



# CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS DA VEGETAÇÃO EM UM MANGUEZAL DO SUDESTE DO BRASIL

E. Bernini

C.E. Rezende

Laboratório de Ciências Ambientais, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense. Av. Alberto Lamego, 2000, Horto, 28015 - 602, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brasil - e-mail: elainebernini@hotmail.com

## INTRODUÇÃO

O manguezal é um ecossistema de elevada importância ecológica, econômica e social que ocorre ao longo de regiões costeiras tropicais e subtropicais. As relações tróficas entre o manguezal e os ecossistemas marinhos podem ser caracterizadas pela biomassa e produtividade dos manguezais, sendo estes dados estreitamente relacionados com a estrutura das florestas de mangue (Fromard *et al.*, 1999).

A arquitetura das florestas de mangue é influenciada por diferentes forças ambientais que atuam no sistema com distintas intensidades que variam no tempo e no espaço (Lugo & Snedaker, 1974; Soares *et al.*, 2003). As forças ambientais correspondem às energias subsidiárias (energia solar, pluviosidade, vento, temperatura do ar, aporte de água doce, nutrientes, marés e ondas), sendo denominadas como “assinatura energética” (Odum, 1967). Twilley & Rivera - Monroy (2005), desenvolveram um modelo conceitual que integra os diferentes níveis hierárquicos dos fatores ambientais regionais e interações bióticas locais, considerando que fatores reguladores (ex. salinidade), recursos (ex. luz) e hidroperíodo (ex. frequência de inundação) controlariam a estrutura e funcionamento das florestas de mangue.

No Brasil, onde os manguezais ocupam aproximadamente 1,4 milhão de hectares (Spalding *et al.*, 1997), estudos descritivos sobre estrutura da vegetação são numerosos, mas poucos trabalhos reportam dados sobre florestas submetidas à grande influência fluvial (Berger *et al.*, 2006). O manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul, localizado na região Sudeste do Brasil, é um dos maiores do estado do Rio de Janeiro e pode ser considerado como um ambiente dominado por rio de acordo com a classificação de Thom (1984).

## OBJETIVOS

O objetivo deste estudo é caracterizar a estrutura da floresta e determinar o padrão de distribuição espacial das plantas de mangue no estuário do rio Paraíba do Sul.

## MATERIAL E MÉTODOS

O estuário do rio Paraíba do Sul (RPS), situado na costa do Estado do Rio de Janeiro, na região Sudeste do Brasil, possui uma saída denominada Estuário Principal, no município de São João da Barra, e outra saída, o Estuário Secundário, no município de São Francisco do Itabapoana. O manguezal do estuário do RPS ocupa área aproximada de 725 ha (Bernini *et al.*, in prelo) sendo a floresta constituída pelas espécies *Avicennia germinans* (L.) Stearn., *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. e *Rhizophora mangle* L.

O estudo foi realizado entre os anos de 2005 e 2006. A caracterização da estrutura da vegetação foi feita pelo método de parcelas, de acordo com a metodologia proposta por Schaeffer - Novelli & Cintrón (1986). Foram selecionados 17 sítios de estudo, sendo um localizado no Estuário Principal e os demais no Estuário Secundário do rio, onde ocorre a maior área de manguezal. Os sítios foram selecionados considerando - se a classificação supervisionada realizada por Bernini *et al.*, (in prelo) e a representatividade da floresta. Em cada sítio, foram demarcadas parcelas ao longo de um transecto perpendicular ao gradiente de inundação. O número de parcelas variou em cada transecto em função do tamanho da faixa de floresta de mangue. O intervalo entre as parcelas foi mantido em 30 m. A área de cada parcela variou entre 25 e 870 m<sup>2</sup> e foi determinada de acordo com a densidade das árvores (incluindo no mínimo 20 árvores vivas dentro de cada parcela). No total, foram demarcadas 50 parcelas, correspondendo a uma área de 1,53 ha.

Em cada parcela, foram medidos o DAP (diâmetro à altura do peito, efetuado a 1,3 m do substrato) e altura dos indivíduos vivos com altura superior a 1 m. Para medir o DAP utilizou - se uma trena graduada em unidades de  $\pi$  (3,14159). Os diâmetros de troncos e árvores mortas e ainda em pé foram incluídos na amostragem. As medidas de altura das árvores vivas foram obtidas com um telêmetro ou vara graduada.

De cada parcela demarcada para a caracterização da estrutura da vegetação, coletaram - se três amostras de sedimento (15 cm de profundidade), durante a baixa - mar, no final

do período chuvoso. Em laboratório, o sedimento foi liofilizado e fez - se a remoção de fragmentos grosseiros com peneira de 2 mm. A granulometria foi determinada em um analisador de partículas (Laser Diffraction, Sald 3101 Shimadzu). Para a análise de matéria orgânica, alíquotas de sedimento (2 g) foram pesadas e submetidas à incineração em forno mufla (550°C/1 h). A salinidade da água intersticial foi determinada com o auxílio de um refratômetro a partir do sobrenadante resultante após centrifugação de 15 g de sedimento (2500 rpm/5 min).

Os dados foram organizados por classe de diâmetro < 2,5 cm, > 2,5 cm e > 10,0 cm, para o cálculo dos parâmetros estruturais altura média, DAP médio, área basal, densidade, dominância em área basal e densidade relativa, conforme Schaeffer - Novelli & Cintrón (1986). A distribuição de frequência por intervalo de diâmetro (3 cm) dos troncos vivos e mortos foi elaborada para cada sítio. Através do programa Statistica 6.0 realizou - se uma análise de agrupamento (UPGMA) das parcelas, considerando os parâmetros estruturais: altura média, DAP médio, área basal viva e morta, classes de área basal viva, densidade absoluta de cada parcela e densidade relativa de cada espécie. O coeficiente de correlação de Pearson foi calculado para os dados de percentual de matéria orgânica e fração silte+argila do sedimento com os parâmetros altura média, área basal, densidade absoluta e densidade relativa.

## RESULTADOS

No presente estudo foram registradas as espécies arbóreas *Avicennia germinans* (L.) Stearn., *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. e *Rhizophora mangle* L. Apesar da baixa diversidade, a floresta de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul exibiu variabilidade no desenvolvimento estrutural no que se refere à altura, DAP médio, área basal e densidade de troncos, representando um mosaico espacial com fases estruturais diferenciadas (Smith, 1992). A altura média das florestas variou de 5,2 a 14,5 m. A altura máxima foi registrada para *A. germinans* (25,0 m), seguida por *R. mangle* (19,0 m) e *L. racemosa* (16,0 m). O DAP médio variou de 2,6 a 23,5 cm e os diâmetros máximos observados para *A. germinans*, *R. mangle* e *L. racemosa* foram 56,7; 30,2 e 29,9 cm, respectivamente. Os valores de área basal viva estiveram entre 15,1 e 46,4 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. No total foram amostrados 2.270 indivíduos vivos. A densidade exibiu valores entre 732 e 24.060 troncos ha<sup>-1</sup>. Destacou - se o bom desenvolvimento estrutural para a maioria dos sítios, com maior contribuição em área basal na classe > 10,0 cm (68%). Com relação aos indivíduos mortos, a área basal variou de 0,34 a 4,64 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> e a densidade de 114 a 17.066 troncos ha<sup>-1</sup>.

A heterogeneidade estrutural das florestas pode ser atribuída às peculiaridades ambientais de cada sítio e, principalmente, aos processos de erosão e deposição acelerada de sedimentos que proporcionam a constante formação de novas florestas de mangue (Bernini *et al.*, o prelo). Nas últimas décadas, a dinâmica natural do estuário tem sido alterada devido às variações de vazão do rio Paraíba do Sul, ocasionada pela captação de suas águas para diferentes usos e acentuada por fenômenos naturais (ex. El Niño e La Niña)

e distúrbios ambientais (como desmatamento da mata ciliar e construção de barragens à montante do estuário). As alterações nas descargas fluviais alteram a capacidade de transporte de sedimentos na interface entre o continente e o oceano, provocando mudanças na dinâmica de sedimentação costeira ao longo dos anos.

Considerando - se todos os sítios de estudo, *A. germinans* foi a espécie dominante em área basal (53%), seguida por *L. racemosa* (28%) e *R. mangle* (19%). Com relação à densidade relativa, *L. racemosa* apresentou maior valor (57%), seguida por *A. germinans* (35%) e *R. mangle* (9%). Bernini & Rezende (2004) estudaram a estrutura do manguezal do estuário do RPS e descreveram valores de parâmetros estruturais dentro da faixa encontrada neste estudo. Os autores amostraram uma área de 0,26 ha e citaram *A. germinans* como dominante em área basal (60%), seguida por *R. mangle* (25%) e *L.* (15%). No presente estudo, que abrangeu uma área quase seis vezes maior (1,53 ha), confirmou - se a dominância de *A. germinans*, no entanto, *L. racemosa* exibiu maior contribuição em relação à *R. mangle*.

Jimenez & Lugo (1985), revisando trabalhos sobre *A. germinans*, descreveram que a espécie geralmente ocorre em áreas menos elevadas, podendo estar presente também em locais onde a inundação é menos freqüente. A espécie é encontrada em substratos arenosos, siltosos ou argilosos, sendo o melhor desenvolvimento observado em florestas ribeirinhas, como é o caso do manguezal aqui analisado. A dominância de *A. germinans*, seguida por *L. racemosa* e *R. mangle* demonstra que o manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul é semelhante ao manguezal do estuário do rio Itabapoana, localizado a 33 km da foz do RPS, onde se registrou uma seqüência similar, com *A. germinans* (65%), seguida por *L. racemosa* (28%) e *R. mangle* (7%) (Bernini & Rezende, dados não publicados). Os dados aqui apresentados destacam o melhor desenvolvimento estrutural em relação a estudos realizados em outros manguezais no Estado do Rio de Janeiro que indicaram a dominância de *Rhizophora mangle* e/ou *Laguncularia racemosa* (Silva *et al.*, 991; Soares, 1999; Pellegrini *et al.*, 000; Soares *et al.*, 003). Tais manguezais exibem valores mais elevados de salinidade da água intersticial e maior influência antrópica em relação ao manguezal do estuário do RPS.

Entre os dezessete sítios estudados, quatorze exibiram um padrão similar ao tipo exponencial para a distribuição dos troncos por classes de diâmetro. Resultados similares foram reportados para a maioria das florestas analisadas na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro (Soares *et al.*, 003) e Recife, Pernambuco (Souza & Sampaio, 2001). Este tipo de distribuição é observado em comunidades que apresentam mortalidade natural (principalmente nas classes de menor diâmetro devido à maior competição) associada ao amadurecimento da floresta, havendo indivíduos de diversos graus de desenvolvimento, com grande contribuição de jovens que possibilitam a manutenção da fitocenose (Soares *et al.*, 003). Apesar de ser mais comum em comunidades em processo de amadurecimento (Smith, 1992), este padrão de distribuição de troncos também foi evidenciado em florestas com árvores de grande porte, como nos sítios 1, 3, 11, 14 e 15.

Nos sítios 4, 7 e 13, não se observou uma distribuição do

tipo exponencial, visto que foi evidenciada maior mortalidade nas classes de diâmetro inferiores e intermediárias. Segundo Soares *et al.*, (2003), esse fato também pode ser indicador de floresta saudável, cuja mortalidade está associada a um processo natural. Smith (1992) argumenta que florestas maduras tendem a exibir um padrão mais homogêneo de distribuição de troncos, o que foi em parte observado nos sítios citados. No sítio 5, a distribuição diferenciada de troncos é atribuída ao corte seletivo observado na floresta. Neste sítio, a intervenção humana está relacionada, principalmente, à conversão do manguezal para áreas de criação de gado, uma vez que a floresta corresponde a um pequeno fragmento circundado por pasto e se encontra alterada, com presença de muitas de *Acrostichum aureum*, *Hibiscus per-nambucensis* e gramíneas.

A salinidade da água intersticial exibiu valores abaixo de 3,0 na maioria dos sítios. Os valores mais elevados deste parâmetro foram observados nos sítios 10, 12 e 16 (5,3 a 17,0). O percentual de matéria orgânica variou de 0,3 a 46,2%. A fração silte foi a mais abundante na maioria dos sítios. Os sedimentos foram classificados como areia, areia siltica ou silte arenoso, com predomínio do último.

A altura média, a área basal e a densidade de troncos variaram ao longo do gradiente de inundação nos sítios com mais de duas parcelas, mas não exibiram padrão e não se correlacionaram ( $p > 0,05$ ) com as variáveis ambientais analisadas (percentual de matéria orgânica, fração silte+argila do sedimento e salinidade da água intersticial). Do mesmo modo, os valores de dominância em área basal e densidade relativa das espécies não se correlacionaram com as variáveis ambientais analisadas ( $p > 0,05$ ). A relação entre textura e percentual de matéria orgânica do sedimento com o desenvolvimento estrutural e distribuição das espécies é difícil de ser investigada no manguezal do estuário do RPS, por haver grande variação na deposição de sedimentos.

Registrou-se dominância em área basal para *A. germinans* nas parcelas dos sítios 1, 5, 6, 13 e 15. A *R. mangle* foi dominante nas parcelas do sítio 4. Esta espécie exibiu menor contribuição em relação às demais espécies, sendo dominante no interior das florestas (125 - 165 m do rio) nos sítios 11 e 14. Nos demais sítios de estudo (2, 3, 7, 8, 9, 10, 12, 16 e 17) houve alternância de dominância das espécies ao longo do gradiente de inundação, sendo *A. germinans* e *L. racemosa* dominantes tanto na franja (5 - 45 m do rio), quanto no interior das florestas (85 - 205 m do rio). Esta alternância também foi observada para os valores de densidade relativa ao longo do gradiente de inundação. Assim, não se observou padrão de zonação, como constatado por Bernini & Rezende (2004). A influência dos fatores abióticos na habilidade competitiva relativa das espécies pode responder pela distribuição das plantas de mangue em um padrão típico de zonas (Ball, 1980). O efeito em conjunto dos fatores abióticos e bióticos estabelece o padrão da vegetação, podendo ocorrer múltiplas composições de espécies. Contudo, em determinadas florestas, algumas características ambientais podem predominar como, por exemplo, na margem de um apicum onde ocorre grande variação de salinidade. No entanto, em locais sujeitos à frequente inundação ou grande aporte de água doce, a influência da salinidade na fisiologia da planta pode ser insignificante. Neste caso, outros fatores

como a competição pode apresentar maior influência na distribuição das espécies (Tomlinson, 1986). Este parece ser o cenário encontrado na área analisada no presente estudo, em virtude de baixa salinidade da água intersticial.

A análise de agrupamento indicou que as maiores densidades e menores DAP médios foram encontradas em parcelas com dominância de *A. germinans* ou *L. racemosa* (sítios 6, 8, 9 e 17), cujas florestas exibiram menores valores médios de altura e maior contribuição em área basal e em densidade de troncos na classe intermediária (entre 2,5 e 10,0 cm). Segundo Bernini *et al.*, (no prelo), em 1986 as florestas ainda não haviam se formado nos locais onde foram demarcados os sítios 8 e 17 no ano 2005, enquanto que o sítio 9 situou-se em um local que também sofreu alterações na erosão e deposição de sedimentos. Tais informações sugerem que estas áreas são compostas por florestas mais jovens. Florestas com melhor desenvolvimento estrutural exibiram dominância de *A. germinans* ou *R. mangle*.

Os resultados de distribuição de troncos vivos e mortos por classe de diâmetro estudo sugerem que a competição interespecífica pode estar influenciando a distribuição espacial das plantas de mangue no estuário do RPS. Nas florestas mais jovens, ocorre associação de *L. racemosa* e *A. germinans*, em geral, com domínio da primeira. Com o amadurecimento da floresta, a comunidade tende a culminar em florestas dominadas por *A. germinans* ou *R. mangle* (Bernini *et al.*, o prelo), provavelmente em função das interações competitivas. A constante formação de áreas novas de mangue geradas pela dinâmica costeira resulta em florestas com diversas composições de espécies e ausência de um padrão de zonação definido para a floresta de mangue. Os resultados do presente estudo são semelhantes aos descritos para um manguezal do sul da Flórida, onde Ball (1980) reportou a substituição de *L. racemosa* por *R. mangle* em locais periodicamente inundados que favoreciam o desenvolvimento máximo de ambas as espécies.

## CONCLUSÃO

O manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul apresentou grande variabilidade estrutural que pode ser atribuída à variação dos fatores ambientais de cada sítio de estudo e aos processos de erosão e deposição acelerada de sedimentos que promovem a constante formação de áreas novas de mangue. A floresta analisada exibiu melhor desenvolvimento estrutural em relação a outros manguezais do Estado do Rio de Janeiro, provavelmente, em virtude dos baixos valores de salinidade da água intersticial e menor influência antrópica da área analisada. Não houve padrão de zonação e os dados de estrutura da comunidade sugerem que a competição interespecífica pode estar influenciando a distribuição espacial das plantas de mangue na área estudada.

### Agradecimentos

Agradecemos aos técnicos I. R. Silva, A. C. O. Pessanha, J. V. N. Degel e aos motoristas da Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), pelo apoio nos trabalhos de campo. À UENF, pela bolsa de doutorado concedida à E.B. Ao Laboratório de Ciências Ambientais da UENF, pela infra-estrutura fornecida para o desenvolvimento do

trabalho. C.E.R. recebe apoio financeiro da FAPERJ (E - 26/151.949/2004) e do CNPq (306.188/2004 - 0).

## REFERÊNCIAS

- Ball, M.C. 1980. Patterns of secondary succession in a mangrove forest of southern Florida. *Oecologia*, 44: 226 - 235.
- Berger, U.; Adams, M.; Grimm, V. & Hildenbrandt, H. 2006. Modelling secondary succession of neotropical mangroves: causes and consequences of growth reduction in pioneer species. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7: 243-252.
- Bernini, E. & Rezende, C.E. 2004. Estrutura da vegetação em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 18(3): 491 - 502.
- Bernini, E., Ferreira, R., Silva, F.L.C., Mazurec, A.P., Nascimento, M.T. & Rezende, C.E. - Alterações na cobertura vegetal do manguezal do estuário do rio Paraíba do Sul no período de 1976 a 2001. *Gerenciamento Costeiro Integrado*. No prelo.
- Fromard, F.; Puig, H.; Mougin, E.; Marty, G.; Betoulle, J.L. & Cadamuro, L. 1999. Structure, above - ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia*, 115: 39 - 53.
- Lugo, A.E. & Snedaker, S.C. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 5: 39 - 64.
- Odum, H.T. 1967. Work circuits and system stress. P. 81 - 138. In: H.E. Young (Ed.). *Symposium on Primary Productivity and Mineral Cycling in Natural Ecosystems*. Univ. of Marine Press. Orono Maine.
- Schaeffer - Novelli, Y. & Cintrón, G. 1986. Guia para estudo de áreas de manguezal: estrutura, função e flora. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 150p.
- Smith, T.J. III. 1992. Forest structure. P. 101 - 136. In: A.I. Robertson & D.M. Alongi (Eds.). *Tropical mangrove ecosystems*. Coastal and estuarine series. American Geophysical Union, Washington, USA.
- Soares, M.L.G.; Chaves, F.O.; Corrêa, F.M. & Silva Jr., C.M.G. 2003. Diversidade estrutural de bosques de mangue e sua relação com distúrbios de origem antrópica: o caso da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro). *Anuário do Instituto de Geociências-UFRJ*, 26: 101 - 116.
- Souza, M.M.A & Sampaio, E.V.S.B. 2001. Variação temporal da estrutura de bosques de mangue de Suape - PE após a construção do Porto. *Acta Botanica Brasilica*, 15(1): 1 - 12.
- Spalding, M.I. & Blasco, F. & Field, C.D. 1997. *World Mangrove Atlas*. Okinawa (Japan): International Society for Mangrove Ecosystems. 178p.
- Thom, B.G. 1984. Coastal landforms and geomorphic process. P. 3 - 17. In: S.C. Snedaker & J.G. Snedaker (Eds.). *The mangrove ecosystem: research methods*. UNESCO, Paris.
- Tomlinson, P.B. 1986. *The botany of mangroves*. New York: Cambridge University Press, 170p.
- Twilley, R.R., Rivera - Monroy, V.H., 2005. Developing performance measures of mangrove wetlands using simulation models of hydrology, nutrient biogeochemistry, and community dynamics. *Journal of Coastal Research*, 40: 79-93.