

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS  
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA E ECOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL

TATIANE MATUCHACK JOSEPH LIMA

**Efeito da frequência de inundação na estrutura do  
manguezal da Baía de Vitória, Espírito Santo, Brasil**

VITÓRIA

2011

# **Efeito da frequência de inundação na estrutura do manguezal da Baía de Vitória, Espírito Santo, Brasil**

TATIANE MATUCHACK JOSEPH LIMA

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Oceanografia Ambiental.

Aprovada em 11/03/2011 por:

---

Profa. Dra. Mônica Maria Pereira Tognella - Orientadora, UFES

---

Profa. Dra. Valéria da Silva Quaresma, UFES

---

Prof. Dr. Gilberto Fonseca Barroso, UFES

---

Prof. Dr. Mário Luiz Gomes Soares, UERJ

VITÓRIA, MARÇO DE 2011

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)  
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

---

L732e Lima, Tatiane Matuchack Joseph, 1985-  
Efeito da frequência de inundação na estrutura do  
manguezal da Baía de Vitória, Espírito Santo, Brasil / Tatiane  
Matuchack Joseph Lima. – 2011.  
83 f. : il.

Orientadora: Mônica Maria Pereira Tognella.  
Co-Orientador: Filipe de Oliveira Chaves.  
Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) –  
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências  
Humanas e Naturais.

1. Manguezais. 2. Estrutura. 3. Marés. I. Tognella, Mônica  
Maria Pereira. II. Chaves, Filipe de Oliveira. III. Universidade  
Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e  
Naturais. IV. Título.

CDU: 55

---

Dedico este trabalho à minha família, pelo incentivo e amor.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus por me permitir chegar até este momento e não me deixar perder o ânimo diante das dificuldades.

Agradeço a minha família por sempre estar ao meu lado nos momentos mais difíceis e felizes da minha vida. Amo muito vocês!

Agradeço aos meus amigos pela companhia e momentos alegres.

Agradeço aos professores Daniel Rigo, Valéria Quaresma e Gilberto Barroso pelas dicas, artigos e auxílio com as fotos aéreas da área de estudo. Agradeço a bióloga Mércia Costa pelo empréstimo de equipamentos.

Agradeço ao IEMA por ceder as fotos aéreas da área de estudo e à FACITEC por me conceder a bolsa de mestrado.

Agradeço em especial aos professores Mônica e Filipe pela orientação, e aos meus pais, a Rafael Macieira, Vinícius (estagiário da Mércia), Célio, Joel, Robertinho, Marcelo, Sr. Adelino e Sr. João pelo auxílio na realização deste estudo.

Agradeço aos professores Gilberto, Valéria e Mário por aceitarem o convite para participar da banca examinadora.

## Sumário

Capítulo	Página
Capítulo 1	
Revisão Bibliográfica.....	13
Referências bibliográficas.....	36
Capítulo 2	
Introdução e objetivos.....	45
Material e métodos.....	46
Resultados.....	53
Discussão.....	61
Considerações finais.....	65
Referências Bibliográficas.....	66
Anexos.....	71

## Lista de tabelas

Capítulo	Página
Capítulo 2	
Tabela 1 – Valores de salinidade máxima (SM), salinidade média e desvio padrão ( $S_{\pm}$ ), e resultados do teste de Kruskal-Wallis. Valores com diferentes letras sobrescritas apresentam diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ).....	53
Tabela 2 – Altura média, altura das três maiores árvores (altura do dossel), DAP médio, contribuição em área basal na classe de DAP superior ou igual a 10 centímetros, densidade relativa de troncos vivos e frequência de inundação de cada parcela.....	54
Tabela 3 – Valores de profundidade máxima (PM), profundidade média do lençol freático e desvio padrão ( $PL_{\pm}$ ), e resultados do teste de Kruskal-Wallis. Valores com diferentes letras sobrescritas apresentam diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ).....	55
Tabela 4 – Correlação entre variáveis abióticas e bióticas ou abióticas. FI = frequência de inundação, S = salinidade média e PL = profundidade média do lençol freático.....	60
Tabela 5 – Média de contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 cm (%) e desvio padrão ( $CA_{\pm}$ ) para as parcelas com 80 a 100%, 61% e 46% de frequência de inundação. Resultados ANOVA: valores com diferentes letras sobrescritas apresentam diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ).....	61
Tabela 6 – Média de altura do dossel e desvio padrão ( $AD_{\pm}$ ) para as parcelas com 80 a 100%, 61% e 46% de frequência de inundação. Resultados ANOVA: valores com diferentes letras sobrescritas apresentam diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ).....	61

## Lista de figuras

Capítulo	Página
Capítulo 1	
Figura 1 – Séries ambientais e suas características geomorfológicas. (Fonte: Thom, 1982).....	16
Figura 2 – Escalas global, regional e local e suas influências nos gradientes ambientais de uma floresta de mangue, que determinam a estrutura e a função do ecossistema. (Fonte: Twilley, 1998).....	17
Capítulo 2	
Figura 1 – Área de estudo e transversais.....	47
Figura 2 – Balanço hídrico mensal do ano de 2009 para a estação meteorológica do município de Vitória (20,316'S, 40,317'W). Fonte: INCAPER (2010).....	48
Figura 3 – Balanço hídrico mensal do ano de 2010 para a estação meteorológica do município de Vitória (20,316'S, 40,317'W). Fonte: INCAPER (2010).....	49
Figura 4 – Foto do equipamento confeccionado para medida da frequência de inundação.....	51
Figura 5 – Análise de Cluster UPGMA realizada com as variáveis: altura média, DAP médio e área basal na classe de DAP superior a 10 cm.....	57
Figura 6 - Salinidade média, desvio padrão (SD) e erro padrão (SE) dos grupos 1, 2, 3 e 4.....	58
Figura 7 - Profundidade média do lençol freático, desvio padrão (SD) e erro padrão (SE) dos grupos 1, 2, 3 e 4.....	58
Figura 8 – Análise de correspondência canônica com parcelas, variáveis bióticas e abióticas.....	59
Figura 9 – Densidade relativa de troncos (%) por classe de DAP para cada parcela.....	64



## Anexos

### Página

Anexo 1 – Resultados do teste Kruskal-Wallis e posterior teste de Dunn para verificar diferenças de salinidade entre as parcelas. Os dados foram transformados para raiz quadrada para normalização.....	71
Anexo 2 – Resultados do teste de Kruskal-Wallis e posterior teste de Dunn para verificar diferenças nas profundidades médias do lençol freático entre as parcelas.....	72
Anexo 3 – Perfil microtopográfico da transversal 1 e localização das parcelas.....	73
Anexo 4 – Contribuição em área basal na classe de DAP < 2,5 cm para a transversal 1.....	73
Anexo 5 – Contribuição em área basal na classe de DAP ≥ 2,5cm e <10 cm para a transversal 1.....	74
Anexo 6 – Contribuição em área basal na classe de DAP ≥ 10 cm para a transversal 1.....	74
Anexo 7 – Altura média e DAP médio das parcelas da transversal 1.....	75
Anexo 8 – Perfil microtopográfico da transversal 2 e localização das parcelas.....	75
Anexo 9 – Contribuição em área basal na classe de DAP < 2,5 cm para a transversal 2.....	76
Anexo 10 – Contribuição em área basal na classe de DAP ≥ 2,5cm e <10 cm para a transversal 2.....	76
Anexo 11 – Contribuição em área basal na classe de DAP ≥ 10 cm para a transversal 2.....	77
Anexo 12 – Altura média e DAP médio das parcelas da transversal 2.....	77

Anexo 13 - Perfil microtopográfico da transversal 3 e localização das parcelas.....	78
Anexo 14 – Contribuição em área basal na classe de DAP < 2,5 cm para a transversal 3. Apenas as parcelas P2T3 e P3T3 apresentaram troncos na menor classe de DAP, cujos valores foram 0,01 ( <i>R. mangle</i> ) e 0,03 ( <i>L. racemosa</i> ) m <sup>2</sup> /ha-1, respectivamente.....	78
Anexo 15 – Contribuição em área basal na classe de DAP ≥ 2,5cm e <10cm para a transversal 3.....	79
Anexo 16 – Contribuição em área basal na classe de DAP ≥ 10 cm para a transversal 3.....	79
Anexo 17 – Altura média e DAP médio das parcelas da transversal 3.....	80
Anexo 18 - Perfil microtopográfico da transversal 4 e localização das parcelas.....	80
Anexo 19 – Contribuição em área basal na classe de DAP < 2,5 cm para a transversal 4.....	81
Anexo 20 – Contribuição em área basal na classe de DAP ≥ 2,5cm e <10 cm para a transversal 4.....	81
Anexo 21 – Contribuição em área basal na classe de DAP ≥ 10 cm para a transversal 4.....	82
Anexo 22 – Altura média e DAP médio das parcelas da transversal 4.....	82
Anexo 23 – Dados estruturais das parcelas. D.P. = desvio padrão; Altura do dossel = altura média das 3 maiores árvores; tr. vivos = troncos vivos; ind. vivos = indivíduos vivos; tr/ind = número de troncos/número de indivíduos.....	83

## RESUMO

A frequência de inundação e o nível do lençol freático determinam os gradientes ambientais e os níveis de *stress* de uma floresta de mangue, e, conseqüentemente, a estrutura e a função do ecossistema manguezal. Neste estudo avaliamos a influência da frequência de inundação, profundidade do lençol freático e salinidade na composição de espécies e desenvolvimento estrutural de florestas de mangue na Baía de Vitória, Espírito Santo Brasil. Foram demarcadas transversais de acordo com a heterogeneidade estrutural e realizada a caracterização estrutural com o método de parcelas. Foi realizado o perfil topográfico das transversais e estimada a frequência de inundação. Em cada parcela, foi avaliada mensalmente, a profundidade do lençol freático e a salinidade da água intersticial. *Rhizophora mangle* tendeu a ocorrer nas áreas mais frequentemente inundadas e menos salinas. *Avicennia schaueriana* tendeu a ocorrer em áreas menos inundadas e mais salinas, assim como *Laguncularia racemosa*, que tendeu a dominar em áreas com lençol freático profundo. Frequências de inundação iguais ou superiores a 80% resultaram em parcelas com um alto desenvolvimento estrutural. Uma frequência de inundação de 46% pode ser considerada uma condição limitante, quando inexistente uma fonte terrestre de água doce. A distribuição das espécies respondeu principalmente a fatores externos, uma vez que as variáveis abióticas estudadas explicaram 58,4% da variação estrutural. Desta maneira, o monitoramento da zonation indicaria alterações hidrológicas causadas por alterações antrópicas e mudanças climáticas.

## ABSTRACT

Inundation frequency and water table depth determine mangrove forests environmental and stressors gradients, consequently, mangrove ecosystem function and structure. This study analyses inundation frequency, water table depth and salinity influences in mangrove forests species composition and development in Baía de Vitória, Espírito Santo State, Brazil. Transects were established considering structural heterogeneity. Plot method was applied to structure characterization. Microtopographic profiles were obtained and estimated inundation frequency. Monthly, interstitial water salinity and water table depth were measured. *Rhizophora mangle* occurred in more inundated and less saline areas. *Avicennia schaueriana* occurred in less inundated and more saline areas as *Laguncularia racemosa*. The latter dominated in deep water table areas. Inundation frequencies equal or superior to 80% resulted in high structural development forests. 46% inundation frequency can be considered limiting, when there isn't a freshwater source. Species distribution reflected mostly external factors, considering that studied abiotic variables explained 58,4% of structural variation. Zonation monitoring would indicate hydrological alterations resulting from anthropic activities and climate change.

## Introdução

A presente dissertação encontra-se dividida em dois capítulos. O capítulo 1 apresenta a revisão bibliográfica do trabalho, com tópicos relacionados ao tema do estudo: a influência da frequência de inundação sobre aspectos estruturais da floresta de manguezal. O primeiro tópico (Por que estudar os manguezais?) apresenta um breve resumo sobre a importância do estudo dos manguezais e os serviços ambientais prestados por estes ecossistemas.

Os demais tópicos apresentam a definição de estrutura e como esta é influenciada por gradientes ambientais (Estrutura de manguezais), como os tensores afetam o desenvolvimento estrutural (Respostas estruturais a tensores), e conteúdos relacionados à influência de fatores bióticos, abióticos e distúrbios na distribuição e dinâmica das espécies de mangue (Zonação e Sucessão), à influência da hidrologia na estrutura e nas condições ambientais (Hidrologia, estrutura e funcionamento do ecossistema manguezal; Florestas e hidrologia; Salinidade, potencial redox, nutrientes e pH) e à resposta do ecossistema manguezal a um aumento no nível do mar (Manguezais como indicadores do aumento do nível do mar).

O capítulo 2 apresenta o trabalho propriamente dito, com os tópicos: Introdução e objetivos, Material e Métodos, Resultados, Discussão, Considerações finais, Referências bibliográficas e Anexos.

## Capítulo 1

### Revisão Bibliográfica

#### *Por que estudar os manguezais?*

Os manguezais, compostos pelas únicas halófitas lenhosas que habitam a região entre a terra e o mar. Estes ambientes têm sido utilizados tradicionalmente como fonte de alimento, combustível, madeira e medicamentos (Alongi, 2002), sendo importantes para a manutenção de comunidades cujas economias se baseiam no uso destes recursos (Hamilton & Snedaker, 1984).

Os manguezais absorvem a energia das ondas (Wolanski, 2007) e reduzem os danos causados por ventos (Hamilton & Snedaker, 1984). Funcionam como quebra-mares contra as intempéries oceânicas, protegendo as linhas de costa e as margens dos estuários contra erosão, e, da mesma forma, as regiões ribeirinhas das enchentes (Lacerda, 1984). As áreas úmidas previnem as enchentes interceptando os picos de escoamento superficial e armazenando esta água proveniente de tempestades, assim evitam um rápido fluxo de água, liberando água aos poucos (Mitsch & Gosselink, 2007).

Troncos e raízes, incluindo pneumatóforos geram fricção, o que causa a diminuição do fluxo de água, resultando na deposição de sedimento. Através do processo de “aprisionamento” de sedimentos e matéria orgânica particulada, a qualidade da água em habitats adjacentes, como pradarias e recifes de corais, é melhorada (Lovelock & Ellison, 2007).

Os manguezais são habitats atrativos para os peixes juvenis devido à disponibilidade de abrigo oferecida pela estrutura de raízes. Desta maneira, a destruição dos manguezais levará a diminuição da densidade e da riqueza de juvenis (Nagelkerken & Faunce, 2008), comprometendo a indústria pesqueira. Os manguezais também são uma fonte de alimento para peixes dependentes de ambientes estuarinos (Twilley, 1998), sendo que a matéria orgânica produzida nestes ambientes está incluída na cadeia alimentar costeira (Cintron & Schaeffer-Novelli, 1983).

Um dos principais serviços oferecidos pelos manguezais é a retenção de carbono e nutrientes na biomassa acima do sedimento e no próprio sedimento, sendo que o conteúdo de carbono dos sedimentos dos manguezais excede o da maioria dos solos terrestres (Lovelock & Ellison, 2007). Como os manguezais fixam e estocam significativas quantidades de carbono, a perda destes ecossistemas pode representar um impacto considerável no balanço global de carbono (Alongi, 2002).

Como são um recurso vivo, os manguezais são renováveis e apresentam auto-manutenção. Assim, oferecem os serviços ambientais referidos a nenhum custo, e além disso, quando sofrem danos, se auto-regeneram também a nenhum custo. Entretanto, o manguezal é um recurso renovável apenas quando seus processos ecológicos internos são mantidos (Hamilton & Snedaker, 1984).

Os processos ecológicos, como produtividade, decomposição e ciclagem de nutrientes, responsáveis pela manutenção e renovação do ecossistema manguezal são fortemente regulados por processos externos que governam a disponibilidade de água doce e água marinha, o aporte de nutrientes e a estabilidade do substrato. A modificação em um ou mais destes três processos críticos prejudicará ou eliminará a capacidade de renovação do recurso (Hamilton & Snedaker, 1984).

Desta maneira, a redução da área e da saúde de ecossistemas de manguezal aumentará a ameaça à segurança humana e ao desenvolvimento costeiro através de processos erosivos, enchentes, ondas e tsunamis. A perda de manguezais também reduzirá a qualidade da água costeira, a biodiversidade, eliminará áreas berçário para peixes e crustáceos, e conseqüentemente, afetará os habitats costeiros adjacentes e eliminará os recursos dos manguezais utilizados por comunidades costeiras (Gilman *et al.*, 2008). Devido aos referidos serviços ambientais dos manguezais, a comunidade científica tem se esforçado para entender os aspectos estruturais e funcionais destes ecossistemas, que fornecerão subsídios para o manejo sustentável (Linares *et al.*, 2007).

### *Estrutura de manguezais*

Estudos de estrutura no nível ecossistêmico focam na distribuição e abundância dos principais componentes do ecossistema, e estudos funcionais procuram entender como estes componentes são mantidos pelos fluxos de energia e matéria (LUGO & SNEDAKER, 1974). Conforme Smith (1992), estudos de estrutura florestal incluem medidas da composição de espécies, diversidade, altura, diâmetro, área basal, densidade, distribuição espacial e por faixa etária das espécies.

Segundo Odum (1994) assinatura energética é o conjunto de energias que atuam sobre um sistema. Cada sistema se desenvolve para utilizar ao máximo as energias disponíveis, considerando as flutuações e periodicidades características destas (CINTRON & SCHAEFFER-NOVELLI, 1983), sendo que a estrutura presente durante a maturidade representa a utilização máxima possível das energias disponíveis. Além disso, regiões com assinaturas energéticas similares e mesma composição de

espécies tendem a desenvolver complexidade estrutural semelhante (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990).

A estrutura e a função do ecossistema manguezal refletem a sua assinatura energética. Em uma escala regional, a classificação baseada na geomorfologia costeira (figura 1) proposta por Thom (1982) corresponde ao uso da assinatura energética para descrever a estrutura e a função do manguezal, uma vez que a geomorfologia reflete a assinatura energética (Twilley, 1995).

A série I de Thom (1982) ocorre em costas de baixa amplitude de marés, com elevada descarga fluvial, resultando na formação de deltas. A série II é dominada pela energia de marés, apresentando como característica canais principais de rios na forma de funil, alimentados por numerosos canais de marés. Já a série III é caracterizada por uma alta energia de ondas e baixa descarga fluvial, resultando em ilhas barreira que delimitam lagoas alongadas. A série IV é uma combinação das séries I e II, sendo caracterizada por intensa descarga fluvial e energia de ondas. Já a série V corresponde a um vale de rio afogado por um aumento do nível do mar.

Em uma escala local, existem variações na topografia e hidrologia, o que influencia a estrutura e a função, resultando nos tipos ecológicos de Lugo & Snedaker (1974). Os tipos ecológicos são descritos abaixo no tópico *Florestas e hidrologia*. Uma indicação de que efeitos locais podem limitar o potencial de desenvolvimento florestal é o fato de que a biomassa do manguezal pode variar dramaticamente em qualquer latitude (Twilley, 1998).

Semeniuk (1985) discute a respeito de uma escala intermediária entre a ecogeomórfica de Thom (1982) e a ecológica de Lugo e Snedaker (1974), denominada unidade geomórfica/estatigráfica. Esta classifica a geomorfologia da planície de maré em unidades menores de acordo com as diferentes características do substrato. O tipo de substrato determinaria a distribuição da flora e da fauna, pois as capacidades de recarga de água, de armazenamento de água, retenção e estoque de nutrientes variam com o tipo de sedimento.



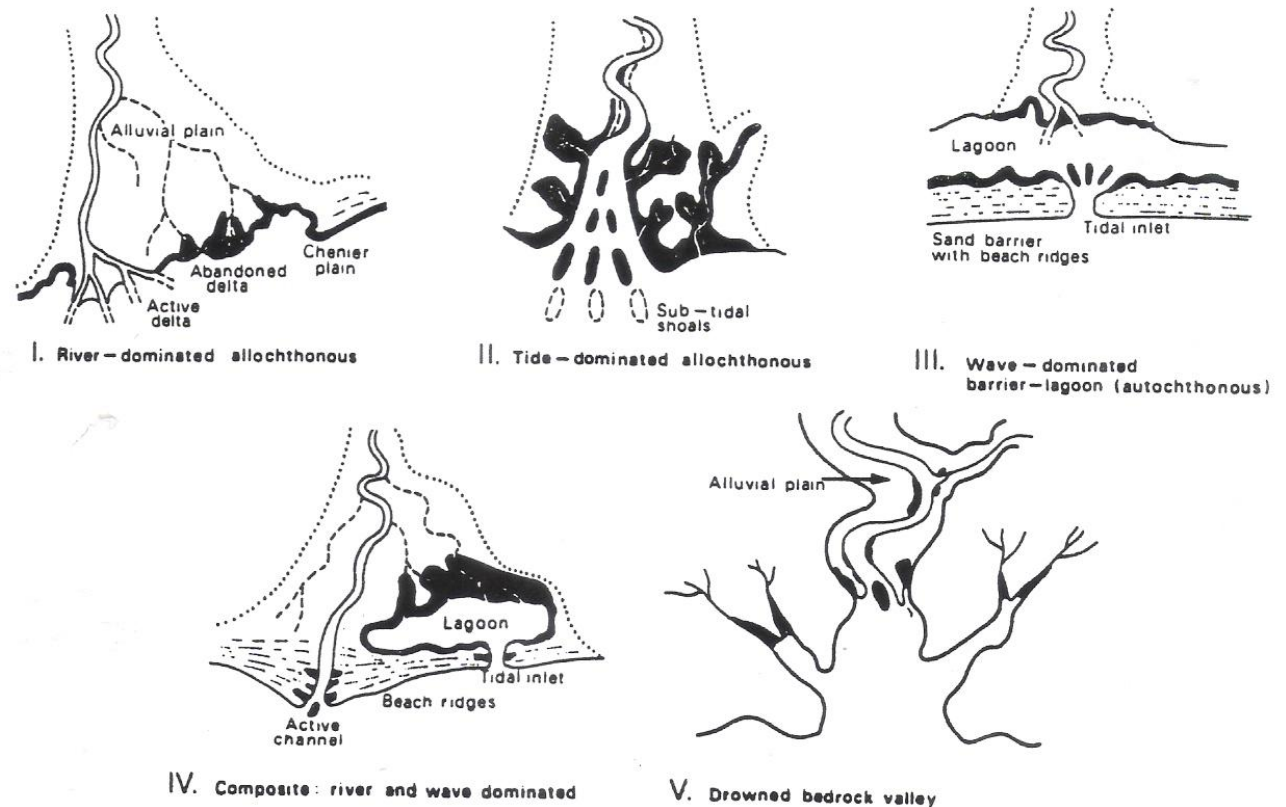


Figura 1: Séries ambientais e suas características geomorfológicas. (Fonte: Thom, 1982).

Segundo Twilley & Rivera-Monroy (2005), a combinação de fatores globais (biogeografia e clima), regionais (geomorfologia e energias geofísicas) e locais (topografia) determinam três gradientes ambientais: reguladores (salinidade, pH, concentração de sulfetos, etc.), recursos (nutrientes, espaço, luz, etc.) e hidroperíodo (duração e frequência de inundação) de qualquer unidade de habitat (Figura 2). Estes gradientes ambientais em conjunto determinam, por sua vez, a estrutura e a função do ecossistema manguezal, que serão limitados de acordo com o nível de *stress* imposto pelos fatores globais, regionais e locais.

Alterações nos referidos gradientes levarão a mudanças na estrutura e função do manguezal, assim, estimativas quantitativas de como a estrutura e a função do ecossistema manguezal respondem aos gradientes ambientais são importantes para prever a resposta do ecossistema a alterações nos mesmos (Twilley & Rivera-Monroy, 2005).

O desenvolvimento estrutural máximo dos manguezais tende a ocorrer próximo à linha do Equador onde há grandes amplitudes de maré, pluviosidade elevada e

temperaturas altas e constantes. Já nos limites latitudinais, onde as temperaturas são sub-ótimas e os bosques sofrem impactos periódicos de geadas, a altura das árvores pode ser inferior a 2 metros (CINTRON & SCHAEFFER-NOVELLI, 1983).

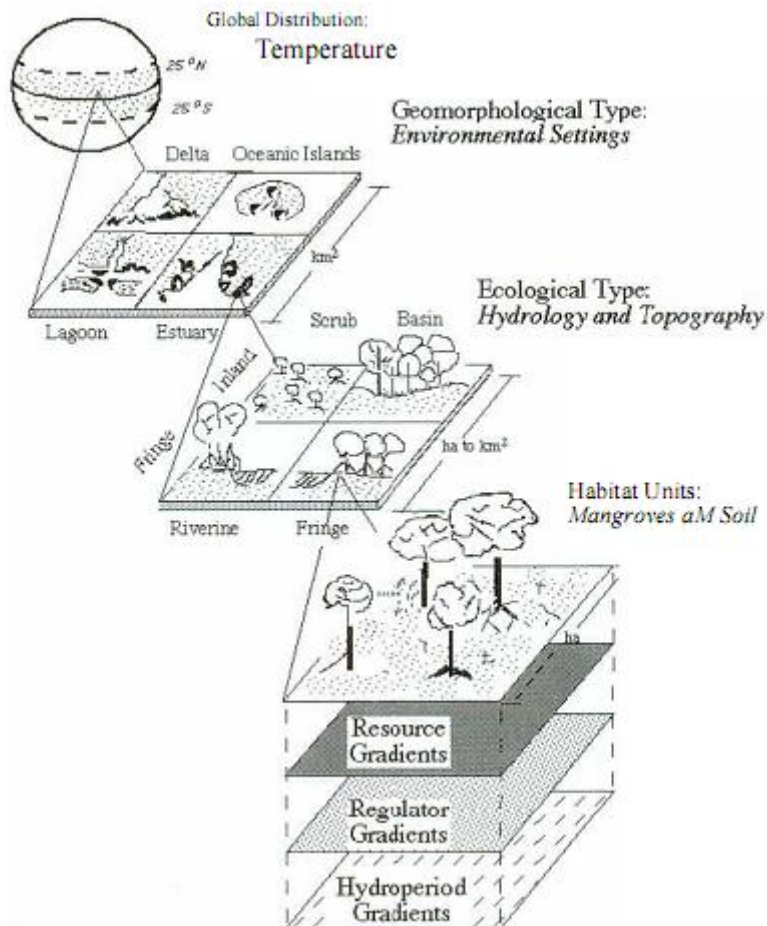


Figura 2: Escalas global, regional e local e suas influências nos gradientes ambientais de uma floresta de mangue, que determinam a estrutura e a função do ecossistema. (Fonte: Twilley, 1998).

O clima afeta a descarga fluvial, que por sua vez afeta os gradientes de salinidade e o aporte de nutrientes encontrados no manguezal. O maior desenvolvimento estrutural ocorre em climas úmidos, onde as salinidades do solo são menores e o aporte de nutrientes das regiões de topografia mais elevada é maior. Já em climas áridos, a evaporação excessiva concentra sais no solo e o aporte de nutrientes é menor (LUGO, 1980). A diferença de aporte de nutrientes ocorre porque altos níveis de precipitação e escoamento superficial trazem nutrientes do exterior, que contribuem para um maior desenvolvimento estrutural da floresta (Cintron & Schaeffer-Novelli, 1983).

Em costas úmidas a salinidade diminui em direção ao interior dos manguezais, de forma que a máxima salinidade é encontrada nas franjas. Já em costas áridas ou com precipitação sazonal, a salinidade tende a aumentar em direção ao interior. Estes dois regimes hidrológicos contrastantes determinam a estrutura de acordo com a tolerância a salinidade em costas áridas, e a rapidez de utilização dos recursos em áreas úmidas (Medina, 1999).

Cintron *et al.* (1978) demonstrou que com o aumento da salinidade, os valores de parâmetros estruturais e funcionais, como produção de serrapilheira, densidade, área basal e altura diminuam. Assim, considerando que as mudanças climáticas podem afetar a temperatura e a precipitação de uma região, e conseqüentemente, os valores de salinidade encontrados em um manguezal (Twilley e Chen, 1998), espera-se que ocorram alterações na estrutura e na função do ecossistema.

Segundo Walsh (1974), o melhor grau de desenvolvimento do manguezal dependeria de cinco requisitos: (1) temperaturas tropicais, com temperatura média do mês mais frio superior a 20 °C e amplitude térmica anual não superior a 5 °C; (2) substratos predominantemente lodosos, constituídos de silte e argila e alto teor de matéria orgânica; (3) áreas abrigadas, livres da ação de marés e ondas fortes que retiram plântulas estabelecidas e sedimentos do manguezal; (4) presença de água salgada, pois as plantas de mangue são halófitas facultativas e dependem desse requisito para competir com as glicófitas que não toleram a salinidade; (5) elevada amplitude de marés.

Os manguezais brasileiros são encontrados entre as coordenadas 4°30'N e 28°30'S, variando bastante em forma de crescimento, padrões de distribuição de espécies e estrutura, apesar da baixa diversidade. Esta grande variabilidade estrutural em zonas geográficas distintas se deve à ampla tolerância das espécies de mangue aos fatores ambientais (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990).

Áreas de manguezal podem diferir estruturalmente de acordo com o histórico de distúrbios. Cole *et al.* (1999) compararam a estrutura de duas ilhas da Micronésia, Pohnpei e Kosrae. Os autores atribuíram o fato de Pohnpei apresentar árvores em menores classes de diâmetro e maiores densidades do que Kosrae a ocorrência de um tufão na primeira. Já Kosrae possuía árvores de grande diâmetro com distribuição esparsa, indicando a abertura de clareiras, caracterizando desta forma um bosque mais maduro.

A tolerância dos manguezais aos tensores pode ser estendida quando outras condições ambientais são amenas e subsidiam o crescimento (LUGO & ZUCCA, 1977). Os manguezais podem apresentar alto desenvolvimento estrutural em regiões

áridas quando elevadas amplitudes de maré, aporte de água doce e nutrientes estão presentes, porém, estes são sensíveis a pequenas mudanças no regime hidrológico (SCHAEFFER-NOVELLI & CINTRON, 1993; COLONNELLO & MEDINA, 1998).

Variações estruturais também ocorrem durante o processo de desenvolvimento da floresta. Os bosques mais jovens apresentam grande densidade de árvores de diâmetro reduzido, enquanto bosques maduros apresentam poucas árvores de grande diâmetro. Este processo de redução da densidade deve-se à competição das copas por espaço e ao desenvolvimento do sistema radicular. As árvores mais altas causam o sombreamento dos indivíduos menores, dificultando ou impedindo o desenvolvimento destes (SCHAEFFER-NOVELLI & CINTRÓN, 1986).

Segundo Jimenez *et al.* (1985) o desenvolvimento de um bosque de mangue possui quatro fases: colonização, desenvolvimento inicial, maturidade e senescência. A colonização ocorre assim que espaço físico se torna disponível, sendo a velocidade desta resultante da proximidade de fontes de propágulos, do grau de exposição ao fluxo de água da área colonizada e da taxa de mortalidade das plântulas.

O desenvolvimento inicial é uma fase de intensa competição que resulta em elevada mortalidade. Quando um bosque atinge a maturidade, a taxa de crescimento e a competição por espaço diminuem, e a mortalidade deve-se principalmente a indivíduos suprimidos ou de recrutamento tardio. A senescência raramente é atingida em bosques de mangue e caracteriza-se pelo domínio de poucas árvores velhas de grande porte, e por ausência de regeneração, apesar das grandes clareiras típicas deste estágio de desenvolvimento.

O nível de maturidade máxima que uma floresta de mangue pode atingir é limitado pela temperatura, condições ambientais resultantes da interação microtopografia e hidrologia (Lugo, 1997; Twilley & Day, 1999), e frequência de distúrbios (Twilley & Day, 1999). Observa-se uma diminuição da biomassa com o aumento da latitude e da frequência de distúrbios, e em condições de altas salinidades e concentrações de sulfetos (Twilley & Day, 1999).

#### *Respostas estruturais a tensores*

A caracterização estrutural é uma ferramenta que permite avaliar a resposta do ecossistema às condições ambientais assim como aos tensores, fornecendo subsídios para ações de conservação (SOARES, 1999). Os tensores drenam a energia que poderia ser alocada para um maior desenvolvimento estrutural, reduzindo o desenvolvimento ou diminuindo a velocidade deste (SCHAEFFER-NOVELLI *et. al.*, 1990).

Satyanara *et al.* (2002) observaram que as áreas de manguezal com menor acessibilidade apresentaram menores densidades e maiores biomassas. Segundo Soares (1999), distúrbios antrópicos impedem que as florestas de mangue atinjam uma maior maturidade, assim, estas florestas perturbadas apresentam menores alturas e maiores densidades. Conforme Lugo (1980), estresses de origem humana, como alterações na drenagem, aumento da salinidade, poluição por óleo, alterações na temperatura, e aumento na sedimentação, causam a diminuição da altura e crescimento de florestas de mangue.

Os manguezais podem ser vistos como comunidades pioneiras por apresentarem mais características de indivíduos oportunistas do que características de comunidades maduras e estarem adaptados a distúrbios naturais (SMITH, 1992). Entretanto, não estariam adaptados a distúrbios de grande escala, que seriam eventos incomuns, considerando o insucesso na regeneração de extensas áreas de manguezais de franja mortas em resposta a um derramamento de petróleo, devido a um aumento da exposição ao fluxo de água com a perda da proteção oferecida pela própria floresta de franja intacta (Duke, 2001).

O stress altera a estrutura e reduz a capacidade do manguezal resistir a novos impactos. Quando as alterações antrópicas imitam fenômenos naturais, a recuperação é possível e rápida. Entretanto, as perturbações provocadas pela ação do homem costumam diferir em tipo, intensidade e frequência daquelas causadas naturalmente, e a partir do momento que bloqueiam ou alteram as energias subsidiárias, torna-se difícil a mitigação do impacto (SCHAEFFER-NOVELLI & CINTRON, 1994).

Fatores como taxa de sedimentação, subsidência do sedimento, descarga fluvial, marés, e mudanças no nível do mar, influenciam o crescimento e a sobrevivência do manguezal. Em resposta, as espécies de mangue distribuem-se em zonas que refletem gradientes geomorfológicos e hidrológicos (Lugo, 1980). Consequentemente, mudanças significativas nas condições ambientais dos manguezais geralmente resultam em alterações no vigor ou zonação da vegetação (Jimenez *et al.*, 1985).

O manejo do ecossistema necessita de um conhecimento dos ciclos de crescimento e mortalidade da floresta de mangue. A mortalidade em massa de manguezais é causada por rápidas mudanças nas condições ambientais, sendo que fatores bióticos só causam grande mortalidade em florestas de baixo vigor ou estressadas (Jimenez *et al.*, 1985). Os manguezais tornam-se mais suscetíveis a doenças e pragas quando estressados por alterações na salinidade, inundação, sedimentação e condições físico-químicas do sedimento, introdução de poluentes e danos por tempestades e ciclones (Alongi, 2002).

Os danos a floresta podem ser menores quando subsídios estão disponíveis, como descarga fluvial ou maior fluxo de água, ou acentuados quando a floresta já está sob stress (hipersalinidade, baixas temperatura, etc.). Desta maneira, florestas de bacia, caracterizadas por um menor fluxo de água, seriam mais suscetíveis do que florestas de franja, com maior fluxo de água. Com relação à maturidade da floresta, bosques maduros são mais suscetíveis a alterações ambientais, pois a maior parte da energia disponível é utilizada para manutenção, restando pouca energia para lidar com mudanças externas no ambiente (Jimenez *et al.*, 1985).

#### *Zonação em ecossistemas de manguezal*

A pressão populacional antrópica sobre o manguezal torna importante o entendimento dos fatores que afetam a distribuição das espécies de mangue para a formulação de políticas de manejo que permitam a manutenção e restauração dos padrões característicos de biodiversidade (EWEL *et al.*, 1998b). Em geral, a diversidade florística equivale diretamente à diversidade estrutural e funcional. Os mesmos fatores que limitam a presença e o crescimento da espécie, também limitarão as funções e os benefícios das florestas de mangue, como estabilização da linha de costa, produtividade primária e habitat para organismos (DUKE *et al.*, 1998).

Além disso, o estudo da distribuição e dinâmica das espécies em relação aos fatores ambientais torna possível fazer previsões sobre possíveis mudanças na distribuição e composição das espécies em resposta a alterações ambientais (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2004).

Os manguezais tipicamente se distribuem do nível médio do mar até o nível da maré de sizígia mais alta, sendo notória a distribuição sequencial de espécies (Alongi, 2002), que pode não ocorrer (Ellison *et al.*, 2000). Apesar da ocorrência de distribuição em zonas, as espécies de mangue apresentam significativa sobreposição em relação às amplitudes de suas tolerâncias aos fatores ambientais. Isto ocorre porque o manguezal é um ambiente dinâmico, assim, amplas faixas de tolerância foram favorecidas pela seleção natural em detrimento de amplitudes estreitas (Ball, 1988).

A distribuição das espécies de mangue é determinada em uma escala global pela temperatura, com o limite de distribuição coincidindo com a isoterma de inverno de 20°C da água do mar, o que demonstra a importância da temperatura da água para a ocorrência do ecossistema. As amplitudes latitudinais tendem a ser maiores nas costa leste dos continentes do que na costa oeste, devido à influência de correntes frias nas últimas (Duke, 1992). Já em uma escala regional, a zonação depende do conteúdo de água do sedimento, que é controlado pelo balanço entre precipitação e evapotranspiração, juntamente com a inundação pelos rios e marés (Twilley, 1998).

Em uma escala local, as condições físicas e químicas do solo juntamente com fatores bióticos como predação e utilização de recursos (Twilley & Day, 1999), e o regime de distúrbios (Sherman *et al.*, 2000) são fatores que determinam a diversidade no desenvolvimento de uma comunidade. A influência das condições ambientais na habilidade competitiva das espécies de mangue provavelmente reflete a distribuição das espécies. Por exemplo, a zonação pode ser causada pela competição entre as espécies por luz. *R. mangle* por ser tolerante a sombra teria mais vantagem abaixo do dossel em relação à *Laguncularia racemosa*, uma espécie intolerante a sombra (Ball, 1980).

Padrões de dispersão, taxas de predação, e estabelecimento de propágulos são processos que determinam os padrões iniciais de distribuição das plantas. Após o estabelecimento, diferenças de tolerância ao *stress* imposto por fatores ambientais podem modificar os padrões iniciais de distribuição das plântulas (Mckee, 1995).

A tendência de dominância do gênero *Rhizophora* nas franjas e a jusante em estuários deve-se aparentemente a capacidade de produção de estruturas de suporte. As espécies de *Rhizophora* tendem a desenvolver uma maior quantidade de raízes adventícias em condições de maior exposição ao vento e maior fluxo de água, o que significa um maior suporte para a planta. Outras espécies possuem baixa capacidade de produção de estruturas de suporte, assim poucas conseguem se estabelecer em frente a bosques de *Rhizophora*, exceto em regiões estáveis ou em processo de sedimentação (DUKE *et al.*, 1998).

A distribuição das espécies de mangue pode ser explicada por diferenças na tolerância a inundação (Mckee, 1993; Ye *et al.*, 2003). Segundo Mckee (1993), *R. mangle* apresenta uma maior tolerância a inundação do que *A. germinans*, o que favoreceria *R. mangle* nas áreas com maior frequência de inundação. A dominância de *R. mangle* na Baía Almirante no Panamá, foi associada a uma maior inundação em resposta a subsidência da região (Lovelock *et al.*, 2005). A zonação também pode refletir a tolerância a salinidade das espécies. Segundo Sobrado (2000), *A. germinans* e *L. racemosa* toleram condições mais salinas do que *R. mangle* por apresentarem um uso mais eficiente de água.

Um exemplo de fator biótico, além da predação, que pode influenciar a ocorrência de uma espécie é o tempo de germinação. O curto período existente para o estabelecimento dos propágulos de mangue, em um manguezal do México, devido a condições hidrodinâmicas locais, foi proposto por Flores-Verdugo *et al.* (1987) como o motivo para a dominância por *L. racemosa*, que requer menos tempo para a germinação e estabelecimento de raízes.

Nickerson & Thibodeau (1985) explicam a distribuição de *A. germinans* e *R. mangle* de acordo com a concentração de sulfetos, onde *R. mangle* tenderia a ocorrer em áreas com menores concentrações de sulfeto e *A. germinans* em áreas com maiores concentrações de sulfeto, devido à maior capacidade da última espécie em reduzir as concentrações de sulfeto. Entretanto, os resultados do experimento em laboratório de Mckee (1993) demonstraram o oposto, uma vez que *R. mangle* foi mais tolerante do que *A. germinans* a presença de sulfetos.

Os dados de Rabinowitz (1978) não suportaram a hipótese de adaptação fisiológica (dominância da espécie na zona de crescimento ótimo), uma vez que as plântulas das espécies estudadas tenderam a não mostrar crescimento superior nas áreas dominadas por adultos da mesma espécie. A autora propõe, então, a hipótese de seleção de propágulos, onde espécies com propágulos maiores tenderiam a se estabelecer nas áreas mais baixas, pois o tamanho deles impediria o movimento na menor coluna de água das áreas mais altas do manguezal durante a inundação. Já as espécies de propágulos menores tenderiam a se estabelecer nas regiões mais altas, pois seriam mais facilmente deslocados pelas marés e o tempo livre de marés para enraizamento dos propágulos seria menor nas áreas mais baixas.

Jimenez & Sauter (1991), em um estudo de transplantes recíprocos ao longo de uma transversal, observaram que *Avicennia bicolor* tinha o potencial de crescer em todas as zonas, ao contrário de *Rhizophora racemosa*, cuja mortalidade aumentava em direção ao interior do manguezal, devido a altas salinidades. A tendência de *A. bicolor* dominar nas áreas mais internas foi atribuída a uma alta frequência de inundação que impediria o estabelecimento dos propágulos da espécie na franja, corroborando com o modelo de seleção de propágulos pelas marés, formulado por Rabinowitz (1978).

Distúrbios também influenciam a distribuição de espécies por liberarem espaço de crescimento, representando oportunidades para o recrutamento (Oliver e Larson, 1990). Assim, o entendimento da dinâmica florestal depende do conhecimento do regime de distúrbios local (Sherman *et al.*, 2000).

Sherman *et al.* (2000) estudou o papel de clareiras abertas por raios na distribuição das espécies de mangue. Juvenis de *R. mangle* dominaram o sub-bosque e as clareiras, apesar de *L. racemosa* e *A. germinans* necessitarem de maiores intensidades de luz para estabelecimento do que *R. mangle*. A dominância de *R. mangle* foi associada a uma maior inundação, resultante da subsidência na área de clareira devido ao colapso do emaranhado de raízes. O domínio de *R. mangle* em clareiras também foi explicado pelo mesmo motivo por Whelan (2005). Assim, a composição de espécies nas clareiras também é dependente de alterações nas condições do sedimento (Sherman *et al.*, 2000).



Lovelock & Feller (2003) mostraram como a concentração de nutrientes e de sais poderia influenciar a distribuição de espécies. Segundo as autoras a coexistência de *A. germinans* e *L. racemosa* ocorreria em áreas de salinidade moderada e baixas concentrações de nitrogênio. Pois, *A. germinans* apresenta uma maior eficiência fotossintética no uso de água (assimilação de CO<sub>2</sub>/evapotranspiração), enquanto *L. racemosa* possui uma maior eficiência fotossintética no uso de nitrogênio (assimilação de CO<sub>2</sub>/conteúdo de nitrogênio foliar). *A. germinans* dominaria em condições hipersalinas e com altas concentrações de nutrientes, e *L. racemosa*, em salinidades baixas a moderadas e com baixa disponibilidade de nutrientes.

A distribuição de espécies ao longo de um estuário pode refletir o gradiente da concentração de nutrientes. Conforme Chen & Twilley (1999), *L. racemosa* tendeu a ocorrer no baixo estuário, onde havia maior disponibilidade de nutrientes, e *R. mangle*, em condições de baixa disponibilidade de nutrientes no alto estuário.

### Sucessão

Segundo Lugo (1980), as evidências sugerem que o manguezal é um ecossistema “steady state”, ou seja, que não tenderia a se transformar em outro ecossistema. A progressão autogênica para outro ecossistema ocorreria em casos especiais, como costas em progradação, porém na área de contato com o mar haveria permanência do ecossistema manguezal (Lugo, 1980).

Segundo Twilley e Day (1999) o conceito de “steady state” é suportado pelo trabalho de Thom (1967) que mostra que a zonação e a estrutura dos manguezais responde as variações eustáticas do nível do mar, onde as zonas migram em direção ao continente ou ao oceano de acordo com o nível do mar. Entretanto, em áreas com energias geofísicas de menores intensidades, a distribuição e a dinâmica das espécies poderia ser uma resposta a mudanças causadas pela própria biota, ou seja, se enquadraria no conceito de sucessão de Odum (1969), e não seria uma resposta as condições ambientais determinadas pelas energias externas, como marés, descarga fluvial e ondas (Twilley e Day, 1999).

Segundo Alongi (2008) haveria a substituição de espécies em resposta a alterações na salinidade e saturação do sedimento. De acordo, com Ellison (2009), as espécies de mangue apresentam preferência por determinadas condições ambientais, assim, no caso de alterações na frequência de inundação, em resposta a um aumento do nível do mar, ocorreriam modificações nas condições ambientais, e conseqüentemente, na distribuição das espécies.

Segundo Thom (1967) a dinâmica de espécies de mangue é uma resposta as condições ambientais resultantes de modificações na dinâmica de sedimentação e

erosão. Semeniuk (1980) observou o mesmo em um manguezal da Austrália, uma vez que as zonas de mangue tenderam a migrar em resposta ao deslocamento de seus habitats em direção a terra, em resposta a um processo erosivo que levou a um aumento da frequência de inundação.

Se uma floresta permanecer relativamente sem distúrbios por longos períodos de tempo em relação ao tempo de vida de uma árvore, como ocorre na Malásia, ou no caso de uma sucessão primária, como em bancos de lamas recentemente formados, podem ser visualizadas as séries de estágios sucessionais como em florestas de terra firme. Entretanto, a maioria das zonas entremarés dos ambientes costeiros são frequentemente perturbadas, sendo inundadas pelas marés que depositam ou erodem depósitos de sedimentos, transportam propágulos para dentro ou para fora dos bosques, e submete a biota florestal ao alagamento e condições físico-químicas flutuantes. Por causa deste regime diário, as florestas de mangue são mosaicos de sequências sucessionais interrompidas (Alongi, 2008).

No modelo de desenvolvimento florestal de Jimenez *et al.* (1985) primeiro ocorre o estabelecimento durante a fase de colonização, depois com a progressão do desenvolvimento, as fases de desenvolvimento inicial, maturidade, e, por fim a senescência, antes de poder ocorrer uma recolonização. Este modelo foi modificado por Duke (2001), que incluiu a ocorrência de clareiras, que podem ocorrer em qualquer fase de desenvolvimento, reiniciando o processo de colonização. Como se espera que a formação de clareiras seja estocástica, o efeito final das clareiras seria uma diminuição do processo de amadurecimento da floresta (Duke, 2001).

O estudo de Whelan (2005) suporta a hipótese de aprisionamento da sucessão de Lugo (1980), onde distúrbios cíclicos fariam o sistema regressar a estágios sucessionais menos maduros, pois o distúrbio de formação de clareiras por raios favorece o estabelecimento de *R. mangle* em vez de *A. germinans*, que seria a espécie clímax para a região de estudo.

Os resultados de Sherman *et al.* (2000) corroboram com a hipótese de que as clareiras são importantes nichos para a regeneração de florestas de mangue, uma vez que a sobrevivência e o crescimento das plântulas de *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle* foram superiores nas clareiras.

A ocorrência de uma espécie após um distúrbio é dependente de sua estratégia de crescimento. *Avicennia* sp. tende a dominar em áreas sujeitas a ventos fortes e chuvas de granizo devido a sua capacidade de rebrota. Entretanto, *Rhizophora* sp. é mais suscetível aos referidos tipos de distúrbios por não apresentar esta capacidade de rebrota, dependendo de estratégias reprodutivas (propágulos e plântulas) para a regeneração de florestas da espécie (Duke, 2001).

Conforme Ross *et al.* (2006), as florestas mais produtivas de um manguezal da Flórida apresentaram um menor tempo de regeneração após distúrbios, sendo que esta diferença de tempo de regeneração pode explicar a distribuição das espécies. *R. mangle* tendeu a dominar nas florestas mais produtivas pelo fato de indivíduos com maior altura (regeneração avançada) terem sido preservados após a passagem do furacão. Já nas florestas menos produtivas houve um estabelecimento de uma floresta mista de *R. mangle* e *L. racemosa*. *L. racemosa* conseguiu se estabelecer nestas florestas, devido ao maior tempo de regeneração das mesmas, que permitiu a entrada desta espécie intolerante à sombra que não consegue se manter por muito tempo no sub-bosque como *R. mangle*, que apresenta tolerância a sombra.

A auto-sucessão das espécies de mangue, isto é, a tendência de manutenção das mesmas espécies que ocupam o dossel após distúrbios (Lugo, 1980), resulta em uma zonação estável. Esta pode ser mantida por um regime de distúrbio diferenciado ao longo do gradiente ambiental, que favorece o estabelecimento das espécies dominantes. Imai *et al.* (2006) observaram a diminuição do tamanho das clareiras em direção ao interior da floresta de mangue, justificando o domínio da espécie com maior demanda por luz na floresta de franja, e o predomínio das espécies mais tolerantes a sombra nas regiões internas do manguezal.

Estudos demonstram a importância de fatores bióticos na dinâmica de espécies do ecossistema manguezal. A predação por caranguejos seria maior em áreas com maior densidade de plantas, reduzindo a competição (Canicci *et al.*, 2008). Como as espécies de caranguejo são espécies-chave para muitas florestas de mangue é possível argumentar que perdas dessas populações, por exemplo, por um evento de poluição, afetaria negativamente o crescimento e a sucessão das florestas de mangue (Alongi, 2002). Insetos perfuradores de madeira ao matar galhos de árvore, como consequência de sua herbivoria, podem criar oportunidades para a colonização (Canicci *et al.*, 2008).

Feller & Mckee (1999) mostraram que pequenas clareiras eram causadas mais frequentemente por fatores bióticos do que abióticos, em florestas de mangue em Belize. A larva xilófaga do besouro *Elaphidion mimeticum* foi apontada como a principal causadora de distúrbios de pequena escala, demonstrando a importância de um fator biótico para o entendimento da estrutura e dinâmica do ecossistema manguezal.

Ewel *et al.* (1998a) investigou diferenças na regeneração em regiões de franja e de bacia no manguezal da Ilha de Kosrae, Estados Federados da Micronésia. Os autores consideraram a bacia um ambiente mais propício para a regeneração, por apresentar

uma maior densidade de plântulas embaixo do dossel do que o bosque de franja. Esta menor densidade de plântulas na franja foi associada a maiores fluxos de água e valores de salinidade.

As clareiras nas bacias tenderam a ser um ambiente menos favorável para a regeneração do que embaixo do dossel nas bacias, pois apresentaram densidade similar de plântulas apesar da maior disponibilidade de luz nas clareiras. Já nas franjas, a regeneração tenderia a ser mais favorável nas clareiras. Menores valores de Eh, maiores salinidades e temperaturas do sedimento, tornam as clareiras das bacias ambientes mais estressantes para o estabelecimento de propágulos (EWEL *et al.*, 1998a).

Clarke e Kerrigan (2000) não observaram diferenças na densidade de plântulas entre áreas de clareira e abaixo do dossel, sugerindo uma similaridade no recrutamento. A composição de espécies das clareiras foi similar a da floresta adjacente, sugerindo que a fonte de propágulos para colonização é principalmente da floresta adjacente e não de áreas mais distantes. Com isso, concluíram que as poucas evidências sugerem não existir espécie dependente de clareira em manguezais do Norte da Austrália. Desta maneira, a dinâmica de clareiras na região tenderia a seguir um simples padrão de substituição direta, onde uma população é substituída por membros da mesma espécie, ao contrário do que acontece em florestas tropicais pluviais em que guildas de espécies são encontradas de acordo com a idade das clareiras.

Benfield *et al.* (2005) observou o domínio de *L. racemosa*, inclusive em áreas de topografia mais baixa, e uma baixa abundância de *R. mangle* e *A. germinans* na Baía de Punta Mala, apesar de não ser comum a ocorrência de *L. racemosa* na costa do Panamá voltada para o oceano Pacífico. A presença de *L. racemosa* foi atribuída à ocorrência de distúrbios, pois a espécie tem uma maior habilidade de se estabelecer em áreas perturbadas.

Chen & Twilley (1998) utilizando o modelo de dinâmica florestal FORMAN, obtiveram como cenário a dominância de *L. racemosa* nos primeiros estágios de sucessão florestal, devido à alta taxa de crescimento da espécie em solos férteis com baixa salinidade e a sua capacidade de rebrota. O modelo também previu que *L. racemosa* só ocorreria nos primeiros estágios do processo de dinâmica de clareiras, devido a sua alta demanda por luz, sendo considerada uma espécie pioneira. O FORMAN também indicou que as taxas de recrutamento também são importantes para entender a dinâmica das espécies de mangue.

A dinâmica de sedimentação e erosão também interfere na sucessão do ecossistema manguezal, sendo importante considerá-la para entendimento do padrão estrutural. Além disso, quando se conhece a dinâmica de sedimentação e erosão e a resposta da

vegetação a estas mudanças, é possível prever as alterações que ocorrerão no ecossistema (Linares *et al.*, 2007).

Fromard *et al.* (2004) observaram um mosaico estrutural correspondente a diferentes idades em resposta ao processo dinâmico de sedimentação/erosão que ora disponibilizava áreas para colonização ora destruía áreas ocupadas pelo manguezal. Analisando testemunhos, Cunha-Lignon *et al.* (2009) puderam descrever a sucessão de manguezais do sul de São Paulo. *Spartina alterniflora* é a espécie pioneira para estes manguezais, atuando como fixadora de sedimento. Depois *S. alterniflora* é substituída por *L. racemosa*, que por sua vez é sucedida por *A. schaueriana* quando ocorre a maior consolidação do sedimento.

#### *Hidrologia, estrutura e funcionamento do ecossistema manguezal*

Conforme Reddy & Delaune (2008), a hidrologia das áreas úmidas é definida pelo hidroperíodo (profundidade, frequência e duração da inundação ou saturação do solo), hidrodinâmica (direção e velocidade das correntes) e fonte de água (superficial ou do lençol freático).

Para se ter idéia da importância da hidrodinâmica, o fluxo de biomassa e energia da teia alimentar de um ecossistema de área úmida temperado pode ser calculado através de um modelo de hidrodinâmica. Este modelo “one-way” não é adequado para o ecossistema manguezal devido aos processos de retroalimentação ente biota, hidrodinâmica e batimetria do estuário. A batimetria influencia o fluxo de água, que por sua vez influencia a biota (Mazda & Wolanski, 2009).

As diferenças nas características das marés, de precipitação, evapotranspiração e microtopografia resultam em manguezais com diferentes padrões hidrológicos e hidrogeoquímicos (Kjerfve *et al.*, 1999). Os referidos padrões hidrológicos são extremamente importantes para a manutenção da estrutura e função de uma área úmida, pois mudanças hidrológicas mínimas podem resultar em modificações na composição e riqueza de espécies, como também na produtividade do ecossistema (Mitsch & Gosselink, 2007). Isto ocorre porque a hidrologia controla as características biogeoquímicas das áreas úmidas, incluindo propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, produtividade das comunidades bióticas e a qualidade da água (Reddy & Delaune, 2008).

Os fatores edáficos influenciam a estrutura e a função do ecossistema manguezal em uma escala local (Chen & Twilley, 1998). Assim, estudos de caracterização dos gradientes ambientais são importantes para o entendimento da estrutura e funcionamento dos manguezais, e, conseqüentemente para o manejo destes ecossistemas.

### *Florestas e hidrologia*

Diferenças hidrológicas em manguezais resultam em florestas com diferentes características estruturais e funcionais (TWILLEY, 1995; TWILLEY, 1998), isto é, nos tipos fisiográficos de Lugo & Snedaker (1974). Schaeffer-Novelli *et al.* (2000) sugerem o reconhecimento de dois tipos fisiográficos principais, bacia e franja, e três subtipos, ilhote, anão e arbustivo. O principal critério de classificação para os tipos bacia e franja é a circulação da água, sendo que bosques de franja são considerados sistemas com “fluxo de água”, e as bacias, sistemas de “água parada”. O subtipo ilhote é considerado um tipo especial de franja, enquanto os subtipos arbustivo e anão são caracterizados por florestas com desenvolvimento reduzido devido a condições marginais impostas por fatores edáficos, climáticos ou outros tensores, e por baixa disponibilidade de nutrientes, respectivamente.

Os bosques de franja ocorrem ao longo das margens de costas protegidas, em estuários e baías abrigadas, e em ilhas lavadas intensamente, também conhecidas como ilhotes. Movimentos verticais induzidos pelas marés são típicos das franjas e estes auxiliam na ventilação das raízes e retirada de substâncias tóxicas. Além disso, as franjas ocorrem desde ambientes com valores de salinidade superiores ao da água do mar e oligotróficos até regiões ribeirinhas com influência de água doce e altos níveis de nutrientes (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2000).

As florestas ribeirinhas são consideradas por Schaeffer-Novelli *et al.* (2000) um tipo de franja, cujos elevados atributos estruturais se devem ao fato de ocorrerem ao longo de rios. Estes bosques não sofrem com acumulação de sais ou falta de nutrientes, pois os fluxos de água doce são contínuos ou quase contínuos e a energia cinética da água contribui para a oxigenação e dissipação de substâncias nocivas (CINTRÓN E SCHAEFFER-NOVELLI, 1983).

As florestas de bacia se estabelecem nas partes mais interiores do manguezal, atrás das florestas de franja, e são áreas mais planas, onde a renovação das águas ocorre muito mais lentamente do que nas florestas de franja, sendo o movimento das águas estacional e difícil de ser detectado. Como os fluxos são regulares, sobre uma área de amplas dimensões, ocorre uma uniformidade das condições físicas e químicas do solo. Estas características não permitem o estabelecimento de gradientes fortes que motivem uma seleção de espécies e, conseqüentemente, uma zonação definida (CINTRÓN E SCHAEFFER-NOVELLI, 1983).

Devido à tendência de estagnação de água e acúmulo de sais nas bacias, as espécies que dominam estes tipos florestais possuem adaptações para lidar com uma menor

disponibilidade de oxigênio e tolerar salinidades mais elevadas do que aquelas encontradas nas franjas (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2000).

As bacias ocupam terrenos sujeitos a uma menor frequência de lavagem pelas marés, sendo que, em alguns locais, as florestas são inundadas apenas pelas marés mais altas (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2000). O grau de desenvolvimento deste tipo fisiográfico está relacionado à quantidade de água recebida das chuvas ou do escoamento superficial e à frequência de inundação pelas marés, que influenciam a salinidade, o aporte de nutrientes e a concentração de sulfetos (CINTRÓN E SCHAEFFER-NOVELLI, 1983).

As maiores densidades de troncos tendem a ser encontradas nos bosques de franja e de bacia. Os bosques ribeirinhos caracterizam-se pelos menores valores de densidade e maiores valores de diâmetro médio, altura e área basal. Os bosques de bacia e franja atingem um menor nível de desenvolvimento estrutural do que as florestas de franja ribeirinhas, possivelmente devido à maior vulnerabilidade dos bosques de franja e bacia a perturbações (CINTRÓN E SCHAEFFER-NOVELLI, 1983).

Considerando isto, as bacias apresentam menor desenvolvimento estrutural (altura e biomassa) e produtividade do que as franjas. Estas diferenças estruturais e funcionais entre franjas e bacias são atribuídas a uma menor frequência de inundação nas últimas, resultando em altas salinidades e concentrações de sulfetos (CINTRÓN & SCHAEFFER-NOVELLI, 1983).

A produtividade primária e outras funções do ecossistema sofrem incrementos por condições de maior fluxo de água e são geralmente prejudicadas em condições de estagnação do fluxo de água (Mitsch & Gosselink, 2007). A troca de matéria orgânica entre manguezais e águas estuarinas adjacentes também aumenta com o aumento da intensidade das energias geofísicas (Twilley, 1998).

As franjas tendem a exportar mais detritos do que as bacias por serem mais frequentemente inundadas pelas marés, assim tenderiam a manter os nutrientes realizando uma maior retranslocação dos nutrientes das folhas senescentes para o tronco (Twilley & Day, 1999). Já nas bacias, onde a serrapilheira tende a acumular, observa-se uma menor retranslocação, e a imobilização de nutrientes nos detritos do sedimento. Além disso, as taxas de decomposição e mineralização tendem a ser maiores nas bacias do que nas franjas (Twilley & Day, 1999).

As maiores taxas de decomposição e mineralização, e baixas taxas de exportação de matéria orgânica, aumentam a disponibilidade de nutrientes para reabsorção pelas raízes nas bacias (Twilley *et al.*, 1986). Este é um mecanismo importante para uma floresta que recebe um baixo aporte de nutrientes pelas marés, devido à baixa frequência de inundação.

A produção de serrapilheira tende a ser maior nas áreas com menores salinidades e maiores frequências de inundação, visto que Twilley *et al.* (1986) agruparam áreas por produtividade de serrapilheira, e esta classificação por produtividade dividiu as florestas de acordo com as características hidrológicas, ou seja, em florestas de franja e de bacia.

A frequência de inundação também pode interferir na viabilidade dos propágulos. Propágulos de *A. schaueriana* e *L. racemosa* provenientes de um bosque de bacia apresentaram uma menor germinação do que os oriundos do bosque de franja, devido ao stress (baixa frequência de inundação, alta salinidade e baixa concentração de nutrientes) imposto às árvores porta-sementes do bosque de bacia (Cavalcanti *et al.*, 2007).

#### *Salinidade, potencial redox, nutrientes e pH*

As marés atuam com um tensor causando submergência, solos salinos e anaeróbios. Entretanto, também atuam como subsídios removendo o excesso de sais, restabelecendo condições aeróbias e levando nutrientes para os manguezais (Mitsch & Gosselink, 2007). Durante a maré baixa, a água intersticial do sedimento do manguezal flui para os canais de maré. À medida que a maré sobe, o fluxo da água intersticial para os canais de maré é interrompido. A maré alta, então, repõe a água do sedimento com água do mar rica em oxigênio dissolvido (Kjerfve *et al.*, 1999).

A hidrologia interfere na estrutura (Lara & Cohen, 2006) através de sua influência nos gradientes ambientais (Twilley, 1998; Twilley & Rivera-Monroy, 2005; Krauss *et al.*, 2008) que interferem no crescimento (Krauss *et al.*, 2008) na distribuição e na dinâmica das espécies de mangue (Thom, 1967; Semeniuk, 1980; Sherman *et al.*, 2000; Chen & Twilley, 1998; Alongi, 2008; Ellison, 2009).

Como exemplo de condições ambientais influenciadas pelas marés, pode-se citar a disponibilidade de nutrientes (Clough, 1992; Lara & Cohen, 2006; Cohen *et al.*, 2004), como potássio, magnésio, ferro, manganês, enxofre e fósforo (Mitsch & Gosselink, 2007), o grau de saturação do sedimento, a salinidade (Ball, 1988; Mitsch & Gosselink, 2007), as condições de oxidação-redução do sedimento (Twilley & Day, 1999), o pH e a concentração de sulfetos (Ferreira *et al.*, 2010).

A salinidade do solo integra a contribuição relativa da precipitação, inundação pelo rio e marés. Quando o sal acumula em níveis superiores a salinidade da água do mar, *stress* ao desenvolvimento de biomassa e produtividade ocorre (Twilley & Day, 1999).

Apesar de não existirem processos bioquímicos exclusivos de áreas úmidas, são dominantes as reações características de condições anaeróbicas devido à inundação típica destes ecossistemas. Isto ocorre porque os poros do solo são preenchidos com



água, e a difusão do oxigênio na água é 10.000 vezes mais lenta do que no ar (Mitsch & Gosselink, 2007).

O hidroperíodo e flutuações no nível do lençol freático influenciam a quantidade de poros do sedimento preenchidos com ar, que são extremamente importantes para a difusão de oxigênio do ar para o sedimento. Desta maneira, quando ocorre a saturação do sedimento com água, este tende a apresentar baixo conteúdo de oxigênio e baixo potencial redox (Eh). Com isso, o Eh pode ser utilizado como um indicador de condições anaeróbicas ou aeróbicas (Reddy & Delaune, 2008) e da duração da inundação (EWEL, 1998b).

À medida que compostos orgânicos de sedimentos saturados com água são oxidados, o potencial redox diminui. Em potenciais redox entre 400 e 600 mV, o oxigênio é o acceptor final de elétrons do processo de oxidação da matéria orgânica. Quando o oxigênio dissolvido torna-se indisponível, o nitrato é utilizado como acceptor de elétrons em um potencial redox de aproximadamente 250mV. Depois, com a diminuição do potencial redox, ocorrem, em sequência, a redução do manganês, transformado de mangânico para manganoso, a redução do ferro, transformado de férrico para ferroso, e a redução do sulfato, resultando em sulfeto. Finalmente, nas condições mais reduzidas, abaixo de -200mV, a própria matéria orgânica ou o dióxido de carbono torna-se o acceptor final de elétrons, produzindo gás metano (Mitsch & Gosselink, 2007).

O oxigênio introduzido nos sedimentos das áreas úmidas é oriundo da água que inunda estas áreas, da fotossíntese e do ar, durante ciclos de inundação/exposição e flutuações no nível do lençol freático. Em condições de baixa drenagem, inundação ou lençol freático superficial, observam-se duas camadas no sedimento: uma superficial aeróbica, e uma abaixo desta, anaeróbica. A espessura da camada aeróbica varia também com o conteúdo de matéria orgânica, pois esta é mais fina nos sedimentos com maior conteúdo de matéria orgânica do que nos sedimentos com menor conteúdo (Reddy & Delaune, 2008).

O hidroperíodo tem uma influência significativa na profundidade e duração da camada de oxidação superior do sedimento por determinar o tempo de exposição do sedimento ao oxigênio atmosférico. Esta exposição varia em franjas e bacias conforme a profundidade do lençol freático e a duração de manutenção desta mesma profundidade ao longo do tempo (Twilley & Rivera-Monroy, 2009).

As franjas tendem a apresentar sedimentos com maiores valores redox devido à maior frequência de inundação. Em condições de déficit hídrico, manguezais interiores tendem a apresentar maiores profundidades do lençol freático, permitindo um aumento da profundidade da zona de oxidação. Entretanto, durante períodos de elevada

precipitação, a profundidade do lençol tende a diminuir, levando a uma diminuição dos valores redox em resposta a estagnação de água (Twilley & Rivera-Monroy, 2009).

Nitrogênio e fósforo são considerados os principais fatores limitantes para a produtividade primária em manguezais (Twilley, 1995). As concentrações de fósforo são maiores nas áreas mais frequentemente inundadas, provavelmente devido à maior deposição de sedimento. Já as concentrações de nitrogênio tendem a ser maiores onde há uma maior biomassa de raízes (Boto & Wellington, 1984).

A hidrologia influencia o ciclo do nitrogênio, por afetar o potencial redox, e conseqüentemente, os tipos de reação e as formas de nitrogênio disponíveis. Na zona de redução do sedimento ocorre a denitrificação, e para o processo de nitrificação é necessária a presença de oxigênio (Alongi *et al.*, 1992; Mitsch & Gosselink, 2007).

Além disso, o amônio é a principal forma de nitrogênio inorgânico no sedimento anaeróbico dos manguezais. Como outros cátions, o amônio é capaz de ocupar regiões de troca catiônica, entretanto o sódio, que ocorre em altas concentrações nos sedimentos dos manguezais, tende a ocupar estas áreas de troca catiônica, liberando os íons amônio para a água intersticial, onde são altamente móveis e suscetíveis a lixiviação por chuvas fortes ou drenagem após a inundação pelas marés (Clough, 1992).

Segundo Feller *et al.* (2003), em sua área de estudo, bosques de franja apresentaram crescimento limitado por N, e os bosques de bacia, crescimento limitado por fósforo. A menor concentração de P no bosque de bacia estaria associada a um menor fluxo de água, uma vez que o fluxo de água aumenta a oferta de nutrientes. Apesar de um menor potencial redox poder resultar em uma maior disponibilidade de P quando este está ligado ao ferro, na área referida os sedimentos eram ricos em cálcio. Neste caso, o potencial redox não é significativo para a liberação de P dos íons de cálcio (Feller *et al.*, 2003), pois em sistemas carbonáticos a liberação de fósforo do sedimento é dependente do pH (Oxmann *et al.*, 2009).

As franjas podem apresentar uma menor disponibilidade de nitrogênio que as bacias por apresentarem menores entradas de nitrogênio por fixação de nitrogênio e mineralização, e maiores perdas por denitrificação ou exportação de matéria orgânica do que as bacias, ou também, as bacias podem apresentar uma maior disponibilidade de nitrogênio decorrente de uma menor absorção do nutriente em virtude de um baixo crescimento ou baixa demanda pelo nutriente (Lara *et al.*, 2009).

Fitotoxinas, como os sulfetos, são produzidas em condições de baixo potencial redox, associadas a áreas com sedimentos saturados por água e baixa frequência de inundação (Feller *et al.*, 2003). O  $H_2S$  pode matar raízes em concentrações de somente  $2,5mg L^{-1}$ , e é o principal fator responsável por baixos crescimento e

produtividade em marismas (Reddy & Delaune, 2008), pois diminui as taxas de absorção de nutrientes (Twilley & Rivera-Monroy, 2009). Em condições de hipoxia e com significativas concentrações de sulfetos, a capacidade respiratória das raízes e a absorção de nitrogênio foram reduzidas em plantas de áreas úmidas, limitando o potencial de crescimento (Koch et al., 1990).

Entretanto, de acordo com Mitsch & Gosselink (2007), a toxicidade para as raízes é reduzida quando o sulfeto se combina com o ferro ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ). Quando este composto ( $\text{FeS}_2$ ) é oxidado na transição das zonas aeróbica e anaeróbica, são formados os produtos: sulfato, acidez e oxi-hidróxidos de ferro que reduzem a solubilidade e a migração de fósforo no sedimento, uma vez que o fósforo é adsorvido aos últimos (Twilley & Rivera-Monroy, 2009).

Existe uma relação inversa entre o pH e o Eh (Otero *et al.*, 2006), devido ao consumo de prótons em condições de baixo potencial redox (Ferreira *et al.*, 2010). O pH assim como o Eh interfere na disponibilidade de nutrientes. Por exemplo, Oxmann *et al.* (2010) observaram que as concentrações de P e N no sedimento e nas folhas eram afetadas pelo pH. Outro exemplo é a denitrificação, que não ocorre em condições ácidas (Mitsch & Gosselink, 2007).

#### *Manguezais como indicadores do aumento do nível do mar*

Considerando que pequenas variações hidrológicas no ecossistema manguezal resultam em grande mortalidade, Blasco *et al.* (1996) propõe que o ecossistema pode ser utilizado como um indicador de mudanças no nível do mar. Para comprovar isto é importante monitorar como mudanças na inundação pelas marés interferem na distribuição e na dinâmica das espécies de mangue.

A resposta do manguezal a variações hidrológicas tende a ser gradual, e, particularmente em sistemas não-impactados, manifestada com mudanças na sua extensão, estrutura, composição de espécies e zonação. Como os manguezais são sensíveis a pequenas mudanças nas regiões costeiras, como por exemplo, alterações nos padrões de drenagem, intrusão salina, sedimentação ou erosão em resposta a variações do nível do mar, mudanças na zonação destes ecossistemas refletem alterações em maiores escalas e impactos associados nas regiões costeiras (Blasco *et al.*, 1996; Ellison & Farnsworth, 1997).

O registro fóssil mostra que os manguezais conseguiram se manter diante de um aumento do nível médio relativo do mar, uma vez que existem vários registros de sedimento de manguezal encontrado abaixo do limite inferior de ocupação atual de manguezais em direção ao mar (Ellison, 2008). Em períodos de aumento do nível do mar os manguezais migraram para regiões mais internas do continente, entretanto

estas áreas não se mantêm com a diminuição do nível do mar devido à competição e ao fato das espécies de mangue não resistirem a incêndios (Egler, 1952).

O estudo de Semeniuk (1980) e Behling *et al.* (2004) corroboram com esta hipótese. Semeniuk (1980) observou a migração das zonas do manguezal em direção a terra em resposta a um processo erosivo, que levou ao aumento da frequência de inundação em áreas mais internas do manguezal. E Behling *et al.* (2004) através da análise de pólen em testemunhos encontraram evidências de progradação e retração do manguezal na Ilha de Marajó, Pará, em resposta a descida e subida do nível relativo do mar, respectivamente.

É importante frisar que as zonas de manguezal migrarão em direção a áreas mais internas do continente se a taxa de aumento do nível do mar exceder a taxa de sedimentação (Ellison, 2009; Gilman *et al.*, 2007), e reocuparão áreas de marismas e outras áreas úmidas localizadas atrás do manguezal, como ocorreu no passado. A estabilidade das florestas de mangue e outras áreas úmidas do ambiente entremarés ocorrerá se a taxa de sedimentação vertical exceder a taxa de aumento do nível do mar (Gilman *et al.*, 2007; Lovelock & Ellison, 2007; Alongi, 2008).

Entretanto, as mudanças climáticas passadas ocorreram em períodos onde a modificação da costa pela ação humana era limitada em comparação ao nível atual de desenvolvimento. As atividades humanas resultaram na perda de áreas úmidas, perda de conectividade, aumento da disponibilidade de nutrientes, modificações na dinâmica de sedimentos e criação de estruturas que impedirão a migração do ecossistema para áreas mais internas, em resposta ao aumento do nível do mar, como estradas e muros de proteção costeira (Lovelock & Ellison, 2007).

Entender como a estrutura da vegetação será alterada pelas mudanças climáticas é importante porque a estrutura da vegetação influencia a função do ecossistema. Por exemplo, existe uma correlação significativa entre altura da floresta e produtividade primária. Adicionalmente, diferentes espécies de mangue apresentam distintas características morfológicas e bioquímicas, que influenciam os processos do ecossistema. O tecido de *Avicennia* spp. é mais rico em nitrogênio do que o de *Rhizophora* spp., resultando em diferenças nas taxas de consumo e decomposição (Lacerda *et al.*, 1995; Lovelock e Ellison, 2007). Comunidades da fauna também são influenciadas pela estrutura florestal e influenciam a função do ecossistema (Lovelock e Ellison, 2007).

## Referências Bibliográficas

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

ALONGI, D.M. Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v.76, p.1-13, 2008.

BALL, M.C. Patterns of secondary succession in a mangrove forest of Southern Florida. **Oecologia**. v.44, p.226-235. 1980.

BALL, M.C Ecophysiology of mangroves. **Trees**. v.2, p.129-142. 1988.

BEHLING, H.; COHEN, M.C.L.; LARA, R.J. Late Holocene mangrove dynamics of Marajó Island in Amazonia, northern Brazil. **Veget. Hist. Archaeobot.** v.13, p.73–80, 2004.

BENFIELD, S.L.; GUZMAN, H.M.; MAIR, J.M. Temporal mangrove dynamics in relation to coastal development in Pacific Panama. **Journal of Environmental Management**. v. 76, p.263–276, 2005.

BLASCO, F.; SAENGER, P.; JANODET, E. Mangroves as indicators of coastal change. **Catena**. v.27, p.167-178,1996.

BOTO, K.G; WELLINGTON, J.T. Soil characteristics and nutrient status in a northern Australian mangrove forest. **Estuaries**. v.17, n.1., p.61-69. 1984.

CANNICCI, S.; BURROWS, D.; FRATINI, S.; SMITH III, T.J.; OFFENBERG, J.; DAHDOUH-GUEBAS, F. Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: A review. **Aquatic Botany**. v. 89, p.186–200, 2008.

CAVALCANTI, V.F.; ANDRADE, A.C.S.; SOARES, M.L.G. 2007. Germination of *Avicennia schaueriana* and *Laguncularia racemosa* from two physiographic types of mangrove forest. **Aquatic Botany**, vol.86, 3: 285-290.

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

CINTRON, G.; LUGO, A.E.; POOL, D.J.; MORRIS, G. Mangroves of Arid Environments in Puerto Rico and Adjacent Islands. **Biotropica**. v.10, n. 2., p. 110-121, 1978.

CHEN, R.; TWILLEY, R.R. Patterns of mangrove forest structure and soil nutrient dynamics along the Shark River Estuary, Florida. **Estuaries**. v.22, n.4, p.955-970, 1999.

- CLARKE, P.J.; KERRIGAN, R.A. Do Forest Gaps Influence the Population Structure and Species Composition of Mangrove Stands in Northern Australia?. **Biotropica**. v.32, n. 4a., p. 642-652, 2000.
- CLOUGH, B.F. Primary productivity and growth of mangrove forests. *In*: A.I. Robertson & D. M. Alongi (eds.). **Coastal and Estuarine Studies: Tropical mangrove ecosystems**. v. 41. Washington, D.C: American Geophysical Union. p. 225-249. 1992.
- COHEN, M.C.L.; LARA, R.J.; SZLAFSZTEIN, C.; DITTMAR, T. Mangrove inundation and nutrient dynamics from a GIS perspective. **Wetlands Ecology and Management**. v. 12, p. 81–86, 2004.
- COLE, T.G.; EWEL, K.C.; DEVOE, N.N. Structure of mangrove trees and forests in Micronesia. **Forest Ecology and Management**. v.117, p.95-109, 1999.
- COLONNELLO, G.; MEDINA, E. Vegetation changes induced by dam construction in a tropical estuary: the case of Mánamo river, Orinoco Delta (Venezuela). **Plant Ecology**. v.139, p.145-154, 1998.
- CUNHA-LIGNON, M.; MAHIQUES, M.M.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; RODRIGUES, M.; KLEIN, D.A.; GOYA, S.C.; MENGHINI, R.P.; TOLENTINO, C.C.; CINTRÓN-MOLERO, G.; DAHDOUH-GUEBAS, F. Analysis of mangrove forest succession, using sediment cores: a case study in the Cananéia – Iguape Coastal System, São Paulo – Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**. v.57, n.3, p.161-174, 2009.
- DAHDOUH-GUEBAS, F.; POTTELBERGH, I.V.; KAIRO, J.G.; CANNICCI, S.; KOEDAM, N. Human-impacted mangroves in Gazi (Kenya): predicting future vegetation based on retrospective remote sensing, social surveys, and tree distribution. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** v. 272, p.77–92, 2004.
- DUKE, N.C. Mangrove floristics and biogeography. *In*: A.I. Robertson & D. M. Alongi (eds.). **Coastal and Estuarine Studies: Tropical mangrove ecosystems**. v. 41. Washington, D.C: American Geophysical Union. p. 63-100. 1992.
- DUKE, N.C.; BALL, M.C.; ELLISON, J.C. Factors Influencing Biodiversity and Distributional Gradients in Mangroves. **Global Ecology and Biogeography Letters**. v.7, n.1, p.27-47, 1998.
- DUKE, N.C. Gap creation and regenerative processes driving diversity and structure of mangrove ecosystems. **Wetlands Ecology and Management**. v. 9, p. 257–269, 2001.
- EGLER, F.E. Southeast saline Everglades vegetation, Florida, and its management. **Plant Ecology**. v.3, p.213-265, 1952.

ELLISON, A.M.; FARNSWORTH, E.J. Simulated sea level change alters anatomy, physiology, growth and reproduction of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). **Oecologia**. v.112, p.435-446, 1997.

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

ELLISON, J.C. Long-term retrospection on mangrove development using sediment cores and pollen analysis: A review. **Aquatic Botany**. v.89, p.93-104, 2008.

ELLISON, J.C. Geomorphology and sedimentology of mangroves. *In*: Perillo, G.M.E.; Wolanski, E.; Cahoon, D.R.; Brinson, M.M. (eds.) **Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach**. The Netherlands: Elsevier. p.565-591. 2009.

EWEL, K.C.; ZHENG, S.; PINZÓN, Z.S.; BOURGEOIS, J.A. Environmental Effects of Canopy Gap Formation in High-Rainfall Mangrove Forests. **Biotropica**. v.30, n.4, p.510-518, 1998a.

EWEL, K.C.; TWILLEY, R.R.; ONG, J.E. Different kinds of mangrove forest provide different goods and services. **Global Ecology and Biogeography Letters**. v.7, p.83-94, 1998b.

FELLER, I.C.; MCKEE, K.L. Small Gap Creation in Belizean Mangrove Forests by a Wood-Boring Insect. **Biotropica**. v. 31, n. 4, p. 607-617, 1999.

Feller, I.C.; McKee, K.L.; Whigham, D.F.; O'Neill, J.P. Nitrogen vs. Phosphorus Limitation across an Ecotonal Gradient in a Mangrove Forest. **Biogeochemistry**. v. 62, n.2, p. 145-175, 2003.

FERREIRA, T.O.; OTERO, X.L.; SOUZA JUNIOR, V.S.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F.; FIRME, L.P. Spatial patterns of soil attributes and components in a mangrove system in Southeast Brazil (São Paulo). **J. Soils Sediments**. v.10, p.995-1006, 2010.

FLORES-VERDUGO, F.J.; DAY, J.W.; BRISEÑO-DUEÑAS, R. Structure, litter fall, decomposition, and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. **Mar. Ecol. Prog. Ser.** v. 35, p.83-90, 1987.

FROMARD, F.; VEGA, C.; PROISY, C. Half a century of dynamic coastal change affecting mangrove shorelines of French Guiana: A case study based on remote sensing data analyses and field surveys. **Marine Geology**. v.208, p. 265–280, 2004.

- GILMAN, E.; ELLISON, J.; COLEMAN, R. Assessment of mangrove response to projected relative sea-level rise and recent historical reconstruction of shoreline position. **Environ. Monit. Assess.** v.124, p.105–130, 2007.
- GILMAN, E.L.; ELLISON, J.; DUKE, N.C.; FIELD, C. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. **Aquatic Botany.** v. 89, p. 237–250, 2008.
- HAMILTON, L.S.; SNEDAKER, S.C. **Handbook for mangrove area management.** United Nations Environment Programme and East-West Center, Environment and Policy Institute. 123p. 1984.
- IMAI, N.; TAKYU, M.; NAKAMURA, Y.; NAKAMURA, T. Gap formation and regeneration of tropical mangrove forests in Ranong, Thailand. **Plant Ecology.** v.186, p.37–46, 2006.
- JIMÉNEZ, J.A.; LUGO, A.E.; CINTRÓN, G. Tree Mortality in Mangrove Forests. **Biotropica.** v.17, n.3, p. 177-185, 1985.
- JIMÉNEZ, J.A.; SAUTER, K. Structure and Dynamics of mangrove forests along a flooding gradient. **Estuaries.** v.14, n.1, p.49-56, 1991.
- KJERFEVE, B.; LACERDA, L.D.; REZENDE, C.E.; OVALLE, A.R.C. Hydrological and hydrogeochemical variations in mangrove ecosystems. *In:* A. Yáñez-Arancibia & A. L. Lara-Domínguez (eds.). **Ecosistemas de manglar en América Tropical.** Instituto de Ecología, A.C.Xalapa, México; UICN/ORMA Costa Rica; NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. p.71-81. 1999.
- KOCH, M.S.; MENDELSSOHN, I.A.; MCKEE, K.L. Mechanism for the hydrogen sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes. **Limnol. Oceanogr.** v.35, n.2, 399-408, 1990.
- KRAUSS, K.W.; LOVELOCK, C.E.; MCKEE, K.L.; LÓPEZ-HOFFMAN, L.; EWE, S.M.L.; SOUSA, W.P. Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. **Aquatic Botany,** v. 89, p.105–127, 2008.
- KRAUSS, K.W.; KEELAND, B.D.; ALLEN, J.A.; EWEL, K.C.; JOHNSON, D.J. Effects of Season, Rainfall, and Hydrogeomorphic Setting on Mangrove Tree Growth in Micronesia. **Biotropica.** v.39, n.2, p.161–170, 2006.
- LACERDA, L. D. Manguezais florestas de beira-mar. **Ciência Hoje.** v.3. 1984.



LACERDA, L.D.; ITTEKKOT, V.; PATCHINEELAM, S.R. Biogeochemistry of mangrove soil organic matter: a comparison between *Rhizophora* and *Avicennia* soils in South-Eastern, Brazil. **Estuarine Coastal and Shelf Science**. v.40, p.713-720, 1995.

LARA, R.J.; COHEN, M.C.L. Sediment porewater salinity, inundation frequency and mangrove vegetation height in Bragança, North Brazil: an ecohydrology-based empirical model. **Wetlands Ecology and Management**. v.14, p.349–358, 2006.

LARA, R.J.; SZLAFSZTEIN, C.F.; COHEN, M.C.L.; OXMANN, J.; SCHMITT, B.B.; SOUZA FILHO, P.W.M. Geomorphology and sedimentology of mangroves and salt marshes: the formation of geobotanical units. p. 593-614. *In*: Perillo, G.M.E.; Wolanski, E.; Cahoon, D.R.; Brinson, M.M. (eds.) **Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach**. Elsevier, The Netherlands. 2009.

LINARES, A.P.M.; LÓPEZ-PORTILLO, J.; HERNÁNDEZ-SANTANA, J.R.; PÉREZ, M.A.O.; OROZCO, O.O. The mangrove communities in the Arroyo Seco deltaic fan, Jalisco, Mexico, and their relation with the geomorphic and physical-geographic zonation. **Catena**. v.70, p.127-142, 2007.

LOVELOCK, C.E.; ELLISON, J. Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the Great Barrier Reef to climate change. p. 237-269. *In*: **Climate change and The Great Barrier Reef: A vulnerability assessment**. Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, Australia. 2007.

LOVELOCK, C.E.; FELLER, I.C. Photosynthetic performance and resource utilization of two mangrove species coexisting in a hypersaline scrub forest. **Oecologia**. v.134, p.455-462, 2003.

LOVELOCK, C.E.; FELLER, I.C.; MCKEE, K.L.; THOMPSON, R. Variation in Mangrove Forest Structure and Sediment Characteristics in Bocas del Toro, Panama. **Caribbean Journal of Science**. v.41, n.3, p.456-464, 2005.

LUGO, A.E. Mangrove ecosystems: successional or steady-state?. **Biotropica**. v.12, n.2, p.65-72, 1980.

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

LUGO, A.E.; ZUCCA, C.P. The impact of low temperature stress on mangrove structure and growth. **Trop. Ecol.** v.18, p.149-161, 1977.

LUGO, A.E. Old growth mangrove forests in the United States. **Conservation Biology**. v.11, n.1, p.11-20, 1997.

MAZDA, Y.; WOLANSKI, E. HYDRODYNAMICS AND MODELING OF WATER FLOW IN MANGROVE AREAS. p.231-261. In: Perillo, G.M.E.; Wolanski, E.; Cahoon, D.R.; Brinson, M.M. (eds.). **Coastal Wetlands: an integrated ecosystem approach**. The Netherlands: Elsevier. 2009.

MCKEE, K.L. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution – reciprocal effects?. **The Journal of Ecology**. v.81, n.3, p.477-487, 1993.

MCKEE, K.L. Seedling recruitment patterns in a Belizian mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors. **Oecologia**. v.101, p.448-460, 1995.

MEDINA, E. Mangrove physiology: the challenge of salt, heat, and light stress under recurrent flooding. p.109-126. In: A. Yáñez-Arancibia & A. L. Lara-Domínguez (eds.). **Ecosistemas de manglar en América Tropical**. Instituto de Ecología, A.C.Xalapa, México; UICN/ORMA Costa Rica; NOAA/NMFS Silver Spring MD USA.1999.

MITSCH, W.J.; GOSELINK, J.G. **Wetlands**. 4<sup>a</sup> ed. John Wiley & Sons: New Jersey. 2007.

NAGELKERKEN, I.; FAUNCE, C.H. What makes mangroves attractive to fish? Use of artificial units to test the influence of water depth, cross-shelf location, and presence of root structure. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v.79, p.559-565, 2008.

NICKERSON, N.H.; THIBODEAU, F.R. Association between Pore Water Sulfide Concentrations and the Distribution of Mangroves. **Biogeochemistry**. v.1, n. 2, p.183-192, 1985.

ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. **Science**. v.164, p.262-270, 1969.

ODUM, H.T. **Ecological and general systems: an introduction to systems ecology**. Rev. ed. of: Systems Ecology. Colorado: University Press of Colorado. 1994.

OLIVER, C.D; LARSON, B.C. **Forest stand dynamics**. New York: McGraw-Hill. 1990. 467p.

OTERO, X.L.; FERREIRA, T.O.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F. Spatial variation in pore water geochemistry in a mangrove system (Pai Matos island, Cananeia-Brazil). **Applied Geochemistry**. v.21, p.2171-2186, 2006.

OXMANN, J.F.; SCHWENDENMANN, L.; LARA, R.J. Interactions among phosphorus, pH and Eh in reforested mangroves, Vietnam: a three-dimensional spatial analysis. **Biogeochemistry**. v.96, p.73-85, 2009.

OXMANN, J.F.; PHAM, Q.H.; SCHWENDENMANN, L.; STELLMAN, J.L.; LARA, R.J. Mangrove reforestation in Vietnam: the effect of sediment physicochemical properties on nutrient cycling. **Plant Soil**. v.326, p.225-241, 2010.

RABINOWITZ, D. Early Growth of Mangrove Seedlings in Panama, and an hypothesis Concerning the Relationship of Dispersal and Zonation. **Journal of Biogeography**. v.5, n.2, p.113-133, 1978.

REDDY, K.R.; DELAUNE, R.D. **Biogeochemistry of wetlands: Science and applications**. CRC Press: New York. 2008.

ROSS, M.S.; RUIZ, P.L.; SAH, J.P.; REED, D.L.; WALTERS, J.; MEEDER, J.F. Early post-hurricane stand development in fringe mangrove forests of contrasting productivity. **Plant Ecology**. v.185, p.283-297, 2006.

SATYANARAYANA, B.; RAMAN, A.V.; DEHAIRS, F.; KALAVATI, C.; CHANDRAMOHAN, P. Mangrove floristic and zonation patterns of Coringa, Kakinada Bay, East Coast of India. **Wetlands Ecology and Management**. v.10, p.25-39, 2002.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y., CINTRON, G. **Guia para estudo de áreas de manguezal, estrutura, função e flora**. Caribbean Ecological Research, São Paulo, 1986.150 p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R.R. Variability of mangrove ecosystems along the brazilian coast. **Estuaries**. v.13, n.2, p.204-218, 1990.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. Mangroves of arid environments of Latin America. *In*: Lieth, H. & Masoom, A. (eds.). **Towards the rational use of high salinity tolerant plants**. v.1. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1993. p.107-116.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN, G. Manguezais brasileiros: uma síntese sobre aspectos históricos (séculos: XVI a XIX), zonação, estrutura e impactos ambientais. *In*: **Anais do III Simpósio de Ecosystema da Costa Brasileira. Subsídios a um gerenciamento ambiental**. v.1. São Paulo: ACIESP, 1994. p. 333-341.

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

SEMENIUK, V. Mangrove zonation along an eroding coastline in King Sound, North-western Australia. **Journal of Ecology**. v.68, p.789-812, 1980.

SEMENIUK, V. Mangrove distribution in Northwestern Australia in relationship to regional and local freshwater seepage. **Vegetatio**. v.53, p.11-31, 1983.

- SEMENIUK, V. Development of mangrove habitats along ria shorelines in north and northwestern tropical Australia. **Vegetatio**. v.60, p.3-23, 1985.
- SOBRADO, M.A. Relation of water transport to leaf gas exchange properties in three mangrove species. **Trees**. v.14, p.258-262, 2000.
- SHERMAN, R.E.; FAHEY, T.J.; BATTLES, J.J. Small-Scale Disturbance and Regeneration Dynamics in a Neotropical Mangrove Forest. **The Journal of Ecology**. v. 88, n.1, p.165-178, 2000.
- SMITH III, T.J. Forest Structure. In: A.I. Robertson & D. M. Alongi (eds.). **Coastal and Estuarine Studies: Tropical mangrove ecosystems**. v. 41. Washington, D.C: American Geophysical Union. p. 101-136. 1992.
- SOARES, M.L.G. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Rev. Bras. Biol.** v.59, n.3, p.503-515, 1999.
- THOM, B.G. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. **The Journal of Ecology**. v.55, n.2, p.301-343, 1967.
- THOM, B.G. Mangrove Ecology – A Geomorphological perspective. p. 3-17. *In*: Clough, B.F. (ed.). **Mangrove ecosystems in Australia – Structure, Function and Management**. Hong Kong: Australian Institute of Marine Science, 1982.
- TWILLEY, R.R.; LUGO, A.E.; PATTERSON-ZUCCA, C. Litter production and turnover in basin mangrove forests in southwest Florida. **Ecology**. v.67, n.3, p. 670-683, 1986.
- TWILLEY, R.R. Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. p. 43-61. *In*: Hall, C. (ed.) **Maximum Power**. Boulder: University of Colorado Press. 1995.
- TWILLEY, R.R. Mangrove wetlands. *In*: Messina, M.G. & Conner, W.H. (eds.). **Southern Forested Wetlands – Ecology and management**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1998a. p. 445-473.
- TWILLEY, R.R.; CHEN, R. A water budget and hydrology model of a basin mangrove forest in Rookery Bay, Florida. **Mar. Freshwater Res.** v.49, p.309-323, 1998b.
- TWILLEY, R.R.; DAY, J.W. The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystem. p.127-152. *In*: A. Yáñez-Arancibia & A. L. Lara-Domínguez (eds.). **Ecosistemas de manglar en América Tropical**. Instituto de Ecología, A.C.Xalapa, México; UICN/ORMA Costa Rica; NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 1999.

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

TWILLEY, R.R.; RIVERA-MONROY, V.H. Ecogeomorphic models of nutrient biogeochemistry for mangrove wetlands. *In*: Perillo, G.M.E.; Wolanski, E.; Cahoon, D.R.; Brinson, M.M. (eds.). **Coastal Wetlands: an integrated ecosystem approach**. The Netherlands: Elsevier. p. 641-684. 2009.

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

WHELAN, K.R.T. **The successional dynamics of lightning-initiated canopy gaps in the mangrove forests of Shark River, Everglades National Park, USA**. Dissertation in Biology. Florida International University. 2005. 196p.

WOLANSKI, E. 2007. **Estuarine Ecohydrology**. The Netherlands: Elsevier.

YE, Y.; TAM, N.F.Y.; WONG, Y.S.; LU, C.Y. Growth and physiological responses of two mangrove species (*Bruguiera gymnorrhiza* and *Kandelia candel*) to waterlogging. **Environmental and Experimental Botany**. v.49, p.209-221, 2003.

## Capítulo 2

### Introdução

A frequência de inundação determina os gradientes ambientais e os níveis de *stress* de uma floresta de mangue, em uma escala local (Twilley, 1998), interferindo na salinidade (Cintrón *et al.*, 1978; Ball, 1988), potencial redox (Reddy & Delaune, 2008), acúmulo de sulfetos (Mckee, 1993), disponibilidade de nutrientes (Feller *et al.*, 2003; Twilley & Rivera-Monroy, 2009) e pH do sedimento (Ferreira *et al.*, 2010; Otero *et al.*, 2006; Oxmann *et al.*, 2010). Todas estas variáveis influenciam a estrutura e função do ecossistema manguezal (Twilley, 1995; Twilley, 1998; Twilley & Rivera-Monroy, 2005). O fluxo do lençol freático também influencia os gradientes ambientais. Sais são carregados do sedimento com o fluxo do lençol freático (Wolanski, 2007), sendo este também importante para o influxo de nutrientes no ecossistema manguezal (Kitheka *et al.*, 1999). Além disso, a profundidade do lençol freático interfere no potencial redox do sedimento (Marchand *et al.*, 2004).

Alterações nos gradientes ambientais levarão a mudanças na estrutura e função do manguezal. Desta maneira, estimativas quantitativas de como a estrutura e a função do ecossistema manguezal respondem aos gradientes ambientais são importantes para prever a resposta do ecossistema a alterações nos mesmos (Twilley & Rivera-Monroy, 2005).

O monitoramento de mudanças da zonação ao longo do tempo pode indicar mudanças na frequência de inundação decorrentes de um aumento do nível do mar (Thom, 1967; Blasco, 1996). O impacto das mudanças climáticas no manguezal também pode ser causado por alterações na temperatura e na precipitação, processos que influenciam a entrada de água doce e conseqüentemente a salinidade do sedimento. Mudanças na salinidade podem resultar em alterações na zonação e na produtividade das florestas (Twilley & Chen, 1998).

Considerando que o crescimento e a distribuição das espécies refletem os gradientes ambientais, resultantes em última análise da assinatura energética de cada manguezal (Thom, 1982; Twilley, 1995; Twilley, 1998; Twilley & Rivera-Monroy, 2005), os objetivos do estudo foram:

- 1 Avaliar a distribuição das espécies de mangue em relação à frequência de inundação, salinidade e profundidade do lençol freático;
- 2 Diagnosticar a influência da frequência de inundação, salinidade e profundidade do lençol freático no desenvolvimento estrutural das florestas.

## Material e métodos

### *Área de estudo*

Segundo Vale & Ferreira (1998), a Baía de Vitória (20°13' e 20°22'S, 40°16' e 40°23'W) detém a maior concentração de mangues do Espírito Santo (18Km<sup>2</sup>), abrangendo os municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica e Serra (Figura 1). As espécies *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans* e *Avicennia schaueriana* são encontradas na área de estudo (Carmo *et al.*, 1995).

Na Baía de Vitória, depósitos quaternários costeiros pouco desenvolvidos estão em contato com os plateaus Terciários da Formação Barreiras e com rochas cristalinas Pré-cambrianas. A partir de Vitória em direção ao Sul do estado, os tabuleiros costeiros que dominavam no norte do Estado dão lugar ao grande domínio dos terrenos cristalinos (Martin *et al.*, 1996).

Conforme Ferreira (1989), na Baía de Vitória, deságuam os rios Aribiri, Marinho, Itanguá, Bubu e Santa Maria. A principal contribuição de entrada de água doce no sistema é proveniente do Rio Santa Maria da Vitória. O rio é regulado para a produção de energia cerca de 40 km a montante a partir da sua foz (Joyeux *et al.*, 2004). A Baía de Vitória pode ser considerada parte do estuário do Rio Santa Maria da Vitória, visto que a soma da vazão média anual dos demais rios é mínima (Rigo, 2004).

Segundo Chacaltana *et al.* (2003), a hidrodinâmica da Baía de Vitória e do Canal da Passagem é dominada pela maré. Entretanto, a existência do delta do Rio Santa Maria da Vitória indica o domínio dos processos fluviais neste trecho do sistema estuarino (Veronez *et al.*, 2009). As marés da região são classificadas como semidiurnas e micromarés, isto é, com amplitudes menores que 2 metros (Rigo, 2004).

A Baía de Vitória recebe água oceânica através de dois canais, o Canal do Porto e o Canal da Passagem, localizados ao sul e ao norte do corpo d'água. O Canal da Passagem sofre influência da maré em suas duas extremidades, assim nesta região ocorre o encontro das cunhas salinas provenientes da Baía do Espírito Santo e da Baía de Vitória, fenômeno também conhecido como "tombo das marés" (Rigo e Sarmiento, 1993). Durante a maré vazante a região do "tombo da maré" migra para o sul em direção a Baía do Espírito Santo, e durante a maré enchente para norte, em direção a Maria Ortiz (Rigo, 2004).



Figura 1 – Área de estudo e transversais (Fonte: Google Earth).



O clima da região é tropical úmido, tipo Aw (Köppen), sem estação seca pronunciada (Panoso *et al.*, 1978) com temperatura média entre 24 e 26°C, mínima entre 20 e 22°C, e máxima ente 29 e 31°C (INMET, 2011). Considerando o balanço hídrico para o período de 1961-1990, os meses de novembro e dezembro são os únicos com excedente hídrico, e os meses de fevereiro a junho, e agosto e setembro apresentam déficit hídrico. A precipitação anual média é de 1050-1250mm e a evaporação total é de 800-1200mm (INMET, 2011).

Conforme o balanço hídrico para os anos de 2009 e 2010 (figuras 2 e 3), os meses do período de estudo (julho/2009 a agosto/2010) que apresentaram déficit hídrico foram: setembro/2009, novembro/2009, janeiro/2010, fevereiro/2010 e agosto/2010. Os demais meses ou apresentaram balanço hídrico próximo a zero ou apresentaram excedente hídrico (INCAPER, 2010).

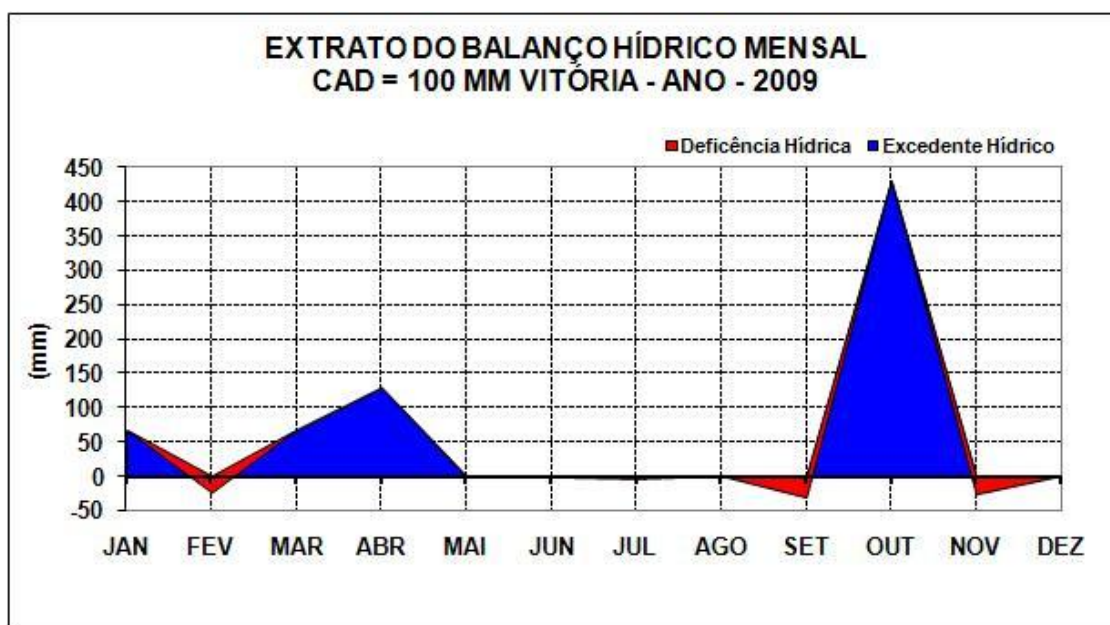


Figura 2 – Balanço hídrico mensal do ano de 2009 para a estação meteorológica do município de Vitória (20,316°S, 40,317°W). Fonte: INCAPER (2010).

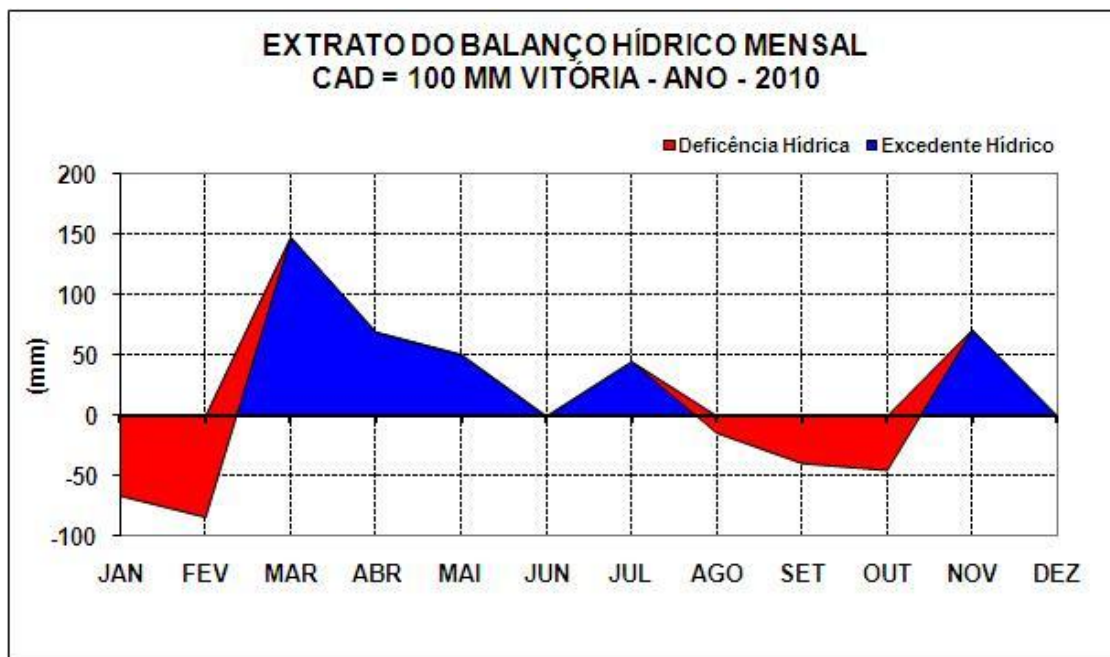


Figura 3 – Balanço hídrico mensal do ano de 2010 para a estação meteorológica do município de Vitória (20,316°S, 40,317°W). Fonte: INCAPER (2010).

### *Caracterização estrutural*

Foram utilizadas fotografias aéreas na escala de 1:15000, cedidas pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente - IEMA, dos anos de 2007 e 2008 para a escolha dos locais de realização das transversais, determinadas segundo o mosaico estrutural observado. As diferenças estruturais foram avaliadas por diferenças na textura e na coloração da vegetação, observadas nas fotografias aéreas.

A caracterização estrutural foi realizada de acordo com a metodologia descrita por Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986), sendo adotado o método de parcelas. Foram demarcadas transversais da franja até a porção interna do manguezal, e, ao longo destas, foram estabelecidas parcelas. As estações foram posicionadas perpendicularmente ao gradiente de inundação com o auxílio de trena e receptor GPS. O tamanho das parcelas variou conforme a densidade das florestas estudadas.

Os dados coletados em campo para a caracterização estrutural foram altura e perímetro do tronco na altura do peito, com o auxílio de telêmetro óptico e fita métrica, respectivamente. Foram incluídas na amostragem todas as árvores com altura maior ou igual a 1,30m. Nas árvores com altura igual a 1,30m, o DAP foi medido na região do tronco de maior diâmetro. Também foi realizada a contagem do número de troncos por indivíduo, descrita a condição viva ou morta da planta e identificada a espécie. Os dados coletados em campo foram tratados em laboratório com o programa Microsoft Excel para o cálculo dos parâmetros estruturais: DAP, área basal, diâmetro médio, densidade relativa, dominância relativa, altura média, e divisão dos indivíduos nas

seguintes classes de DAP:  $< 2,5\text{cm}$ ,  $\geq 2,5\text{cm}$  e  $\geq 10,0\text{cm}$ . Também foram calculadas a dominância relativa e a densidade relativa.

Foram estabelecidas 4 transversais, em áreas com diferentes estruturas, conforme observado nas fotos aéreas. A codificação das transversais é representada pela letra T seguida do número dado a transversal, conforme o mapa da área de estudo (Figura 1). As parcelas receberam uma identificação de acordo com a sua posição em relação ao corpo d' água e a transversal onde estão localizadas. Desta maneira, as parcelas P1 encontram-se mais próximas ao corpo d'água. As transversais 1, 2, 3 e 4 apresentaram os seguintes valores de extensão: 325 m, 625 m, 425 m e 650 m.

A transversal T1 está localizada no manguezal do Campus da Universidade Federal do Espírito Santo – UFES (figura 1), apresentando seis parcelas; a transversal T2 situa-se na Estação Ecológica Municipal da Ilha do Lameirão, contendo cinco parcelas; a transversal T3 foi posicionada na foz do Rio Santa Maria da Vitória, apresentando três parcelas; e a transversal T4 foi estabelecida perpendicularmente a um canal de maré, no manguezal do Rio Bubu, e possui seis parcelas. Os dados de estrutura das parcelas foram coletados entre os meses de Agosto de 2009 a Janeiro de 2010.

#### *Microtopografia e frequência de inundação*

As variações na microtopografia foram obtidas adotando-se a metodologia utilizada por Pellegrini (2000). Utilizou-se um par de réguas graduadas, com uma mangueira de 25m presa em suas extremidades. A medição é obtida, permanecendo uma das réguas em um ponto e dirigindo a outra para o local onde se deseja obter o valor do desnível.

O levantamento topográfico das transversais foi realizado entre julho e setembro de 2009. O início das transversais e a cada 25m, isto é, os pontos de obtenção dos desníveis topográficos, foram marcados, para isto, a árvore mais próxima foi identificada com tinta vermelha. Após a coleta dos dados de microtopografia, foram realizados perfis topográficos das transversais.

A altura da maré foi medida nos pontos de obtenção dos desníveis topográficos, com auxílio de um instrumento, facilmente confeccionado, que consiste em uma haste de madeira e recipientes de plástico, fixos com fita adesiva e elástico, dispostos em fileira (figura 4). A altura da maré foi medida em marés de quadratura e sizígia.

O equipamento foi fixado nas árvores de mangue com fitas de plástico ou barbante, sendo anotadas: data e hora de estabelecimento do instrumento, altura da maré, segundo a tábua de marés para o Porto de Vitória, presente no site da Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha - DHN. Quando era necessário deixar o referido instrumento no manguezal de acordo com o cronograma de saídas de campo e o

horário da maré desejada, o instrumento era coberto com um tubo de PVC. A medida da altura da maré foi realizada com uma régua, medindo-se a distância do solo até o último recipiente de plástico preenchido com água, e era anotada a data e a hora de retirada do equipamento.

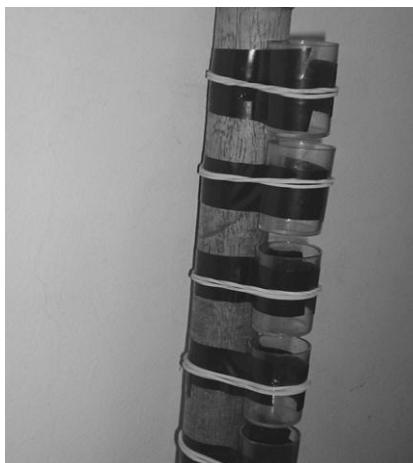


Figura 4 – Fotografia do equipamento confeccionado para medida da frequência de inundação.

A inundação ou a não inundação das parcelas foi estimada subtraindo-se ou adicionando-se ao valor da altura da maré medida em campo, o valor do desnível topográfico entre a parcela e o ponto de mensuração da altura da maré. Também foi estimado a partir de qual maré os pontos de mensuração eram inundados, subtraindo-se valores de 10 cm da altura medida em campo. Por exemplo, se em um ponto, a altura medida na maré 1.2 fosse igual a 10 cm, considerou-se que a região do mangue não seria inundada por uma maré 1.1.

A frequência de inundação foi estimada contando-se o número de dias em um ano, segundo a tábua de maré, que apresentaram altura de maré superior ou igual à mínima necessária para a inundação de cada parcela. Depois os valores de frequência de inundação foram transformados para porcentagem.

#### *Salinidade e profundidade do lençol freático*

A salinidade e a profundidade do lençol freático foram medidas mensalmente com refratômetro óptico e régua métrica, respectivamente, durante os meses de Julho de 2009 a Agosto de 2010. A coleta de água intersticial para analisar a salinidade e a medida da profundidade do lençol freático foi realizada em cinco tubos de PVC, em cada parcela estudada.

A água intersticial foi coletada com um recipiente plástico preso a uma haste de metal, que permitia alcançar o lençol freático que aflorava no tubo de PVC. Antes da

realização de uma nova leitura da salinidade com o refratômetro óptico, o referido recipiente plástico e o refratômetro óptico eram lavados com água destilada. A profundidade do lençol freático foi medida subtraindo-se a distância do lençol freático em relação à extremidade exposta do tubo de PVC, medida dentro do tubo de PVC, pelo valor da altura do tubo de PVC em relação ao sedimento, medida externamente. Estes tubos de PVC apresentavam pequenos orifícios na extremidade inferior para evitar a entrada de sedimento, o que compromete a leitura da salinidade com refratômetro. Os orifícios também permitiram o livre fluxo da água. Tampas foram colocadas na extremidade superior dos canos para evitar a contaminação pelas águas da chuva e da maré.

Segundo Susilo e Ridd (2005), o uso de piezômetros, que consistem em canos com a extremidade inferior perfurada para livre passagem de água, permite medir a profundidade do lençol freático. Além disso, Le (2010) utilizou canos de plástico com extremidade perfurada para medir a profundidade do lençol freático em manguezais.

#### *Tratamento estatístico*

Diferenças significativas de salinidade e profundidade do lençol freático entre as parcelas foram avaliadas com o teste de Kruskal-Wallis e posterior teste de Dunn, uma vez que os dados não apresentam distribuição normal. A existência de correlação significativa entre as variáveis bióticas (área basal total viva, contribuição em área basal na classe de DAP superior ou igual 10 cm, altura média, DAP médio, densidade de indivíduos vivos/ha e densidade de troncos com mortalidade apical) e abióticas (frequência de inundação, salinidade média e profundidade média do lençol freático) foi avaliada através do cálculo dos coeficientes de Pearson ( $r$ ) e de Spearman ( $r_s$ ). Este último foi utilizado nos casos de correlação com a variável frequência de inundação, que não apresentou distribuição normal como as demais variáveis.

Se a frequência de inundação de 46% representasse uma condição mais rigorosa para o desenvolvimento das florestas de mangue da área de estudo, as florestas com a menor frequência de inundação (46%) tenderiam a apresentar em média a menor contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 cm, assim como a menor altura do dossel. Para testar esta hipótese, realizamos um teste ANOVA: um critério e posterior teste de Tukey, a fim de avaliar a existência de diferença significativa de altura do dossel e contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10cm para as florestas com 80%-100%, 61% e 46% de frequência de inundação.

A influência da salinidade, da frequência de inundação e da profundidade do lençol freático na estrutura foi analisada por meio da análise de agrupamento (UPGMA) das

parcelas e da Análise de Correspondência Canônica. Na análise de cluster, os atributos estruturais utilizados foram: altura média, DAP médio e contribuição (%) de área basal de indivíduos com DAP superior a 10 cm. Já para a Análise de correspondência canônica foram utilizados: altura média, DAP médio, densidade de troncos vivos de *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*, frequência de inundação (%), salinidades média, mínima e máxima, profundidades média e máxima do lençol freático. As variáveis bióticas utilizadas na análise de Cluster foram padronizadas (valor subtraído pela média e resultado dividido pelo desvio padrão) e o resultado somado a 2, para normalização dos dados. Na Análise de Correspondência Canônica, as variáveis abióticas foram padronizadas e os resultados somados a 2, e as variáveis bióticas foram transformadas para raiz quadrada.

## Resultados

### Salinidade

As parcelas da transversal 3 são as menos salinas. P6T4 foi a parcela mais salina. P5T4, P4T4, P5T2, P2T1 e P3T1 são as parcelas mais salinas depois de P6T4 (Tabela 1).

Nas transversais 2 e 4 observa-se uma tendência de aumento da salinidade em direção ao interior do manguezal. Isto não é observado em T3, onde as parcelas não apresentaram diferenças significativas entre si, e em T1, onde se observa uma tendência de diminuição da salinidade em direção ao interior do manguezal devido à influência de um córrego em (P6T1) e maior frequência de inundação em P5T1 e P4T1 (Tabelas 1 e 2).

Transversal 1		Transversal 2		Transversal 3		Transversal 4	
	SM S±		SM S±		SM S±		SM S±
<b>P1T1</b>	37 26±5 <sup>abd</sup>	<b>P1T2</b>	32 22±5 <sup>bc</sup>	<b>P1T3</b>	25 12±6 <sup>h</sup>	<b>P1T4</b>	34 22±6 <sup>bc</sup>
<b>P2T1</b>	40 30±5 <sup>agj</sup>	<b>P2T2</b>	30 21±5 <sup>cdth</sup>	<b>P2T3</b>	25 14±6 <sup>h</sup>	<b>P2T4</b>	31 23±5 <sup>bc</sup>
<b>P3T1</b>	56 32±9 <sup>aej</sup>	<b>P3T2</b>	40 24±6 <sup>bci</sup>	<b>P3T3</b>	20 12±5 <sup>h</sup>	<b>P3T4</b>	35 26±5 <sup>abd</sup>
<b>P4T1</b>	32 25±4 <sup>bg</sup>	<b>P4T2</b>	42 25±6 <sup>bet</sup>			<b>P4T4</b>	36 29±5 <sup>agej</sup>
<b>P5T1</b>	30 22±5 <sup>bc</sup>	<b>P5T2</b>	45 33±7 <sup>gj</sup>			<b>P5T4</b>	45 34±6 <sup>gj</sup>
<b>P6T1</b>	28 18±5 <sup>ch</sup>					<b>P6T4</b>	48 38±7 <sup>j</sup>

Tabela 1 – Valores de salinidade máxima (SM), salinidade média e desvio padrão (S±), e resultados do teste de Kruskal-Wallis. Valores com diferentes letras sobrescritas apresentam diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ).

Grupo	Parcela	Altura média (m)	Altura dossel (m)	DAP médio (cm)	Área basal ≥ 10 cm (%)	Densidade relativa de tr. vivos (%)			Frequência de inundação (%)
						<i>A. schaueriana</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>	
1	P3T1	2,9	4,0	2,4	0,0	0,0	100,0	0,0	46
	P5T2	3,6	4,8	3,3	0,0	25,0	64,5	10,5	61
	P5T4	3,5	7,8	3,9	10,7	55,2	44,8	0,0	61
	P6T4	2,2	4,2	2,3	0,0	63,7	36,3	0,0	46
2	P1T1	8,1	11,6	12,7	86,7	0,0	0,0	100,0	94
	P1T2	7,1	12,5	10,7	81,4	53,3	2,2	44,4	61
	P2T2	7,9	10,8	15,1	89,6	42,9	51,4	5,7	61
	P3T2	6,1	9,2	10,3	86,0	51,1	13,3	35,6	61
	P1T3	12,3	14,9	16,7	100,0	0,0	0,0	100,0	100
	P3T3	6,8	8,9	12,6	90,0	0,0	93,4	6,6	61
	P3T4	9,4	11,0	12,7	91,6	0,0	0,0	100,0	61
3	P4T1	4,2	8,6	8,1	73,1	0,0	8,1	91,9	80
	P5T1	4,9	12,4	7,0	77,5	1,3	15,4	83,3	80
	P6T1	3,8	9,5	6,0	66,5	0,0	13,9	86,1	46
	P1T4	4,0	11,1	8,4	80,3	10,9	14,1	75,0	100
	P2T4	3,1	7,4	3,8	58,1	16,9	21,7	61,4	80
	P4T4	3,7	8,8	4,2	72,6	59,0	34,6	6,4	61
4	P2T1	4,6	6,9	6,2	26,5	1,3	14,1	84,6	46
	P4T2	5,8	8,9	8,1	38,2	0,0	0,0	100,0	61
	P2T3	9,0	10,6	8,7	38,2	0,0	5,9	94,1	61

Tabela 2 – Altura média, altura das três maiores árvores (altura do dossel), DAP médio, contribuição em área basal na classe de DAP superior ou igual a 10 centímetros, densidade relativa de troncos vivos e frequência de inundação de cada parcela.

#### *Profundidade do lençol freático*

P2T1 apresentou a maior profundidade, não apresentando diferença significativa em relação a P3T1, P5T1, P3T2, P4T2, P5T2, P3T3 e P6T4. P3T4 apresentou o lençol mais superficial, apresentando diferenças significativas apenas em relação a P2T1, P4T2, P5T2, P3T3 e P6T4 (Tabela 3).

Transversal 1		Transversal 2		Transversal 3		Transversal 4	
PM	PL±	PM	PL±	PM	PL±	PM	PL±
<b>P1T1</b>	19 3±5 <sup>ac</sup>	<b>P1T2</b>	23 3±5 <sup>ace</sup>	<b>P1T3</b>	17 2±4 <sup>cdef</sup>	<b>P1T4</b>	15 2±3 <sup>ac</sup>
<b>P2T1</b>	55 18±19 <sup>b</sup>	<b>P2T2</b>	20 4±5 <sup>ace</sup>	<b>P2T3</b>	16 3±4 <sup>ac</sup>	<b>P2T4</b>	16 2±4 <sup>cd</sup>
<b>P3T1</b>	68 10±16 <sup>abce</sup>	<b>P3T2</b>	22 6±7 <sup>abce</sup>	<b>P3T3</b>	60 9±15 <sup>abd</sup>	<b>P3T4</b>	12 1±3 <sup>c</sup>
<b>P4T1</b>	31 5±9 <sup>ace</sup>	<b>P4T2</b>	28 10±10 <sup>abe</sup>			<b>P4T4</b>	24 3±5 <sup>ac</sup>
<b>P5T1</b>	22 4±6 <sup>abce</sup>	<b>P5T2</b>	60 14±19 <sup>ab</sup>			<b>P5T4</b>	22 5±7 <sup>ac</sup>
<b>P6T1</b>	21 3±4 <sup>ace</sup>					<b>P6T4</b>	63 11±15 <sup>abt</sup>

Tabela 3 – Valores de profundidade máxima (PM), profundidade média do lençol freático e desvio padrão (PL±), e resultados do teste de Kruskal-Wallis. Valores com diferentes letras sobrescritas apresentam diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ).

A parcela P3T4 apresentou a menor profundidade do lençol freático da transversal 4, sendo que P6T4 foi a única parcela da transversal 4 que apresentou diferença significativa em relação a P3T4. Já em T2 e T3, as parcelas não apresentaram diferenças significativas entre si. A profundidade do lençol freático tende a diminuir em direção ao interior do manguezal na transversal 1. Isto se deve ao fato da influência de um canal de maré em P4T1 e P5T1, e de um córrego em P6T1.

#### *Análise de Cluster*

A análise de Cluster (figura 5) permitiu a identificação de quatro tipos de florestas de acordo com o desenvolvimento estrutural, aplicando o conceito de Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986) para definir maturidade de florestas de mangue. Analisando-se a tabela 2, verifica-se que o grupo 1 (P3T1, P5T2, P5T4, P6T4) apresentou o menor desenvolvimento estrutural - DAP médio menor que 5 centímetros, altura média inferior a 5 metros e contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 centímetros inferior a 20%. O grupo 2 (P1T1, P1T2, P2T2, P3T2, P1T3, P3T3, P3T4) é formado pelas florestas com maior desenvolvimento estrutural - DAP médio maior ou igual a 10 centímetros, altura média de 6,1 a 12,3 metros e contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10cm, superior ou igual a 70%. Os grupos 3 (P4T1, P5T1, P6T1, P1T4, P2T4, P4T4) e 4 (P2T1, P2T3, P4T2) são formados por florestas com desenvolvimento intermediário. O grupo 3 apresenta altura média (3,1 - 4,9m) inferior ao grupo 4 (4,6 - 9m), entretanto, o grupo 3 apresenta maior contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 centímetros (58,1 - 80,3%).

Examinando-se a tabela 2 e as figuras 6 e 7, observa-se que o grupo 1 apresentou as maiores salinidades médias e as maiores salinidades máximas ( $\geq 45$ ), altos valores de



profundidade média e máxima do lençol freático, com exceção de P5T4, e frequências de inundação entre 46% e 61%. O grupos 2 e 3 apresentaram as menores salinidades médias e profundidades médias do lençol, exceto P3T3 que apresentou profundidade média do lençol freático igual a 9,25cm. O grupo 2 apresentou frequências de inundação entre 61% e 100%, e o grupo 3, entre 46% e 100%. O grupo 4 apresentou salinidades médias intermediárias entre o grupo 1 e os grupos 2 e 3, altos valores de profundidades médias do lençol freático como o grupo 1, e frequências de inundação de 46-61%.

#### *Análise de correspondência canônica*

O primeiro eixo da Análise de Correspondência Canônica (CCA) explica 43,8% da variabilidade dos dados, e o segundo eixo, 14,6%. A CCA separou as parcelas em 3 grupos, de acordo com a espécie mais abundante (Tabela 2 e Figura 8). O grupo 1 apresentou predomínio de *Laguncularia racemosa* (quadrante superior direito), o grupo 2, predomínio de *Avicennia schaueriana* (quadrante inferior direito), e o grupo 3, maior abundância de *Rhizophora mangle* (quadrantes esquerdos).

As áreas com maiores abundâncias de *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* tenderam a apresentar maiores salinidades médias e máximas, assim como menores frequências de inundação. Comparando-se as parcelas com predomínio de *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana*, observa-se que *Laguncularia racemosa* tendeu a ocorrer em áreas com maiores profundidades máximas e médias do lençol freático, e menores salinidades mínimas em relação às florestas dominadas por *Avicennia schaueriana*.

As parcelas com maior abundância de *Rhizophora mangle* tenderam a ocorrer nas áreas com maiores frequências de inundação, menores salinidades e profundidades do lençol, e de um modo geral, apresentaram o maior desenvolvimento estrutural.

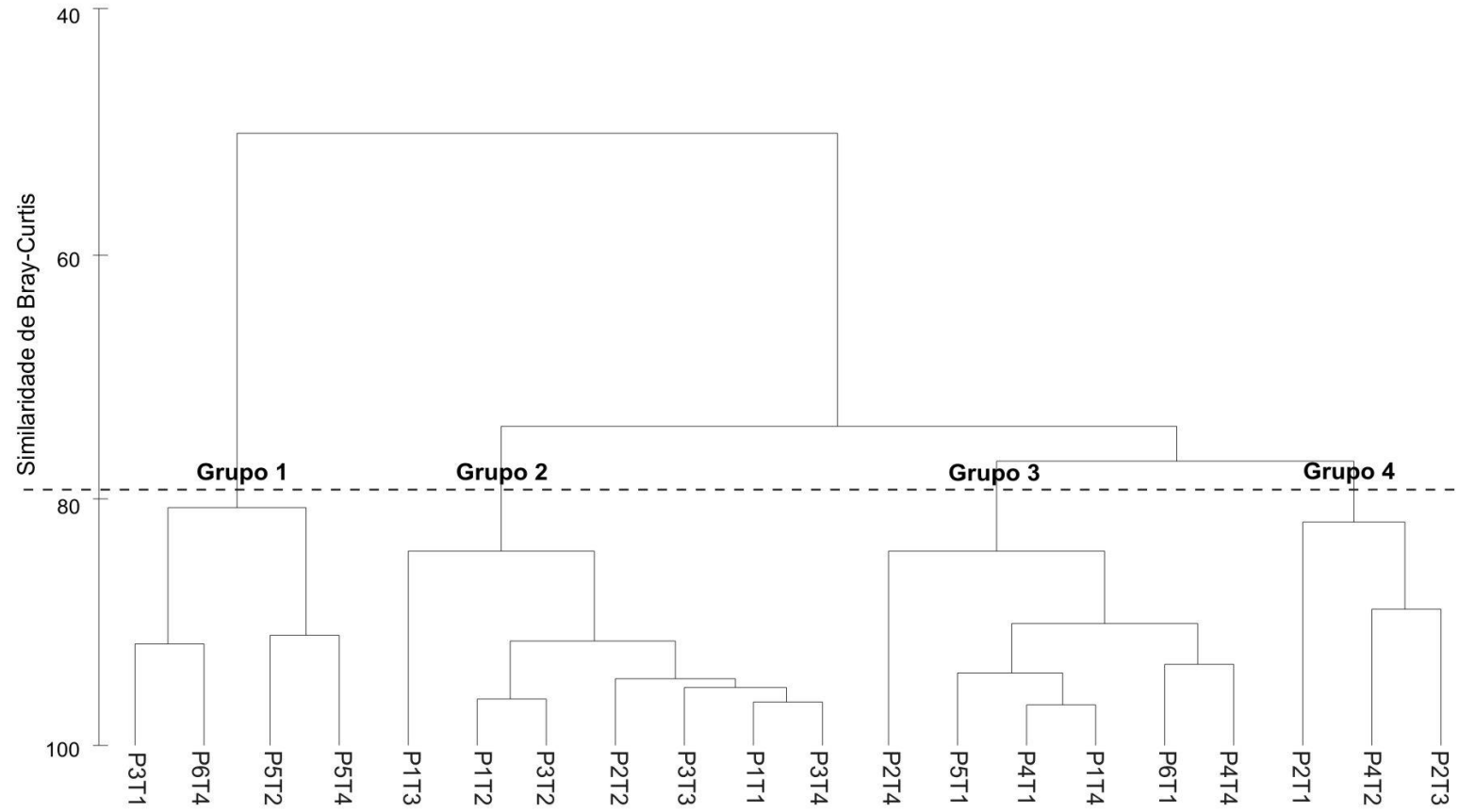


Figura 5 – Análise de Cluster UPGMA realizada com as variáveis: altura média, DAP médio e área basal na classe de DAP superior a 10cm.

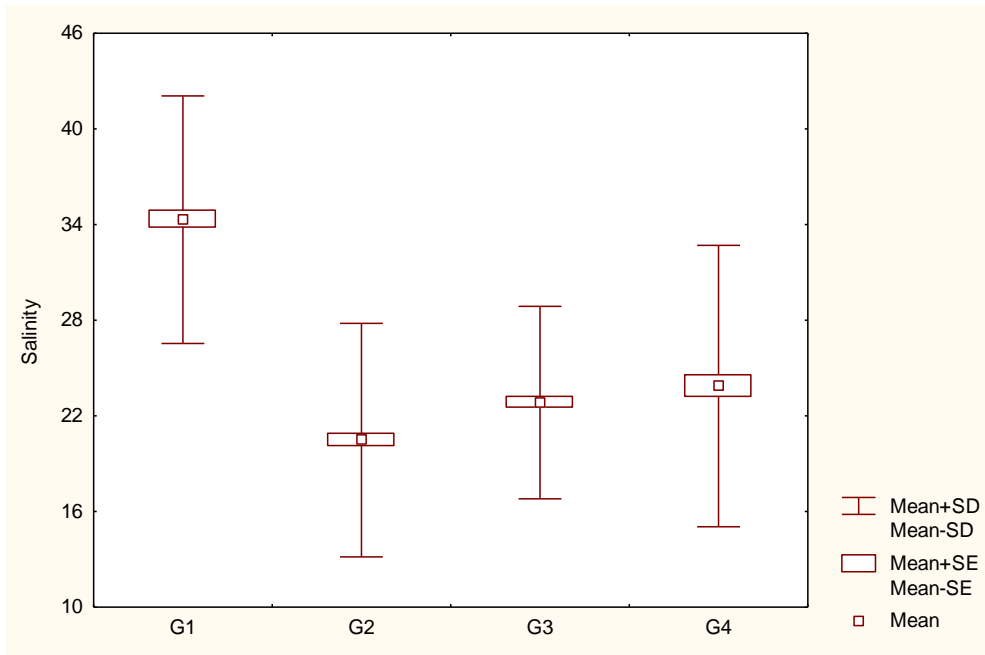


Figura 6 - Salinidade média, desvio padrão (SD) e erro padrão (SE) dos grupos 1, 2, 3 e 4.

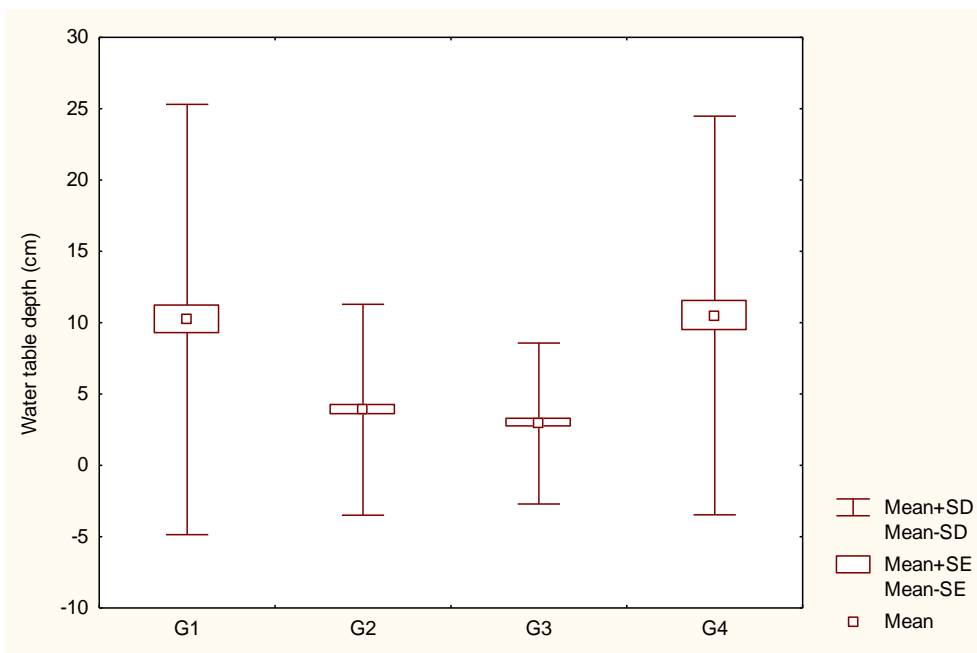


Figura 7 - Profundidade média do lençol freático, desvio padrão (SD) e erro padrão (SE) dos grupos 1, 2, 3 e 4.

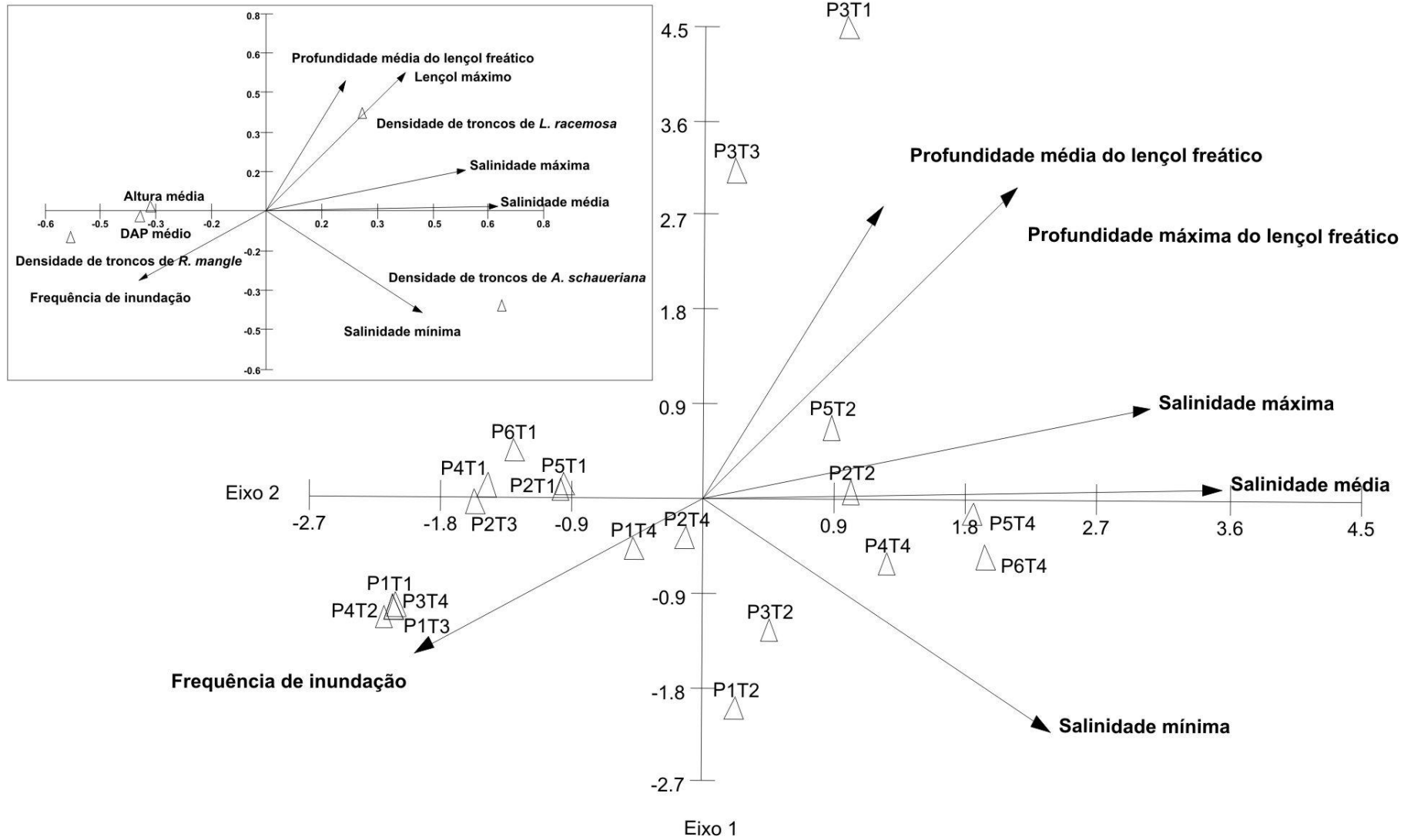


Figura 8 – Análise de correspondência canônica com parcelas, variáveis bióticas e abióticas.

### Correlação

Conforme tabela 4, houve correlação significativa entre frequência de inundação e contribuição em área basal na classe de DAP superior ou igual a 10 cm e DAP médio. Também houve correlação significativa entre salinidade média e área basal total viva, contribuição em área basal na classe de DAP superior ou igual a 10 cm, altura média, DAP médio, densidade total, densidade de troncos com mortalidade apical e profundidade média do lençol freático. A variável profundidade média do lençol freático apresentou correlação significativa com as variáveis: contribuição em área basal na classe de DAP superior ou igual a 10 cm, densidade total e salinidade média.

	FI*		S		PL	
Área basal total viva	0,09	ns	-0,66	**	-0,08	ns
Área basal na classe de DAP $\geq$ 10 cm	0,53	**	-0,70	**	-0,67	**
Altura média	0,38	ns	-0,63	**	-0,08	ns
DAP médio	0,45	**	-0,66	**	-0,37	ns
Densidade total (ind. vivos.ha <sup>-1</sup> )	-0,42	ns	0,52	**	0,56	**
Densidade de troncos com mortalidade apical			0,67	**		
Frequência de inundação			-0,37	ns	-0,44	ns
Salinidade média					0,52	**

\*  $r_s$ ; \*\*  $p < 0,05$

Tabela 4 – Correlação entre variáveis abióticas e bióticas ou abióticas. FI = frequência de inundação, S = salinidade média e PL = profundidade média do lençol freático.

### *Contribuição em área basal na classe de DAP $\geq$ 10 cm, altura do dossel e frequência de inundação*

Houve diferença significativa de altura do dossel e contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 cm entre as parcelas com 80%-100% de frequência de inundação e as parcelas com 46% de frequência de inundação ( $p \leq 0,05$ ). Entretanto, não houve diferença significativa de altura do dossel e contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 cm entre as parcelas com 80%-100% e 61% de frequência de inundação, sendo que as últimas também não apresentaram diferença significativa em relação às parcelas com 46% de frequência de inundação (Tabelas 5 e 6).

Frequência de inundação	CA ±
80-100%	79,3±14 <sup>a</sup>
61%	59,8±35 <sup>ab</sup>
46%	23,3±31 <sup>b</sup>

Tabela 5 – Média de contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10cm (%) e desvio padrão (CA±) para as parcelas com 80 a 100%, 61% e 46% de frequência de inundação. Resultados ANOVA: valores com diferentes letras sobrescritas apresentam diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ).

Frequência de inundação	AD ±
80-100%	11,0±3 <sup>a</sup>
61%	9,3±2 <sup>ab</sup>
46%	6,2±3 <sup>b</sup>

Tabela 6 – Média de altura do dossel e desvio padrão (AD±) para as parcelas com 80 a 100%, 61% e 46% de frequência de inundação. Resultados ANOVA: valores com diferentes letras sobrescritas apresentam diferenças significativas ( $p \leq 0,05$ ).

## Discussão

O grupo 1 apresentou o menor desenvolvimento estrutural (Tabela 2) pelo fato de suas parcelas terem apresentado as maiores salinidades, pois, as parcelas do grupo 1 não apresentaram diferenças significativas de salinidade média em relação a P6T4, parcela mais salina estudada. Também, as parcelas do grupo 1 apresentaram altas profundidades do lençol freático (tabela 1 e figura 7).

Segundo Cintrón *et al.* (1978), altas salinidades influenciam a estrutura e o funcionamento de florestas de mangue, visto que altura média, área basal, densidade e produtividade primária diminuem com o aumento da salinidade. Além disso, em condições muito salinas, a fotossíntese é limitada e a absorção de nutrientes é comprometida (Larcher, 2006).

Segundo Linares *et al.* (2007), o estresse ocasionado por altas salinidades juntamente com a indisponibilidade de água para as raízes, devido a uma maior profundidade do lençol freático, é mais limitante para o desenvolvimento das plantas de mangue. Assim, pode-se prever que a salinidade é menos limitante para o manguezal em sedimentos saturados com água. A deficiência hídrica leva a uma redução da

atividade fotossintética por atuar na diminuição da abertura estomática e, conseqüentemente, na absorção de gás carbônico (Larcher, 2006).

Desta maneira, considera-se que P5T4 foi a parcela com maior desenvolvimento estrutural do grupo 1 por apresentar um lençol freático superficial (ausência de diferença significativa em relação a P3T4, que apresenta o lençol mais superficial). Com isto, P5T4 estaria submetida a condições menos rigorosas, visto que as demais parcelas do grupo 1 estariam sob condições mais limitantes por apresentarem além de salinidades elevadas, lençóis freáticos profundos.

A análise de Cluster agrupou as parcelas P3T1 e P6T4 e as parcelas P5T2 e P5T4, que apresentaram o menor e o maior desenvolvimento estrutural do grupo 1, respectivamente (figura 5). O maior desenvolvimento estrutural de P5T2 e P5T4 pode ser atribuído a uma maior frequência de inundação (61%) do que em P3T1 e P6T4, inundadas em 46% dos dias do ano (tabela 2), o que é corroborado pela existência de correlação positiva significativa entre frequência de inundação e DAP médio, e frequência de inundação e contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 centímetros (tabela 4). O maior desenvolvimento estrutural observado nas áreas com maior frequência de inundação está relacionado a um menor tempo de residência da água intersticial, o que impede o acúmulo de sais e fitotoxinas (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983).

O maior desenvolvimento estrutural das parcelas do grupo 2 estaria associado ao fato de não estarem submetidas a altas concentrações de sais e grandes profundidades do lençol freático, pois as parcelas deste grupo apresentaram salinidades de baixas (ausência de diferença significativa em relação às parcelas menos salinas: P6T1 ou parcelas da transversal 3) a intermediárias (diferença significativa em relação às parcelas mais salinas e menos salinas) e baixa profundidade do lençol freático (ausência de diferença significativa em relação a P3T4), com exceção da parcela P3T3, cujo alto desenvolvimento pode ser atribuído a uma baixa salinidade.

O menor desenvolvimento estrutural das parcelas do grupo 3 com frequência de inundação maior ou igual a 80%, em relação às parcelas com 61% de frequência de inundação pertencentes ao grupo 2, deve-se ao fato das primeiras estarem em regeneração, como pode ser verificado pela maior contribuição de troncos nas menores classes de diâmetro (figura 9), visto que estas parcelas não apresentaram altas salinidades e lençóis freáticos profundos (tabelas 1 e 3). Entretanto, P4T1 apresentou uma alta salinidade, uma vez que não apresenta diferença de salinidade média significativa em relação a P5T4. Contudo, o sedimento saturado e uma frequência de inundação de 80%, que impediria o acúmulo de sulfetos, teriam proporcionado um maior desenvolvimento estrutural.

As parcelas com menor frequência de inundação pertencentes ao grupo 3, P6T1 e P4T4, apresentaram lençol freático superficial (tabela 3). O alto desenvolvimento estrutural alcançado por P6T1, inundada em 46% dos dias de um ano, estaria associado a baixa salinidade encontrada nesta parcela, visto que não apresenta diferenças significativas de salinidade média em relação às parcelas da transversal 3 (tabela 1), que pelo mesmo motivo apresentaram alto desenvolvimento estrutural. Assim, P1T3 foi a parcela estudada com maior desenvolvimento estrutural (tabela 2), o que é corroborado pela separação de P1T3 em relação às parcelas do grupo 2 na análise de Cluster (figura 5).

P4T4 apresentou altas salinidades, já que não apresenta diferença significativa de salinidade média em relação a P6T4, resultando em um menor desenvolvimento estrutural desta parcela em relação às parcelas que também possuem 61% de frequência de inundação e foram incluídas no grupo 2. P2T4 encontra-se separada de seu grupo na análise de Cluster por ser a parcela com menor desenvolvimento estrutural do grupo 3: menores DAP médio, altura média e contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 cm (tabela 2).

Considera-se que o grupo 4 apresentou um menor desenvolvimento estrutural que as parcelas do grupo 3, visto que todas as parcelas do primeiro grupo apresentaram uma baixa contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 centímetros. O menor desenvolvimento estrutural das parcelas do grupo 4 possivelmente está associado a altos valores de salinidade e profundidade do lençol freático em P2T1, a um lençol freático profundo aliado a uma concentração de sais intermediária em P4T2, e a um estágio juvenil de desenvolvimento em P2T3, uma vez que a última apresentou baixa salinidade e lençol freático superficial (tabelas 1 e 3, figura 9). O menor desenvolvimento estrutural encontrado em P2T1, em comparação as outras parcelas do grupo 4, refletiu as maiores concentrações de sais encontradas na parcela, que por este motivo, apresentou uma menor similaridade com as outras parcelas do seu grupo (figura 5).

Considerando-se a ocorrência das parcelas com maior frequência de inundação nos grupos com maior desenvolvimento estrutural (tabela 2), os maiores valores de altura do dossel e contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 cm encontrados para as florestas com 80-100% de frequência de inundação (tabelas 5 e 6), pode-se inferir que frequências de inundação iguais ou superiores a 80% resultam em parcelas com um alto desenvolvimento estrutural nos manguezais da Baía de Vitória.



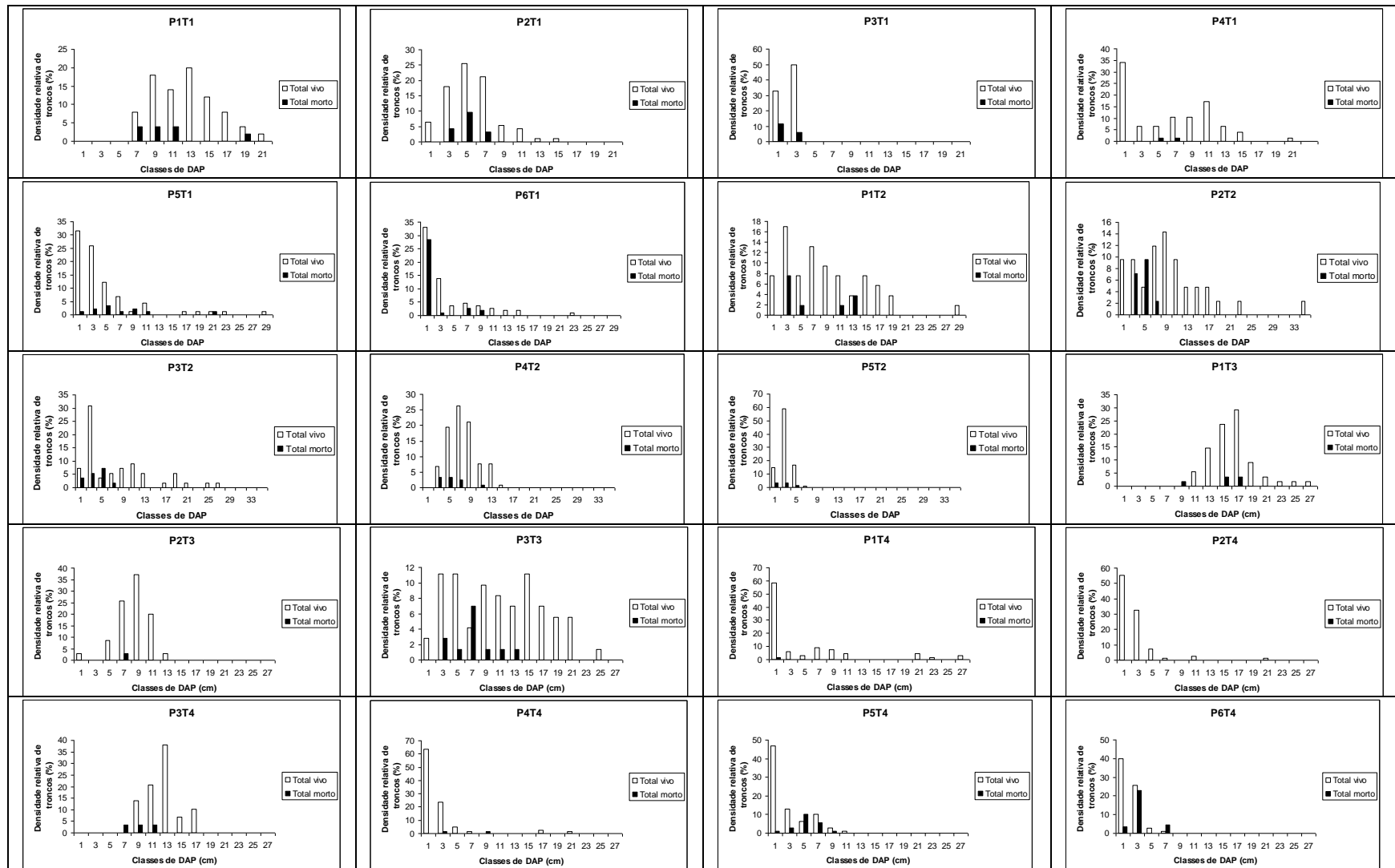


Figura 9 – Densidade relativa de troncos (%) por classe de DAP para cada parcela.

Em condições de baixas salinidades e/ou em condições de sedimentos saturados, as parcelas com menor frequência de inundação (61%) apresentaram um maior desenvolvimento estrutural, atingindo estruturas similares a florestas com alta frequência de inundação. Uma frequência de inundação de 46% pode ser considerada uma condição limitante, quando inexistente uma fonte terrestre de água doce, pois, excluindo-se P6T1, todas as parcelas com esta frequência de inundação apresentaram baixa contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 cm. Além disso, as parcelas com 46% de frequência de inundação apresentaram menores altura do dossel e contribuição em área basal na classe de DAP maior ou igual a 10 cm (tabelas 5 e 6).

Segundo Schaeffer-Novelli et al. (1997) o aumento da salinidade causa morte apical de árvores, por isso foi encontrada uma correlação positiva significativa entre salinidade média e densidade de troncos com mortalidade apical (tabela 4).

Segundo Lugo (1980), *Laguncularia racemosa* formará bosques monoespecíficos onde o lençol freático é muito profundo para as demais espécies. Além disso, *L. racemosa* apresenta uma alta eficiência fotossintética no uso de nutrientes, o que permitiria a espécie dominar em condições de salinidades baixas a moderadas, e oligotróficas (Lovelock & Feller, 2003), uma vez que *Avicennia schaueriana* apresenta uma maior tolerância a salinidade (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983) e tenderia a dominar em condições de altas salinidades.

Considerando que sedimentos arenosos tendem a apresentar lençóis freáticos mais profundos devido a uma maior percolação (Pellegrini et al., 2009) e menores concentrações de nutrientes do que sedimentos argilosos (Townsend et al., 2006; Touchette, 2006), a tendência de *L. racemosa* predominar em densidade em áreas com lençóis freáticos mais profundos estaria associada a sedimentos mais arenosos, e conseqüentemente, com menores concentrações de nutrientes.

### **Considerações finais**

Frequências de inundação iguais ou superiores a 80% resultam em parcelas com um alto desenvolvimento estrutural nos manguezais da Baía de Vitória. Uma frequência de inundação de 46% pode ser considerada uma condição limitante, quando inexistente uma fonte terrestre de água doce. Isto mostra como alterações na frequência de inundação podem interferir no crescimento de florestas de mangue, sendo que o baixo desenvolvimento estrutural da parcela P3T1 provavelmente deve-se a construção da estrada na sua adjacência, que elevou a cota do terreno, resultando em uma menor frequência de inundação.

Como solos orgânicos e argilosos apresentam uma alta capacidade de retenção de água (Reddy & Delaune, 2008) e os sais estão mais concentrados em solos secos do que em solos saturados, considerando uma mesma quantidade de sais em solos saturados e secos (Khun & Zedler, 1997), acredita-se que a análise da textura do sedimento ajudará a explicar a variabilidade nos valores de salinidade e retenção de água no sedimento em parcelas com 61% de frequência de inundação, e conseqüentemente, as diferenças estruturais e prováveis diferenças funcionais entre as parcelas.

A distribuição de *R. mangle* corrobora com a hipótese levantada por Mckee (1993), da zonação em reposta a tolerância a inundação. E a distribuição de *L. racemosa* corrobora com as hipóteses de Lugo (1980) e Lovelock & Feller (2003), onde a espécie tenderia a dominar em áreas com maior profundidade do lençol freático, refletindo sua vantagem competitiva em sedimentos arenosos, e, conseqüentemente, com baixa concentração de nutrientes. *L. racemosa* e *A. schaueriana* predominaram em condições mais salinas e *R. mangle*, em menos salinas, como esperado, considerando a tolerância a salinidade de cada espécie.

## Referências

- BALL, M.C. 1988. Ecophysiology of mangroves. **Trees**, 2: 129-142.
- BLASCO, F.; SAENGER, P.; JANODET, E. 1996. Mangroves as indicators of coastal change. **Catena**, 27: 167-178.
- CARMO, T.M.S.; BRITO-ABAURRE, M.G.; SENNA-MELO, R.M.; ZANOTTI-XAVIER, S.; COSTA, M.B. & HORTA, M.M.M. 1995. Os manguezais da Baía Norte de Vitória, Espírito Santo: um ecossistema ameaçado. **Revista Brasileira de Biologia** 55(4): 801-808.
- CHACALTANA, J.T.A.; MARQUES, A.C.; RIGO, D.; PACHECO, C.G. Influência do manguezal no padrão de escoamento do sistema estuarino da Ilha de Vitória – ES. **In: V Semana Estadual de Meio Ambiente (SESMA)**, Vitória, p. 1-7, 2003.
- CINTRÓN, G.; LUGO, A.E.; POLL, D.J.; MORRIS, G. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. 1978. **Biotropica**, 10 (2): 110-121.
- CINTRON, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Introducion a ecología del manglar**. Montevideo/UNESCO. 109 p. 1983.

DHN – Diretoria de Hidrografia e navegação. Disponível em: <<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/index.htm>>. Acessado em: Junho/2009.

DUKE, N.C.; BALL, M.C.; ELLISON, J.C. 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. **Global Ecology and Biogeography Letters**, 7(1): 27-47.

FELLER, I.C.; MCKEE, K.L.; WHIGHAM, D.F.; O' NEILL, J.P. 2003. Nitrogen vs. phosphorus limitation across an ecotonal gradient in a mangrove forest. **Biogeochemistry**, 62 (2): 145-175.

FERREIRA, R.D. **Os manguezais da Baía de Vitória: um estudo de geografia física-integrada**. 1989. Tese Doutorado, Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo. 302p.

Ferreira, T.O.; Otero, X.L.; Souza Junior, V.S.; Vidal-Torrado, P.; Macías, F.; Firme, L.P. 2010. Spatial patterns of soil attributes and components in a mangrove system in Southeast Brazil (São Paulo). **J. Soils Sediments**, 10: 995-1006.

INCAPER – Instituto Capixaba de Pesquisa e Extensão Rural. Acessado em: 30/11/2010. Disponível em: <[http://hidrometeorologia.incaper.es.gov.br/opcao\\_estacao/vitoria\\_bhmes.php](http://hidrometeorologia.incaper.es.gov.br/opcao_estacao/vitoria_bhmes.php)>.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Acessado em: 20/01/2011. Disponível em: <[www.inmet.gov.br](http://www.inmet.gov.br)>.

JOYEUX, J.C.; PEREIRA, B.B. & ALMEIDA, H.G. 2004. The flood-tide ichthyoplanktonic community at the entrance into a Brazilian tropical estuary. **Journal of Plankton Research**, 26 (11): 1277-1287.

KUHN, N.L.; ZEDLER, J.B. 1997. Differential effects of salinity and soil saturation on native and exotic plants of a coastal salt marsh. **Estuaries**, 20 (2): 391-403.

KITHEKA, J.U.; MWASHOTE, B.M.; OHOWA, B.O.; KAMAU, J. 1999. Water circulation, groundwater outflow and nutrient dynamics in Mida Creek, Kenya. **Mangroves and saltmarshes**, 3: 135-146.

LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos: RiMa. 2006.

LE, L.T. **Effect of hydrology on mangrove ecosystems: effect of hydrology on the structure and function of mangrove ecosystems in the Can Gio Mangrove Biosphere Reserve, Vietnam.** VDM Verlag Dr. Müller. 232 p. 2010.

LINARES, A.P.M.; LÓPEZ-PORTILLO, J.; HERNÁNDEZ-SANTANA, J.R.; PÉREZ, M.A.O.; OROZCO, O.O. 2007. The mangrove communities in the Arroyo Seco deltaic fan, Jalisco, Mexico, and their relation with the geomorphic and physical-geographic zonation. **Catena**, 70: 127-142.

LOVELOCK, C.E.; FELLER, I.C. Photosynthetic performance and resource utilization of two mangrove species coexisting in a hypersaline scrub forest. 2003. **Oecologia**, 134: 455-462.

LUGO, A.E. 1980. Mangrove ecosystems: successional or steady-state?. **Biotropica**, 12(2): 65-72.

MARCHAND, C.; BALTZER, F.; LALLIER-VERGÈS, E; ALBÉRIC, P. 2004. Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). **Mar. Geol.**, 208: 361-381.

MARTIN, L.; SUGUIO, K.; FLEXOR, J.; ARCHANJO, J.D. Coastal quaternary formations of the southern part of the state of Espírito Santo (Brazil). *In: Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v.68, p. 389-404.

MCKEE, K.L. 1993. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution – reciprocal effects?. **The Journal of Ecology**, vol.81, 3: 477-487.

OTERO, X.L.; FERREIRA, T.O.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F. 2006. Spatial variation in pore water geochemistry in a mangrove system (Pai Matos island, Cananeia-Brazil). **Applied Geochemistry**, (21): 2171-2186.

OXMANN, J.F.; PHAM, Q.H.; SCHWENDENMANN, L.; STELLMAN, J.L.; LARA, R.J. 2010. Mangrove reforestation in Vietnam: the effect of sediment physicochemical properties on nutrient cycling. **Plant Soil**, 326: 225-241.

PELLEGRINI, J.A.C. 2000. **Caracterização da Planície Hipersalina (Apicum) associada a um bosque de Mangue em Guaratiba, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro - RJ.** Tese de Mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 101p.

PELLEGRINI, J.A.C.; SOARES, M.L.G.; CHAVES, F.O.; ESTRADA, G.C.D; CAVALCANTI, V.F. 2009. A method for the classification of mangrove forests and sensitivity/vulnerability analysis. **Journal of Coastal Research**, 56: 443-447.

REDDY, K.R.; DELAUNE, R.D. 2008. **Biogeochemistry of wetlands: Science and applications**. CRC Press: New York.

RIGO, D.; SARMENTO, R. 1993. **Determinação do Tombo da Maré no Canal da Passagem** - Relatório Final, Laboratório de Hidráulica, UFES, Vitória, Brasil.

RIGO, D. 2004. **Análise do escoamento em regiões estuarinas com manguezais – medições e modelagem na Baía de Vitória, ES**. Tese de Doutorado. COPPE/UFRJ, Engenharia Oceânica. 140p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y., CINTRON, G. **Guia para estudo de áreas de manguezal, estrutura, função e flora**. Caribbean Ecological Research, São Paulo, 1986.150 p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; MEDINA, E.; TWILLEY, R.R.; ARRECIS, M.; BARBOZA, F.M.; BARRIOS, A.E.; COELHO JR., C.; FONSECA, H.; SOARES, M.L.G.; TOGNELLA DE ROSA, M.M.P.; VALE, C.C.; VILLAMIZAR, A.V. Manguezais do Parque Nacional de Morrocoy (Estado Falcón, Venezuela): Estudo de caso. *In: Anais do VII Congresso Latinoamericano de Ciências do Mar*. v.2. 1997. p.433-434.

SUSILO, A.; RIDD, P.V. 2005. The bulk hydraulic conductivity of mangrove soil perforated with animal burrows. **Wetlands Ecology and Management**, 13:123-133.

THOM, B.G. 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, Mexico. **The Journal of Ecology**, 55 (2): 301-343.

THOM, B.G. Mangrove Ecology – A Geomorphological perspective. *In: Clough, B.F. (ed.). Mangrove ecosystems in Australia – Structure, Function and Management*. Hong Kong: Australian Institute of Marine Science, 1982. p. 3-17.

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

TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. 2006. **Fundamentos em ecologia**. 2ªed. Artmed.

TWILLEY, R.R. Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. *In*: Hall, C. (ed.) **Maximum Power**. Boulder: University of Colorado Press, 1995. p. 43-61.

TWILLEY, R.R. Mangrove wetlands. *In*: Messina, M.G. & Conner, W.H. (eds.). **Southern Forested Wetlands – Ecology and management**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1998. p. 445-473.

TWILLEY, R.R.; CHEN, R. 1998. A water budget and hydrology model of a basin mangrove forest in Rookery Bay, Florida. *Mar. Freshwater Res.*, (49): 309-323.

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

TWILLEY, R.R.; RIVERA-MONROY, V.H. 2009. Ecogeomorphic models of nutrient biogeochemistry for mangrove wetlands. *In*: Perillo, G.M.E.; Wolanski, E.; Cahoon, D.R.; Brinson, M.M. (eds.). **Coastal Wetlands: an integrated ecosystem approach**. The Netherlands: Elsevier. p. 641-684.

VALE, C.C.; FERREIRA, R.D. 1998. Os manguezais do litoral do Estado do Espírito Santo. Pp. 88-94. *In*: **Anais do Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira**. São Paulo, ACIESP, v. I.

VERONEZ JÚNIOR, P.; BASTOS, A.C.; QUARESMA, V.S. Morfologia e distribuição sedimentar em um sistema estuarino tropical: Baía de Vitória, ES. **Revista Brasileira de Geofísica**. v.27, n.4, p.609-624, 2009.

WOLANSKI, E. 2007. **Estuarine Ecohydrology**. The Netherlands: Elsevier.

## ANEXOS

## Salinidade média – Resultados Kruskal-Wallis

	P1T1	P2T1	P3T1	P4T1	P5T1	P6T1	P1T2	P2T2	P3T2	P4T2	P5T2	P1T3	P2T3	P3T3	P1T4	P2T4	P3T4	P4T4	P5T4	P6T4	
<b>P1T1</b>																					
<b>P2T1</b>	ns																				
<b>P3T1</b>	ns	ns																			
<b>P4T1</b>	ns	ns	ns																		
<b>P5T1</b>	ns	< 0.05	< 0.05	ns																	
<b>P6T1</b>	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns																
<b>P1T2</b>	ns	< 0.05	< 0.05	ns	ns	ns															
<b>P2T2</b>	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns	ns	ns														
<b>P3T2</b>	ns	< 0.05	< 0.05	ns	ns	ns	ns	ns													
<b>P4T2</b>	ns	< 0.05	ns	ns	ns	< 0.05	ns	ns	ns												
<b>P5T2</b>	< 0.05	ns	ns	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05											
<b>P1T3</b>	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns	< 0.05	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05										
<b>P2T3</b>	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns	< 0.05	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns									
<b>P3T3</b>	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns	< 0.05	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns	ns								
<b>P1T4</b>	ns	< 0.05	< 0.05	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05							
<b>P2T4</b>	ns	< 0.05	< 0.05	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns						
<b>P3T4</b>	ns	ns	ns	ns	ns	< 0.05	ns	ns	ns	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns	ns					
<b>P4T4</b>	ns	ns	ns	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns	ns	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns				
<b>P5T4</b>	< 0.05	ns	ns	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns		
<b>P6T4</b>	< 0.05	ns	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	ns	ns	

Anexo 1 – Resultados do teste Kruskal-Wallis e posterior teste de Dunn para verificar diferenças de salinidade entre as parcelas. Os dados foram transformados para raiz quadrada para normalização.

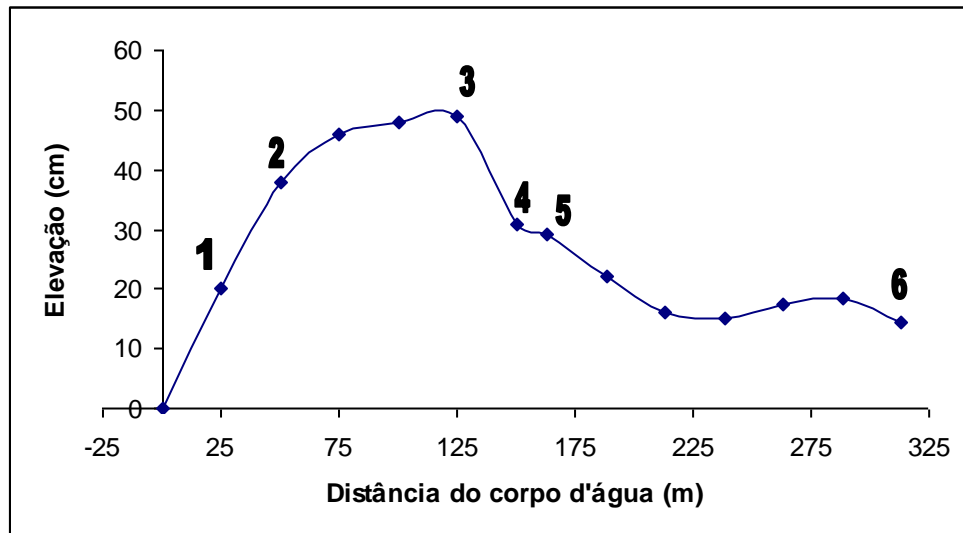


## Profundidade média do lençol freático – Resultados Kruskal-Wallis

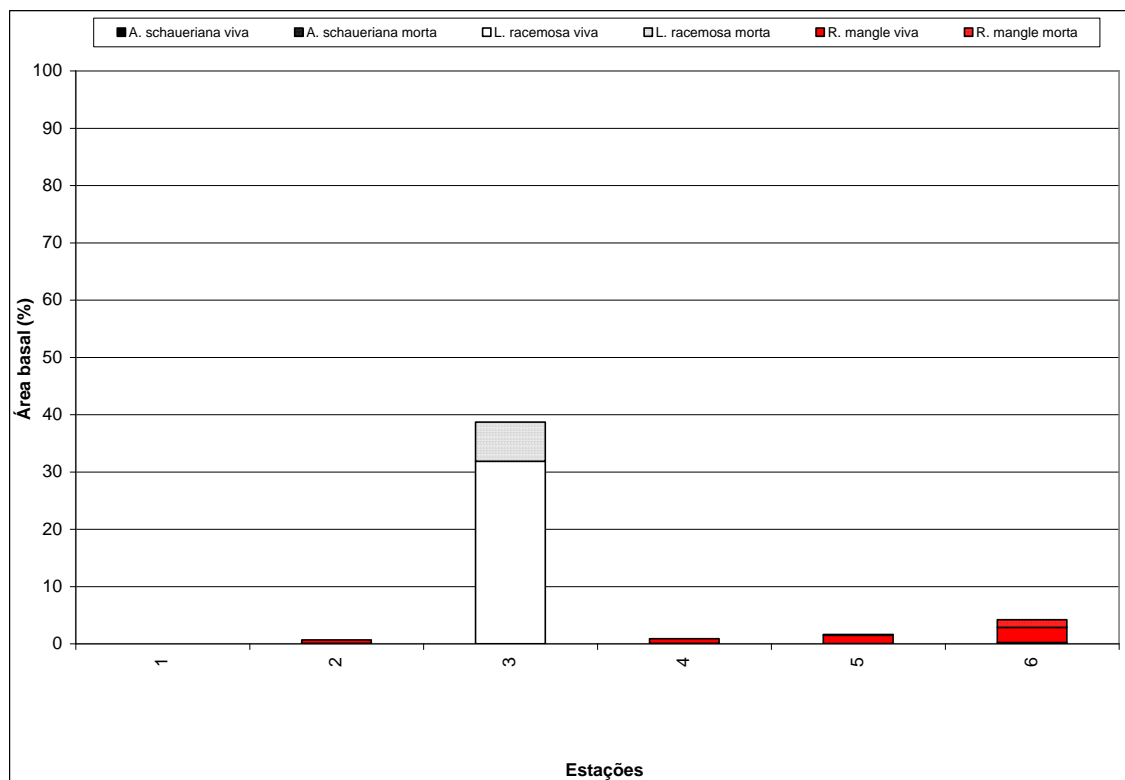
	P1T1	P2T1	P3T1	P4T1	P5T1	P6T1	P1T2	P2T2	P3T2	P4T2	P5T2	P1T3	P2T3	P3T3	P1T4	P2T4	P3T4	P4T4	P5T4	P6T4	
<b>P1T1</b>																					
<b>P2T1</b>	< 0.05																				
<b>P3T1</b>	ns	ns																			
<b>P4T1</b>	ns	< 0.05	ns																		
<b>P5T1</b>	ns	ns	ns	ns																	
<b>P6T1</b>	ns	< 0.05	ns	ns	ns																
<b>P1T2</b>	ns	< 0.05	ns	ns	ns	ns															
<b>P2T2</b>	ns	< 0.05	ns	ns	ns	ns	ns														
<b>P3T2</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns													
<b>P4T2</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns												
<b>P5T2</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns											
<b>P1T3</b>	ns	< 0.05	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	< 0.05										
<b>P2T3</b>	ns	< 0.05	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns									
<b>P3T3</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns								
<b>P1T4</b>	ns	< 0.05	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns							
<b>P2T4</b>	ns	< 0.05	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	< 0.05	< 0.05	ns	ns	ns	ns						
<b>P3T4</b>	ns	< 0.05	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	< 0.05	< 0.05	ns	ns	< 0.05	ns	ns					
<b>P4T4</b>	ns	< 0.05	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns				
<b>P5T4</b>	ns	< 0.05	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns			
<b>P6T4</b>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	< 0.05	< 0.05	ns	ns		

Anexo 2 – Resultados do teste de Kruskal-Wallis e posterior teste de Dunn para verificar diferenças nas profundidades médias do lençol freático entre as parcelas.

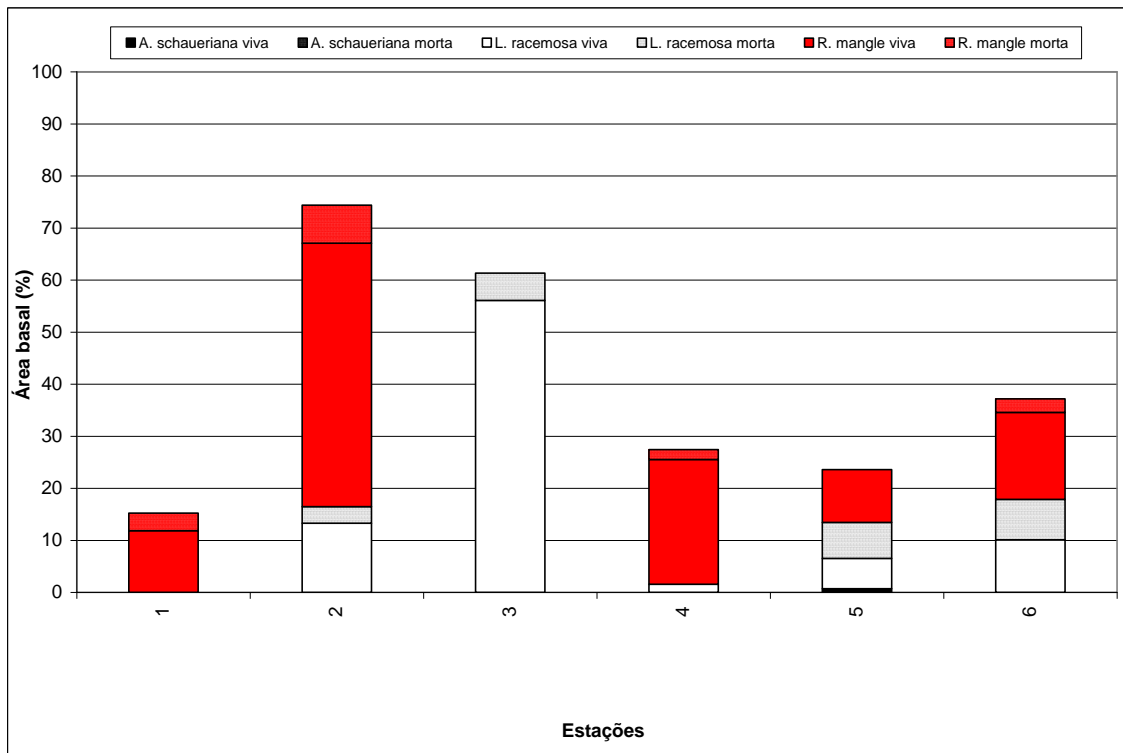
## Transversal 1



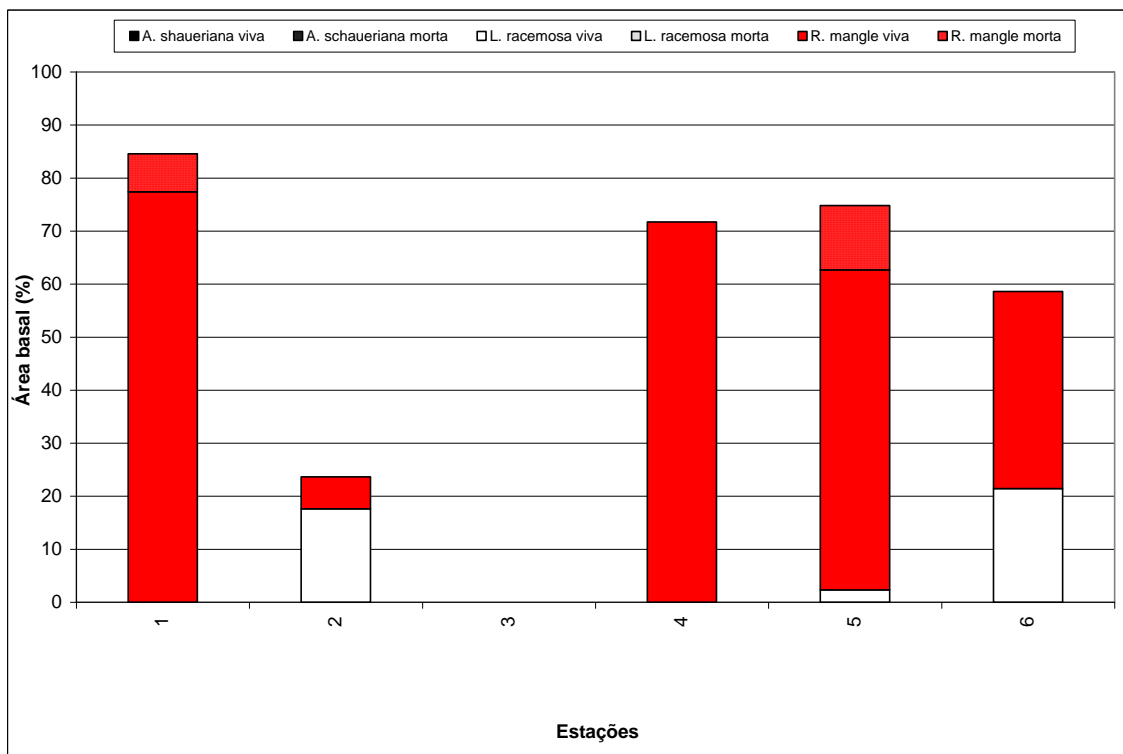
Anexo 3 – Perfil microtopográfico da transversal 1 e localização das parcelas.



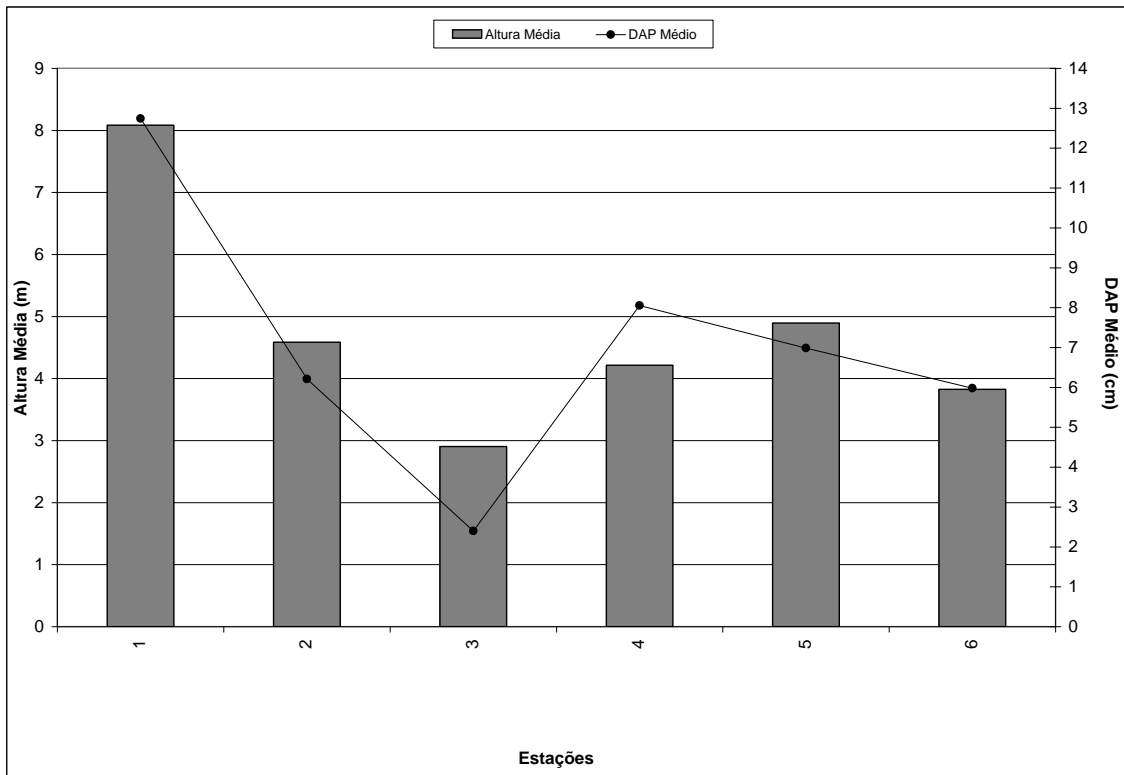
Anexo 4 – Contribuição em área basal na classe de DAP &lt; 2,5 cm.



Anexo 5 – Contribuição em área basal na classe de DAP  $\geq 2,5\text{cm}$  e  $<10\text{cm}$ .

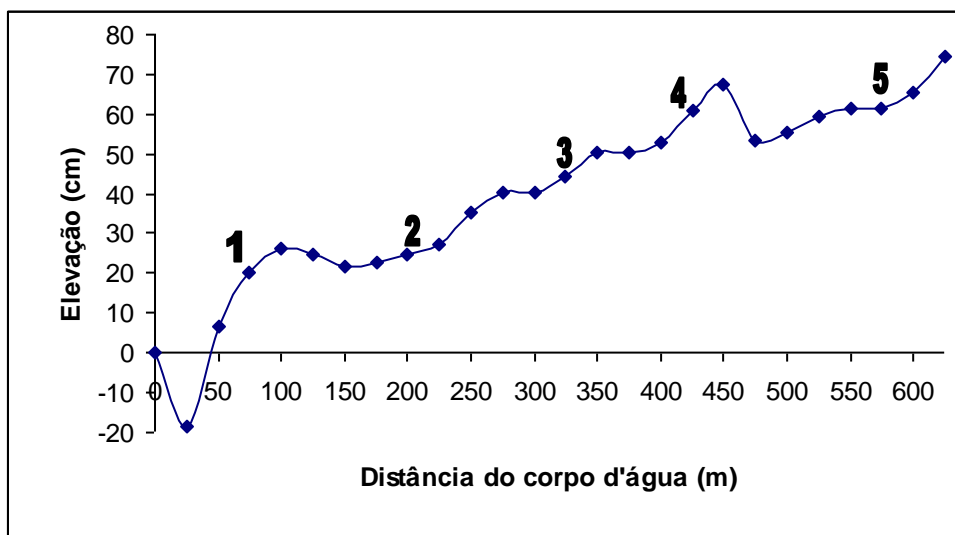


Anexo 6 – Contribuição em área basal na classe de DAP  $\geq 10\text{ cm}$ .

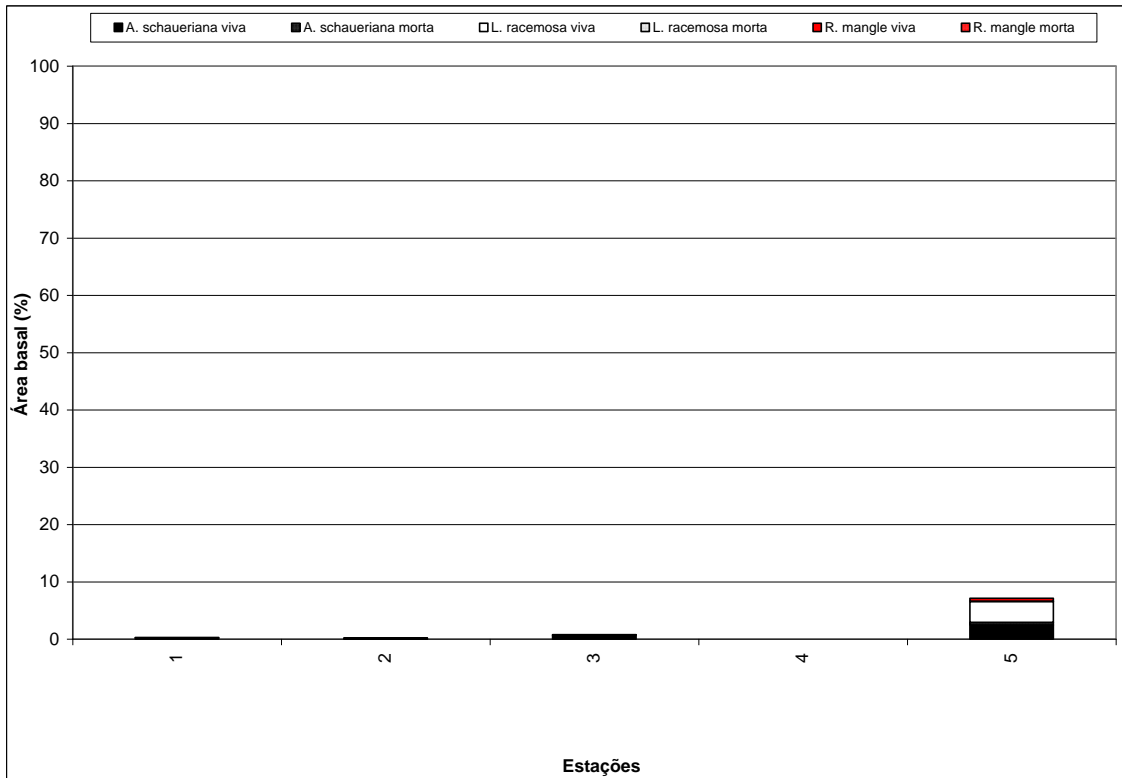


Anexo 7 – Altura média e DAP médio das parcelas da transversal 1.

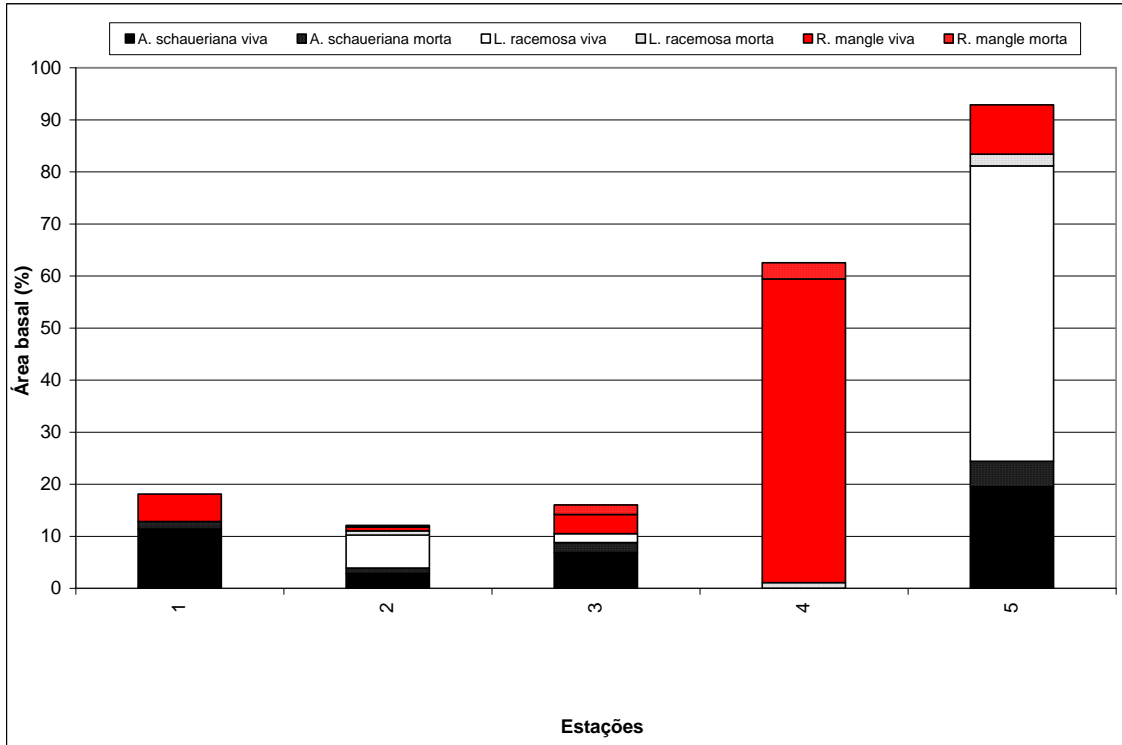
Transversal 2



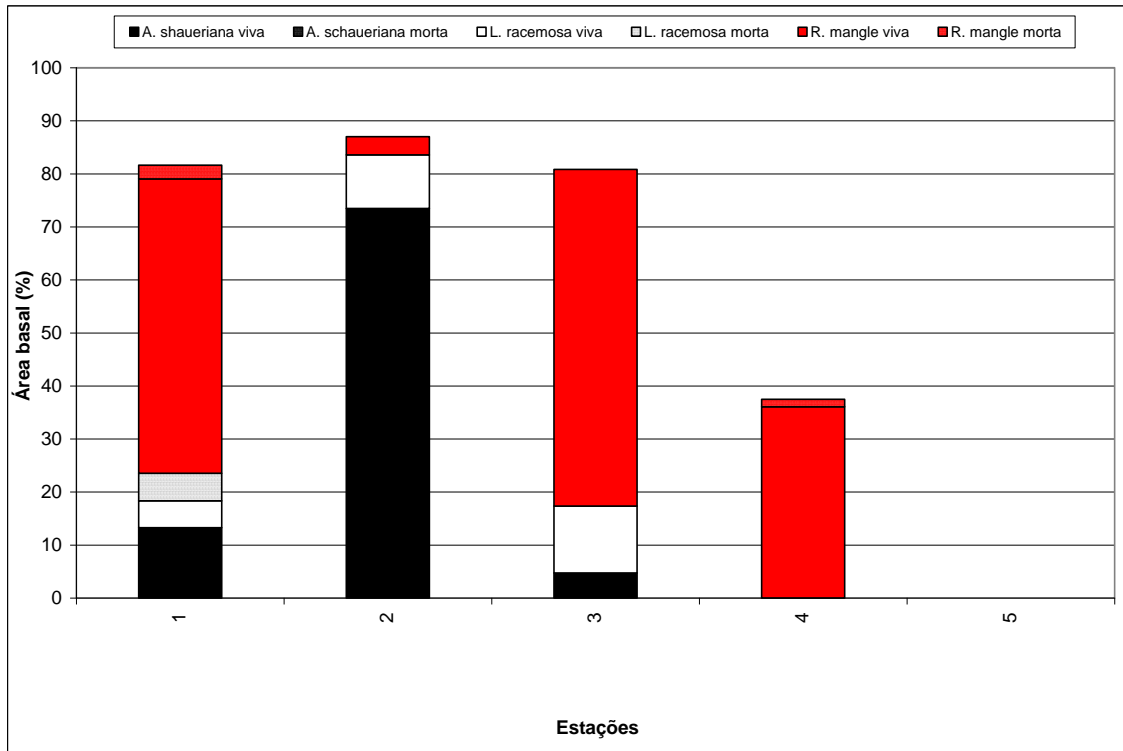
Anexo 8 - Perfil microtopográfico da transversal 2 e localização das parcelas.



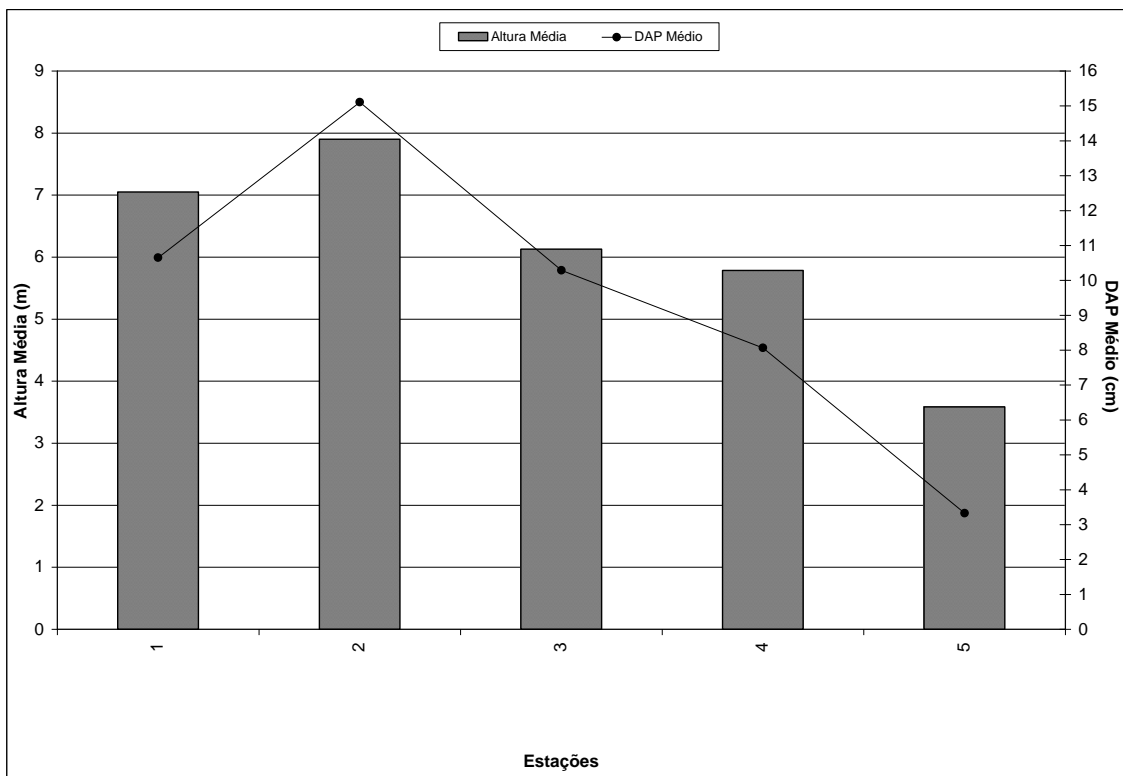
Anexo 9 – Contribuição em área basal na classe de DAP < 2,5 cm.



Anexo 10 – Contribuição em área basal na classe de DAP ≥ 2,5 cm e < 10 cm.

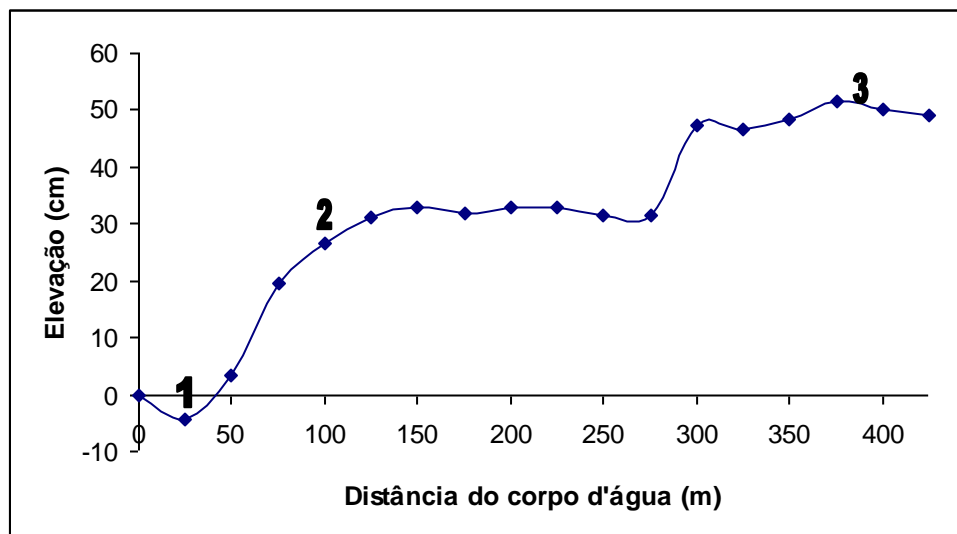


Anexo 11 – Contribuição em área basal na classe de DAP  $\geq 10$  cm.

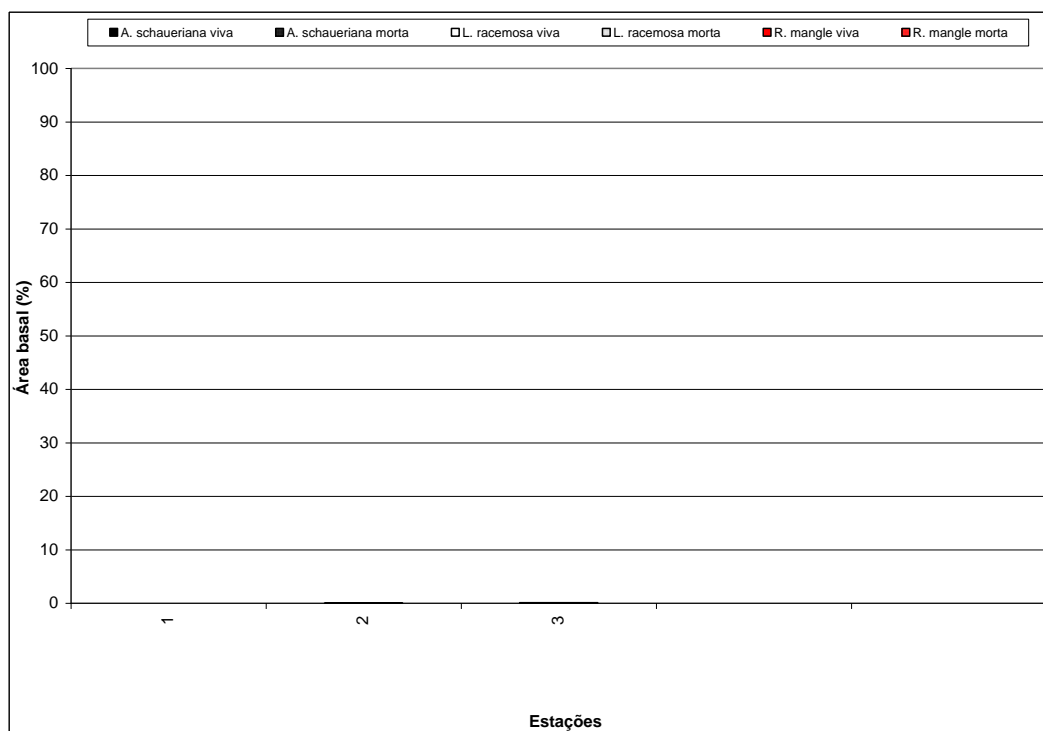


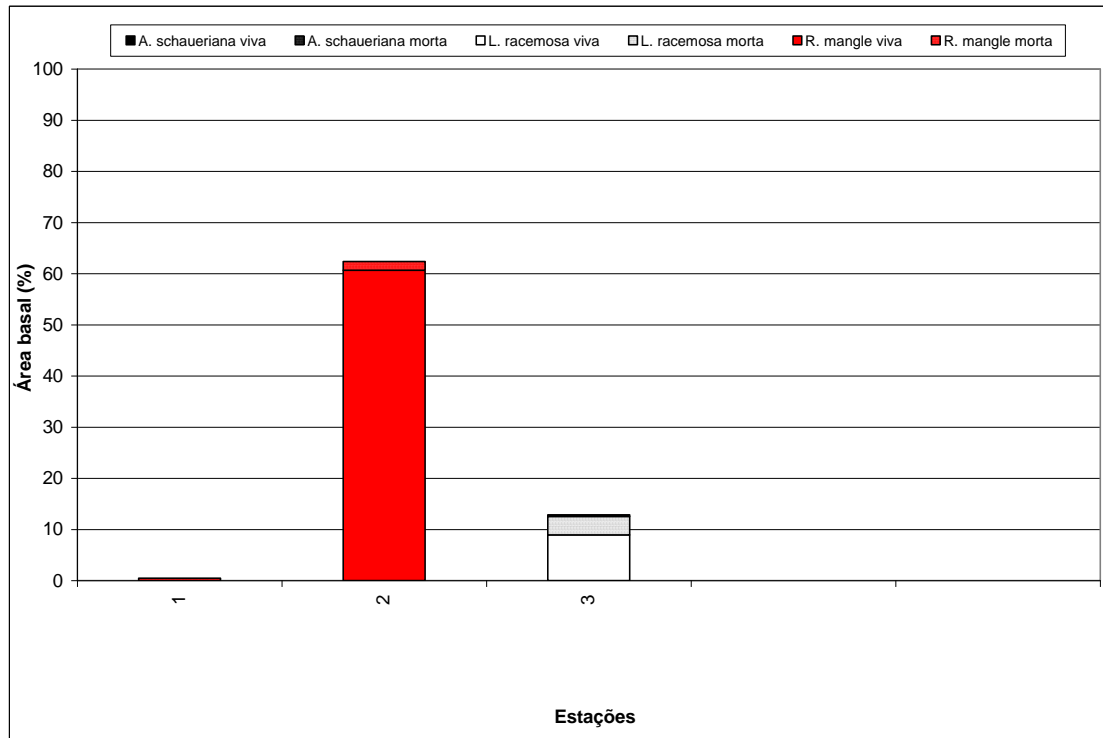
Anexo 12 – Altura média e DAP médio das parcelas da transversal 2.

## Transversal 3

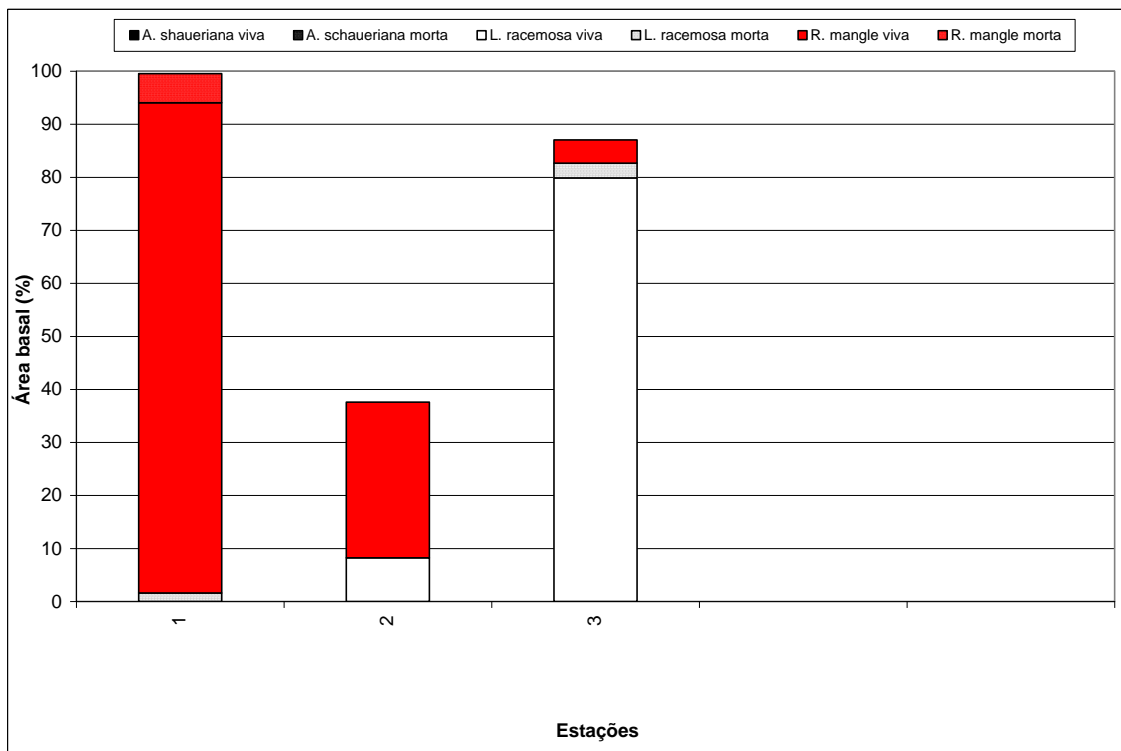


Anexo 13 - Perfil microtopográfico da transversal 3 e localização das parcelas.

Anexo 14 – Contribuição em área basal na classe de DAP < 2,5 cm. Apenas as parcelas P2T3 e P3T3 apresentaram troncos na menor classe de DAP, cujos valores foram 0,01 (*R. mangle*) e 0,03 (*L. racemosa*) m<sup>2</sup>/ha<sup>-1</sup>, respectivamente.

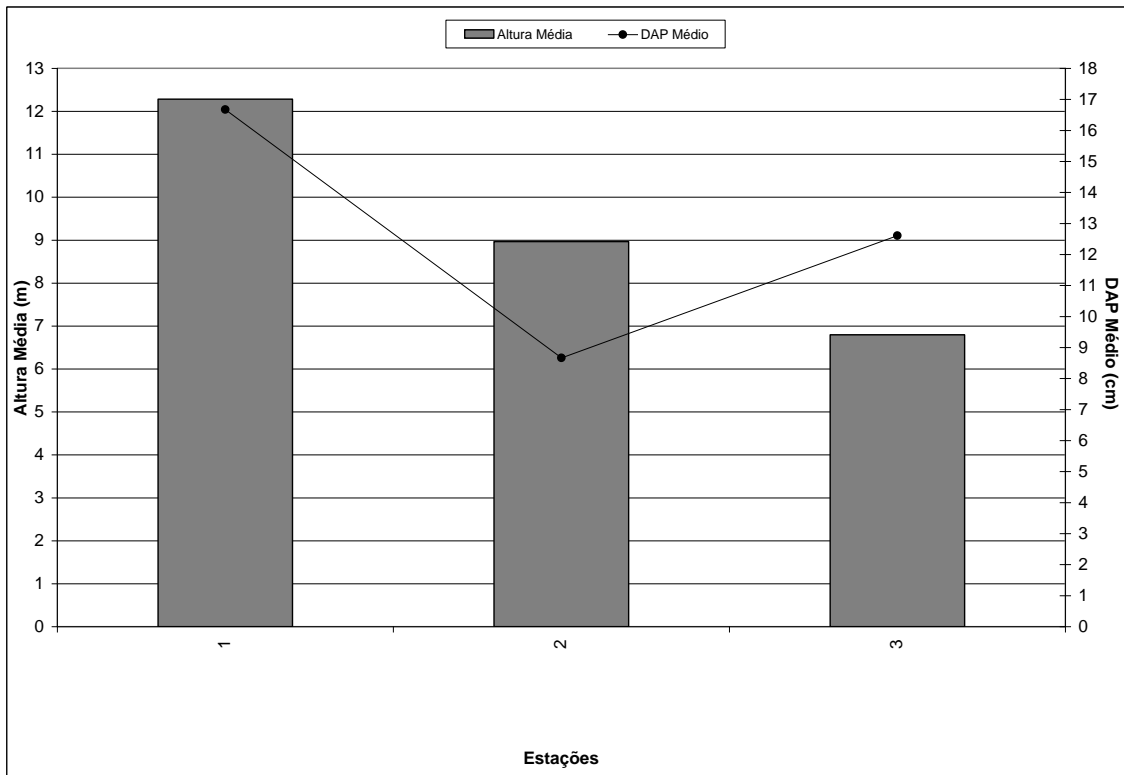


Anexo 15 – Contribuição em área basal na classe de DAP  $\geq 2,5$ cm e <10cm.



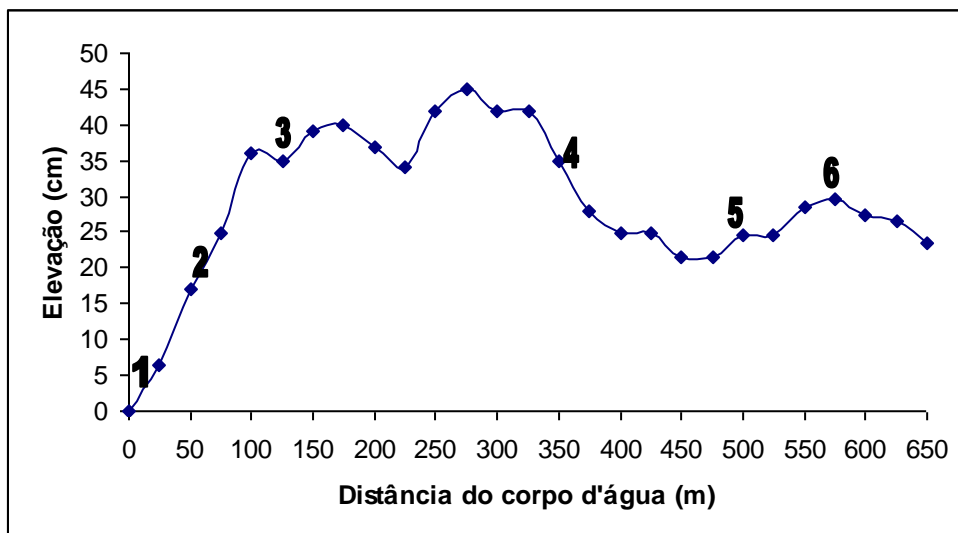
Anexo 16 – Contribuição em área basal na classe de DAP  $\geq 10$  cm.



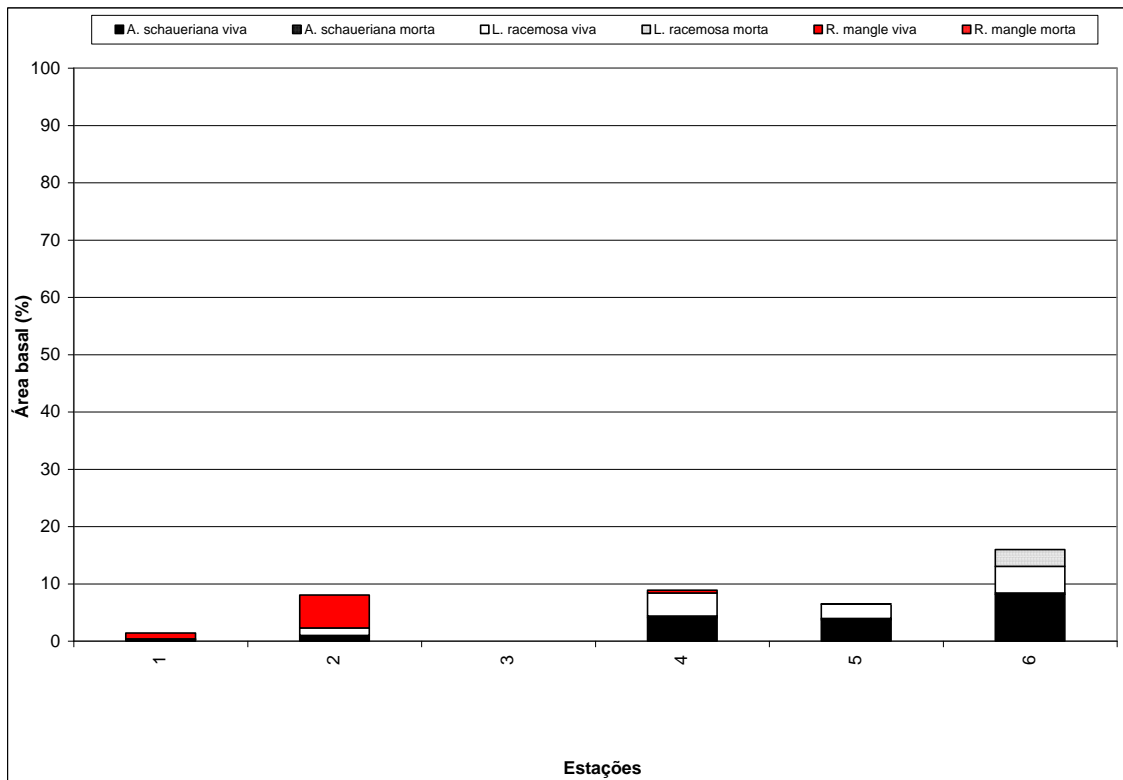


Anexo 17 – Altura média e DAP médio das parcelas da transversal 3.

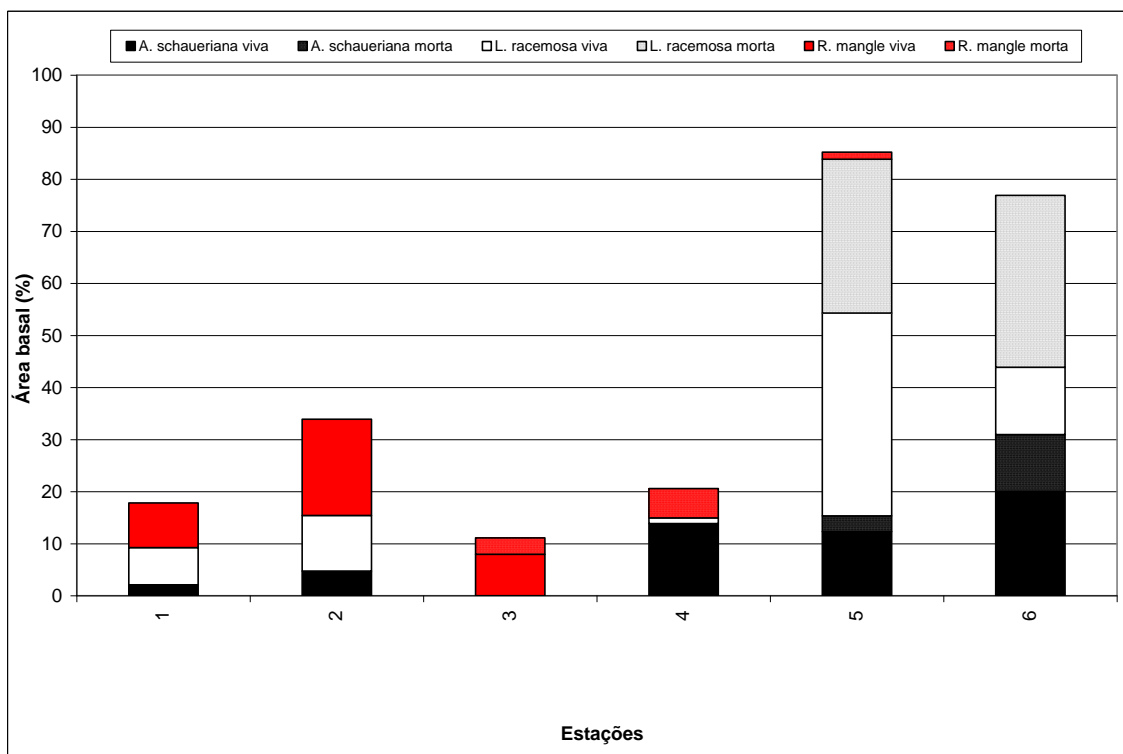
#### Transversal 4



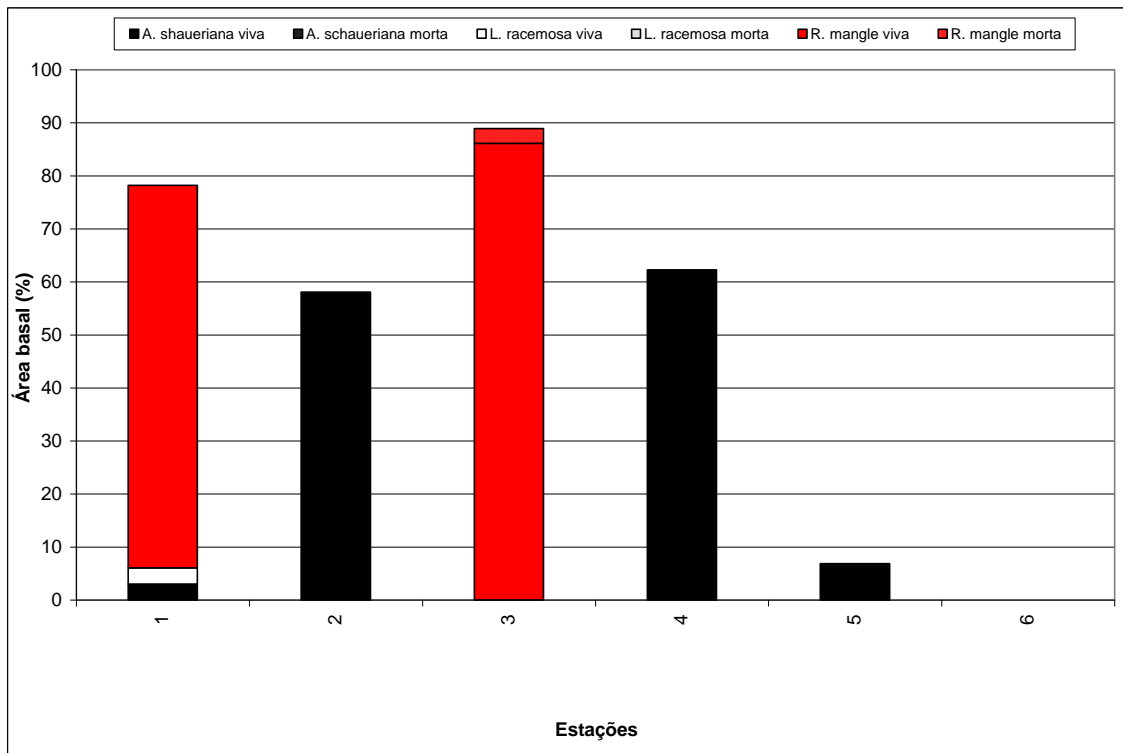
Anexo 18 - Perfil microtopográfico da transversal 4 e localização das parcelas.



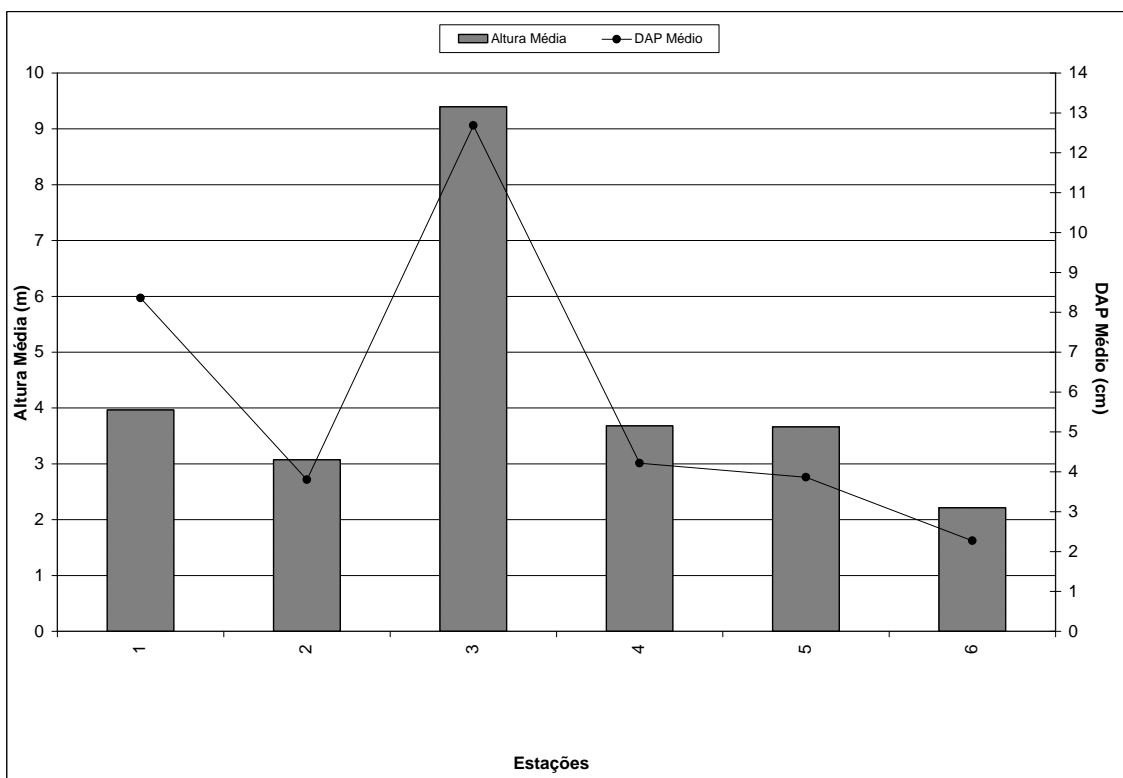
Anexo 19 – Contribuição em área basal na classe de DAP < 2,5 cm.



Anexo 20 – Contribuição em área basal na classe de DAP ≥ 2,5cm e <10cm.



Anexo 21 – Contribuição em área basal na classe de DAP  $\geq 10$  cm.



Anexo 22 – Altura média e DAP médio das parcelas da transversal 4.

Estação	Densidade (tr. vivos/ha <sup>-1</sup> )	DAP Médio (cm)	Altura (m)			Área Basal (m <sup>2</sup> /ha <sup>-1</sup> )	Dominância relativa (%)			Densidade (ind. vivos/ha <sup>-1</sup> )	tr/ind	Área basal ≥10cm (%)
			Média	D. P.	Dossel		Espécie	Viva	Morta			
11	1228,6	12,7	8,1	2,1	11,6	17,6	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	0 0 89,2	0 0 10,5	1171,4	1,0	86,7
21	8000	6,2	4,6	1,4	6,9	27,2	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	0,07 30,9 57,2	0 3,2 7,3	6900	1,2	26,5
31	4300	2,4	2,9	0,7	4,0	2,2	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	0 87,9 0	0 12,1 0	4000	1,1	0,0
41	3700	8,1	4,2	2,5	8,6	19,2	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	0 1,59 96,5	0 0 1,9	3200	1,2	73,1
51	3900	7,0	4,9	3,0	12,4	18,5	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	0,7 8,2 72	0,0 6,9 12,2	3650	1,1	77,5
61	7200	6,0	3,8	2,4	9,5	23,0	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	0 31,5 56,6	0,0 7,9 4,0	6400	1,1	66,5
12	1125	10,7	7,1	3,3	12,5	11,1	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	24,9 5,06 60,8	1,5 5,2 2,6	875	1,3	81,4
22	1750	15,1	7,9	2,8	10,8	32,3	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	76,4 16,6 4,17	1,0 0,8 0,3	1500	1,2	89,6
32	2300	10,3	6,1	2,1	9,2	20,4	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	12,3 14,3 67,1	2,0 0,0 1,9	1150	2,0	86,0
42	3533,3	8,1	5,8	1,2	8,9	19,1	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	0 0 94,4	0,0 1,1 4,5	1866	1,9	38,2
52	12400	3,3	3,6	0,8	4,8	11,7	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	22 60,3 9,99	5,4 2,3 0,0	10600	1,2	0,0
13	1250	16,7	12,3	1,6	14,9	29,5	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	0 0 92,4	0,0 1,6 5,9	800	1,6	100,0
23	3400	8,7	9,0	1,1	10,6	20,4	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	0 8,24 90	0,0 0,0 1,7	2800	1,2	38,2
33	2033,3	12,6	6,8	1,1	8,9	27,1	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	0 88,9 4,7	0,0 6,4 0,0	967	2,1	90,0
14	2133,3	8,4	4,0	3,1	11,1	12,0	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	5,41 10,3 81,8	0,0 0,0 0,0	1633	1,3	80,3
24	8300	3,8	3,1	1,7	7,4	9,4	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	63,8 12 24,2	0,0 0,0 0,0	5700	1,5	58,1
34	1300	12,7	9,4	1,2	11,0	17,5	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	0 0 94,1	0,0 0,0 5,9	1150	1,1	91,6
44	7800	4,2	3,7	2,1	8,8	12,7	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	80,2 5,13 0,49	0,3 0,0 5,6	2800	2,8	72,6
54	8700	3,9	3,5	1,8	7,8	15,9	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	22,9 41,4 0	3,3 29,6 1,4	5500	1,6	10,7
64	9100	2,3	2,2	0,7	4,2	8,0	<i>A. schaueriana</i> <i>L. racemosa</i> <i>R. mangle</i>	28,2 17,6 0	11,2 35,9 0,0	5200	1,8	0,0

Anexo 23 – Dados estruturais das parcelas. D.P. = desvio padrão; Altura do dossel = altura média das 3 maiores árvores; tr. vivos = troncos vivos; ind. vivos = indivíduos vivos; tr/ind = número de troncos/número de indivíduos.