



## **REGENERAÇÃO DE FLORESTA DE MANGUE ATINGIDA POR ÓLEO NA BAÍA DE GUANABARA (RIO DE JANEIRO, BRASIL): RESULTADOS DE 5 ANOS DE MONITORAMENTO**

Mário Luiz Gomes Soares\*, Carlos Milton Gonçalves da Silva Junior, Viviane Fernandez Cavalcanti, Paula Maria Moura de Almeida, Aline de Souza Monteiro, Filipe de Oliveira Chaves, Gustavo Calderucio Duque Estrada, Beatriz Barbosa

Núcleo de Estudos em Manguezais (NEMA), Departamento de Oceanografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Rua São Francisco Xavier, 524, sala 4019-E. CEP 20550-013. Maracanã. Rio de Janeiro, RJ

\*E-mail: mariolgs@uerj.br

Recebido em Julho de 2005 e aceito para publicação em Setembro de 2005

### **ABSTRACT**

The recovery of mangrove forest affected by an oil spill was monitored between 2000 and 2005. We could observe some characteristic of gap recolonization: input of propagules; an initial phase with increase of density and low mortality of saplings, followed by a period of community development (density decrease associated with an increase of the mean height of saplings). On the other hand, we also observed some signs of the influence of sediment contamination by hydrocarbons on the recovery process. Basically, this influence is observed on the first months of the monitoring, when we detected low rates of propagules recruitment, high rates of seedlings mortality and mortality of 100% of the saplings.

### **RESUMO**

O processo de regeneração de floresta de mangue da baía de Guanabara, atingida por derramamento de óleo, foi monitorado entre 2000 e 2005. Observaram-se características típicas da ocupação de clareiras: importação de propágulos, aumento da densidade de jovens e baixa mortalidade dos mesmos no período inicial, seguido de período de amadurecimento da comunidade (redução de densidade e aumento da altura média de jovens). Existem indícios de interferência de hidrocarbonetos presentes no sedimento sobre o processo de regeneração, sobretudo nos primeiros meses do monitoramento, quando ocorreu baixa taxa de recrutamento de propágulos, alta taxa de mortalidade de plântulas e mortalidade de 100% de jovens.

### **INTRODUÇÃO**

Manguezal é um ecossistema costeiro que ocorre em regiões tropicais e sub-tropicais do mundo ocupando as áreas entremarés. É caracterizado por vegetação lenhosa típica, adaptada às condições limitantes de salinidade, substrato inconsolidado e pouco oxigenado e freqüente submersão pelas marés (Soares, 1997).

Esse ecossistema ainda destaca-se por sua alta produtividade e diversidade funcional, possuindo elevada importância ecológica, econômica e social. Apesar de existirem fatores numa escala global, que regem a ocorrência de manguezais em determinada região, os atributos estruturais e funcionais de cada manguezal são regidos pela interação de fatores em escala regional (“assinatura energética”) e fatores em escala local (por exemplo,

associados à frequência de inundação pelas marés) (Soares *et al.*, 2003).

Soares *et al.* (2003), quando tratando de florestas em regiões sob influência de atividades antrópicas, sugerem adicionar às condições ambientais naturais, o efeito de diferentes tensores. Segundo esses autores, nessas áreas, as características estruturais e funcionais dos manguezais serão uma resultante da interação entre características ambientais e efeito de tensores, devendo-se considerar ainda além das características de cada tensor (incluindo sua variabilidade espaço-temporal e de intensidade), a possibilidade de sinergismo. Lugo (1978) ressalta que os tensores mais prejudiciais ao ecossistema seriam aqueles que atuam na fonte de energia e no fluxo dessa energia até o sistema, tais como os que alteram o aporte de água doce ou a influência das marés (e.g. barragem, desvio, retificação e dragagem de rios e canais). No entanto, ao analisarmos a atuação do petróleo e seus derivados sobre os manguezais, devemos considerar, que tão importante quanto o ponto de ação do tensor no sistema, é a persistência do mesmo, a qual pode prolongar os efeitos letais e sub-letais e retardar o processo de recuperação do ecossistema, características essas que tornam o impacto por óleo em manguezais extremamente danoso e delicado.

Getter *et al.* (1984) e Duke e Burns (1999) mostram que os efeitos do óleo sobre o ecossistema manguezal podem ser agudos, que se manifestam em curto prazo (incluindo a morte em massa de árvores de mangue) ou crônicos, que vão se manifestar em médio e longo prazos. Snedaker (1985) descreve três fases principais da ação do óleo sobre os manguezais: (1) asfixia mecânica; (2) toxicidade química crônica e; (3) recuperação. As respostas deste ecossistema a derramamentos de óleo e derivados, vão depender não apenas da quantidade de óleo que chega ao manguezal, mas também do tipo de óleo, isto é, da sua composição específica

e da sua toxicidade e do tempo de permanência deste poluente no ambiente, que vai depender das características do mesmo, do substrato, da geomorfologia, da frequência de inundação pelas marés e da energia hidrológica, que vão determinar as taxas de remoção física e biológica do óleo (Cintron e Schaeffer-Novelli, 1983; Getter *et al.*, 1984; Dicks, 1986; Schaeffer-Novelli *et al.*, 1993; Garrity *et al.*, 1994; Duke e Burns, 1999; Duke *et al.*, 1999).

Garrity *et al.* (1994) destacam que derramamentos de óleo são bem distintos de estresses naturais, pois a contaminação química pode durar por longos períodos. Jimenez *et al.* (1985), em estudo sobre a mortalidade massiva de manguezais, afirmam que a recuperação depende da natureza do distúrbio, sua persistência e recorrência, do tipo de floresta afetada e da disponibilidade de propágulos. Os autores também afirmam que após uma perturbação natural o processo de recuperação tende a ser mais rápido do que após uma intervenção antrópica, pois essas são crônicas ou criam condições ecológicas não propícias para a regeneração das espécies de mangue, tais como o óleo e seus derivados tóxicos, que permanecem inalterados por longos períodos no substrato pouco oxigenado dos manguezais.

O processo de recuperação dos manguezais frente à contaminação por óleo é extremamente variável, podendo levar décadas, como o observado por Getter *et al.* (1984), Burns *et al.* (1993), Garrity *et al.* (1994), Burns e Codi (1998) e Duke e Burns (1999). Dessa forma, deve se ter muita cautela na previsão do comportamento de hidrocarbonetos em áreas de manguezal, bem como do tempo necessário à recuperação do sistema, visto que tais processos são extremamente variáveis de local para local, segundo as peculiaridades ambientais de cada região, além das características de cada evento, tais como tipo de óleo, quantidade e área atingida.

Para avaliar o processo de regeneração de florestas de mangue, deve-se focar a análise da ocupação da área degradada por jovens das espécies vegetais. No entanto, apesar do processo de ocupação da área por jovens, indicar o potencial de desenvolvimento de árvores adultas, apresentando uma menor variabilidade dos parâmetros associados à dinâmica das comunidades, torna-se fundamental a análise de outros parâmetros associados à dinâmica de propágulos e plântulas, os quais têm papel primordial na manutenção do banco de jovens. A ênfase dada aos parâmetros relacionados à dinâmica do compartimento composto por jovens é justificada pelo apresentado por Martin e Dutrieux (1990) e Duke *et al.* (1999), os quais sugerem a identificação da presença de jovens como um critério mais adequado para indicar a recuperação das florestas de mangue. Assim, a manutenção de um banco de jovens é fundamental para a perpetuação da floresta, pois tais jovens seriam o “reservatório” de novos indivíduos, disponíveis para ocuparem o dossel no caso da abertura de clareiras pela morte de indivíduos adultos. Em estudos realizados em Cananéia, SP (dados não publicados) caracterizamos um reservatório de jovens de *R. mangle*, o qual é mantido por processos como queda, aporte e recrutamento de propágulos, transformação desses em plântulas e dessas em jovens.

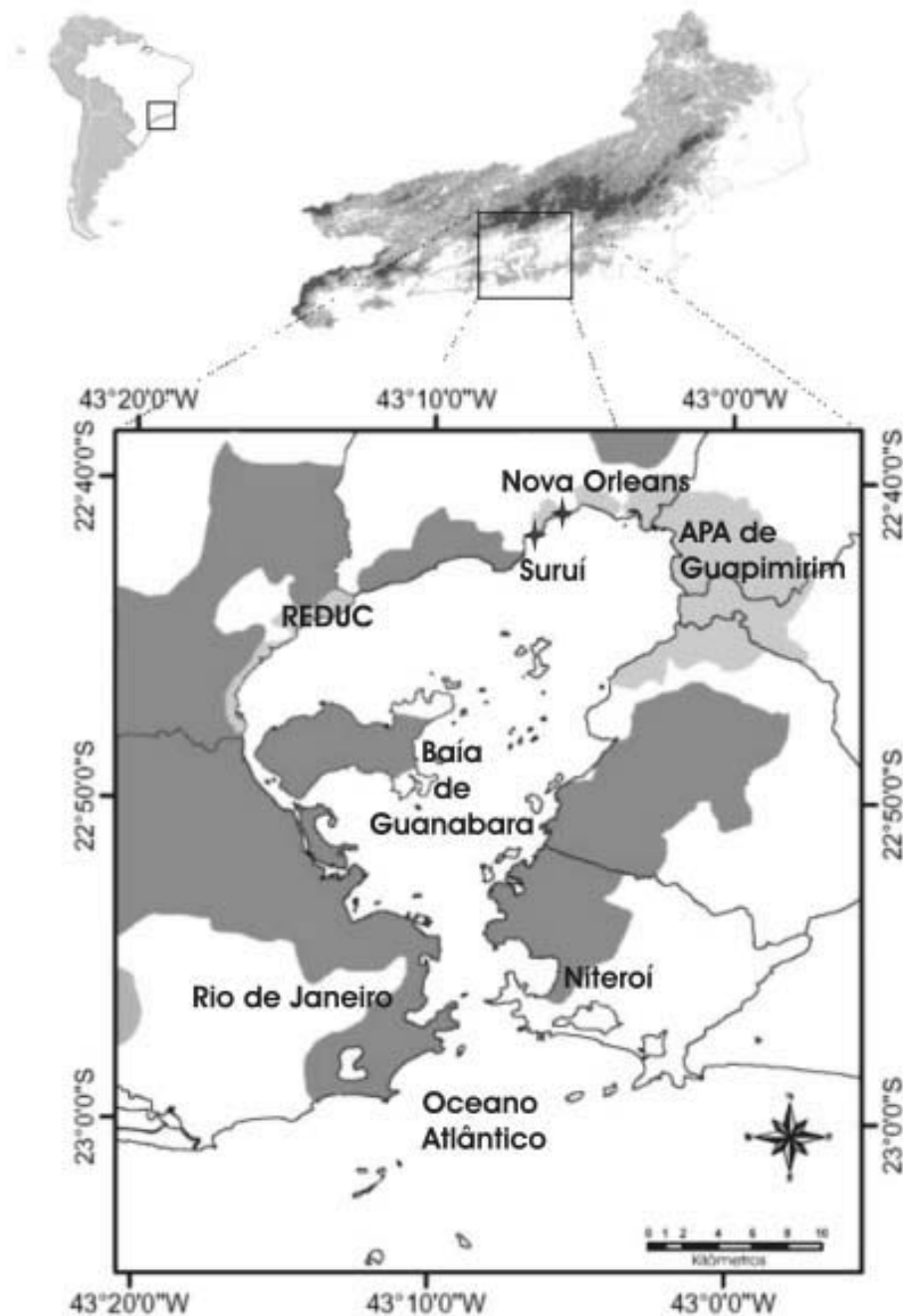
O presente estudo apresenta os resultados do monitoramento e avaliação do processo de regeneração do manguezal do rio Surui (município de Magé, baía de Guanabara, Rio de Janeiro), o qual registrou mortalidade massiva da vegetação, ao ser atingido por derramamento de óleo ocorrido em 18 de janeiro de 2000 na região da Refinaria Duque de Caxias (REDUC). Nessa ocasião foram derramados cerca de 1.300.000 litros de óleo combustível marinho MF380, caracterizado como mistura de diesel e óleo combustível pesado. O derramamento aconteceu num período de maré alta de sizígia o que resultou num impacto preferencial sobre as áreas de

manguezal ao fundo da baía e nas áreas mais internas da própria baía. Os manguezais mais atingidos pelo óleo derramado foram aqueles localizados no trecho entre Duque de Caxias (principalmente adjacente à refinaria e ao local de rompimento do duto) e Magé (Desembocadura do rio Suruí).

## ÁREA DE ESTUDO

A Baía de Guanabara (Figura 1), localizada entre as coordenadas 22° 40' S e 23° 00' S de latitude e 43° 00' W e 43° 20' W de longitude na porção central do litoral do Rio de Janeiro possui área aproximada de 384 km<sup>2</sup> (Kjerfve *et al.*, 1997), englobando um espelho d'água raso (profundidade média de 5,7m) e bacia hidrográfica que abrange 14 municípios (Amador, 1996). Apresenta clima tropical úmido com temperatura média de 23,7° C e meses secos entre junho e agosto e alto índice pluviométrico anual (1100 a 2100mm) nas regiões próximas a Serra do Mar (Amador, 1997). Possui um regime de micromarés (média de 0,7 m) (Fillipo, 1997) que somado ao grande aporte de rios resulta em baixa salinidade (média 29,5 ± 4,8) (Quaresma, 1997).

Este estuário (Figura 1) possui o maior centro urbano costeiro do país em sua bacia de drenagem (com 4.000km<sup>2</sup>), composto pela Região Metropolitana do Rio de Janeiro e outros seis municípios (Niterói, São Gonçalo, Itaboraí, Guapimirim, Magé e Duque de Caxias) (Amador, 1997). Desta forma, concentra descarga de 17 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> de esgoto doméstico, com 465 ton. de carga orgânica, de uma população estimada em 11 milhões de habitantes (Feema, 1998). Contribuem também para agravar este quadro as atividades de 12.000 estabelecimentos industriais, 14 terminais marítimos de carga e descarga, dois portos comerciais, estaleiros, dois aeroportos, duas refinarias de petróleo, postos de combustíveis e a lavagem de material poluente dos pavimentos urbanos (Kjerfve *et al.*, 1997). No caso específico da contaminação por petróleo e



**Figura 1:-** Localização dos pontos de estudo na Baía de Guanabara (áreas urbanas em cinza escuro e manguezal em cinza claro).

derivados, encontramos tanto o aspecto da poluição crônica como o de eventos agudos relacionados a derramamentos.

A área remanescente de manguezais da baía de Guanabara é de cerca de 31% da cobertura original, estando concentrada em sua maior parte na região da APA de Guapimirim e em Duque de Caxias, somando algo em torno de 80 km<sup>2</sup> (Amador, 1997). Entre as causas desta redução estão: desmatamento,

assoreamento, poluição dos rios, depósitos de lixo irregulares, aterros clandestinos e ocorrência de espécies invasoras (*Hibiscus pernambucensis* e *Acrostichum aureum*) que inibem o crescimento e regeneração das espécies de mangue. Recentemente Soares *et al.* (2003), caracterizaram a estrutura vegetal de 6 regiões na baía e encontraram uma grande variabilidade estrutural. Segundo estes autores, os manguezais estudados apresentam um baixo desenvolvimento estrutural com dap (diâmetro

do tronco à altura do peito) variando de 1,33 a 7,83 cm, altura média entre 1,80 e 7,27 m e densidade variando de zero (clareiras) a 52800 troncos.ha<sup>-1</sup>. As explicações para este padrão residem na grande pressão exercida sobre os manguezais da região, a qual possui características variáveis no que se refere à ação dos distúrbios, tais como sua natureza, característica (crônico ou agudo), variabilidade espacial e temporal na sua atuação, variação na frequência (recorrência) e capacidade do sistema de se recuperar frente ao distúrbio.

O presente estudo foi conduzido em florestas de mangue do município de Magé, nas áreas do rio Surui e Nova Orleans (Figura 1). No caso específico do rio Surui houve mortalidade em massa da floresta de mangue em área próxima a margem. Essa floresta, identificada como Surui 1 por Soares *et al.* (2003), apresentava, após à contaminação por óleo, altura média de  $6,0 \pm 3,13$  m, dap médio de 6,04 cm e densidade de 167 troncos.ha<sup>-1</sup>. Nessa floresta foi feito o monitoramento do processo de regeneração. As demais áreas do rio Surui e Nova Orleans foram monitoradas como controle da dinâmica de jovens. Essas florestas, segundo Soares *et al.* (2003) são basicamente dominadas por *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*, com altura média oscilando entre 4,3 m e 6,58 m, dap médio entre 4,31 cm e 7,11 cm e densidade entre 3009 troncos.ha<sup>-1</sup> e 11429 troncos.ha<sup>-1</sup>.

## MATERIAL E METODOS

Na região do rio Surui, a qual foi fortemente atingida pelo derramamento de óleo ocorrido em janeiro de 2000, foi demarcada parcela de 16 m<sup>2</sup>. A referida parcela foi posicionada no centro da área onde segundo Soares *et al.* (2003) houve mortalidade massiva da floresta de mangue e a formação de uma clareira. Após análise da representatividade amostral, quando considerou-se a densidade e homogeneidade da distribuição de plântulas e jovens das espécies presentes, optou-se pela

utilização de uma única parcela de dimensões amplas, devido ao tamanho da área impactada, bem como para se evitar um impacto por pisoteio excessivo, em área com presença de óleo no substrato. De forma similar, seguindo os critérios anteriormente descritos, foram marcadas 4 parcelas adicionais de monitoramento no manguezal do rio Surui e 4 parcelas no manguezal de Nova Orleans, em áreas onde não houve contaminação por óleo ou onde essa foi menos severa, não caracterizando mortalidade massiva de árvores e jovens de mangue (sem formação de clareira). Essas parcelas foram utilizadas como controle para determinação de um padrão local para a dinâmica de jovens.

A transversal de Surui, com 280 m de extensão, atravessa uma pequena faixa de terra entre os rios Surui e Surui-Mirim. A estação 1 (área fortemente atingida pelo óleo), localizada na desembocadura do Rio Surui, foi o ponto de partida com o limite na estação 5 às margens do Surui-Mirim. As estações 1 e 5, com extensões respectivas de 38 e 70 metros, representam mangues ribeirinhos. Na estação 2 localizada em ponto topograficamente superior cerca de 20 cm e distante 78 m da margem do rio Surui, é possível observar a influência diária das marés. Após esta, inicia-se área mais elevada de 140 m de extensão onde encontram-se as estações 3 e 4, com menor frequência de inundação pelas marés. Assim sendo, temos que a floresta do rio Surui apresenta como principal característica à influência de dois rios em lados opostos (Rio Surui e Surui-Mirim), que banham diretamente as estações 1, 2 e 5. As demais estações (3 e 4) estão posicionadas em área mais elevada e distante dos rios.

A transversal de Nova Orleans é dividida em quatro estações num trecho de 225 metros de manguezal. A estação 1, na franja, é o local mais baixo e com influência direta das marés, seguida pela estação 2 em local topograficamente mais elevado em cerca 20 cm. A estação 4 localiza-se cerca de 160 metros da franja separada da estação 2 por uma elevação de aproximadamente 50 cm em relação

à estação 1. Na região da estação 4, encontra-se um pequeno canal de maré que determina uma maior frequência de inundação pelas marés nessa área, quando comparada às florestas vizinhas. Por fim, encontra-se a estação 5 cerca de 210 metros da franja, na transição com a terra firme, em posição topograficamente semelhante à estação 2.

A metodologia adotada é descrita de forma detalhada por Oliveira (2001). Todos os indivíduos com altura inferior a 1 metro foram marcados com etiquetas numeradas, tiveram sua altura medida, foram identificados ao nível de espécie, classificados em propágulos, plântulas ou jovens e anotada sua condição (vivo ou morto). Duke *et al.* (1999) descrevem o papel do banco de jovens de *Rhizophora sp.* na manutenção da floresta. Esses autores ainda relatam que esses jovens sobrevivem por cerca de 3 anos no sub-bosque, morrendo antes de atingir um metro de altura. Esse padrão descrito por Duke *et al.* (1999) confirma a escolha da altura de 1 metro como limite na medição/separação das árvores consideradas novos adultos e jovens, a exemplo do adotado por Oliveira (2001).

A partir do estabelecimento das parcelas, foi feito um monitoramento das mesmas, no período entre setembro de 2000 (8 meses após o impacto por óleo) e fevereiro de 2005, quando todos os indivíduos marcados foram medidos e os novos indivíduos recrutados foram etiquetados e medidos, como anteriormente descrito, para o seu monitoramento. O monitoramento foi realizado mensalmente no primeiro ano, passando a uma frequência bimestral entre outubro de 2001 e fevereiro de 2003, quando passou a ser realizado quadrimestralmente até fevereiro de 2005.

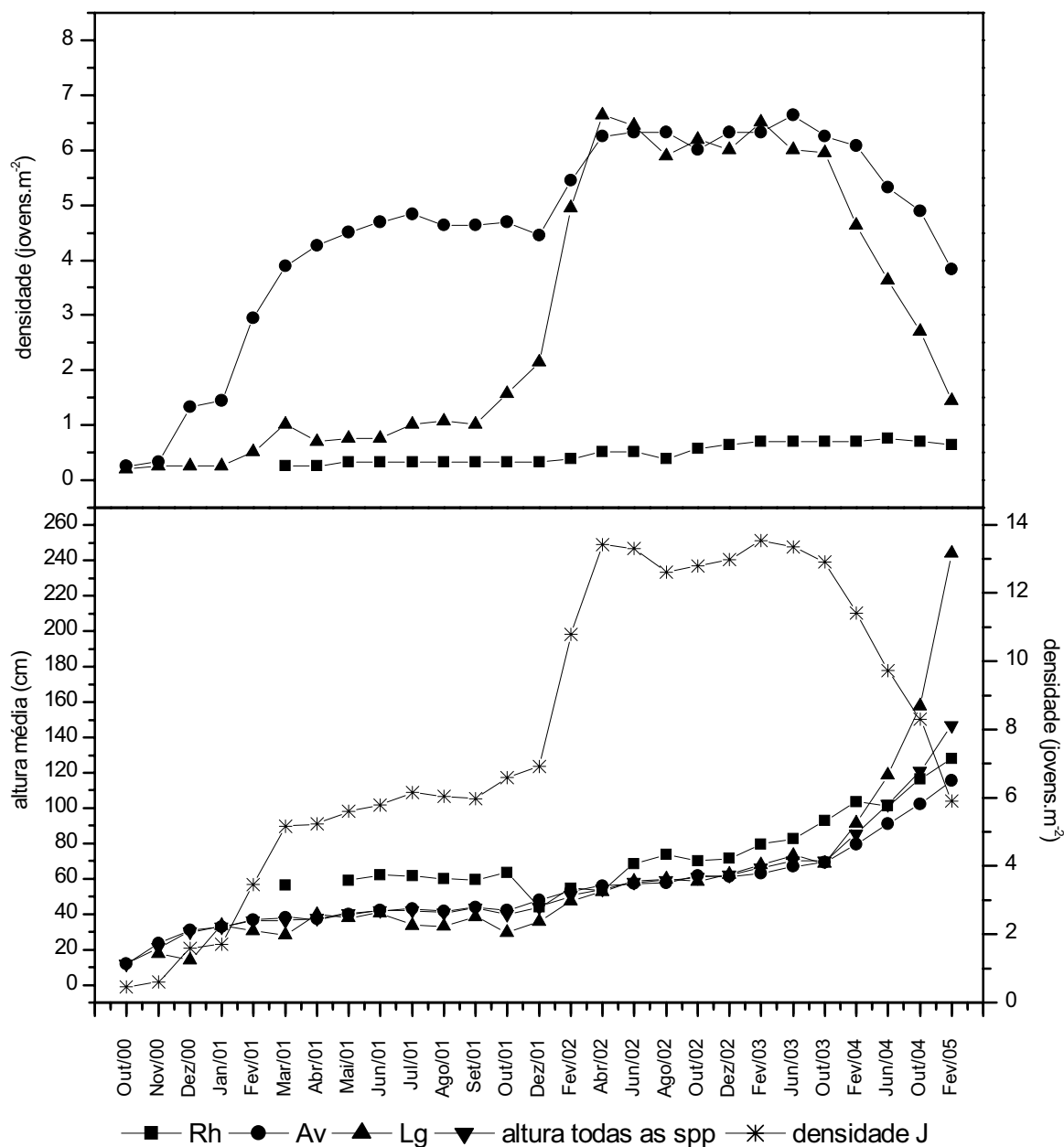
De posse desses dados obtidos em campo, foi realizado o cálculo da densidade de jovens e de plântulas, altura média de jovens, taxa de recrutamento de propágulos e taxa de mortalidade de plântulas e jovens. No caso específico da mortalidade a mesma foi calculada

em termos absolutos (ind.m<sup>-2</sup>.dia), quando os indivíduos mortos entre uma amostragem e outra foram contabilizados e o referido valor foi padronizado numa base diária, para permitir a comparação entre as diferentes amostragens. Calculou-se ainda a mortalidade relativa (%.dia<sup>-1</sup>), quando foi determinado o percentual de indivíduos mortos entre duas amostragens, tomando-se como referência a densidade inicial (da primeira das duas amostragens). De forma similar foi calculado o recrutamento de propágulos em termos absoluto e padronizado numa base diária (ind.m<sup>-2</sup>.dia).

Todos esses índices foram calculados para cada amostragem, para acompanhamento da evolução da dinâmica da comunidade monitorada.

## RESULTADOS

A densidade de jovens de *A. schaueriana*, na área fortemente impactada por óleo, apresentou três tipos de comportamento (Figura 2): (i) crescente, no período entre outubro/00 a abril/02; (ii) relativamente estável entre abril/02 e outubro/03; decrescente até fevereiro/05. Durante o período de estudo a densidade de jovens dessa espécie oscilou de 0,26 ind.m<sup>-2</sup> em outubro/00 a 6,64 ind.m<sup>-2</sup> em junho/03, decrescendo em seguida até 3,83 ind.m<sup>-2</sup> em fevereiro/05. Para *L. racemosa* a densidade de jovens foi crescente entre outubro/00 (0 ind.m<sup>-2</sup>) e abril/02 (6,64 ind.m<sup>-2</sup>), quando superou a densidade de *A. schaueriana*. Entre abril/02 e outubro/03 a densidade de jovens de *L. racemosa* manteve-se relativamente constante, com valores similares aos de *A. schaueriana*, oscilando entre 5,89 ind.m<sup>-2</sup> e 6,64 ind.m<sup>-2</sup>. A partir de outubro/03 observa-se uma queda brusca na densidade de jovens de *L. racemosa*, em ritmo mais acentuado, que o observado para *A. schaueriana*, atingindo o valor de 1,45 ind.m<sup>-2</sup>. *R. mangle* apresentou, entre as três espécies, os menores valores para densidade de jovens, durante todo o período



**Figura 2:** Densidade de jovens e altura média total e por espécie de mangue na clareira do rio Surui ao longo do período de monitoramento (Rh – *Rhizophora mangle*; Av – *Avicennia schaueriana*; Lg – *Laguncularia racemosa*; J – Jovens de todas as espécies).

de estudo. No entanto, observa-se um aumento gradativo da densidade dessa espécie, com pequenas oscilações, tendo a mesma saltado de 0 ind.m<sup>-2</sup> na fase inicial do monitoramento (entre outubro/00 e fevereiro/01) para 0,76 ind.m<sup>-2</sup> em junho/04, com leve queda até fevereiro/05 (0,64 ind.m<sup>-2</sup>).

Ainda na Figura 2 são apresentadas as curvas de altura média dos jovens das três espécies na área do rio Surui onde houve

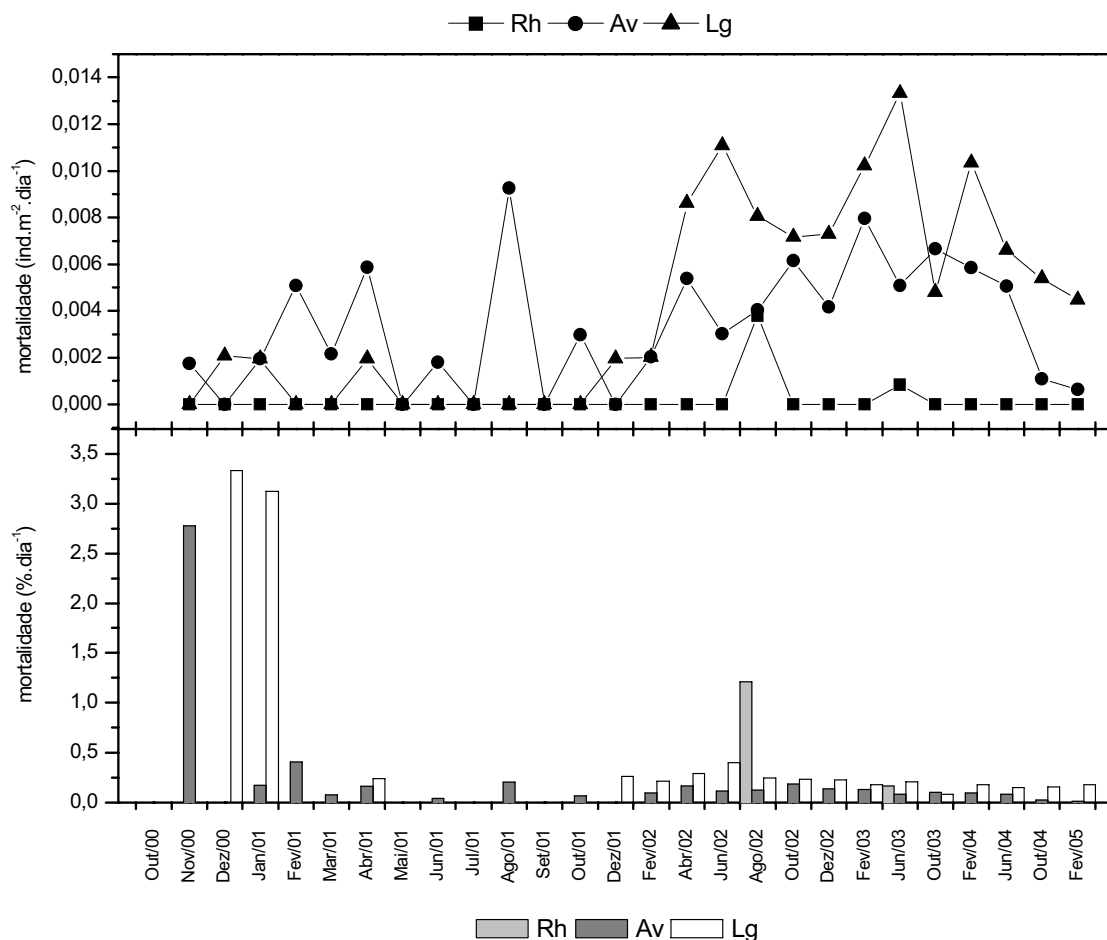
mortalidade em massa das árvores. Para *A. schaueriana* observa-se uma tendência de aumento da altura média (de 12,0 cm em outubro/00 a 115,38 cm em fevereiro/05). A altura média de jovens de *L. racemosa* apresentou incremento de 17,50 cm em novembro/00 até 244,15 cm em fevereiro/05. No período que vai até fevereiro/02 a altura média de jovens dessa espécie foi, em linhas gerais, inferior a de *A. schaueriana*. Entre abril/02 e outubro/03 ambas as espécies

apresentaram alturas médias bastante similares e, a partir de fevereiro/04 houve um incremento bastante acentuado na altura média de *L. racemosa*. A partir de maio/01, após iniciada a colonização da área por indivíduos de *R. mangle*, observa-se um incremento da altura de jovens dessa espécie até atingir o valor de 127,93 cm em fevereiro/05. De uma forma geral os jovens de *R. mangle* apresentaram altura média superior à das outras espécies, exceção ao período entre junho/04 e fevereiro/05, quando observou-se o incremento na altura média dos jovens de *L. racemosa*.

Na Figura 3 podemos observar que a mortalidade absoluta dos jovens na clareira do rio Surui oscilou bastante, apresentando, no entanto, tendência de ser mais elevada na segunda metade do período de monitoramento. Entretanto, notamos uma mortalidade relativa

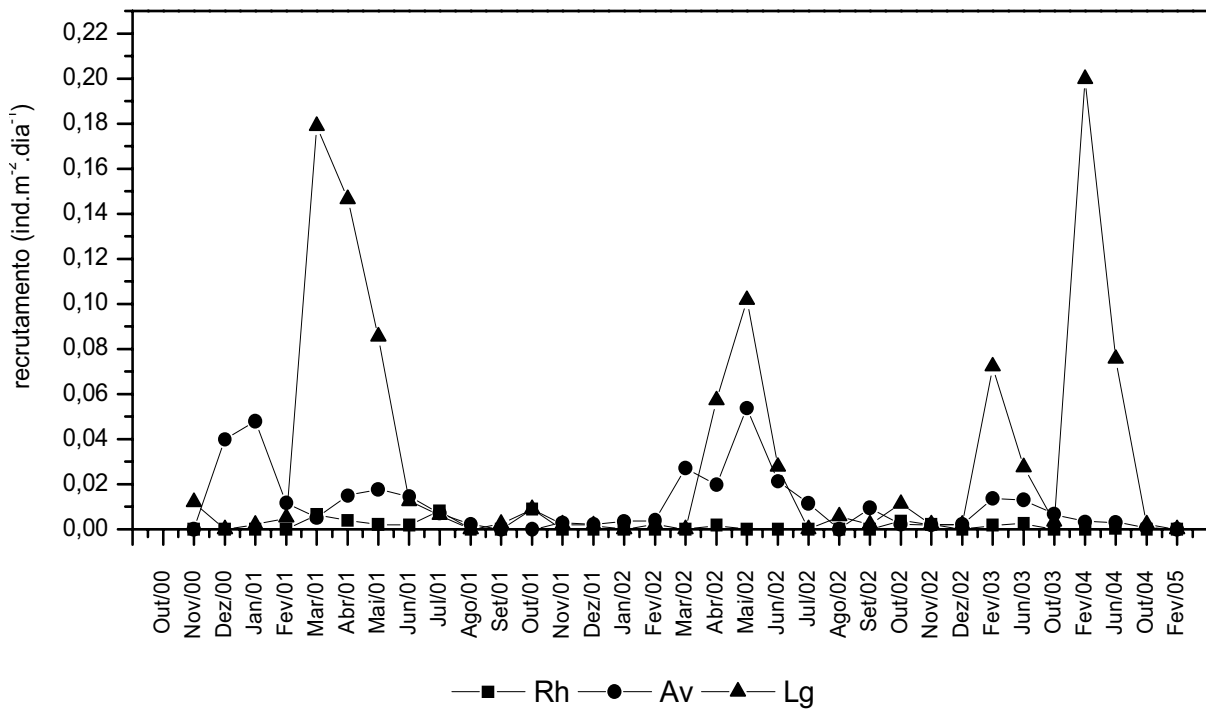
elevada no período inicial do monitoramento, para *A. schaueriana* e *L. racemosa*, seguida de um período de baixas taxas de mortalidade. Posteriormente as taxas de mortalidade voltam a se elevar, porém em níveis bem inferiores aos observados nos meses iniciais. A partir de dezembro/01 a taxa de mortalidade de *L. racemosa* apresenta-se sempre superior à de *A. schaueriana*.

Em todos os anos de monitoramento foi observado pico de recrutamento (Figura 4) de propágulos de *L. racemosa* no período entre fevereiro e maio. Para *A. schaueriana* o recrutamento também ocorre, de forma geral, no outono, porém com eventos menos marcados e regulares. Após os picos de recrutamento, são observados picos na densidade de plântulas de *L. racemosa*, com defasagem de um a três meses. No caso de *A. schaueriana*, essa

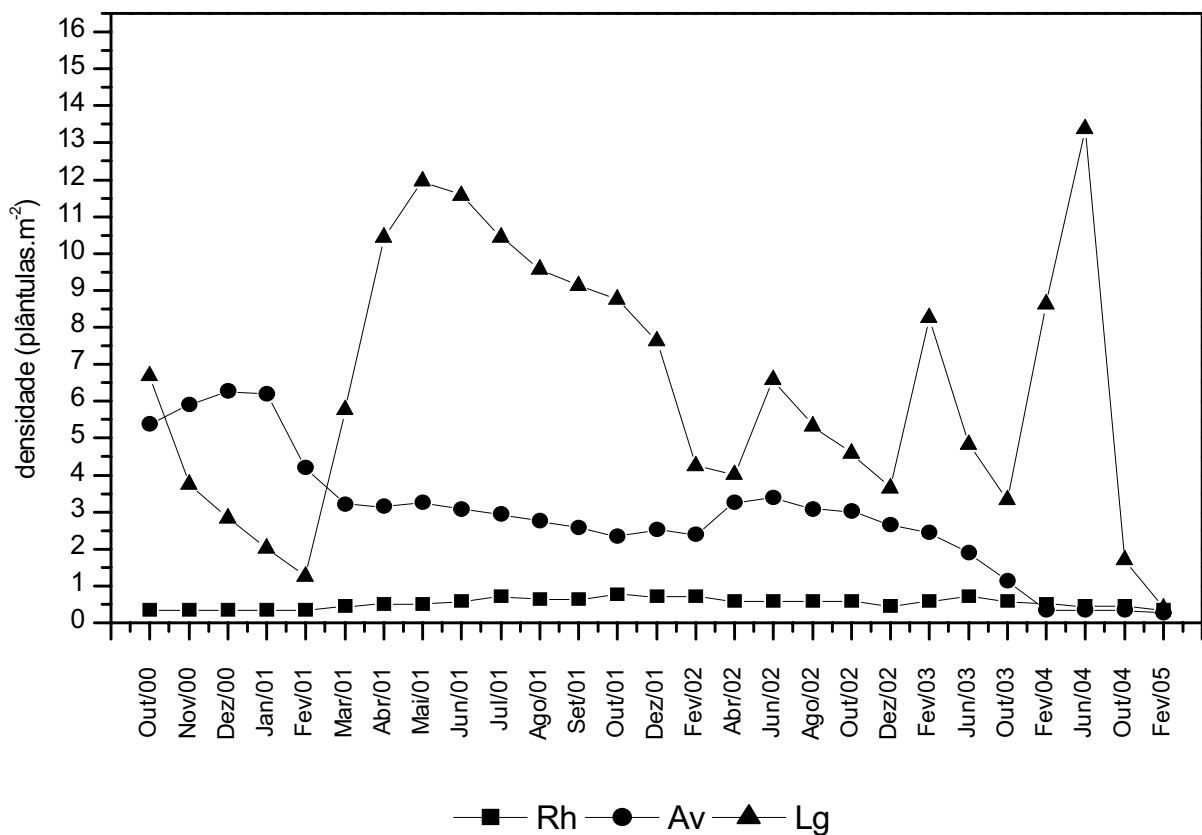


**Figura 3:** Mortalidade absoluta ( $\text{ind.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ ) e mortalidade relativa ( $\%. \text{dia}^{-1}$ ) de jovens das espécies de mangue na clareira do rio Surui ao longo do período de monitoramento (Rh – *Rhizophora mangle*; Av – *Avicennia schaueriana*; Lg – *Laguncularia racemosa*).





**Figura 4:** Recrutamento de propágulos das espécies de mangue na clareira do rio Surui ao longo do período de monitoramento (Rh – *Rhizophora mangle*; Av – *Avicennia schaueriana*; Lg – *Laguncularia racemosa*).



**Figura 5:** Densidade por espécies de plântulas na clareira do rio Surui ao longo do período de monitoramento (Rh – *Rhizophora mangle*; Av – *Avicennia schaueriana*; Lg – *Laguncularia racemosa*).

relação é menos evidente, com um gradual decréscimo na densidade de plântulas dessa espécie (Figura 5).

Em linhas gerais observa-se uma maior mortalidade de plântulas de *L. racemosa*, quando comparada à *A. schaueriana* (Figura 6). Ainda para *L. racemosa*, observamos uma elevada mortalidade de plântulas nos primeiros meses do monitoramento, a qual reduz-se em seguida e torna a se elevar nos últimos meses do estudo. Para as outras duas espécies a mortalidade de plântulas apresenta padrão irregular.

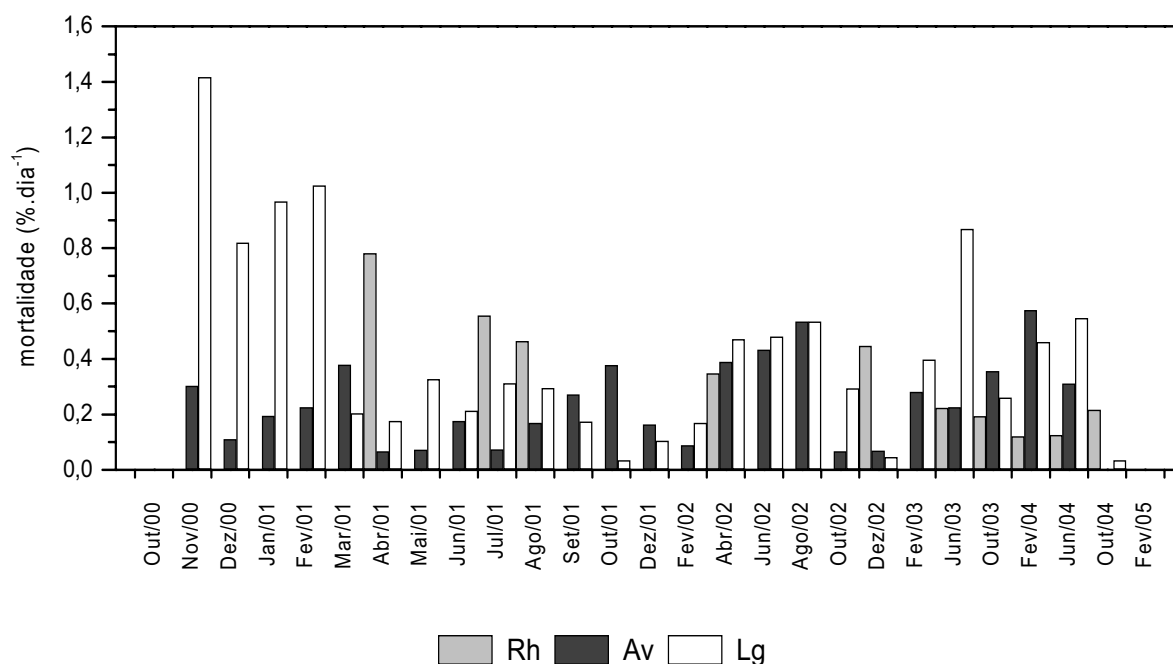
Nas Figuras 7 e 8 são apresentados os gráficos de comportamento da densidade e altura dos jovens nas demais áreas do rio Surui e de Nova Orleans. De maneira geral observamos que a densidade de jovens nessas regiões apresentou valores elevados no primeiro e/ou no segundo anos do monitoramento, apesar de inferiores aos observados na clareira. Apenas nas estações 3 e 4 do rio Surui são observadas densidades de jovens compatíveis com as da clareira. Posteriormente os valores de densidade

decaíram em todas as estações, não caracterizando a manutenção de um banco de jovens.

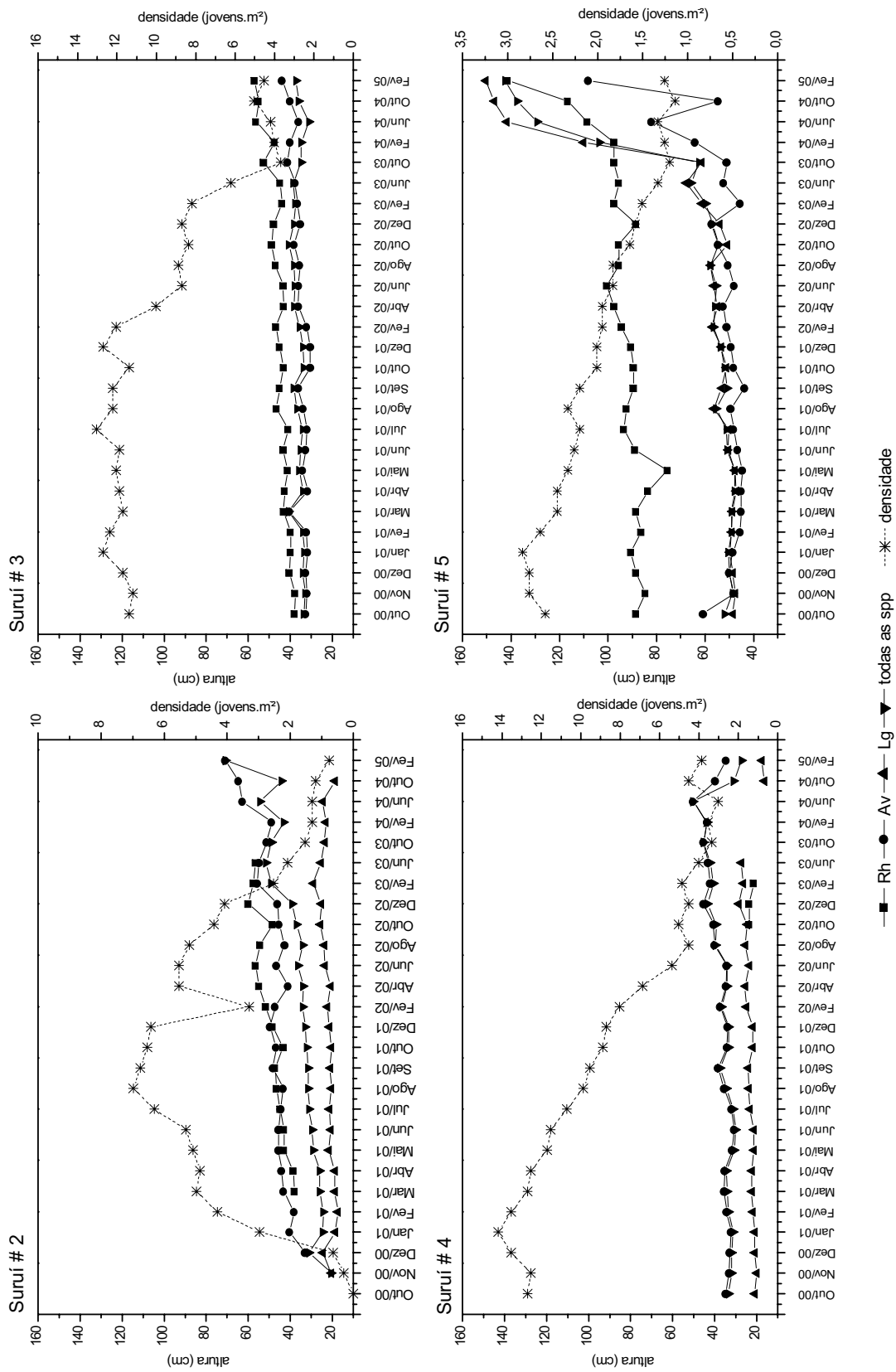
Ainda nas Figuras 7 e 8 observamos que a altura dos jovens, de uma forma geral, apresentou, ao contrário do observado na clareira, comportamento variável, ora oscilando, ora apresentando uma discreta tendência de aumento ao longo do período de monitoramento. A altura nessas áreas apresentou-se em patamares bem inferiores ao atingido pelos jovens na clareira ao final do período de monitoramento, exceto na estação 5 do rio Surui, onde observamos um elevado desenvolvimento dos poucos jovens existentes, com altura média entorno de 140,0 cm ao final do monitoramento.

## DISCUSSÃO

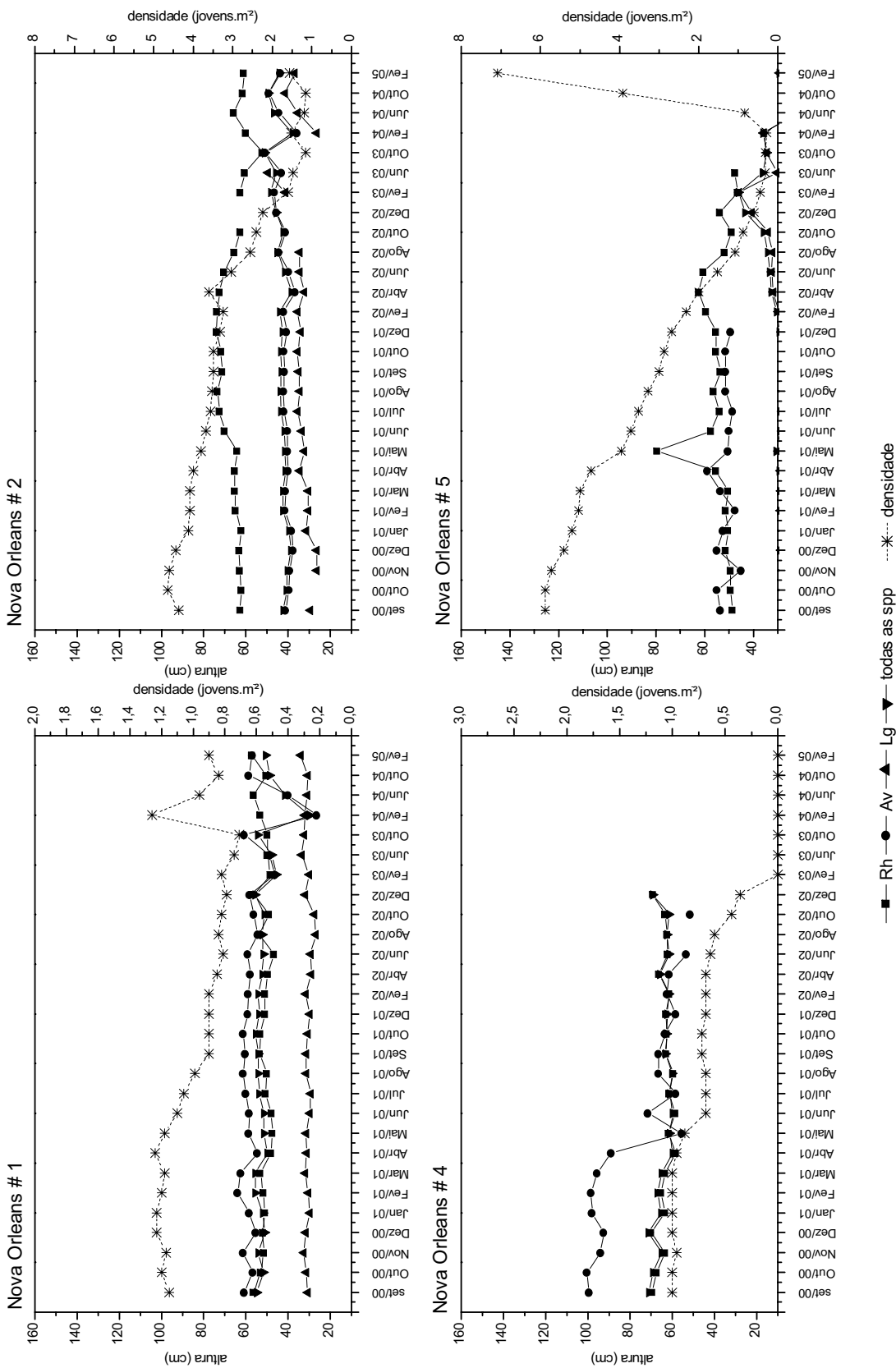
O comportamento observado para os jovens das três espécies na floresta de mangue do rio Surui, atingida pelo derramamento de óleo de 2000, indica um processo inicial de ocupação da área por *A. schaueriana*, seguido da entrada



**Figura 6:** Mortalidade de plântulas na clareira do rio Surui ao longo do período de monitoramento (Rh – *Rhizophora mangle*; Av – *Avicennia schaueriana*; Lg – *Laguncularia racemosa*).



**Figura 7:** Densidade total de jovens e altura média total e por espécie de jovens em florestas de mangue do rio Suruí ao longo do período de monitoramento (Rh – *Rhizophora mangle*; Av – *Avicennia schaueriana*; Lg – *Laguncularia racemosa*).



**Figura 8** – Densidade total de juvenis e altura média total e por espécie de juvenis em florestas de mangue da localidade de Nova Orleans (município de Magé) ao longo do período de monitoramento (Rh – *Rhizophora mangle*; Av – *Avicennia schaueriana*; Lg – *Laguncularia racemosa*).

de jovens de *L. racemosa* e uma fase seguinte onde *R. mangle* inicia um processo lento de colonização da área. A baixa mortalidade de jovens (Figura 3) e uma curva crescente de densidade de jovens (Figura 2), no período inicial do monitoramento (principalmente no que se refere à *A. schaueriana*) indicam um processo de recolonização de uma área com disponibilidade de espaço e de luz. Do ponto de vista de dinâmica populacional, a densidade de jovens reflete um conjunto de processos, que se inicia com o recrutamento de propágulos (Figura 4), mortalidade de parte dos propágulos e transformação de outra parcela em plântulas, mortalidade de plântulas e transformação das plântulas remanescentes em jovens.

O pico de recrutamento de propágulos de *L. racemosa* (Figura 4) ocorreu, entre os meses de fevereiro e maio em todos os anos do monitoramento. Esse comportamento responde diretamente à produção de propágulos das espécies de mangue, que segundo Ponte *et al.* (1984), Adaime (1985), Duke *et al.* (1981, 1984), Duke (1990), Menezes (1994), Lamparelli (1995) e Fernandes (1997), ocorre no período de maior pluviosidade, a exemplo do observado na Baía de Guanabara. Segundo Ponte *et al.* (1984) *L. racemosa* produziu frutos praticamente o ano todo, com pico nos meses de fevereiro-abril. Esses autores ainda descrevem que *A. schaueriana* apresentou produção intermitente, com pico em setembro. Adaime (1985) destaca uma maior produção de frutos de *L. racemosa* entre abril e junho e Menezes (1994) relata que propágulos de *L. racemosa* foram coletados entre abril e julho.

No caso específico dos manguezais da baía de Guanabara observou-se, nos anos de 2001 e 2002 picos de produção de propágulos concentrados nos meses de fevereiro e março (dados não publicados), fato que corrobora o recrutamento observado, com pequena defasagem em relação à produção de propágulos. Essa defasagem entre o período de pico de produção de propágulos e o período de recrutamento de propágulos se deve ao fato

dessa floresta estar importando propágulos das áreas vizinhas, visto não haver produção de propágulos nessa área degradada, no que se refere a *Avicennia schaueriana* e *Rhizophora mangle*, para as quais houve mortalidade de todos os indivíduos adultos e uma reduzida produção de propágulos de *Laguncularia racemosa*, relacionada a poucos indivíduos que sobreviveram ao impacto pelo óleo. A importação de propágulos é fundamental não só para o processo de manutenção de bancos de plântulas e jovens em bosques saudáveis, mas sobretudo para o processo de recuperação de áreas degradadas, que através desse mecanismo podem ser recolonizadas por espécies de mangue. A possibilidade de importação de propágulos por florestas de mangue é sustentada pelos estudos de Yamashiro (1961), Steinke (1975), Rabinowitz (1978a), Chai (1982), Clarke (1993), Clarke e Myerscough (1993) e Panapitukkul *et al.* (1998).

Apesar da disponibilidade de espaço e de luz na área de clareira monitorada em Surui, as taxas de recrutamento de novos propágulos no início do monitoramento (2000/2001), foram baixas quando comparadas aos valores obtidos para as florestas vizinhas (dados não publicados). Dessa forma observamos, para a clareira, taxas de recrutamento que não ultrapassam  $0,18 \text{ ind.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  nos picos de recrutamento de *L. racemosa* e, que para as duas outras espécies encontram-se em níveis inferiores a  $0,05 \text{ ind.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  (Figura 4). Por outro lado, nas florestas vizinhas, para o período de 2000/2001 encontramos taxas superiores a  $0,23 \text{ ind.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  e  $0,13 \text{ ind.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ , para *L. racemosa* e *A. Schaueriana*, respectivamente. Esse padrão pode refletir alguns efeitos, tais como a não produção de propágulos nesse ponto, portanto essa estação depende do aporte externo de propágulos, a alta frequência de inundação pelas marés, que dificulta a fixação de propágulos de *L. racemosa* e *A. schaueriana*, por serem mais leves e o próprio efeito do óleo presente no sedimento. Rabinowitz (1978a) afirma que propágulos de *Avicennia germinans* necessitam de períodos sem

influência das marés, para sua fixação. Clarke e Myerscough (1993) afirmam que a não ocorrência de plântulas de *Avicennia marina* em níveis topográficos inferiores é devido à remoção pelas marés. Jimenez e Sauter (1991) descrevem haver limitação na fixação de *A. bicolor* nos bosques de franja. No entanto, Steinke (1975) concluiu que as inundações periódicas por água do mar tinham pouco efeito no estabelecimento e desenvolvimento de propágulos de *Avicennia marina*. De qualquer forma, não se pode ignorar, que apesar da alta frequência de inundação pelas marés (maior energia) nessa estação, esse bosque era dominado por *Avicennia schaueriana* antes do evento (Soares *et al.*, 2003), o qual deveria ser mantido, numa situação normal, por um banco de jovens, refletindo o recrutamento de propágulos e sua sobrevivência.

Em relação a *L. racemosa* foi detectada uma maior taxa de recrutamento de propágulos, os quais segundo Rabinowitz (1978a), também são classificados como de tamanho reduzido. Analisando-se os dados obtidos em Guaratiba, por Oliveira (2001) para uma área de apicum, onde ocorre processo de colonização por espécies de mangue (portanto com condições hipersalinas adversas, porém, a exemplo da região estudada no rio Surui, com aporte externo de propágulos, disponibilidade de luz e espaço), observam-se taxas de recrutamento, nos períodos de pico de recrutamento, com valores compatíveis aos observados no rio Surui, para ambas as espécies.

De uma forma geral as taxas de recrutamento de *R. mangle* foram bastante baixas. Esses valores refletem a baixa representatividade/importância dessa espécie nessa região (Soares *et al.*, 2003), cujos efeitos são sentidos na manutenção dos bancos de plântulas e jovens de *R. mangle*. Aparentemente ocorre uma redução no recrutamento de propágulos em áreas sem cobertura de florestas, o qual pode ter sido inicialmente influenciado pelo óleo. No entanto, deve-se ter cautela, pois o processo de recrutamento parece ser bastante

variável no tempo e no espaço, sendo influenciado por diversos fatores que variam localmente. Por outro lado, o real efeito do óleo sobre a capacidade de recuperação dessa floresta deve ser discutido de forma geral, principalmente no que se refere à manutenção de um banco de jovens, como veremos adiante.

Todos os picos de recrutamento de propágulos de *L. racemosa* (Figura 4) são seguidos por picos correspondentes, na densidade de plântulas (Figura 5), com defasagem de 1 a 3 meses. De forma similar, porém menos marcada, também observamos a forte relação entre o recrutamento de propágulos de *A. schaueriana* e a densidade de plântulas dessa espécie (Figuras 4 e 5), também com pequena defasagem de tempo.

Na Figura 6 podemos observar uma elevada taxa de mortalidade de plântulas de *Laguncularia racemosa*, no período inicial do monitoramento. Esse padrão é típico dessa espécie, cuja característica é de produção elevada de propágulos e consequentemente elevada taxa de recrutamento e densidade de plântulas, concentrada em um período do ano, seguida por alta taxa de mortalidade por esgotamento das reservas nutritivas e por competição com jovens e adultos, caso não haja condições favoráveis para o desenvolvimento das mesmas (disponibilidade de espaço e luz). Weishaupl (1981) descreve essa espécie como heliófila, com estratégia típica de planta de sucessão secundária. Esse fato é comprovado por Rabinowitz (1978b), que descreve uma redução exponencial na densidade de coortes de plântulas de espécies de mangue, com tempo de meia-vida estimado entre 18 e 45 dias para *Laguncularia racemosa*. Essa autora descreve que as espécies com propágulos pequenos estabelecem novas coortes anualmente, as quais morrem rapidamente. Já as espécies com os maiores propágulos possuem uma sobreposição de coortes. Essa mortalidade está relacionada ao esgotamento das reservas do embrião. Utilizando-se os dados apresentados por Rabinowitz (1978b), pudemos calcular uma

taxa de mortalidade mensal de 66,1% para *L. racemosa*. Da mesma forma, Otero e Raices (1987) descrevem para uma área estudada em Porto Rico, uma baixíssima densidade de plântulas de *Avicennia* e *Laguncularia*. Steinke (1975) descreve uma alta taxa de mortalidade de plântulas de *Avicennia marina*, a qual segundo a proposta de Rabinowitz (1978b) é uma espécie de propágulo pequeno. No entanto, as altas taxas de mortalidade observadas nos primeiros meses do estudo, na região do rio Surui não podem ser explicadas por esse fator, principalmente se considerarmos que nessa estação ocorre total disponibilidade de luz e de espaço e baixa densidade inicial de jovens e plântulas. Portanto, tais taxas podem ter refletido alguma influência do óleo sobre o desenvolvimento das plântulas, nos primeiros meses após o derramamento.

Na Figura 5 observamos um gradual decréscimo na densidade de plântulas de *A. schaueriana*, ao longo do período de monitoramento, após o pico inicial. Esse comportamento está de acordo com o progressivo aumento na densidade de jovens dessa espécie (Figura 2), indicando um processo de transformação de parte das plântulas em jovens. Essa relação fica clara, ao observarmos nas Figuras 4 e 5, que inicialmente ocorre um aumento na densidade de plântulas dessa espécie, associado ao grande recrutamento inicial de propágulos. Em seguida, entre janeiro/01 e março/01 ocorre uma queda brusca na densidade de plântulas, a qual é acompanhada pelo aumento na densidade de jovens. No período seguinte, até dezembro/01 a densidade de plântulas apresenta uma queda suave, quando a densidade de jovens se mantém relativamente constante, indicando não haver grande transformação de plântulas em jovens. Dessa forma, o comportamento da densidade de plântulas de *A. schaueriana* não apresenta uma ciclicidade associada ao recrutamento de novos propágulos, como observado para *L. racemosa*.

Conforme anteriormente apresentado, a análise da densidade de jovens das três espécies (Figura 2) indica um processo de ocupação da

área por *A. schaueriana*, seguido da entrada de jovens de *L. racemosa* e uma fase seguinte onde *R. mangle* inicia um processo de colonização da área. A análise conjunta da evolução da densidade total de jovens e da altura média dos jovens das três espécies (Figura 2) indica um processo de recuperação em estágio inicial. Dessa forma, notamos um incremento progressivo da densidade de jovens, como consequência da disponibilidade de recursos na área (espaço e luz). Nesse período ocorre um gradativo aumento da altura média dos jovens das três espécies. Em seguida ocorre uma relativa estabilização da densidade total de jovens, com densidade em torno de 13,0 ind.m<sup>-2</sup>. Esse processo de estabilização pode indicar que a comunidade em questão atingiu a capacidade máxima sustentável (em relação à densidade) da área.

A comparação do valor de densidade de jovens, com o comportamento de outras áreas de mangue dessa região (Figuras 7 e 8), as quais são descritas por Soares *et al.* (2003), indica, que em todas as estações estudadas no rio Surui e na região de Nova Orleans, houve um comportamento similar na densidade de jovens, com grande oscilação da mesma, apresentando pico de densidade provavelmente relacionado a episódios de recrutamento. Apenas duas das estações analisadas apresentaram densidades de jovens comparáveis à observada na clareira (Surui 3 e Suruí 4), sendo que apenas na estação 3 houve persistência desse banco de jovens por período significativo. Porém, em todas as estações a altura média se manteve em níveis inferiores à da clareira. Essa comparação indica que em áreas com cobertura vegetal ocorre uma baixa persistência e desenvolvimento dos jovens, provavelmente associada à baixa disponibilidade de luz. Essa comparação fortalece a hipótese da densidade máxima observada na clareira do rio Surui, ser associada à maximização de exploração dos recursos disponíveis (luz, espaço e nutrientes).

Por outro lado, se compararmos a área de clareira do rio Surui, com o comportamento

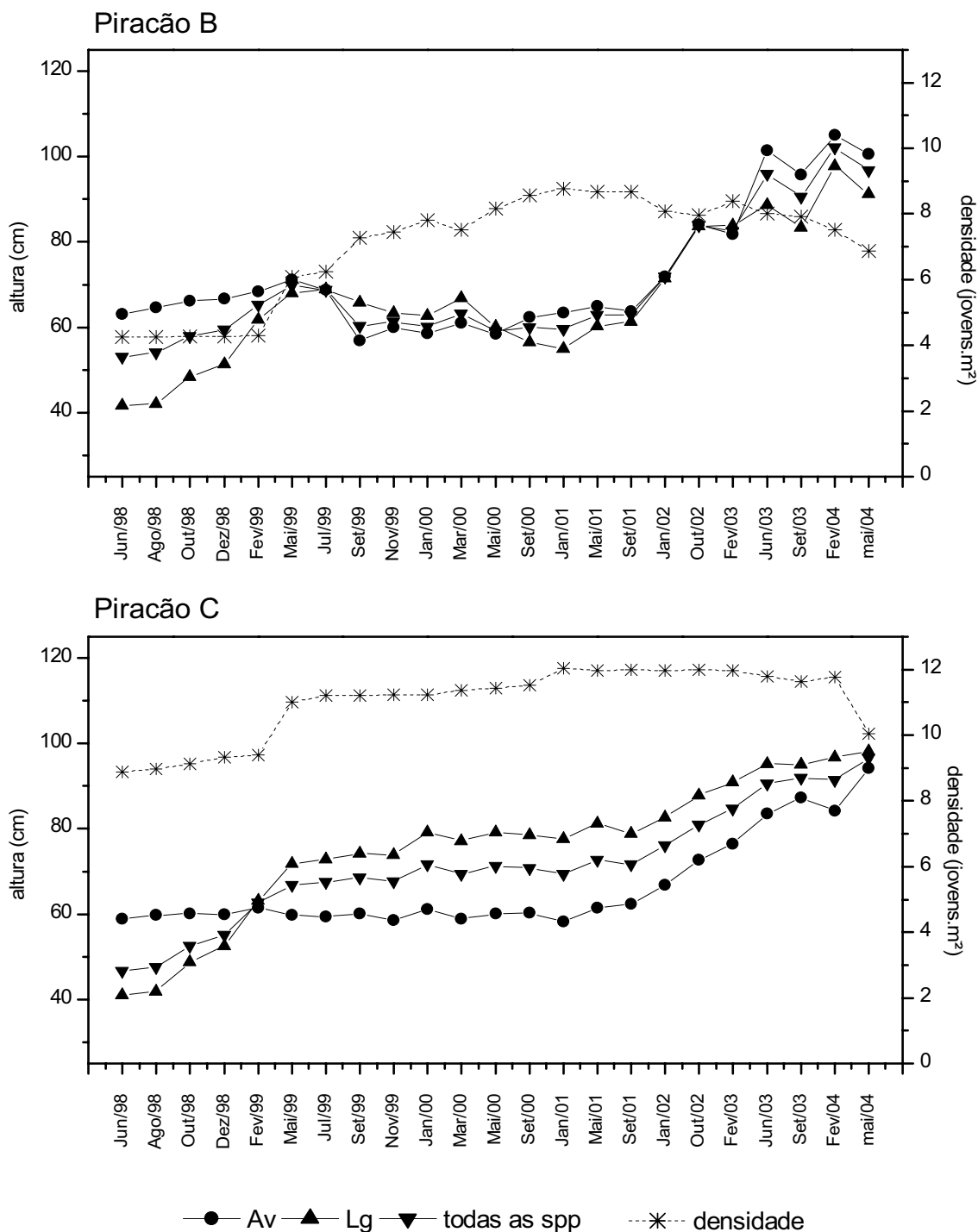
dos jovens que colonizam áreas sob estresse natural (hídrico e salino) num apicum de Guaratiba (dados não publicados, Figura 9) notaremos que em Guaratiba são atingidos níveis de densidade de jovens comparáveis aos observados no rio Surui. Notaremos ainda, que em Guaratiba a comunidade também encontra-se em processo de amadurecimento, apesar de apresentar altura média ligeiramente inferior à observada no Surui, fato esse explicado pelas altas salinidades aí observadas. Porém, em Guaratiba os jovens possuem arquitetura diferente, onde os mesmos se apresentam extremamente ramificados, fato esse que equivale a dizermos, que apesar dos recursos (espaço e luz) serem repartidos por menos indivíduos, os mesmos tendem a otimizar a exploração desses recursos através de estruturas bastante ramificadas. Em outras palavras, se por um lado em Guaratiba, em ambiente sob estresse, temos densidades de jovens similares às do Surui, os quais se ramificam como resposta ao estresse, poderíamos esperar, que no Surui, em condições de alta frequência de inundação por marés (portanto sem a possibilidade de estresse salino e hídrico) fossem atingidas densidades máximas mais elevadas, durante o processo de ocupação da clareira. Portanto, esse comportamento pode sugerir uma interferência da contaminação por hidrocarbonetos sobre a colonização e desenvolvimento desses jovens no rio Surui. Essa hipótese se fortalece, ao observarmos, que no período inicial do monitoramento, portanto imediatamente após a contaminação por óleo foram obtidas densidades de jovens superiores a 10,0 ind.m<sup>-2</sup> nas estações 3 e 4 do Surui, (Figura 7), que não foram atingidas diretamente pelo óleo e que possuem características de sombreamento. Essas densidades foram superiores à densidade observada na clareira, que somente dois anos após a contaminação atingiu patamares similares, porém não podemos ignorar o fato dessa área ter sido recolonizada por espécies de mangue em período mais recente.

A partir de outubro de 2003, após o período de estabilização da densidade de

jovens, notamos, que conforme ocorre um aumento da altura média dos jovens, há uma redução na densidade de jovens, indicando, que a partir da ocupação inicial do espaço disponível, pela morte da floresta, passa a ocorrer um amadurecimento da floresta (estágio inicial do processo de recuperação), com exclusão competitiva de indivíduos (redução da densidade) e desenvolvimento dos sobreviventes (aumento da altura média). Apesar do amadurecimento da comunidade, ao contrário de *A. schaueriana* e *L. racemosa*, *R. mangle* apresenta um aumento progressivo da densidade de jovens (Figura 2), indicando uma possível e gradativa substituição das duas primeiras espécies, por essa espécie.

Segundo McKee (1995), em condições de alta disponibilidade de nutrientes e de luz a taxa de crescimento, produção de folhas e crescimento de ramos de plântulas de *L. racemosa* é superior a de *A. germinans* e dessa a de *R. mangle*. Isso poderia justificar a característica de pioneiras das duas primeiras espécies em regiões de clareira, como observamos nas áreas degradadas da Baía de Guanabara. Aquela autora ainda cita, que quando a disponibilidade de recursos é alta (nutrientes ou luz), *L. racemosa* e *A. germinans* maximizam seu potencial de acúmulo de carbono (área foliar e crescimento em altura e de ramos), em detrimento (minimiza) da alocação de recursos para o sistema de raízes. Dessa forma, após alguns meses essas espécies são competitivamente mais aptas que *R. mangle*. McKee (1995) ainda conclui, que os padrões iniciais de colonização e regeneração são regidos por características associadas à dispersão e diferentes habilidades de fixação. Ao passo que a sobrevivência a longo prazo (2,5 anos) é determinada pela sensibilidade a características físico-químicas, tais como inundação pelas marés e salinidade (no nosso caso podemos incluir a contaminação do substrato). Esses processos corroboram o observado nas áreas contaminadas da Baía de Guanabara, onde essas





**Figura 9:** Densidade total de jovens e altura média total e por espécie de jovens em florestas de mangue de Guaratiba (baía de Sepetiba) no período de junho de 1998 a maio de 2004 (Av – *Avicennia schaueriana*; Lg – *Laguncularia racemosa*).

duas espécies dominam, além do que, está de acordo com a menor interação com o sedimento contaminado, visto que o sistema de raízes é pouco desenvolvido inicialmente.

A manutenção de um banco de jovens é fundamental para a perpetuação da floresta de

mangue, pois tais jovens seriam o “reservatório” de novos indivíduos, disponíveis para ocuparem o dossel no caso da abertura de clareiras pela morte de indivíduos adultos. Estudo em Cananéia (SP) caracterizou um reservatório de jovens de *R. mangle*, o qual é mantido por processos como queda, aporte e recrutamento de

propágulos, transformação desses em plântulas e dessas em jovens (dados não publicados). Durante dois anos, duas áreas na Ilha do Cardoso, uma sob dossel e outra em clareira recém aberta pela morte natural de árvores de *Rhizophora mangle* foram monitoradas, demonstrando a ocupação da clareira por indivíduos pertencentes a um banco de jovens pré-existente. Assim, de uma forma geral notamos uma forte tendência de formação de banco de jovens em populações de *Rhizophora spp.* Essa tendência é corroborada ao compararmos o comportamento de espécies desse gênero com espécies de *Avicennia* e com *Laguncularia racemosa*. Conforme destacamos anteriormente, Rabinowitz (1978b) descreve que as espécies com propágulos pequenos (*Avicennia spp.* e *Laguncularia racemosa*) estabelecem novas coortes anualmente, as quais morrem rapidamente. Já as espécies com os maiores propágulos (*Rhizophora mangle*) possuem uma sobreposição de coortes. Essas características estão de acordo com os poucos dados disponíveis de mortalidade (Rabinowitz, 1978b; Jimenez e Sauter, 1991), onde notamos, de uma forma geral, taxas de mortalidade inferiores para espécies de *Rhizophora*.

Segundo Rabinowitz (1978b) as características anteriormente descritas sugerem duas formas de colonização de áreas (clareiras) oriundas da morte de árvores adultas. A primeira estaria associada às espécies com pequenos propágulos (*L. racemosa* e *Avicennia spp.*), que tem um ciclo de vida curto para suas plântulas. Essas se estabeleceriam em áreas disponibilizadas no ano anterior. Esse processo está de acordo com o observado no rio Surui, a qual foi atingida pelo óleo em Janeiro de 2000. Como amplamente discutido, esse mês estaria dentro do período de produção de propágulos. Assim, a clareira oriunda da morte dessa floresta poderia ter sido colonizada por essas espécies através da produção de propágulos nessa época, bem como pela produção

posterior de propágulos (esse fato não pode ser determinado com exatidão visto o início posterior do monitoramento, principalmente se considerarmos que existe uma defasagem entre o recobrimento por óleo e a mortalidade). Para espécies como *R. mangle*, podemos sugerir que a colonização dos espaços ocorre através de um banco de jovens, pois esses já encontram-se disponíveis para ocupar o espaço aberto. Portanto, se pensarmos novamente na área do rio Surui, onde houve mortalidade em massa da floresta de mangue, notaremos, pelo já apresentado, que *R. mangle* provavelmente não consegue competir com as outras duas espécies. Pois segundo McKee (1995), em condições de alta disponibilidade de nutrientes e de luz as taxas de crescimento de plântulas de *L. racemosa* e *A. germinans* são superiores às observadas para *R. mangle*. Esse padrão de crescimento e alocação de biomassa nos estágios iniciais de desenvolvimento, associado à característica de alta produção de propágulos poderia justificar o comportamento de pioneiras das duas primeiras espécies em regiões de clareira, o qual está de acordo com o descrito por Barbour *et al.* (1980) e Oliver e Larson (1990) e com o observado na Baía de Guanabara. McKee (1995) ainda cita que pela menor capacidade de competição de *Rhizophora* com as duas outras espécies, em locais de alta disponibilidade de recursos, de forma contrária, essa espécie possui como estratégia a conservação de recursos, através da redução da taxa de crescimento e da flexibilidade morfológica, nos estágios iniciais de desenvolvimento. Essa observação explica as baixas variações na altura média dos jovens no banco de jovens de *R. mangle*, por nós observada, bem como a maior homogeneidade morfológica observada nos jovens/plântulas dessa espécie. Essa baixa variação na altura média dos jovens dessa espécie também foi relatada por Rabinowitz (1978b). Comportamento similar foi por nós observado (dados não publicados) em manguezal de Cananéia ao longo de dois anos.

A análise do comportamento da mortalidade de jovens (Figura 3) corrobora a análise do processo de recuperação da área. Dessa forma, no período inicial do monitoramento observa-se uma baixa mortalidade absoluta dos jovens, porém as taxas de mortalidade para *A. schaueriana* e *L. racemosa* são as mais elevadas de todo o período. Esse comportamento é explicado, por haver uma baixa densidade de jovens nesse período, determinando uma baixa mortalidade absoluta. Porém as altas taxas de mortalidade (relativa), apesar do baixo potencial competitivo, associado à baixa densidade indicam, que o ambiente ainda não encontrava-se favorável para a colonização por espécies de mangue, provavelmente devido à contaminação do substrato pelo óleo. Esse comportamento pode ser explicado pelo relatado por McKee (1995), que descreve que em condições de alta disponibilidade de luz, essas espécies alocam seus recursos no incremento de altura e, numa fase seguinte inicia-se o desenvolvimento do sistema de raízes, quando então observamos altas taxas de mortalidade, que podem estar relacionadas à maior interação do sistema de raízes das plantas com o substrato contaminado. Soma-se a isso o fato de a partir da contaminação aguda em janeiro de 2000 serem encontrados, no substrato da floresta estudada, níveis elevados de hidrocarbonetos de origem petrogênica. Ao longo do período de monitoramento, observou-se, além dos níveis elevados de hidrocarbonetos na superfície do sedimento, um aumento das concentrações de hidrocarbonetos nas camadas sub-superficiais, caracterizando uma percolação do óleo no substrato arenoso do manguezal, na área estudada (Comunicação pessoal, MSc. Cássia de Oliveira Farias, doutoranda em Química Analítica – PUC-Rio).

Diversos estudos citam um processo inicial de recolonização de áreas contaminadas por hidrocarbonetos, o qual não necessariamente significa um processo de recuperação da floresta (Martin e Dutrieux,

1990; Duke *et al.*, 1999). Da mesma forma, Rodrigues *et al.* (1990), Lamparelli *et al.* (1997) e Dodge *et al.* (1995) relatam esse processo de recrutamento de propágulos, transformação dos mesmos em plântulas e posterior mortalidade massiva de plântulas e jovens, em áreas contaminadas por hidrocarbonetos. Dessa forma, o que ocorreu foi um processo de estabelecimento de propágulos de *A. schaueriana* e *L. racemosa*, sua transformação em plântulas e dessas em jovens, devido à disponibilidade de espaço e luz. Porém, com o decorrer do tempo esses jovens se desenvolvem e o seu sistema de raízes, que antes era superficial, portanto interagindo com as camadas mais lavadas pelas marés (reduzindo os efeitos dos hidrocarbonetos), começa a se aprofundar e interagir mais com o meio externo contaminado por hidrocarbonetos. Paralelamente a esse desenvolvimento, esgotam-se as reservas nutritivas típicas dos estágios iniciais de desenvolvimento, forçando uma maior dependência do jovem em relação ao meio ao seu redor. Assim, esse banco de jovens não consegue, a despeito da disponibilidade de luz e de espaço, estabelecer uma população com altas densidades. Rodrigues *et al.* (1990) descrevem a colonização por plântulas e a morte de 100% das mesmas, nas clareiras abertas por contaminação por óleo. A mortalidade de 100 % de jovens dessas espécies entre novembro/00 e janeiro/01, na floresta do rio Surui, pode sugerir esse processo cíclico de estabelecimento de propágulos, transformação em plântulas e jovens e mortalidade. Dessa forma, os poucos jovens que aí existiam antes dos picos de recrutamento, que ocorreram no início do monitoramento morreram todos. Esse fato indica que não houve uma manutenção dos jovens do período anterior, demonstrando uma baixa longevidade desses indivíduos nessa região, a despeito da disponibilidade de luz e espaço, como consequência da contaminação do ambiente, que não permitia o desenvolvimento de novos jovens para a recomposição da floresta degradada.

Getter *et al.* (1984), destaca, entre os efeitos retardados, que podem se manifestar no período de um a dez anos após a contaminação por hidrocarbonetos, a redução na taxa de sobrevivência de plântulas e jovens e a morte ou crescimento reduzido de árvores novas que colonizaram as áreas afetadas pelo óleo. Da mesma forma, Lamparelli *et al.* (1997) só detectaram indícios de recuperação, com colonização, crescimento e sobrevivência de plântulas e jovens, em área de manguezal afetada por hidrocarbonetos, nove anos após o derramamento.

Progressivamente o ambiente foi se tornando menos hostil, havendo um incremento da densidade de jovens (Figura 2), sem haver aumento da mortalidade (Figura 3), corroborando a hipótese de que a área ainda suportava uma maior densidade de jovens, como descrito anteriormente. Em seguida observamos um aumento da mortalidade absoluta, provavelmente relacionado ao aumento da densidade de jovens, visto ocorrerem taxas de mortalidade (relativas) reduzidas. No período entre dezembro/01 e fevereiro/05 observam-se taxas de mortalidade (Figura 3) superiores para *L. racemosa*, quando comparada a *A. schaueriana*. Esse comportamento está de acordo com a tendência de domínio inicial da área por indivíduos de *A. schaueriana*, com a presença de indivíduos esparsos de maior porte, de *L. racemosa*.

Apesar dos indícios de recuperação da floresta de mangue do rio Surui, após uma fase inicial com provável efeito do óleo sobre o processo de regeneração, devemos ter cautela na interpretação desses resultados, pois diversos estudos apontam tanto para efeitos retardados do óleo sobre florestas de mangue que sofreram contaminação, como para interferência de óleo residual sobre esse processo. Nesse sentido, Getter *et al.* (1984) e Garrity *et al.* (1994) estimam um período de décadas para a total recuperação de florestas afetadas por óleo. Burns *et al.*

(1993) previram um período de 20 anos para a recuperação do ecossistema. Duke e Burns (1999) citam que um manguezal atingido por óleo na Austrália apresentava poucos indícios de recuperação cinco anos após o evento. Esses autores ainda relatam que um manguezal da Austrália impactado em 1970 por óleo só se recuperou 25 anos após o evento, não sendo detectado óleo no sedimento apenas em 1996. Burns e Codi (1998) comparam dois derramamentos de óleo sobre manguezais (um no Panamá e outro na Austrália). Para o Panamá o tempo previsto para a redução dos níveis de hidrocarbonetos foi de 20 anos, ao passo que na Austrália foi de 4 anos. Essas estimativas demonstram o cuidado que se deve ter ao fazermos previsões do tempo necessário à recuperação do sistema, visto que tais processos são extremamente variáveis de local para local, segundo as peculiaridades ambientais de cada região, além das características de cada evento, tais como tipo de óleo, quantidade e área atingida.

## CONCLUSÕES

O monitoramento da área de manguezal do rio Surui, afetada pelo derramamento de óleo ocorrido em 2000, indica um processo de regeneração da floresta em estágio inicial. Os indicadores desse processo são: importação de propágulos de florestas vizinhas, curva crescente de densidade de jovens no período inicial, com baixa mortalidade dos mesmos, seguida de período de amadurecimento da comunidade, caracterizado pela redução de densidade e aumento da altura média de jovens. No entanto, vários indícios apontam para a possibilidade desse processo ainda estar sendo afetado pela presença de óleo no substrato, o que determinaria um processo aquém do potencial máximo de regeneração das florestas de mangue da região. Essa interferência é detectada basicamente nos primeiros meses do monitoramento, através da observação de uma baixa taxa de

recrutamento de propágulos, alta taxa de mortalidade de plântulas de *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa* e mortalidade de 100% dos jovens dessas duas espécies, além da possibilidade da densidade máxima de jovens observada, estar aquém da capacidade de suporte da área. Apesar dessa possível interferência, temos que considerar que a tendência é a amenização desse processo, com a remoção e degradação dos hidrocarbonetos, propiciando gradativamente o estabelecimento de jovens e novos adultos, inicialmente de forma esparsa. No entanto, a confirmação de todos esses processos só será possível com a manutenção de um monitoramento por um período mais prolongado, para podermos detectar, com exatidão o estabelecimento definitivo de uma nova floresta de mangue nessa área, com capacidade de auto-manutenção. Assim

sendo, deve-se ter cautela ao interpretarmos a recolonização de áreas de mangue contaminadas por petróleo e derivados como indicadora de regeneração dessas florestas, sendo necessária a manutenção de estudos de médio e longo prazos tanto para o diagnóstico dos impactos da contaminação por hidrocarbonetos de petróleo sobre florestas de mangue, como para a avaliação da regeneração de florestas degradadas. Portanto, é fundamental a continuidade do presente monitoramento para confirmarmos se o processo de regeneração se concretizará, pois o simples comportamento da densidade e altura dos jovens não é garantia de sucesso desse processo, principalmente ao considerarmos, que diversos efeitos sub-letais são observados nas florestas de mangue do rio Surui, tais como a ocorrência de raízes anômalas.

## BIBLIOGRAFIA

- ADAIME, R.R. (1985) Produção do bosque de mangue da Gamboa Nóbrega (Cananéia, 25º lat. S. Brasil), Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 305 p.
- AMADOR, E.S. (1996) Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos: homem e natureza, Tese de Doutorado, Instituto de Geociências. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 539 p.
- AMADOR, E.S. (1997) Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos: Homem e Natureza, Reproarte Gráfica e Editora Ltda, 539 p.
- BARBOUR, M. G., BURK, J.H., PITTS, W.D. (1980) *Terrestrial Plant Ecology*, The Benjamin Cummings Publishing Company Inc. Menlo Park, Califórnia, 604 p.
- BURNS, K.A., CODI, S. (1998) Contrasting impacts of localized versus catastrophic oil spills in mangrove sediments. *Mangroves and Salt Marshes*, 2: 63-74
- BURNS, K.A., GARRITY, S.D., LEVINGS, S.C. (1993) How many years until mangrove ecosystems recover from catastrophic oil spills? *Marine Pollution Bulletin*, 26(5): 239-48
- CHAI, P. (1982) Ecological studies of mangrove forests in Sarawak, Tese de Doutorado, University of Malaysia, 424p.
- CINTRON, G., SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (1983) *Introducción a la ecología del manglar*. Oficina Regional de Ciencia y tecnología de la UNESCO Para América Latina y el Caribe – ROSTLAC, Montevideo, 109 p.
- CLARKE, P. J. (1993) Dispersal of grey mangrove (*Avicennia marina*) propagules in southern Australia. *Aquatic Botany*, 45: 195-204
- CLARKE, P. J., MYERSCOUGH, P. J. (1993) The intertidal distribution of the grey mangrove (*Avicennia marina*) in southeastern Australia: the effects of physical conditions, interspecific competition, and predation on propagule establishment and survival. *Australian Journal of Ecology*, 18 (3): 307-315

- DICKS, B. (1986) Oil and the Black Mangrove, *Avicennia marina* in the northern Red Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 17(11): 500 - 503
- DODGE, R.E., BACA, B.J., KNAP, A.H., SNEDAKER, S.C., SLEETER, T.D. (1995) The effects of oil and chemically dispersed oil in tropical ecosystems: 10 years of monitoring experimental sites. Marine Spill Response Corporation, Washington, D.C. MSRC Technical Report Series 95-014. 82 p.
- DUKE, N. C. (1990) Phenological trends with latitude in the mangrove tree *Avicennia marina*. *Journal of Ecology*, 78: 113-133
- DUKE, N.C., BUNT, J.S., WILLIAMS, W.T. (1981) Mangrove litter fall in N.E. Australia. 1- Annual totals by component in selected species. *Australian Journal of Botany*, 29: 547-553
- DUKE, N.C., BUNT, J.S., WILLIAMS, W.T. (1984) Observations on the floral and vegetative phenologies of northeastern Australian mangroves. *Australian Journal of Botany*, 32: 87-99
- DUKE, N.C., BURNS, K.A. (1999) Fate and effects of oil and dispersed oil on mangrove ecosystems in Australia. Final Report to the Australian Petroleum Production Exploration Association. 24 p.
- DUKE, N.C., PINZON, Z.S., PRADA, M.C. (1999) Recovery of tropical mangrove following a major oil spill: a study of recruitment and growth, and the benefits of planting, In: *Ecosistemas de Manglar en America Tropical*. A. Yanez-Arancibia, A.L.L. Dominguez (eds.), Instituto de Ecologia, A.C. México, UICN/ORMA. NOAA/NMFS, pp. 231-254
- FEEMA (1998) Qualidade da água da Baía da Guanabara - 1990 a 1997. Secretaria de Estado de Meio Ambiente, Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, Rio de Janeiro, 180 p.
- FERNANDES, M.E.B. (1997) The ecology and productivity of mangroves in the Amazon region, Brazil. PhD Thesis, Department of Biology, University of York, 204 p.
- FILIPPO, A. .M. (1997) Passagem de Frentes Frias na Baía de Guanabara: Impacto no nível do mar, Dissertação de Mestrado, Departamento de Geoquímica UFF. 79 p.
- GARRITY, S. D., LEVINGS, S.C., BURNS, K.A. (1994) The Galeta oil spill. I. Long-term effects on the physical structure of the mangrove fringe. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 38: 327-348
- GETTER, C.D., CINTRON, G., DICKS, B., LEWIS, R.R., SENECA, E.D. (1984) The recovery and restoration of saltmarshes and mangrove following an oil spill. In: *Restoration of habitats impacted by oil spills*. Butterworth. Boston. pp. 65-113
- JIMENEZ, J.A., LUGO, A.E., CINTRON, G. (1985) Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica*, 17 (3): 177-185
- JIMENEZ, J.A., SAUTER, K. (1991) Structure and dynamics of mangrove forests along a flooding gradient. *Estuaries*, 14(1): 49-56
- KJERFVE, B., RIBEIRO, C.H.A., DIAS, G.T.M., FILIPPO, A.M. E QUARESMA, V.S. (1997) Oceanographic characteristic of an impact bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Continental Shelf Research*, 17(13):1609 - 1643
- LAMPARELLI, C.C. (1995) Dinâmica da serapilheira em manguezais de Bertioga, Região Sudeste do Brasil, Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Fac. Saúde Pública, USP. 248 p.
- LAMPARELLI, C. C., RODRIGUES, F.O., MOURA, D.O. (1997) Long-term assessment of an oil spill in a mangrove forest in São Paulo, Brazil. In: *Mangrove Ecosystem Studies in Latin America and Africa*. B. Kjerfve, L.D. Lacerda, E.H.S. Diop (eds.). UNESCO, pp. 191-203
- LUGO, A.E. (1978) Stress and ecosystems. In: *Energy and environmental stress in aquatic systems.*, Nat. Tech. Inf. Serv.: 62-101

- MARTIN, F., DUTRIEUX, E. (1990) Natural recolonization of chronical oil-polluted mangrove soil after a de-pollution process. *Ocean e Shoreline Mangement*, 14: 173-190
- MCKEE, K.L. (1995) Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to light and nutrient availability. *American Journal of Botany*, 82 (3): 299-307
- MENEZES, G.V. (1994) Produção e decomposição em bosques de mangue da Ilha do Cardoso, Cananéia, SP. Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 116 p.
- OLIVEIRA, V.F. (2001) Monitoramento do ecossistema manguezal visando sua utilização como indicador de variações do nível médio relativo do mar (Guaratiba –RJ). Monografia de Bacharelado. Departamento de Oceanografia. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 74 p
- OLIVER, C.D., LARSON, B.C. (1990) *Forest Stand Dynamics*. McGraw-Hill, Inc. New York. 457 p.
- OTERO, A. D., RAICES, M. (1987) Densidad y tamaño de plantulas y pneumatoforos en una franja de mangle rojo. *Acta Científica*, 1: 33-35
- PANAPITUKKUL, N., DUARTE, C.M., THAMPANYA, U., KHEOWVONGSRI, P., SRICHAH, N., GEERTZ-HANSEN, O., TERRADOS, J. ; BOROMTHANARATH, S. (1998) Mangrove colonization: mangrove progression over the growing Pak Phansang (SE Thailand) mud flat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47: 51-61
- PONTE, A.C.E., FONSECA, I.A.Z., MARQUES, M., FREITAS, M.L., CLARO, S.M.C.A. (1984) Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em ecossistema de mangue. In: *Anais do IV Congresso S.B.S.P.* pp.103-107
- QUARESMA, V.S. (1997) Caracterização da dinâmica sedimentar da Baía de Guanabara, RJ. Dissertação de Mestrado, LAGEMAR, Universidade Federal Fluminense, 97pp.
- RABINOWITZ, D. (1978a) Dispersal properties of mangroves propagules, *Biotropica*, 10 (1): 47-57
- RABINOWITZ, D. (1978b) Mortality and initial propagule size in mangrove seedlings in Panama. *Journal of Ecology*, 66: 45-51
- RODRIGUES, F.O., MOURA, D.O., LAMPARELLI, C.C. (1990) Evolução das alterações estruturais e funcionais provocadas por óleo no manguezal do Rio Iriri. In: *II Simpósio Sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira: Estrutura, Função e Manejo. Águas de Lindóia. São Paulo, ACIESP. Vol. 2.* pp. 194-208
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y., PERIA, L.C.S., SOARES, M.L.G., TOGNELLA, M.M.P., GRASSO, M., MENEZES, G.V. (1993) Manguezais brasileiros: Caravelas, Estado da Bahia. In: *Anais III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira: Subsídios a um Gerenciamento Ambiental. Academia de Ciências do Estado de São Paulo. Serra Negra, São Paulo. Vol. I.* pp. 324-332
- SNEDAKER, S.C. (1985) Oil spills in mangrove. *Boletim de la Sociedad Venezolana de Ciencias Naturales*, 143: 423-442
- SOARES, M.L.G. (1997) Estudo da biomassa aérea de manguezais do sudeste do Brasil – análise de modelos. Tese de doutorado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 2 vol. 294p
- SOARES, M.L.G., CHAVES, F.O., CORRÊA, F.M. E 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
- STEINKE, T.D. (1975) Some factors affecting dispersal and establishment of propagules of *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. In: Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves. G.E. Walsh; S.C. Snedaker; H.J. Teas (eds.). Gainesville, Florida. Vol. 2. pp. 402-414
- WEISHAUPL, L. (1981) Plantas de mangue. Contribuição ao conhecimento de *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn.F. (Combretaceae). Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, 157p.
- YAMASHIRO, M. (1961) Ecological study on *Kandelia candel* (L.) Druce, with special reference to the structure and falling of the seedlings, *Hikobia*, 2 (3): 209-214

(Footnotes)

<sup>1</sup>To whom the correspondence should be sent: mariolgs@uerj.br.