. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, 28(6): 793-800.
- Wafar, S.; Untawale, A.G. & Wafar, M. 1997. Litter fall and energy flux in a mangrove ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 44: 111–124
- Wakushima, S.; Kuraishi, S.; Sakurai, N.; Supappibul, K. & Siripatanadilok, S. 1994. Stable soil ph of Thai mangroves in dry and rainy seasons and its relation to zonal distribution of mangroves. *Journal of Plant Research*, 107: 47-52.
- Walsh, G.E. 1974. Mangrove forests: a review. In: Reinold, R.J., Queen, W.H. (eds). *Ecology of Halophytes*. New York, Academic Press.
- Walters, B.B. 2005. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *Forest Ecology and Management*, 206: 331–348.
- Watson, J.G. 1928. *Mangrove forests of the Malay Peninsula*. Fraser & Neave, Singapore.
- Werneck, M.S.; Pedralli, G. & Gieseke, L.F. 2001. Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. *Revista Brasileira de Botânica*, 24(2): 195-198.
- Williams, W.T.; Bunt, J.S. & Duke, N.C. 1981. Mangrove Litter Fall in North-eastern Australia. II. Periodicity. *Australian Journal of Botany*, 29: 555-63.
- Wium-Andersen, S. & Christensen, B. 1978. Seasonal growth of mangrove trees in southern Thailand II. Phenology of *Bruguiera cylindrica*, *Ceriops tagal*, *Lumnitzera littorea* and *Avicennia marina*. *Aquatic Botany* 5, 383–390.
- Wium-Andersen, S. 1981. Seasonal growth of mangrove trees in southern Thailand III. Phenology of *Rhizophora mucronata* Lamk. and *Scyphiphora hydrophyllacea* Gaertn. *Aquatic Botany* 10, 371–376.
- Woodroffe, C.D. 1982. Litter production and decomposition in the New Zealand mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. var. *resinifera* (Forst.) Bakh. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 16: 179–188.
- Woodroffe, C.D., 1985. Studies of a mangrove Basin, Tuff Crater New Zealand: I. Mangrove biomass and production of detritus. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 20: 265–280.
- Woodroffe, C.D. 1992. Mangrove sediments and geomorphology. P. 7-41. In: A.I. Robertson & D.M. Alongi. (Eds.). *Tropical mangrove ecosystems*. Coastal and estuarine series. American Geophysical Union, Washington, USA.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey. 662 p.