



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA AMBIENTAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO**

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

**KAREN OTONI DE OLIVEIRA LIMA**

**MANUTENÇÃO DO BANCO DE PLÂNTULAS EM DIFERENTES  
BOSQUES DE MANGUE NA FOZ DO RIO ITAÚNAS, CONCEIÇÃO DA  
BARRA, ESPÍRITO SANTO, BRASIL**

**ARACRUZ**

**2014**

KAREN OTONI DE OLIVEIRA LIMA

**MANUTENÇÃO DO BANCO DE PLÂNTULAS EM DIFERENTES  
BOSQUES DE MANGUE NA FOZ DO RIO ITAÚNAS, CONCEIÇÃO DA  
BARRA, ESPÍRITO SANTO, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

Orientador: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Mônica Maria Pereira Tognella

ARACRUZ

2014

KAREN OTONI DE OLIVEIRA LIMA

**MANUTENÇÃO DO BANCO DE PLÂNTULAS EM DIFERENTES  
BOSQUES DE MANGUE NA FOZ DO RIO ITAÚNAS, CONCEIÇÃO DA  
BARRA, ESPÍRITO SANTO, BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Oceanografia Ambiental.

COMISSÃO EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Mônica Maria Pereira Tognella –  
Orientador

Universidade Federal do Espírito Santo/UFES

---

Prof. Dr. Luiz Fernando Loureiro Fernandes –  
Examinador Interno

Universidade Federal do Espírito Santo/UFES

---

Prof. Dra. Simone Rabelo da Cunha – Examinadora  
Externo

Universidade Federal de Pernambuco/UFPE

**Aos meus pais, Lúcia e Dijalma, com todo carinho e dedicação.**

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por todas as bênçãos concedidas em minha vida, pela força e sabedoria proporcionada a cada dia, e por mais uma vitória alcançada.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Espírito Santo (FAPES) pela bolsa de Mestrado e pelo financiamento do projeto de pesquisa (Processo N° 36286770/07) referente ao Edital N° 019/2006 (PPP) intitulado “Programa de avaliação dos manguezais na Região Norte do Espírito Santo (São Mateus e Conceição da Barra)”, que permitiu o desenvolvimento inicial deste estudo.

À prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Mônica Maria Pereira Tognella por toda orientação, oportunidade e confiança durante todos esses anos (que não foram poucos, incluindo a graduação). Pelos puxões de orelha, questionamentos e por todos os ensinamentos proporcionados que foram essenciais para a minha formação e crescimento profissional.

Aos professores do programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental pelas excelentes disciplinas ministradas, em especial ao Renato Ghisolfi, Jean-Christophe, Alex Cardoso e Gilberto Barroso pelas excelentes contribuições que me deram por ocasião dos seminários realizados no Programa e ao querido secretário Luciano Elias, sempre atencioso e prestativo.

Aos meus queridos pais, Lúcia e Dijalma, por todo amor, apoio e confiança. Por tudo que tem feito por mim a todo o momento e mais uma vez, tudo que busco em minha vida é para vocês.

À minha grande família, em especial vovó Nilma e vovó Lucila, vovô Zé e vovô Severino e a minha irmã Krisna, e todos os demais pelo carinho e todo apoio de sempre, vocês me ajudaram e muito.

Ao Marcos, companheiro e amigo, que acompanhou de perto grande parte desta jornada, sempre me apoiando e incentivando, e por repetir inúmeras vezes que eu seria capaz.

Aos meus grandes amigos, próximos e distantes, por torcerem pelo meu sucesso e por mantermos um sentimento tão maravilhoso, que é o da amizade.

A todos os queridos membros do Laboratório de Gestão em Manguezal (GEMA), uma equipe nota dez, que foram parte crucial para o desenvolvimento do meu trabalho. Foram muitas as aventuras que passamos juntos... Enfrentamos chuvas, maré alta,

muitos mosquitos, sentimos frio, calor... Mas todos os campos valeram à pena e vocês tornaram cada um deles um momento de diversão e de boas risadas. Sem a ajuda, dedicação e paciência de vocês os meus campos seriam impossíveis, sou muito grata a todos.

À Gabriela Carvalho Zamprogno, a Cristiane Alves da Silva e Sália Soares Pascoalini pela grande ajuda com as análises estatísticas, essenciais para a finalização do meu trabalho.

À República 3 pra 1, formada pela Nair, Jacqueline, Juliana, Vanessa e Raphael, pela hospedagem durante todas as minhas idas à São Mateus, pelo acolhimento e por deixar eu me sentir em casa.

Ao Marciel Estevam e Mayne Assunção, do grupo NEMA (UERJ) pelas referências bibliográficas que me enviaram, as quais me ajudaram muito na interpretação de alguns resultados.

Ao setor de transporte do CEUNES/UFES, na pessoa do Sr. Fernando Márcio Lopes de Souza por viabilizar todas as saídas de campo, e que não foram poucas, e aos motoristas, Giovanni, Aurino, Alexandre, Antônio, Oscar e Evaldo, sempre prestativos e cuidadosos durante todo o percurso.

Ao Seu Edinho da Guaxindiba e sua esposa Cláudia, pelo apoio nos campos, nos ajudando a atravessar com o barco para o outro lado do rio e pela disponibilidade sempre de poder nos ajudar.

Ao Instituto Estadual de Meio Ambiente (IEMA) pela Autorização de Pesquisa GRN N° 013-2013 (Processo N°59484527) do projeto intitulado “Sobrevivência do banco de plântulas em diferentes bosques de mangue na foz do rio Itaúnas, Conceição da Barra, Espírito Santo, Brasil”.

Ao Parque Estadual de Itaúnas (PEI) pela permissão da realização do presente estudo nos manguezais do estuário do rio Itaúnas.

À Universidade Federal do Espírito Santo pelas condições de infraestrutura para o desenvolvimento deste estudo e pelas bolsas de iniciação científica nos períodos de agosto de 2009 a julho de 2011.

Muito obrigada!

## RESUMO

Os manguezais apresentam distribuição global dentro das regiões de climas tropicais e subtropicais, provendo uma série de bens e serviços ambientais e sócio-econômicos. Os impactos causados pela população humana e, mais recentemente, as alterações que serão provocadas pelas mudanças globais são de extremo interesse para a comunidade científica. Frente a esta perspectiva futura, entender as características ecológicas do estabelecimento e manutenção das plântulas de mangue torna-se necessário, uma vez que as energias subsidiárias que atuam sobre este sistema ocorrem em diferentes escalas espaciais e temporais. Com isto requerem estudos em longo prazo onde processos importantes seriam mascarados por ocorrerem lentamente, sendo assim, quando séries temporais de análises ecológicas são ampliadas em programas científicos, os processos de desenvolvimento se tornam mais explícitos. O presente estudo foi desenvolvido no manguezal da foz do rio Itaúnas, Parque Estadual de Itaúnas no município de Conceição da Barra, Espírito Santo, no qual três parcelas foram demarcadas em janeiro de 2008 juntamente com a coleta de dados de estrutura. O monitoramento ocorre desde então, com o acompanhamento mensal da densidade de plântulas, coleta da salinidade, temperatura e precipitação. A análise integrada da série temporal de dados populacionais está sendo realizada para determinar quais períodos ocorrem maior mortalidade e o ingresso das plântulas. Posteriormente, correlacionamos estes dados estruturais com os fatores ambientais interpretando quais influenciam na dinâmica. Nas análises realizadas, observamos que cada coorte apresenta diferença na densidade de ingresso, sobrevivência e mortalidade das plântulas, podendo ser relacionado principalmente com o acúmulo de precipitação antes dos períodos de produção de flores e frutos do bosque. Também interpretamos que fatores intrínsecos às espécies regulam o estabelecimento e a viabilidade das plântulas. Essa série de dados contribuíram para determinação dos padrões de ingresso e de sobrevivência das diferentes espécies estudadas, permitindo diagnóstico ecológico para os bosques de mangue no litoral capixaba. O reconhecimento dos processos que prevalecem em cada bosque de mangue estudado é fundamental para conhecer o desenvolvimento dos mesmos, sendo ações adequadas para conservação e manejo.

Palavras-chave: *Rhizophora mangle*, ecossistema, estuário, mortalidade, sobrevivência e conservação

## ABSTRACT

Mangroves have global distribution within regions of tropical and subtropical climates, providing a range of environmental and socio-economic goods and services. The impacts caused by the human population and, more recently, the shifts that will be caused by global climatic changes are topics of extreme interest to the scientific community. Faced with this future perspective, understand the ecological characteristics of the establishment and maintenance of mangrove seedlings becomes necessary, since the energies subsidiaries that operate on this system occur at different spatial and temporal scales. Ecology of seedlings dynamic require long-term studies because important processes would be masked once them could occur slowly, so when time series of ecological analyzes are magnified in scientific program, development processes become more explicit. This study was conducted in the mangrove at the mouth of the Itaúnas river, protected by Itaúnas State Park in Conceição da Barra, Espírito Santo. In the mangrove three plots were demarcated in January 2008 along with the collection of data structure. Monitoring occurs since then, and monthly we have monitoring the density of seedlings, collected dates of salinity, temperature and precipitation. The integrated analysis of temporal population data is being conducted to determine which periods occurs higher mortality and ingress of seedling. Subsequently, we correlated these structural data with the environmental factors which affect the seedlings dynamics. These analyzes, we found that each cohort shows differences in density of ingress, survival and mortality of seedlings and may be related mainly to the accumulation of precipitation periods before the production of flowers and fruits of the forest. Also interpret that the species intrinsic factors regulate the establishment and seedling viability. This data series contributed to determining patterns of entry and survival of different species studied, allowing for the ecological diagnosis of mangrove forest in Espírito Santo coast. The recognition of the processes that prevail in each mangrove forest studied is essential to meet their development, this will contribute to appropriate actions for conservation and management.

Keywords: *Rhizophora mangle*, ecosystem, estuary, mortality, survival and conservation

## LISTA DE TABELA

Tabela 1. Resultados dos testes estatísticos e do Teste de comparações múltiplas <i>a posteriori</i> utilizando os dados de ingresso, densidade e mortalidade de plântulas de <i>Rhizophora mangle</i> entre os períodos (2008, 2009, 2010, 2011, 2012 e 2013). *Dados não normais: Teste não paramétrico: Kruskal-Wallis, **Dados normais: Teste paramétrico: ANOVA, um fator. Pós-teste: ANOVA – Tukey, Kruskal-Wallis - Teste de comparações múltiplas de Dunn.....	40
Tabela 2. Resultados do Teste de Kruskal-Wallis e do Teste de comparações múltiplas de Dunn utilizando os dados de ingresso, densidade e mortalidade de plântulas de <i>Laguncularia racemosa</i> entre os períodos (2008, 2009, 2010, 2011, 2012 e 2013).....	44
Tabela 3. Resultados do Teste de Kruskal-Wallis e do Teste de comparações múltiplas de Dunn utilizando os dados de ingresso, densidade e mortalidade de plântulas de <i>Avicennia schaueriana</i> , entre os períodos.....	47
Tabela 4. Resultados da Análise de Variância, ANOVA, um fator e do Teste de Tukey utilizando os dados de ingresso, densidade e mortalidade de plântulas de <i>Rhizophora mangle</i> entre os períodos. ....	51
Tabela 5. Resultados dos testes estatísticos e do Teste de comparações múltiplas <i>a posteriori</i> utilizando os dados de ingresso, densidade e mortalidade de plântulas entre os períodos (2008, 2009, 2010, 2011, 2012 e 2013). *Dados não normais: Teste não paramétrico: Kruskal-Wallis, **Dados normais: Teste paramétrico: ANOVA, um fator. Pós-teste: ANOVA – Tukey, Kruskal-Wallis - Teste de comparações múltiplas de Dunn.....	56
Tabela 6. Resultados dos testes estatísticos e do Teste de comparações múltiplas <i>a posteriori</i> utilizando os dados de ingresso de plântulas, densidade e mortalidade entre as parcelas para cada ano. *Dados não normais: Teste não paramétrico: Kruskal-Wallis, **Dados normais: Teste paramétrico: ANOVA um fator. Pós-teste: ANOVA – Tukey; Kruskal-Wallis - Teste de comparações múltiplas de Dunn.....	60

## LISTA DE FIGURA

Figura 1. a) Localização geográfica do município e da área de estudo (indicado com o ponto vermelho) b) localização das parcelas de estudo (A, B e C) na foz natural do rio Itaúnas, Conceição da Barra, ES. Fonte: Google Earth (Satélite: Quickbird. Data da Imagem: 8/01/2011).....	30
Figura 2. (a) Medição em campo da altura de plântula de <i>Rhizophora mangle</i> presente em uma das áreas de estudo (b) e obtenção da salinidade a partir da análise da água intersticial do bosque utilizando o refratômetro óptico. Fonte: GEMA/CEUNES.....	34
Figura 3. (a) Densidade média de ingresso e desvio padrão; (b) densidade média e desvio padrão; (c) densidade média de mortalidade e desvio padrão de plântulas de <i>Rhizophora mangle</i> por ano na parcela A.....	39
Figura 4. Contribuição relativa (%) de cada coorte de plântulas (coortes de 2008, 2009, 2010, 2011 e 2012) de <i>Rhizophora mangle</i> por ano na parcela A.....	40
Figura 5. Porcentagem da coorte de plântulas de <i>Rhizophora mangle</i> na parcela A que permaneceram vivas ao final de cada ano.....	41
Figura 6. (a) Densidade média de ingresso e desvio padrão; (b) densidade média e desvio padrão; (c) densidade média de mortalidade e desvio padrão de plântulas de <i>Laguncularia racemosa</i> por ano na parcela A.....	46
Figura 7. Contribuição relativa (%) de cada coorte de plântulas (coortes de 2008, 2009, 2010 e 2011) de <i>Laguncularia racemosa</i> por ano na parcela A.....	44
Figura 8. Porcentagem da coorte de plântulas de <i>Laguncularia racemosa</i> na parcela A que permaneceram vivas ao final de cada ano.....	45
Figura 9. (a) Densidade média de ingresso e desvio padrão; (b) densidade média e desvio padrão; (c) densidade média de mortalidade e desvio padrão de plântulas de <i>Avicennia schaueriana</i> por ano na parcela A.....	46
Figura 10. Contribuição relativa (%) de cada coorte (coortes de 2008 e 2009) de <i>Avicennia schaueriana</i> por ano na parcela A .....	47
Figura 11. Porcentagem da coorte de plântulas de <i>Avicennia schaueriana</i> na parcela A que permaneceram vivas ao final de cada ano.....	48
Figura 12. (a) Densidade média de ingresso e desvio padrão; (b) densidade média e desvio padrão (c) densidade média de mortalidade e desvio padrão de plântulas de <i>Rhizophora mangle</i> por ano na parcela B.....	50
Figura 13. Contribuição relativa (%) de cada coorte de <i>Rhizophora mangle</i> por ano na parcela B.....	52
Figura 14. Porcentagem (%) da coorte de plântulas de <i>Rhizophora mangle</i> na parcela B que permaneceram vivas ao final de cada ano.....	53

Figura 15. (a) Densidade média de ingresso de plântulas e desvio padrão; (b) densidade média de plântulas e desvio padrão; (c) densidade média de mortalidade de plântulas e desvio padrão de <i>Rhizophora mangle</i> por ano na parcela C.....	55
Figura 16. Contribuição relativa (%) de cada coorte de <i>Rhizophora mangle</i> por ano na parcela C.....	57
Figura 17. Porcentagem (%) da coorte de plântulas de <i>Rhizophora mangle</i> na parcela C que permaneceram vivas ao final de cada ano.....	58
Figura 18. Precipitação ocorrida e temperatura média do ar para o período de janeiro de 2008 a dezembro de 2013, obtidos na estação meteorológica automática do INMET para o município de São Mateus, ES.....	61

## SUMÁRIO

RESUMO.....	XII
ABSTRACT.....	XIII
1. INTRODUÇÃO.....	14
2. OBJETIVOS.....	17
2.1. Objetivo geral.....	17
2.2. Objetivos específicos.....	17
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
3.1. Dinâmica populacional.....	19
3.2. Parâmetros populacionais.....	22
4. ÁREA DE ESTUDO.....	28
5. MÉTODOS.....	32
5.1. Levantamento dos dados.....	32
5.2. Análise dos dados.....	34
6. RESULTADOS.....	37
6.1. Dinâmica populacional das espécies de mangue presentes na parcela A.....	37
6.1.1. <i>Rhizophora mangle</i> .....	37
6.1.2. <i>Laguncularia racemosa</i> .....	42
6.1.3. <i>Avicennia schaueriana</i> .....	45
6.2. Dinâmica populacional de <i>Rhizophora mangle</i> na parcela B.....	48
6.3. Dinâmica populacional das espécies de mangue presentes na parcela C.....	53

6.3.1. <i>Avicennia schaueriana</i> .....	53
6.3.2. <i>Rhizophora mangle</i> .....	53
6.4. Análise comparativa dos dados de densidade de <i>Rhizophora mangle</i> nas parcelas A, B e C.....	58
6.5. Descrição das análises dos fatores abióticos avaliados.....	61
7. DICUSSÃO.....	62
8. CONCLUSÕES.....	71
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	72

## 1. INTRODUÇÃO

As florestas de mangue estão distribuídas na região intertidal entre o mar e o continente nas regiões tropicais e subtropicais do mundo entre as coordenadas 30° N e 30° S de latitude. Sua distribuição global pode ser delimitada pelas principais correntes oceânicas, estas apresentando efeitos adicionais nos padrões climáticos no que diz respeito à circulação das águas, e pela isoterma de 20°C no oceano durante o inverno (Alongi 2009a). Colonizam ambientes onde as condições abióticas são rigorosas para a vegetação lenhosa terrestre, entre elas a presença de salinidade, temperatura atmosférica elevada, inundações por marés, sedimentação acentuada e solos lamosos anaeróbicos (Giri et al. 2011).

A heterogeneidade de características evolutivas tanto no aspecto morfológico quanto ecofisiológico das árvores de mangue torna-o um ambiente único. Dentre estes ajustamentos ecológicos, incluem-se embriões vivíparos, raízes com geotropismo negativo e mecanismos fisiológicos para tolerar e resistir aos íons salinos e manter o equilíbrio interno de água e carbono (Alongi 2009b; Tomlinson 1986; Larcher 2000).

Existem aproximadamente 152.000 km<sup>2</sup> de florestas de mangue em 123 países e territórios em todo o mundo (Spalding et al. 2010). Diferentemente da estimativa realizada por Giri et al. (2011) quando mapearam a distribuição e o status das florestas de mangue no mundo utilizando banco de dados e dados de satélites de alta resolução (30 m), eles determinaram que a área total de florestas de mangue no mundo, em 2000, era de 137.760 km<sup>2</sup> distribuída em 118 países e territórios, sendo que este valor era da ordem de 12% menor do que a estimativa obtida pela FAO, em 2007.

No Brasil, sua área de cobertura é estimada em mais de 1.100.000 ha de acordo Magris e Barreto (2010), ao mapear e avaliar as áreas de manguezais sob proteção ambiental utilizando imagens de satélite LANDSAT-5 com resolução espacial de 30 m. O valor citado pode variar para cerca de 1.300.000 ha de florestas de mangue ou 8,5% do total global (Spalding et al. 2010) dependendo da fonte consultada. As seguintes espécies de mangue ocorrem ao longo da costa brasileira (Magris e Barreto 2010): *Rhizophora mangle* Lechn (Rhizophoraceae), *R. harrisonii* L. (Rhizophoraceae), *R. racemosa* G. Mey. (Rhizophoraceae), *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. ex Moldenke (Acanthaceae), *A. germinans* (L.) L. (Acanthaceae), *Laguncularia racemosa*

(L.) C.F. Gaertn. (Combretaceae) e *Conocarpus erectus* L. (Combretaceae). O Brasil apresenta 7.408 km de extensão de linha de costa com os manguezais ocupando 6.786 km desta, (Schaeffer-Novelli et al. 2000), ocorrendo do rio Oiapoque, no extremo norte do litoral do Amapá, até o sul do estado de Santa Catarina, tendo como limite sul a cidade de Laguna, com latitude de 28°30'S (Soares et al. 2012).

Em escalas locais, as florestas de mangue assumem diferentes graus de desenvolvimento estrutural, denominados tipos fisiográficos, dependendo da topografia, regime de inundação e características físico-químicas do solo (Lugo e Snedaker 1974; Cintrón e Schaeffer-Novelli 1983). Schaeffer-Novelli et al. (2000) sugerem dois principais tipos de bosque (bosque de franja e bacia), onde o movimento da água e o hidroperíodo são os critérios utilizados para descrevê-los. Os mesmos autores afirmam que as características fisionômicas e funcionais dos bosques refletem a resposta das espécies aos fatores ecofisiológicos locais.

Os manguezais são ecossistemas altamente produtivos, responsáveis pela provisão de bens e pela prestação de serviços ecossistêmicos únicos e essenciais, direta e indiretamente, para a sociedade humana e para os sistemas costeiros e marinhos adjacentes (Giri et al. 2011), sob o ponto de vista estritamente ecológico. Além da sua importância econômica, Kristensen et al. (2008) salientam que os manguezais são fundamentais para a fauna de ecossistemas adjacentes e nas atuais circunstâncias de preocupação ecológica para o balanço global de carbono. Além de importantes como controladores de processos de erosão costeira, são locais de alimentação e refúgio para muitas espécies de peixes, aves, mamíferos e crustáceos, todos de importância tanto ecológica quanto econômica (Alongi 2009b).

No Brasil, o Código Florestal define habitats de manguezais como Áreas de Preservação Permanente (APP) e oferece restrições em seus usos. Extração total ou parcial da vegetação natural só é permitida mediante autorização dos órgãos governamentais competentes e quando é de interesse público e social. Por outro lado, este instrumento legal não tem sido satisfatório para garantir a proteção necessária. Uma razão para isto é que as agências ambientais do estado determinam, para cada caso, o grau de restrição do uso da terra. Ainda não existe um sistema de licenciamento completo de atividades permitidas nas áreas de mangue e arredores (Magris e Barreto 2010).

Os manguezais brasileiros sempre estiveram protegidos por lei (Resolução CONAMA Nº04/1985 e BRASIL 1965), que asseguravam a manutenção do recurso e avaliações em longo prazo que era ponto relevante antes da promulgação do novo código florestal (BRASIL 2012). Em 2002, a resolução CONAMA (Resolução CONAMA Nº 303) vinha reforçar o respaldo legal proporcionado pelo Código Florestal de 1965 (BRASIL 1965), pois caracterizavam os manguezais como Áreas de Preservação Permanente - APPs, cujo “status” legal garante esse ecossistema como território protegido, como instrumento de interesse ambiental, importante para o desenvolvimento sustentável, alvo das gerações presente e futura. A mesma resolução vedava a atividade de carcinicultura no manguezal (Schaeffer-Novelli et al. 2012).

Diante deste cenário mundial e das Políticas Públicas do Brasil, este estudo visa buscar informações no que diz respeito aos fatores bióticos e abióticos e como estes influenciam alguns parâmetros populacionais, entre eles, estabelecimento de plântulas, mortalidade e sobrevivência. Para Tomlinson (1986) esses estágios iniciais são passos críticos dentro do ciclo de vida das espécies de mangue e que para Padilla et al. (2004) determinam a capacidade para manter a população e colonizar novos habitats.

Segundo Magnuson (1990), a ausência da pesquisa de longa duração, pode levar a sérios erros em tentativas de se manejar o ambiente, onde processos importantes seriam encobertos por se desenvolver de forma lenta, ou mesmo pela lacuna de anos existente entre suas causas e respectivos efeitos; portanto, quando séries temporais são ampliadas em pesquisas científicas de cunho ecológico, processos inexplicáveis podem ser desvendados.

O conjunto de informações geradas a partir deste estudo servirá como linha de base para o desenvolvimento de novos trabalhos que busquem melhor entendimento sobre a dinâmica populacional dos manguezais em todo litoral brasileiro e contribuirá para o conhecimento da ecologia do manguezal, desenvolvendo metodologia para a determinação dos padrões de ingresso e de sobrevivência das diferentes espécies estudadas, permitindo diagnóstico ecológico para os bosques de mangue no litoral capixaba, bem como, realizando previsões de prováveis comportamentos das espécies sob mudanças ambientais, quer induzidas quer naturais. Informações sobre períodos de maior disponibilidade de plântulas e sua correlação entre dados climáticos e por espécie são importantes para a previsão dos processos sucessionais dos manguezais. O

reconhecimento dos processos que prevalecem em cada bosque de mangue estudado também é fundamental para conhecer o desenvolvimento dos mesmos, sendo possível desta forma estabelecer ações adequadas para conservação e manejo.

A presente proposta de estudo tem como principal finalidade responder as seguintes questões: 1) as espécies presentes no sub-bosque correspondem às proporções das espécies presentes no bosque adulto? 2) Qual a capacidade de suporte dos bosques em termos de plântulas?

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

Analisar a manutenção do banco de plântulas das coortes anuais em bosques do mangue do rio Itaúnas, Conceição da Barra, com base na dinâmica populacional.

### **2.2. Objetivos específicos**

Avaliar a porcentagem de indivíduos sobreviventes em cada coorte nas parcelas.

Averiguar correlações entre a estrutura do bosque adulto e a densidade de plântulas.

Correlacionar os resultados obtidos em densidade e sobrevivência de plântulas com os principais parâmetros ambientais: salinidade, temperatura e precipitação.

## **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

Os manguezais vêm sendo degradados em larga escala por processos de urbanização, descarga de efluentes e atividades de aquicultura, entre outros (Alongi 2002; Giri et al. 2011). De acordo com Magris e Barreto (2010), o desvio dos cursos de água doce, a alteração da qualidade da água causada por poluentes e nutrientes, bem como a conversão em atividades de desenvolvimento, tais como a agricultura, a aquicultura (principalmente fazendas de camarão), a extração de sal e infra-estrutura, estão entre os impactos que ameaçam o futuro do manguezal brasileiro. Esses autores complementam que a aquicultura é uma das principais ameaças, sendo interligada com o desmatamento e a exploração excessiva dos recursos da pesca. Mediante todos estes fatores, a falta de dados de longo prazo se constitui num dos principais problemas para a previsão das respostas do manguezal aos impactos humanos (Alongi 2002).

Os impactos causados pela população humana e, mais recentemente, as alterações que serão provocadas pelas mudanças globais, que ocorrem sob diferentes intensidades

em toda a Terra, são de extremo interesse científico. Diante desta nova perspectiva futura, estudiosos reforçam a necessidade de se entender as características ecológicas e ecofisiológicas do estabelecimento, manutenção, crescimento e desenvolvimento do mangue, *in situ* (Kathiresan e Bingham 2001).

Krauss et al. (2008), ao revisarem quais são as condicionantes ambientais para a implantação e desenvolvimento inicial do mangue, acentuam que uma análise atualizada dos estudos experimentais pode ser a única forma eficiente para os gerenciadores costeiros entenderem como as plântulas de mangue respondem ecofisiologicamente aos fatores naturais, antropogênicos e aqueles induzidos pelas mudanças globais.

Além das questões discutidas anteriormente, outro problema relevante em regiões costeiras em todo o mundo são os processos erosivos que ameaçam as atividades humanas e os sistemas naturais nas áreas expostas a tais riscos. Dependendo da área erodida, a retrogradação do litoral resulta em impactos econômicos, ambientais e sociais graves (Hashim et al. 2010). Segundo Upadhyay e Mishra (2008), os habitats costeiros e estuarinos precisam de gestão pública mais eficiente e que promova o cumprimento legal das Regras de Proteção Ambiental, uma vez que estas regiões registram grande aumento da população humana, tendo como consequência maior pressão sobre os manguezais. Em relação aos estudos da população, os mesmos autores concluem que compreender a regeneração e os padrões de recrutamento das diferentes espécies é uma ferramenta de conservação de suma importância para gestão sustentável dos Recursos Naturais.

Frente à ascensão destes impactos, o monitoramento dos processos de expansão e retração dos manguezais em escalas locais e regionais torna-se essencial para avaliar variações eventuais no estoque pesqueiro e na disponibilidade dos recursos que seriam fonte de alimento e produtos diversos para as comunidades. Sendo assim, o conhecimento da dinâmica dos manguezais em uma dada região é considerado pré-requisito para ações de conservação e manejo, incluindo os projetos de restauração (Dahdouh-Guebas et al. 2000).

Conhecer as condições físico-químicas, os recursos disponíveis, o ciclo de vida dos organismos, a preponderância dos competidores e dos predadores sobre as taxas de mortalidade e nascimento é essencial para compreender quais os fatores são responsáveis pela dinâmica populacional de uma espécie ou de um local (Townsend et

al. 2010).

### **3.1. Dinâmica populacional**

Para Gurevitch et al. (2009) a “*dinâmica populacional é o estudo das mudanças no número, na composição e na variação espacial dentro das populações*”. Os autores acrescentam que no estudo das populações, deve se examinar as propriedades estruturais da mesma, avaliar as taxas de germinação (nascimento) e/ou de mortalidade de determinada população. Seu conceito define a importância de se entender a estrutura da população nas escalas temporais e espaciais.

Townsend et al. (2010) definem que natalidade, mortalidade e os deslocamentos para dentro e para fora dos limites populacionais são os processos modificadores do tamanho populacional.

Sob outra perspectiva, Watanabe et al. (1997) estabelecem que dinâmica populacional pode ser conceituada como o “*estudo das mudanças no número de organismos em populações e dos fatores que as causam e as influenciam*”. Sob esta definição, os estudos populacionais devem estar atentos às condições e recursos que regem aquela população.

Nesse contexto, Watanabe et al. (1997), ao incluírem os estudos dos fatores que influenciam a mudança no número de organismos em uma população, conceituam dinâmica populacional com maior complexidade, pois ao aferir esses fatores, bióticos ou abióticos, é possível compreender como uma população se comporta frente a uma determinada condição ambiental. Ambientes dinâmicos, como os costeiros, requerem estudos que avaliem as condições e recursos que determinam uma população, mas também que estes sejam desenvolvidos sob a ótica da avaliação espacial e temporal, dada sua variabilidade ambiental.

O crescimento e a mortalidade de indivíduos e seus efeitos sobre a dinâmica das populações são importantes mecanismos para determinar se o funcionamento de uma comunidade ou sistema encontra-se em equilíbrio com o ambiente e em qual estágio de desenvolvimento ele se encontra. Esses dados básicos de crescimento e mortalidade podem gerar modelos populacionais que irão contribuir para obtenção de informações da produtividade dos bosques, determinando como será a biomassa instantânea em relação ao ingresso de novos indivíduos ou ao decaimento. A redução no tamanho da

população, que é a mortalidade total, é necessária para determinar a perda de organismos por meio de estressores naturais ou antropogênicos (Mclusky e Elliott 2004).

A perda atual de biodiversidade que ocorre no ecossistema manguezal é uma questão crítica, dado que suas florestas apresentam baixa diversidade de espécies vegetais em relação aos outros ecossistemas tropicais. O grande problema no prognóstico de respostas dos manguezais frente aos impactos humanos é a ausência de dados de longo prazo, e da capacidade de distinguir alteração natural daquela de origem antrópica. Entre as lacunas existentes na compreensão desse ecossistema está a ausência de conhecimento dos estados sucessionais naturais ao longo do tempo e da informação dos fatores que regulam a colonização, como dispersão dos propágulos e estabelecimento de plântulas (Alongi 2002).

Segundo Jintana e Piriyaatha (2000), citado por Kitaya et al. (2002), programas de recuperação de manguezais são questões urgentes nas regiões costeiras tropicais e subtropicais. Algumas espécies-chave de árvores de mangue são utilizadas para restaurar o ecossistema costeiro, sendo de interesse mundial que se passe a utilizar novas espécies, mas o conhecimento necessário para orientar os esforços de recuperação, especialmente no que diz respeito à seleção de espécies para áreas específicas, é muito limitado. Mais pesquisas sobre a seleção das espécies, monitoramento da sobrevivência e crescimento em diferentes condições, são imprescindíveis para o sucesso da reabilitação dos manguezais.

Avaliando os fatores que induzem o desenvolvimento estrutural dos manguezais, Soares et al. (2003) acrescentam que os atributos estruturais e funcionais de cada manguezal são regidos pela interação de fatores em uma escala regional - “assinatura energética”, apesar de existirem fatores numa escala global e fatores em escala local, por exemplo, associados à frequência de inundação pelas marés. Destaca-se ainda que a salinidade seja um dos principais fatores que influenciam os padrões de crescimento das espécies e, além disso, fatores físico-químicos, sedimentação e mecanismos de adaptação, também têm sido relacionados com o seu desenvolvimento (Ball 1988).

Os manguezais são expostos a certo nível de salinidade da água doce a ambientes hipersalinos (Tomlinson 1986), que se torna um dos fatores mais importantes no

estabelecimento e desenvolvimento de florestas de mangue, dependendo da espécie e estágio de crescimento das plântulas (Krauss et al. 2008). Diferença na estrutura da floresta pode ser explicada através de respostas das espécies aos efeitos interativos de luz e salinidade (Clarke e Allaway 1993)

A complexidade de fatores que atuam no desenvolvimento estrutural e funcional dos manguezais é intensa, levando diversos autores a interpretarem as suas condicionantes ecológicas. Diferentemente da proposta de Lugo e Snedaker (1974) e de Lugo (1980) que buscam descrever a distribuição da vegetação centrada principalmente no aspecto frequência de inundação e salinidade, outros autores divergem nesta premissa, sugerindo a geomorfologia, luz, nutrientes, entre outros fatores.

Numa escala mais pontual que o sistema estuarino, a distribuição espacial das plantas dentro do bosque reflete o resultado de processos também dinâmicos como padrões de dispersão, taxa de predação, estabelecimento, crescimento e mortalidade (Mckee 1995a). Entretanto, nem sempre esses padrões irão refletir as condições observadas no bosque maduro. Estudos relacionados aos processos de sucessão nos bosques permitem interpretar quais as condicionantes que atuam na seleção das espécies para a distribuição espacial dentro do mesmo.

O processo de desenvolvimento do bosque pode ser descrito, segundo o modelo proposto por Jimenez et al. (1985) como apresentando quatro fases: 1) colonização, descrita como a etapa em função da taxa de chegada de propágulos e das perdas provocadas pela mortalidade e dispersão dos mesmos; 2) desenvolvimento inicial, caracterizado por rápido crescimento das espécies, intensa competição e alta taxa de mortalidade; 3) maturidade, a taxa de crescimento é reduzida, baixa competição e o bosque alcança desenvolvimento máximo; e por fim 4) senescência, fase na qual os bosques são dominados por poucas árvores e grandes aberturas no dossel são formadas devido à mortalidade dos indivíduos adultos.

Uma vez estabelecido o bosque, o desenvolvimento de plântulas (formando o sub-bosque) para a etapa posterior, isto é, a fase juvenil, está condicionada pelos seguintes fatores: sensibilidade aos fatores físico-químicos (pH, oxigênio dissolvido) e inundação persistente (Ellison e Farnsworth 1993), teor de salinidade do solo, disponibilidade de luz (Ellison e Farnsworth, 1993; Kock 1997) e de nutrientes (Clarke

e Allaway 1993; Ellison e Farnsworth 1993; Kock 1997), e também da aeração do solo (Kock 1997). O sucesso do indivíduo para alcançar o estágio juvenil, para Ellison e Farnsworth (1993), está condicionado principalmente pelas condições de luz e de recursos nutricionais e que pode ser facilmente observado na abertura de clareiras nos bosques maduros e senescentes que são rapidamente colonizadas por um “*pool*” de propágulos e plântulas que entram em processo de competição até o domínio por um número mais reduzido de indivíduos juvenis.

### **3.2. Parâmetros populacionais**

Chen e Twilley (1998), na proposta do modelo de dinâmica de clareira, simularam em longo prazo o desenvolvimento de florestas de mangue no Caribe, onde demonstraram a existência de diferentes estágios sucessionais. Neste estudo, modelaram experimentalmente diferentes gradientes de nutrientes e salinidade do solo para avaliar o recrutamento das espécies presentes na área de estudo considerada como controle do modelo. Dentre estas, a modelagem interpretou que *L. racemosa* dominou nos locais com solos férteis e com baixa salinidade nos estágios iniciais de recuperação do manguezal após uma perturbação. Entretanto, sua densidade diminuiu ao longo do tempo, enquanto a densidade de *A. germinans* aumentou. Para os autores, os resultados demonstravam que *L. racemosa* apresentam pequena tolerância à baixa luminosidade. O domínio de *R. mangle* foi limitado às regiões com baixa disponibilidade de nutrientes e com baixa salinidade. Já *A. germinans* dominou nos locais com elevada salinidade, onde a disponibilidade de nutrientes foi um fator secundário devido à tolerância da espécie ao estresse salino. O estudo confirmou que os fatores abióticos relatados anteriormente estão associados à competição intra-específica e são condicionantes dos padrões estruturais observados, mas ainda assim, questões importantes seguem sem respostas, entre elas a taxa de estabelecimento específica local, a taxa de dispersão, a influência de fatores ambientais sobre o crescimento das árvores e o processo de substituição de espécies pela competição.

O primeiro estudo a fornecer uma maior compreensão de como a perturbação causada pelas forças hidrodinâmicas e associadas à dinâmica sedimentar definem limites para a colonização de *Avicennia* em uma planície de maré foi realizado por Balke et al. (2011). Esses autores afirmaram que compreender quais os limites para o estabelecimento inicial das plântulas de mangue é um passo crítico para o êxito da

restauração e gestão de florestas de mangue, pois irá servir como uma ferramenta de decisão para determinar onde a restauração proativa ou passiva deve ser tentada.

O estudo realizado por Balke et al. (2011) indicou que o estabelecimento de plântulas de *Avicennia alba* é afetado pelas forças hidrodinâmicas e pela dinâmica de sedimento sendo necessário ultrapassar três etapas para conseguirem se estabelecer com sucesso, sendo elas: os propágulos encahados precisam de um período livre de inundação para desenvolver rapidamente raízes que são suficientemente compridas para suportar o deslocamento pelas marés enchentes, (2) as raízes devem tornar-se suficientemente longas para resistirem ao deslocamento das plântulas por forças hidrodinâmicas de ondas e correntes, com o comprimento da raiz necessário sendo proporcional à força que precisa para resistir, (3) raízes ainda mais longas são necessárias para sobreviver a eventos de alta energia que causam erosão superficial e pode, assim, induzir o deslocamento das plântulas. Os autores destacam a importância da rápida expansão radicular como sendo descrição fundamental para aquelas consideradas como espécies pioneiras.

Thampanya et al. (2002) demonstraram que a colonização por plântulas de *A. alba* e *Sonneratia alba* tem maior taxa de sobrevivência em locais expostos com maior energia hidrodinâmica do que aqueles colonizados por *Rhizophora* sp. Entretanto, Gensac et al. (2011) destacaram que outros fatores, dentro das questões climáticas, geomorfológicas, oceânicas e biológicas precisam ser considerados quando se avaliam os processos de colonização. Clarke (1995) sintetizou o assunto ao definir que as florestas de mangue geralmente consistem de um mosaico de grupos de árvores, cada uma com um histórico de regeneração que depende dos episódios de recrutamento das plântulas de cada espécie.

Estudos avaliando o tamanho do propágulo foi desenvolvido por Sousa et al. (2003), que ao avaliarem a taxa de estabelecimento de três espécies de plântulas de mangue no Caribe: *A. germinans*, *L. racemosa* e *R. mangle*, observaram que estas apresentaram elevada taxa de estabelecimento independente do tamanho destas estruturas reprodutivas. No entanto, relatam que o tamanho dos propágulos teve efeitos significativos sobre o crescimento inicial das plântulas nos experimentos em laboratório e análises de campo: as que se desenvolveram a partir de propágulos maiores cresceram mais rapidamente. Esses resultados indicam que o conteúdo de reserva de cada embrião

também pode a ser fator preponderante no sucesso do desenvolvimento da plântula até que atinja sua capacidade de assimilar nutrientes diretamente do solo.

Partindo dessa premissa, Delgado et al. (2001) sugerem que ambos os fatores, físicos e biológicos, afetam os estágios iniciais do estabelecimento de plântulas de mangue e são importantes para determinar a distribuição das plantas ao longo da configuração do ambiente. A abundância de propágulos, a dispersão, a flutuabilidade, a sensibilidade à inundação e os mecanismos de estresse estão entre esses fatores condicionantes do sucesso do bosque.

Affandi et al. (2010) investigaram os efeitos da sedimentação sobre a produção foliar, crescimento e a sobrevivência de plântulas de *A. alba* na costa leste da Malásia. As análises da taxa de crescimento e sobrevivência foram realizadas em um local de reflorestamento onde o acréscimo excessivo de sedimento resultou no soterramento de plântulas, e uma área natural, onde a sedimentação não estava ocorrendo, foi monitorada como uma parcela de controle. Os estudos indicaram que as plântulas dos dois locais de monitoramento, da área de reflorestamento e da área controle, produziram número de folhas equivalentes, enquanto aquelas que se desenvolveram na área de reflorestamento apresentaram comprimento mais significativo quando comparado com as plântulas do habitat natural.

Os autores concluíram que a maior taxa de crescimento no local de reflorestamento pode ser atribuída à máxima disponibilidade de luz. Houve uma diferença significativa entre a sobrevivência de plântulas no habitat natural e no reflorestamento, este apresentando maior taxa. Os resultados obtidos pelo estudo de Affandi et al. (2010) reforçam que a disponibilidade de luz e nutrientes está entre os fatores principais que influenciam o estabelecimento e recrutamento de plântulas, conforme já apresentado nos itens anteriores.

Estudos desenvolvidos por Ellison e Farnsworth (1993) mostraram que as plântulas em áreas de clareira tiveram sobrevivência mais elevada, o crescimento em dobro que nos locais sombreados, produziram mais folhas e sofreram menor taxa de herbivoria.

Além da disponibilidade de luz e nutrientes, Mckee (1995a) também avaliou que o recrutamento e crescimento das plântulas estavam condicionados com a amplitude e a

duração de inundação. Estes dois fatores passam a atuar de forma mais intensa após o recrutamento, naquela etapa definida por Jimenez et al. (1985) como desenvolvimento inicial do bosque. Avaliando a importância da inundação, Mckee (1995a) destaca que este fator não impacta substancialmente a aeração das raízes em plântulas, mas ao contrário, geram mudanças nos padrões de partição de biomassa ou morfologia que diminui o potencial das espécies para adquirir outros recursos limitantes, como exemplo, nutrientes. O dreno de energia consiste em aumentar a biomassa de raízes para proporcionar melhor ancoragem o que diminui a produção de estruturas fotossintetizantes.

Experimentos em laboratório e realizados em campo com plântulas de *Avicennia germinans* mostraram que o crescimento e as taxas de sobrevivência aumentaram com a disponibilidade de luz para aquelas que cresceram em locais com baixa salinidade comparadas com os indivíduos em alta salinidade. Os efeitos da salinidade e da luz sobre o tamanho das plântulas e as taxas de crescimento observadas no experimento foram semelhantes aos observados em campo, apesar de outros fatores atuando neste, tais como gradientes de nutrientes, inundação, e herbivoria (Hoffman et al. 2007). Estes autores concluíram que as taxas de crescimento e sobrevivência das plântulas não estão associadas, pois o efeito positivo da luz sobre a sobrevivência das plântulas foi mais forte em locais com alta salinidade.

Ellison e Farnsworth (1993) concluíram que a disponibilidade de luz influencia no crescimento e sobrevivência das plântulas de *Rhizophora mangle* e *A. germinans* em Belize, e na realidade, nutrientes e luz são os dois fatores dominantes que definem o desenvolvimento estrutural e a taxa de crescimento em diferentes tipos de florestas de áreas úmidas. Kock (1997) mostrou que as plântulas de *R. mangle*, na Flórida, alcançaram a fase jovem em menos de um ano em área abertas com maior disponibilidade de luz e estima-se que as plântulas sob o dossel fechado levam de 6 para 9 anos para alcançar a fase jovem e conclui que o crescimento de plântulas de *R. mangle* e as taxas de desenvolvimento são dependentes da disponibilidade de luz e nutrientes do solo.

Os solos apresentam importantes propriedades em determinar a altura das árvores, entre estas propriedades está o teor de matéria orgânica, pois seu acúmulo vai melhorar a estrutura do solo e facilitar o crescimento das raízes e decomposição da

mesma e com isso irá fornecer nutrientes às árvores (Matsui et al. 2008).

Para compreender a tolerância a baixa temperatura de *A. germinans*, Pickens e Hester (2011) avaliaram a sobrevivência e o progresso do desenvolvimento dos três primeiros estágios da história de vida (dispersão, enalhe e o estágio de plântula) em diferentes temperaturas. As análises de sobrevivência e mortalidade mostraram que a fase de dispersão teve maior taxa de sobrevivência quando ocorreu em temperaturas baixas o que indicam que essa maior tolerância dos propágulos ao clima frio contribui para a dispersão da espécie até a Louisiana. Tanto temperaturas elevadas quanto baixas apresentam grande impacto sobre o estabelecimento de plântulas (Ellison 1998; Krauss et al. 2008).

As diferenças genéticas entre as populações da mesma espécie podem indicar a capacidade de maior dispersão entre regiões frias e quentes para a mesma espécie, tendo em vista que a distribuição de *A. germinans* no Brasil (Schaeffer-Novelli 1991) está limitada ao norte do Rio de Janeiro. Há uma lacuna no que diz respeito às informações sobre os efeitos da temperatura no crescimento inicial e na fisiologia das plantas de mangue, o que vai limitar as futuras previsões sobre os efeitos das mudanças climáticas nas espécies que habitam o manguezal (Krauss et al. 2008). Estes autores acrescentam que futuras pesquisas devem ser realizadas para esclarecer esses mecanismos e para identificar limiares de temperatura de importantes espécies.

Affandi et al. (2010) concluíram que a taxa de sedimentação tem forte influência na taxa de mortalidade, nos estudos realizados pelos autores com *A. alba* observaram que acima de 7 cm de soterramento já ocasionava a morte das plântulas. Por outro lado, Tampanya et al. (2002) ao estudarem os efeitos do acréscimo de sedimentos sobre as espécies de mangue, seus resultados identificam que alterações nos processos sedimentares resulta na mortalidade tanto de árvores quanto de plântulas.

Ellison (1998) descreveu 26 casos da literatura sobre o efeito do excesso da entrada de sedimento nos manguezais que causou a mortalidade das árvores devido à asfixia das raízes. Os impactos causados por tal alteração na topografia variou em relação às espécies envolvidas, bem como, em função do tipo e da taxa de sedimentação. Um dos estudos apresentados demonstrou que a sedimentação acima de 10 cm foi capaz de provocar a morte de árvores de *Avicennia*. Obviamente a taxa de

mortalidade e o grau de impacto sobre o bosque estão condicionados à velocidade da modificação nos padrões sedimentares, bem como em relação à amplitude de maré local. A altura do pneumatóforo é um aspecto importante para ser levado em consideração, uma vez que a asfixia das raízes está vinculada ao tamanho dos mesmos e densidade de lenticelas tanto nos pneumatóforos quanto nos troncos.

Na pesquisa realizada por Alleman e Hester (2011) avaliando os efeitos da sedimentação sobre plântulas de *A. germinans* na Louisiana, os autores encontraram resultados semelhantes aos de Ellison (1998), na qual plântulas desta espécie apresentaram tolerância à sedimentação entre zero e 10 cm, e acrescentaram que as plântulas mais velhas, entre 18 e 24 meses de idade, podem apresentar uma vantagem em relação as mais jovens, entre 6 e 12 meses, devido à maior biomassa total e reservas metabólica, mais notavelmente em resposta a sedimentação.

O acúmulo acelerado de sedimento pode limitar a ventilação aérea das lenticelas, declinando o processo de aeração das plântulas (Terrados et al. 1997). Estes autores demonstraram experimentalmente, que a sedimentação acima de 8 cm pode retardar o crescimento e aumentar a mortalidade de plântulas de *R. apiculata*. Fromard (1998) citado por Ellison (1998) também documentou casos de mortalidade na Guiana Francesa devido à elevada taxa de sedimentação para *A. germinans*.

A alta taxa de mortalidade de propágulos e plântulas pode, eventualmente, ser atribuída a vários fatores ambientais, incluindo a natureza exposta do habitat, hipersalinidade, herbivoria (Saifullah et al. 2007) entre outros fatores já mencionados. A taxa de mortalidade, assim como a taxa de recrutamento, em populações naturais de plântulas de *Rhizophora* são altamente variáveis em uma escala espaço-temporal, com mortalidade excedendo a taxa de recrutamento (Padilla et al. 2004) e as taxas de mortalidade diferem com a idade da população de árvores e diminui à medida que as densidades de árvore diminuem (Bosire et al. 2008).

Estudos demográficos devem ser conduzidos por um período de pelo menos 10 anos (Bosire et al. 2008) para gerar mais informação sobre o desenvolvimento de plântulas e o seu eventual recrutamento para a população adulta. Essa informação é importante para a formulação de planos de gestão do manguezal.

Diante deste contexto, o monitoramento e avaliação dos sub-bosques de mangue

em longo prazo tornam-se necessário, pois através da análise de dados reais pode-se projetar o comportamento de uma população ou comunidade para uma perspectiva futura, sendo assim, a obtenção dessas informações torna-se um pré-requisito para o auxílio a estudos futuros no que diz respeito à dinâmica populacional.

#### 4. ÁREA DE ESTUDO

No Espírito Santo, os manguezais distribuem-se desde o Riacho Doce, no município de Conceição da Barra, no extremo norte, até o rio Itabapoana, em Presidente Kennedy, na divisa com o estado do Rio de Janeiro, apresentando uma área aproximada de 70 km<sup>2</sup>. As florestas mais extensas são encontradas no entorno da baía de Vitória e nos estuários dos rios Piraqueçu e São Mateus (Vale e Ferreira 1998), este apresentando área de manguezal aproximada de 11 km<sup>2</sup> (Vale 1999).

O município de Conceição da Barra está situado no litoral norte do estado do Espírito Santo. Tem sua posição geográfica determinada pelas coordenadas geográficas 18°53'56" de latitude sul e 39°43'56" de longitude oeste de Greenwich (IBGE 2014).

Segundo a classificação climática proposta por Köppen, citado por Nóbrega et al. (2008), o tipo climático para o município de São Mateus é Aw, ou seja, tropical úmido, com inverno seco e chuvas máximas no verão. A série temporal avaliada pelo INCAPER ([hidrometeorologia.incaper.es.gov.br](http://hidrometeorologia.incaper.es.gov.br)) para o período de 1976 a 2013, descreve temperatura mínima média mensal do mês mais frio de aproximadamente 18°C, ocorrendo em julho, e média mensal da temperatura máxima em fevereiro de aproximadamente 32°C. Novembro apresenta a maior média mensal de precipitação (~225 mm) e a menor ocorrendo em agosto (~50 mm), padrões característicos do tipo Aw. Estação Meteorológica existente em Conceição da Barra, desativada na década de 80 e utilizada como referência por ser a estação mais próxima do Parque com registros de longo período de tempo. Após a Estação Meteorológica do município de Conceição da Barra ser desativada em 1980 e utilizada como referência por ser a estação mais próxima do Parque com registros de longo período de tempo, a Estação Meteorológica de São Mateus passou a mais próxima com registros de longo prazo.

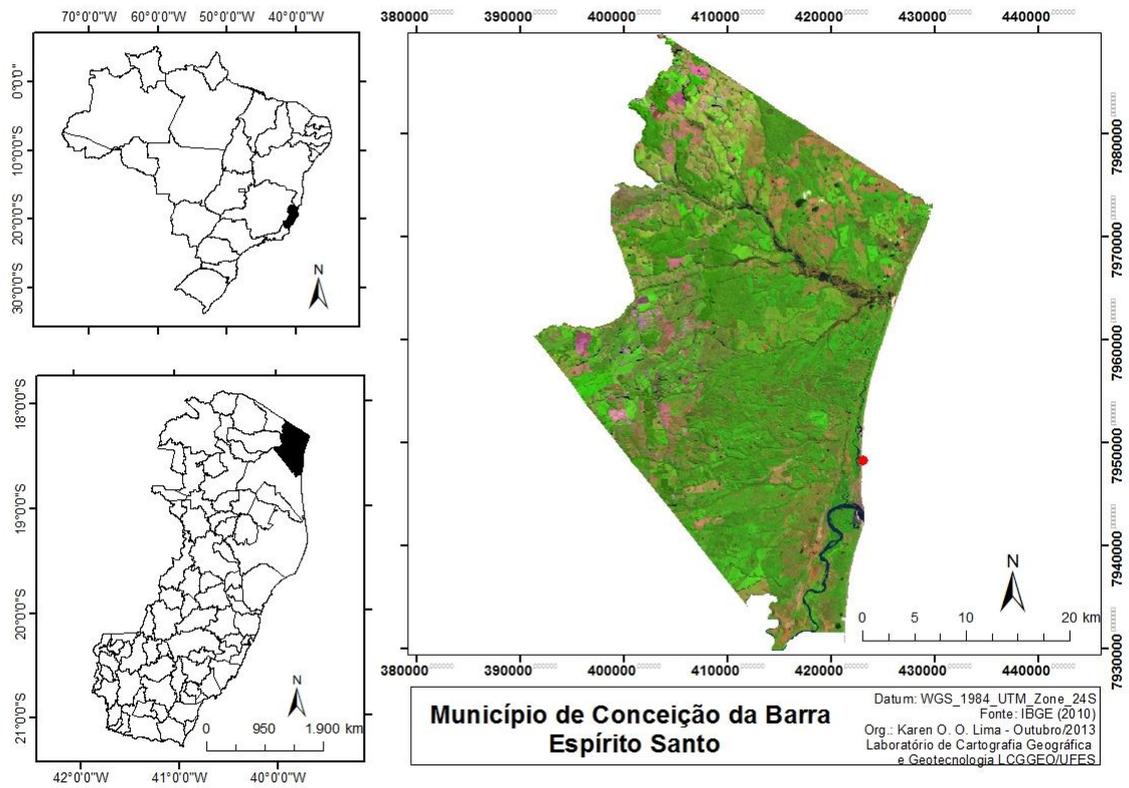
O manguezal do rio Itaúnas é formado por quatro espécies típicas: *Rhizophora mangle* Leechn (Rhizophoraceae), *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechm. ex Moldenke (Acanthaceae), *A. germinans* (L.) L. (Acanthaceae) e *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn. (Combretaceae). As espécies associadas observadas foram *Hibiscus*

*pernambucensis* L. (Malvaceae) e *Conocarpus erectus* L. (Combretaceae) (Tognella 2007).

Este estudo foi realizado no Parque Estadual de Itaúnas, criado em 1991, tendo obtido Autorização de Pesquisa GRN N° 013-2013 junto a Gerência de Recursos Naturais do Instituto Estadual de Meio Ambiente (IEMA).

Situa-se na Bacia Hidrográfica do rio Itaúnas (BHI) e abrange uma extensa porção do extremo norte até a faixa costeira limítrofe do Espírito Santo com o estado da Bahia. O parque possui uma área total de 3.674 ha onde se podem observar também outros ecossistemas como: Sistema de Dunas, Restinga, Mata Atlântica e região de Alagados. O manguezal ocupa cerca de 7,87% da área total do PEI. Este está compreendido entre as latitudes 18° 20''S e 18° 25''S e as longitudes 39° 40''W e 39° 42''W, criado pelo Decreto n° 4.967 – E, de 08 de novembro de 1991 (IEMA 2014).

A localização da área de estudo é indicada com um ponto vermelho como apresentado na Figura 1a. Para a determinação do desenho amostral, três parcelas fixas foram delimitadas com trenas de 50 m, modelo Lufkin, em janeiro de 2008, e monitoradas, mensalmente, entre o período de janeiro de 2008 a dezembro de 2013. As parcelas estão inseridas em bosques do tipo franja e diferenciadas quanto às características estruturais e localização, isto é, proximidade da foz do rio. São inundadas regularmente de acordo com o ciclo da maré, entretanto, as parcelas apresentam frequência e permanência de inundação diferenciada entre si. Na Figura 1b, as parcelas A, B e C estão representadas.



(a)



Figura 1. a) Localização geográfica do município e da área de estudo (indicado com o ponto vermelho) b) localização das parcelas de estudo (A, B e C) na foz natural do rio Itaúnas, Conceição da Barra, ES. Fonte: Google Earth (Satélite: Quickbird. Data da Imagem: 8/01/2011).

A erosão causada pela migração natural para sul da desembocadura do Rio Itaúnas ameaçou a estrutura do Barramar Praia Hotel. Desta forma, em 1982, com autorização e o apoio da Prefeitura de Conceição da Barra e do DNOS – Departamento Nacional de Obras e Saneamento foi aberto à foz artificial, localizada a 3 km ao norte da foz natural. A referida ação, promovida pelos então proprietários do hotel, teve como objetivo a interrupção do processo erosivo que destruíra parte do muro e a área de estacionamento do estabelecimento (CEPEMAR 2004).

Devido ao aumento da penetração das marés, após a abertura da foz artificial, o manguezal do parque encontra-se em expansão. A abertura da nova foz também promoveu o assoreamento da foz natural, em consequência da intensificação das correntes de maré enchente devido à diminuição da vazão fluvial. Concomitante ao assoreamento ocorreu à expansão das áreas de mangue na região receptora de sedimentos (CEPEMAR 2004).

De acordo o banco de dados da Agência Nacional das Águas (<http://hidroweb.ana.gov.br/doc/BHASLeste/index.htm>), a bacia do rio Itaúnas, situada norte do estado do Espírito Santo e sul da Bahia, limita-se ao norte e oeste com a bacia do rio Mucuri, ao sul com a bacia do rio São Mateus e a leste com o oceano Atlântico. Apresenta área total de drenagem de 4.480 km<sup>2</sup> e pluviosidade média anual de 1100 mm. Seus afluentes mais significativos são o rio Angelim, Preto Norte, Santana, São Domingos, Córrego Dezoito, Córrego Claro e rio Ribeirão Dourado.

Dados apresentados após diagnóstico preliminar realizado pela UFES e citados no documento da ANA, indicam que a bacia está inserida numa região com baixa pluviosidade média anual e densidade de drenagem reduzida. Além de escassos, os recursos hídricos encontram-se com qualidade bastante comprometida devido o lançamento de efluentes domésticos e industriais. Uma das ações regionais mais impactantes é o desmatamento, contribuindo para aumentar a problemática da seca.

De acordo Albino et al. (2006), ao propor a subdivisão fisiográfica da costa do Espírito Santo, esse ecossistema está inserido no setor 1, o qual compreende o litoral entre a divisa do estado Espírito Santo com o da Bahia e Conceição da Barra, caracterizado por planícies costeiras estreitas, associadas às desembocaduras dos rios Itaúnas e São Mateus, ao sopé das falésias de formações Barreiras. Os mesmos autores

acrescentam que esta costa apresenta contribuição de aportes fluviais, e planícies limitadas pelos tabuleiros da Formação Barreiras e encontra-se em um processo de retrogradação.

## 5. MÉTODOS

### 5.1. Levantamento dos dados

As parcelas selecionadas para o estudo apresentam áreas de 171,6 m<sup>2</sup>, 100 m<sup>2</sup> e 200 m<sup>2</sup> correspondendo às parcelas A, B e C (Figura 1b), para melhor interpretação dos dados e avaliação em longo prazo.

A estrutura das parcelas em cada bosque foi realizada por Lopes et al. (2009) com dados coletados no período de agosto a novembro de 2007. A parcela A localiza-se numa ilha próxima a foz natural do rio sendo inundada diariamente, composta por três espécies vegetais distintas, *R. mangle*, *A. schaueriana* e *L. racemosa*. Análises dos dados estruturais realizados na área nos mostram que a parcela possui 641 indivíduos adultos por hectare, sendo 524 de *R. mangle*, 58 de *A. schaueriana* e 58 de *L. racemosa*. A primeira espécie apresenta maior diâmetro médio (diâmetro a altura do peito - DAP) e área basal, indicando ser a espécie pioneira naquele bosque e destacando-se em termos de densidade. A análise dos dados de estrutura quando convertidos a hectare identificam bosque com 12,24 m<sup>2</sup>/ha de área basal e com maior representatividade de indivíduos na classe de diâmetro superior a 10 cm, considerados adultos, o que permite caracterizar este bosque como maduro.

A parcela B localiza-se em um bosque na margem de um tributário do rio Itaúnas, sendo registrada somente a ocorrência de *R. mangle*, considerado um bosque monoespecífico, contendo 2200 indivíduos adultos por hectare, a maioria apresentando DAP superior a 10 cm, e apresentando área basal total de 37,05 m<sup>2</sup> por hectare. Por registrar indivíduos bem desenvolvidos e com maior porte em altura, é classificado como bosque maduro, não se observa processo de sucessão de espécies.

A parcela C, localiza-se em direção a montante no rio Itaúnas, composta por *R. mangle*, *A. schaueriana* e *L. racemosa*. É classificado como bosque em desenvolvimento intermediário, com os valores de DAP se concentrando entre 2,5 e 10 cm. *L. racemosa* é a espécie que apresenta maior densidade (2600 indivíduos adultos por hectare), seguida de *R. mangle* (850 indivíduos adultos por hectare). Esta apresenta maior área basal (12,84 m<sup>2</sup> por hectare), sendo considerada a espécie pioneira. A.

*schaueriana* apresenta-se em menor densidade, DAP e área basal, indicando ser uma espécie de colonização recente no bosque.

Após a caracterização estrutural realizada por Lopes et al. (2009), todos os indivíduos, dentro das parcelas, contendo até um (1) metro de altura foram marcados com etiquetas plásticas numeradas, visando evitar a repetição na coleta de dados e identificadas individualmente, sendo consideradas plântulas<sup>1</sup>. Essa altura limite foi baseada em Krauss et al. (2008) que definiram que somente quando uma plântula se torna enraizada, sobrevive e se desenvolve para o estágio jovem (cerca de 1 m de altura) é que o estabelecimento ocorreu com sucesso.

Além disso, os indivíduos dentro da parcela foram separados em nível de espécies. As etiquetas são substituídas quando a mesma está velha, apresenta numeração de difícil identificação, está quebradiça, ou ainda, quando se nota comprometimento das plântulas podendo causar lesões nos tecidos do caule.

Em cada parcela, a cada coleta de dados, realizadas mensalmente, efetivou-se o levantamento dos seguintes atributos: contagem das plântulas, medição quanto ao incremento em altura obtido com fita métrica (Figura 2a), considerando-se a altura total, contagem e marcação com lacres plásticos dos novos indivíduos.

---

<sup>1</sup> Neste estudo consideram-se plântulas os indivíduos com os primeiros pares foliares e altura até 1 m, independente do período de queda dos cotilédones.



Figura 2. (a) Medição em campo da altura de plântula de *Rhizophora mangle* presente em uma das áreas de estudo (b) e obtenção da salinidade a partir da análise da água intersticial do bosque utilizando o refratômetro óptico. Fonte: GEMA/CEUNES.

Os dados de salinidade foram obtidos mensalmente, para cada parcela, a partir da coleta da água intersticial do bosque (sempre que possível) e do estuário (Figura 2b). Utilizou-se refratômetro óptico, marca Instrutemp, calibrado com água destilada com leitura para zero (0) até 100 e com definição de uma unidade. Apesar do aparelho não apresentar valores de salinidade bem precisos, o objetivo é averiguar o intervalo de variação da salinidade durante o período amostral, isto é, ter uma percepção da salinidade em cada ponto e definir distinções entre eles e sazonais.

Dados de precipitação, temperatura ambiental máxima, média e mínima foram obtidos mensalmente, a partir da estação meteorológica automática de São Mateus (Espírito Santo) operada pelo Instituto Nacional de Meteorológica (INMET) obtidos no site do Incaper ([http://hidrometeorologia.incaper.es.gov.br/?pagina=saomateusauto\\_bol](http://hidrometeorologia.incaper.es.gov.br/?pagina=saomateusauto_bol)). Os dados de marés diários foram obtidos do site da Diretoria de Hidrografia e Navegação – DHN (<http://www.mar.mil.br/dhn/chm/tabuas/index.htm>).

### 5. 3. Análise dos dados

Os dados obtidos *in situ* foram digitalizados em planilhas no programa Microsoft Excel© 2007 e organizados da seguinte forma: informações da saída de campo (coletores, data, local, maré, salinidade e horário), número do lacre, espécie, altura em centímetro e observações de campo (como presença ou ausência de ramificação, indivíduo sem folhas e inclinado). Todos esses dados foram separados por mês para melhor organização.

Os dados são apresentados por coortes anuais (as coortes são consideradas como sendo compostas por todos os indivíduos na fase de plântulas que ingressaram no mesmo ano), para os anos compreendidos de 2008 a 2013. A primeira amostragem, realizada em janeiro de 2008 é nosso controle do que já existia na parcela plântulas de até um metro de altura, pois alguns indivíduos avaliados neste mês podem ter ingressado em períodos anteriores, e a partir de então (fevereiro a dezembro de 2008), as variações foram medidas e consideradas como um ano, ou seja, coorte de 2008.

As análises dos seguintes parâmetros ecológicos foram realizadas:

*Densidade de plântulas*: corresponde ao número total de indivíduos de uma determinada espécie por unidade de área. No sistema métrico, a densidade é expressa normalmente em termos de indivíduos por hectare (ind./ha).

*Densidade média anual (ind/ha)*: média aritmética das densidades obtidas mensalmente para cada ano.

*Densidade de Ingresso*: número de indivíduos novos em um intervalo de tempo por hectare. Foi considerado os dados de ingressos mensais.

*Densidade de Mortalidade*: número de indivíduos mortos em um intervalo de tempo por hectare. Foi considerado os dados mensais para cada ano.

Todas as coortes de plântulas (para todas as espécies) que ingressaram ao longo de cada ano foram analisadas para obter quantas sobreviveram ao longo de um ano, sendo assim, um declínio no número de plântulas sobreviventes foi obtido ao final do monitoramento anual. Os valores obtidos para a porcentagem da coorte sobrevivente é a proporção de plântulas que sobreviveram ao final de cada ano em relação ao número total de plântulas que ingressaram naquele ano. Consideramos o número de plântulas que sobreviveram como sendo aquelas que estavam vivas até dezembro de cada ano em relação ao número inicial de plântulas, isto é, que foram amostradas no início de cada ano.

Tanto a densidade quanto a sobrevivência das coortes foram analisadas, comparando-as em seu primeiro ano, segundo ano e assim sucessivamente. A contribuição relativa, em porcentagem, de cada coorte na densidade total por ano também foi analisada.

O parâmetro densidade foi obtido mensal e anualmente para cada parcela, assim como a mortalidade de indivíduos para cada coorte.

Para o presente estudo os indivíduos eram considerados mortos, quando em

determinado mês: apresentavam ausência de folhas e/ou com o caule seco, mas continuaram sendo acompanhados por um período de 5 a 6 meses para averiguar se realmente estavam mortos, esse intervalo foi estabelecido, pois há possibilidades das folhas rebrotarem; após um período de 3 a 5 meses em que não eram detectados ou estavam secos, sendo carreados pela maré ou muitas vezes encontrados caídos no chão do bosque com os lacres soltos ou quando estavam quebrados na base.

Para a análise dos resultados de densidade, a normalidade do grupo de dados foi avaliada pela estatística descritiva, utilizando o teste Kolmogorov-Smirnov, empregando-se o software STATISTICA 10.0<sup>®</sup> (StatSoft SOUTH AMERICA).

As comparações entre os grupos de dados: densidade (transformado para hectare) das plântulas de cada espécie e dos anos de amostragem, avaliadas para cada parcela (A, B e C), foram analisadas pelo teste não paramétrico Kruskal-Wallis e pelo teste de comparações múltiplas de Dunn *a posteriori*. Optou-se por este, pois os dados não apresentaram distribuição normal quando submetidos ao teste de normalidade, mesmo após a conversão dos dados brutos. O mesmo teste foi aplicado para verificar se houve diferença entre a densidade total de plântulas de *Rhizophora mangle* entre as parcelas A, B e C.

Para averiguar se houve diferenças significativas da mortalidade e densidade de ingresso das plântulas (para cada espécie) por hectare entre os anos em cada parcela, os dados foram submetidos ao teste de normalidade Kolmogorov-Smirnov no programa Instat 3. Para os grupos de dados que apresentaram distribuição normal, aplicou-se análise de variância ANOVA um fator e para análises de comparações múltiplas da média, aplicou-se o teste de Tukey-Kramer *a posteriori*. E para os dados que não alcançaram os pressupostos para a aplicação do teste paramétrico, ou seja, não apresentaram distribuição normal, mesmo sendo convertidos por diferentes técnicas como recomendado pela literatura (Zar 1999), optou-se por utilizar o teste não paramétrico Kruskal-Wallis e comparações múltiplas de Dunn *a posteriori*.

O coeficiente de correlação de Pearson foi calculado para as variáveis densidade de indivíduos adultos e densidade de plântulas para cada parcelas. Utilizou-se essa correlação, pois os dados apresentaram distribuição normal.

Para relacionar os dados climatológicos levantados e o processo de implantação das coortes no sub-bosque em cada parcela foi realizada análise desses dados, com o intuito de descrever as relações dos principais padrões e comportamentos das coortes ao longo dos anos de monitoramento (2008-2013). Esta análise foi organizada de modo a observar se os períodos secos e chuvosos estiveram relacionados com os períodos de maior ingresso de plântulas. Os parâmetros populacionais obtidos também foram relacionados com os valores de salinidade coletados em campo.

Após as análises dos dados obtidos em campo e dos dados climatológicos, foram elaborados gráficos para auxiliar na interpretação do comportamento das coortes de plântulas e discussão desses resultados.

## **6. RESULTADOS**

Os resultados obtidos são apresentados em cinco etapas, sendo elas: descrição da dinâmica populacional das parcelas A, B e C, análise comparativa dos dados de densidade e descrição das análises dos fatores abióticos avaliados. As análises realizadas possibilitaram determinar variações temporais no comportamento do sub-bosque de plântulas.

### **6.1. Dinâmica populacional das espécies de mangue presentes na parcela A**

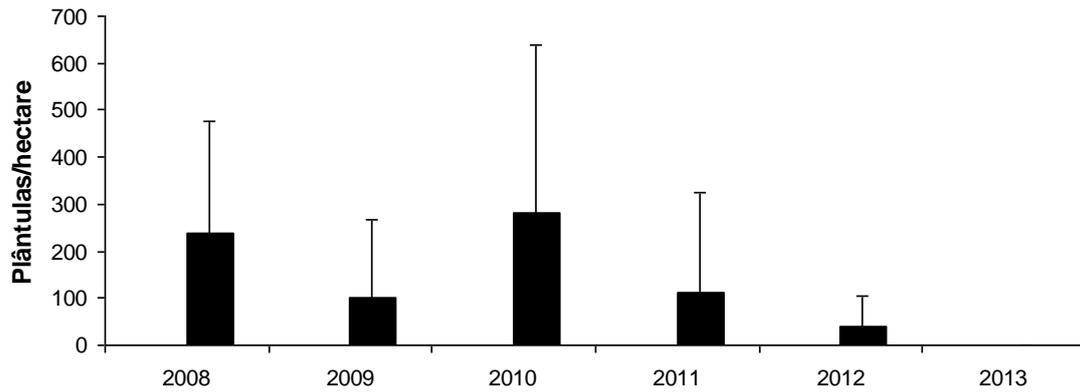
#### **6.1.1. *Rhizophora mangle***

Entre o período de fevereiro de 2008 a dezembro de 2013 foi analisado o ingresso de cinco coortes de plântulas, sendo estas consideradas como representando todos os indivíduos que ingressaram no período de cada ano e nomeadas coortes de 2008, 2009, 2010, 2011 e 2012 representando cada ano de ingresso, respectivamente. Cabe ressaltar que não houve ingresso de plântulas para o ano de 2013.

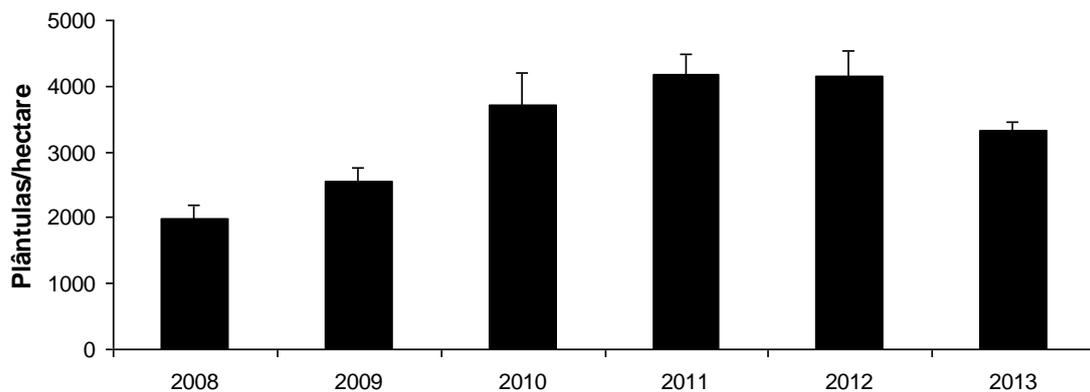
Em 2008 a densidade média de ingresso foi de 238 plântulas por hectare, seguido de 101, 282, 112 e 38 plântulas por hectare para 2009, 2010, 2011 e 2012, respectivamente (Figura 3a). Para a coorte de 2008, os meses que se destacam quanto ao ingresso de plântulas em relação aos demais, foram agosto e novembro, com 816 e 408 plântulas por hectare. O valor definido como controle (janeiro de 2008) foi de 1923 plântulas por hectare. Para a coorte de 2009, o mês que houve maior ingresso foi em junho com 582 plântulas por hectare. Em janeiro de 2010 houve o maior registro de ingresso, 1340 plântulas por hectare. Os meses de agosto e novembro são os mais

representativos para a coorte de 2011 com 524 e 582 plântulas por hectare, respectivamente. Em 2012, os meses de maio e julho registram ingressos similares de 174 plântulas por hectare.

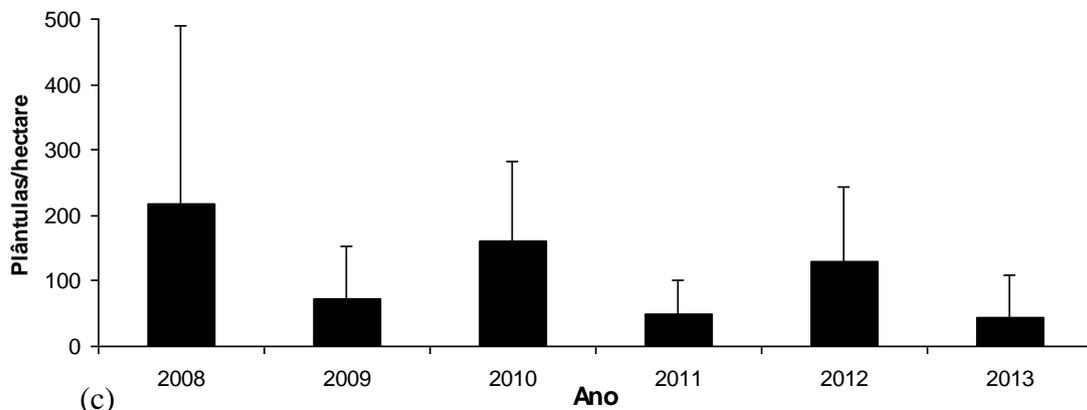
Analisando a Figura 3b, é possível notar que os maiores valores médios de densidade se encontram entre os anos de 2010 a 2012 (3709, 4171 e 4151 plântulas/ha, em 2010, 2011 e 2012, respectivamente). O ano de 2013 registrou 3316 plântulas por hectare. Os valores médios de mortalidade anual das plântulas oscilaram ao longo do monitoramento como observado na Figura 3c.



(a)



(b)



(c)

Figura 3. (a) Densidade média de ingresso e desvio padrão; (b) densidade média e desvio padrão; (c) densidade média de mortalidade e desvio padrão de plântulas de *Rhizophora mangle* por ano na parcela A.

Quando os dados quantitativos de ingresso de plântulas para cada coorte são comparados, a diferença entre o número de plântulas que ingressaram por ano foram significativas apresentando valor de  $p < 0,001$  (Teste de Kruskal-Wallis), as diferenças entre os anos são apresentadas na Tabela 1. Ao comparar a densidade média anual de plântulas de *R. mangle* por ano utilizando a análise de variância ANOVA com valor de

$p < 0,0001$  e o teste de comparações múltiplas de Tukey mostraram que há diferenças entre todos os anos (Tabela 1), exceto entre 2011 e 2012. A análise do parâmetro mortalidade apresentou diferença significativa entre os anos ( $p < 0,05$ , Teste de Kruskal-Wallis).

Tabela 1. Resultados dos testes estatísticos e do Teste de comparações múltiplas *a posteriori* utilizando os dados de ingresso, densidade e mortalidade de plântulas de *Rhizophora mangle* entre os períodos (2008, 2009, 2010, 2011, 2012 e 2013).

\*Dados não normais: Teste não paramétrico: Kruskal-Wallis, \*\*Dados normais: Teste paramétrico: ANOVA, um fator. Pós-teste: ANOVA – Tukey, Kruskal-Wallis - Teste de comparações múltiplas de Dunn.

Variáveis	Fonte de variação	Graus de liberdade	p		Pós-teste
Ingresso*			< 0,001	CMD	2010 > 2012
Densidade	Período	5	< 0,0001	T	2011 = 2012
Mortalidade*			< 0,05	-	-

A Figura 4 apresenta a contribuição relativa das coortes de *R. mangle* em cada ano de monitoramento. A coorte de 2008 apresenta maior representatividade (1048 plântulas/ha) quando comparada com a densidade de plântulas da coorte de 2009, esta apresentando 699 plântulas por hectare. Nos próximos anos, começa haver predomínio da coorte de 2010, cuja contribuição relativa anual em relação ao total de plântulas da parcela situa-se entre 80 e 60% na densidade total.

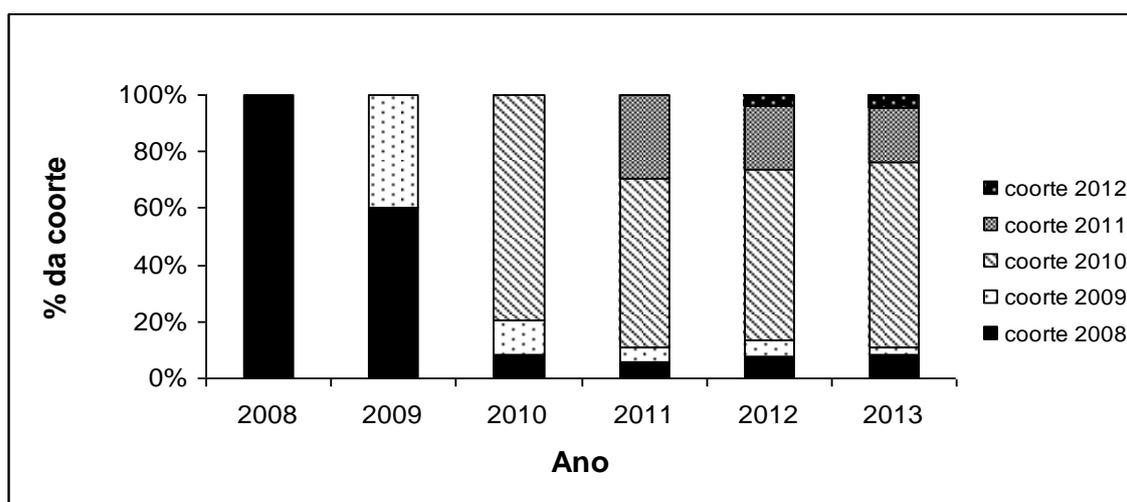


Figura 4. Contribuição relativa (%) de cada coorte de plântulas (coortes de 2008, 2009, 2010, 2011 e 2012) de *Rhizophora mangle* por ano na parcela A.

Seguindo os procedimentos para determinar a porcentagem de plântulas de cada coorte que sobreviveu ao final de cada ano, as informações obtidas a partir das análises dos dados são apresentadas na Figura 5. De posse dessa informação, é possível notar que ocorre o declínio das plântulas que sobreviveram ao final de cada ano, sendo um comportamento comum em todas as coortes. Ao final de cada ano, as coortes apresentam valores inferiores ao ano anterior, exceto para a coorte de 2012, que apresentou o número de plântulas sobreviventes igual ao final de 2012 e 2013 (25%, ou seja, 116 plântulas/ha).

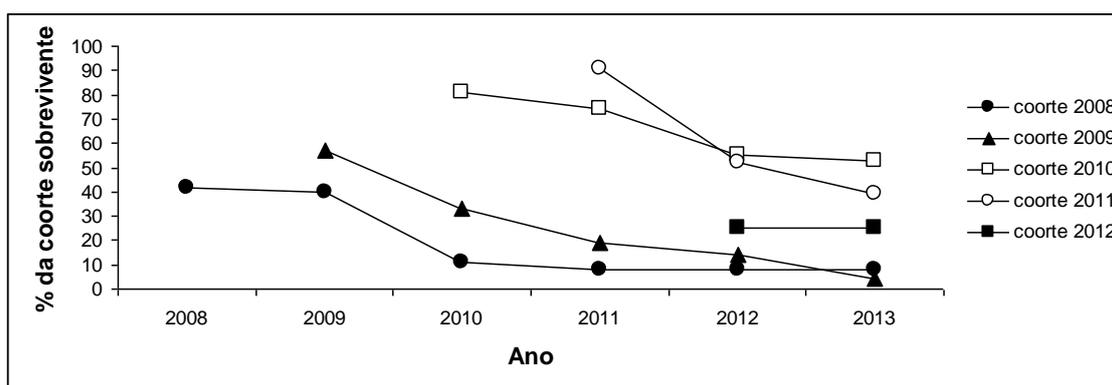


Figura 5. Porcentagem (%) da coorte de plântulas de *Rhizophora mangle* na parcela A que permaneceram vivas ao final de cada ano.

Ao observar o comportamento da coorte de 2008 (Figura 5), a porcentagem das plântulas que estavam vivas ao final do primeiro ano de vida é de 42% (1107 plântulas/ha), ou seja, de 2622 plântulas por hectare que ingressaram em 2008 apenas 1107 sobreviveram ao final do mesmo ano, a mortalidade das mesmas variou ao longo dos anos, sendo mais acentuado em setembro (932 plântulas/ha).

Avaliando a coorte de 2008 para os demais períodos do estudo (Figura 5), em 2009 a porcentagem de sobreviventes foi de 40% (1048 plântulas/ha), em 2010, 11 % (291 plântulas/ha) e os anos subsequentes até 2013, 8 % das plântulas estavam vivas (233 plântulas/ha).

Para a coorte de 2009, a porcentagem de sobreviventes diminuiu gradativamente, apresentando valores de 57, 33, 19, 14 e 4% de plântulas vivas ao longo dos cinco anos (Figura 5), com o valor inicial da coorte de 1223 plântulas, e o mês com maior mortalidade foi julho do mesmo ano, com 174 plântulas por hectare.

Tratando-se das plântulas que ingressaram ao longo do ano de 2010 (coorte de

2010), com 3379 plântulas por hectare, 80% permaneceram vivas ao final de 2013 (2738 plântulas/ha). Este padrão de sobrevivência observado foi mantido em quase todos os anos de estudo. Comportamento peculiar em relação às demais coortes, pois todas ao final de 2013 apresentam porcentagem de sobrevivência inferior a 40% (a de 2010 apresentou 53%) (Figura 5).

No primeiro ano da coorte de 2011, a porcentagem de plântulas que sobreviveram foi superior quando comparada as outras coortes, com 91% das plântulas vivas (1223 plântulas/ha), mas esta porcentagem decresce acentuadamente no próximo ano, como pode ser observado na Figura 5, passando para 52% e 39%, em 2012 e 2013, respectivamente. Em relação ao número de mortos, os meses com maior mortalidade foram abril e junho de 2012, 116 e 174 plântulas por hectare, respectivamente.

Em 2012, observa-se mortalidade de 75% para a coorte deste ano (Figura 5), sobrevivendo apenas 25% das plântulas (116 plântulas) cujo valor permanece até o ano de 2013. Importante ressaltar que os dois meses com maior mortalidade foram os meses de junho (174 plântulas/ha) e agosto (116 plântulas/ha), logo após o recrutamento das plântulas (maio e julho).

Para complementar essas análises, as coortes tendem a apresentar maior mortalidade nos primeiros anos de vida com diminuição no decorrer dos anos. Estas informações podem ser melhor visualizadas na Figura 5 ao avaliar a porcentagem da coorte sobrevivente, entretanto observa-se também a mortalidade das coortes no período amostrado.

### **6.1.2. *Laguncularia racemosa***

A densidade média de ingresso de plântulas de *Laguncularia racemosa* em cada ano é mostrada na Figura 6a. Esta espécie teve ingresso somente de quatro coortes, isto é, 2008, 2009, 2010 e 2011 com valores médios variando ao longo dos anos, 52, 9, 19 e 9 plântulas por hectare, respectivamente. Março de 2008 foi o mês que apresentou maior ingresso de plântulas, com 407 plântulas por hectare, não considerando o primeiro mês de monitoramento, onde todas foram marcadas. Observam-se um decréscimo na densidade média anual a partir de 2008, alcançando valores mínimos em 2010 e 2013, com 397 e 363 plântulas por hectare, respectivamente (Figura 6b). O ano que ocorreu maior mortalidade média de plântulas em relação aos demais foi em 2008

(47 plântulas/hectare) (Figura 6c), ocorrendo nos meses de abril e setembro, 116 plântulas mortas por hectare para cada mês citado. Nesta avaliação não se considerou a mortalidade ocorrida em março, devido a possibilidade das plântulas terem ingressado em anos anteriores.

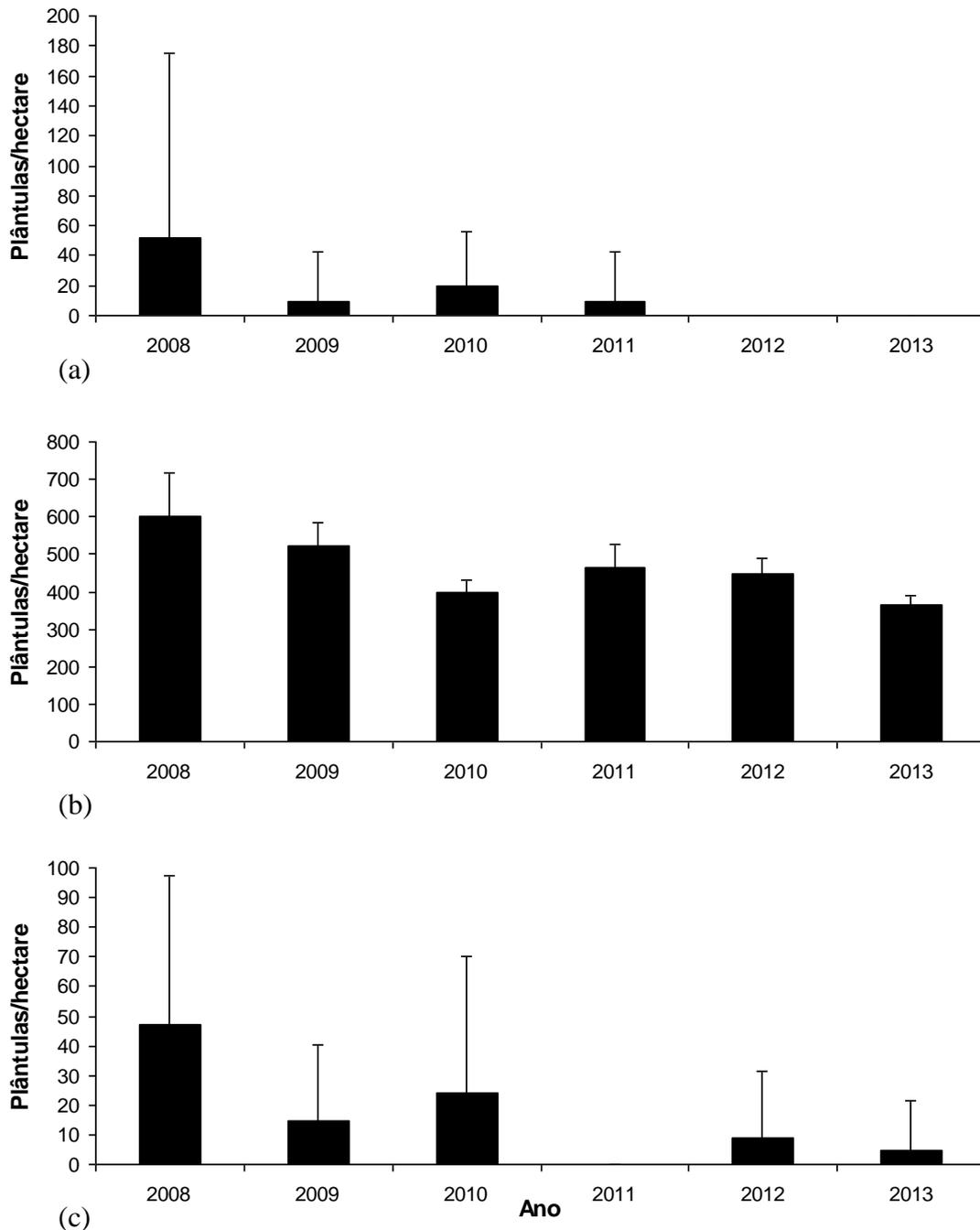


Figura 6. (a) Densidade média de ingresso e desvio padrão; (b) Densidade média e desvio padrão; (c) Densidade média de mortalidade e desvio padrão de plântulas de *Laguncularia racemosa* por ano na parcela A.

Os resultados do ingresso anual de coorte, não apresentaram diferenças significativas entre os anos e foram considerados semelhantes ( $p > 0,05$ , Teste Kruskal-Wallis) (Tabela 2). A diferença entre as densidades anuais foram significativas apresentando valor de  $p < 0,0001$  (Teste de Kruskal-Wallis). A mortalidade ocorrida em 2008 foi semelhante aos outros anos e diferiu somente de 2011, e 2008 apresentou mortalidade média superior ( $p < 0,05$ , Teste de Kruskal-Wallis).

Tabela 2. Resultados do Teste de Kruskal-Wallis e do Teste de comparações múltiplas de Dunn utilizando os dados de ingresso, densidade e mortalidade de plântulas de *Laguncularia racemosa* entre os períodos (2008, 2009, 2010, 2011, 2012 e 2013).

Variáveis	Fonte de variação	Graus de liberdade	p		Pós-teste
Ingresso			NS	-	-
Densidade	Período	5	$< 0,0001$	CMD	2008 > 2010 = 2013; 2009 > 2010 = 2013; 2011 > 2013
Mortalidade			$< 0,05$	CMD	2008 $\neq$ 2011

Na Figura 7, pode-se visualizar a representatividade das coortes na densidade de plântulas em cada ano. A coorte que ingressou em 2009 (116 plântulas/ha) morreu antes do final do mesmo ano. De 2010 até 2013, observa-se a maior representatividade da coorte de 2010, em 2013 somente as coortes de 2008 e 2010 apresentam representatividade, com aproximadamente 80 e 20%, respectivamente. Ressalta-se a baixa contribuição da coorte de 2011 para a densidade de plântulas em 2011 e 2012.

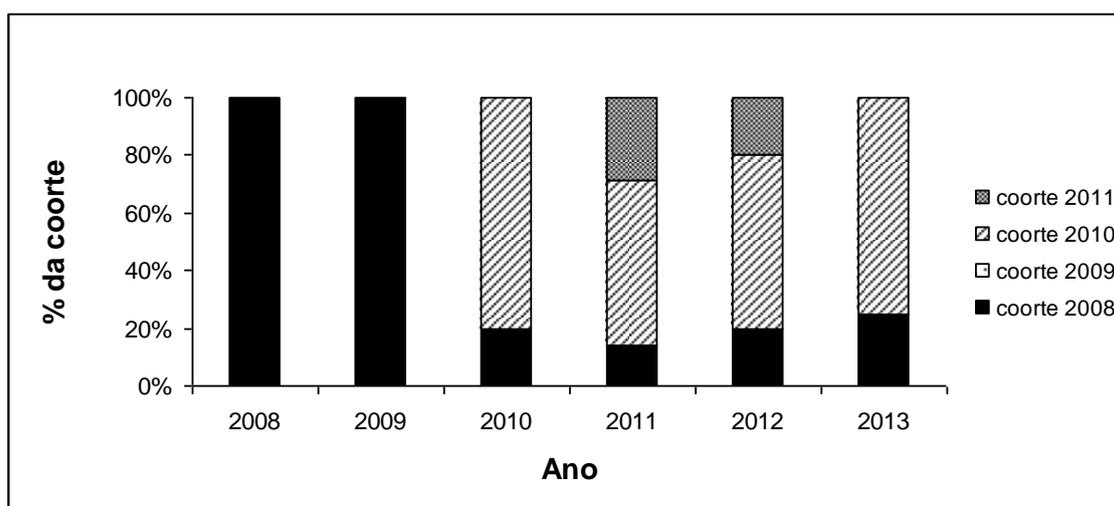


Figura 7. Contribuição relativa (%) de cada coorte de plântulas (coortes de 2008, 2009, 2010 e 2011) de *Laguncularia racemosa* por ano na parcela A.

Nota-se na Figura 8, no qual a porcentagem das plântulas sobreviventes das coortes é comparada a diferença entre o comportamento das mesmas. Em 2008, apenas 50 % da coorte que ingressou nesse mesmo ano estava viva, com 291 plântulas por hectare. Esta coorte ao final de 2009 apresenta 233 plântulas vivas, ou seja, 40%, e em 2010 a sobrevivência cai para um décimo das plântulas iniciais, ou seja, apenas 10% (58 plântulas/ha) plântulas estavam vivas e permaneceram até o final de 2013.

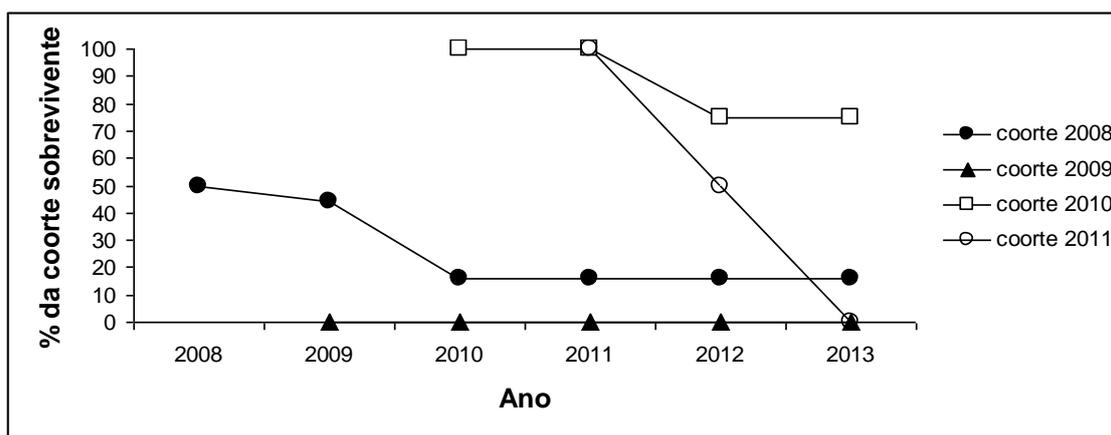


Figura 8. Porcentagem (%) da coorte de plântulas de *Laguncularia racemosa* na parcela A que permaneceram vivas ao final de cada ano.

Por outro lado, para a coorte de 2009 as plântulas que ingressaram não sobreviveram (fevereiro, único mês de ingresso), ou seja, 100% de mortalidade (116 plântulas/ha), que ocorreu em março e agosto.

Ao final de 2010 e 2011, a coorte de 2010 apresenta 100% de sobrevivência, ou seja, 233 plântulas vivas por hectare. Comportamento diferente ocorreu em 2012, no qual ao final deste ano, 75% das plântulas estavam vivas, e esse valor permaneceu para 2013.

A mortalidade da coorte de 2011 foi de 100% no primeiro ano, declinou em 50% nos anos subsequentes, o que resultou em ausência de indivíduos desta coorte em 2013.

### 6.1.3. *Avicennia schaueriana*

O ingresso de plântulas de *Avicennia schaueriana* foi observado somente em 2008 e 2009, com os valores médios de 15 e 5 plântulas por hectare, respectivamente, como apresentando na Figura 9a. Quanto à densidade média anual (Figura 9b), os três primeiros anos apresentaram os maiores valores de densidade média, isto é, 383, 354 e 354 plântulas por hectare, respectivamente, sem diferenças significativas (Tabela 3). As

dessemelhanças apareceram a partir de 2011, 2012, e 2013, com os dois últimos anos registrando valores iguais (291 plântulas/ha), em todos os meses, com a mesma média de densidade e sem desvio padrão. Na Figura 9c observa-se que o ano de 2008 (média de 15 plântulas/ha) apresenta valor superior em relação aos demais (média de 4 plântulas/ha para 2010 e o mesmo valor para 2011).

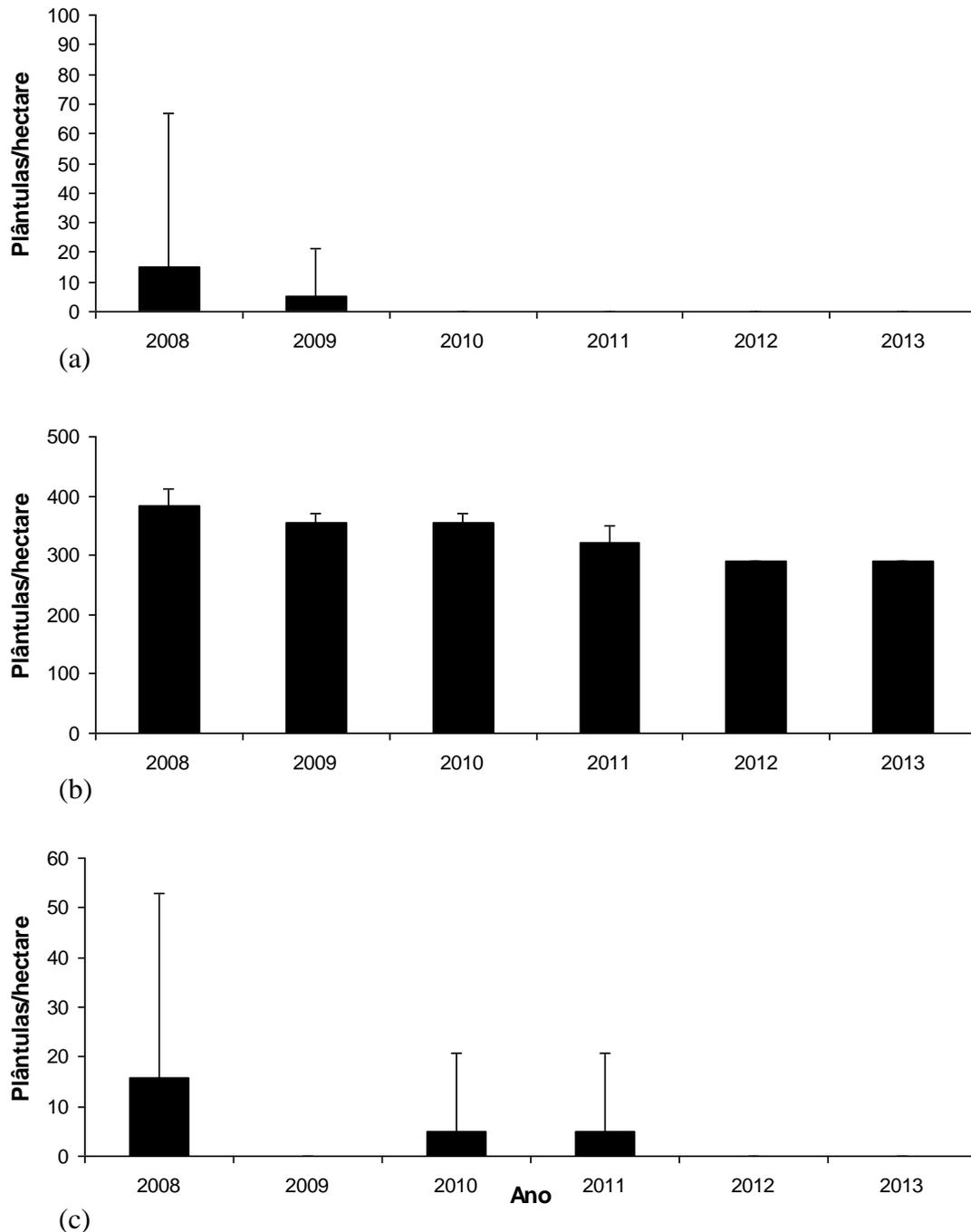


Figura 9. (a) Densidade média de ingresso e desvio padrão; (b) densidade média e desvio padrão; (c) densidade média de mortalidade e desvio padrão de plântulas de *Avicennia schaueriana* por ano na parcela A.

A Tabela 3 apresenta os dados estatísticos de análise do ingresso de indivíduos e sua comparação com densidade e mortalidade e não foi registrada diferenças significativas ( $p > 0,05$ , teste de Kruskal-Wallis). Quanto à densidade média anual, os valores variaram ao longo do período apresentando diferenças significativas ( $p < 0,0001$ , teste de Kruskal-Wallis) e a mortalidade média não variou entre os anos ( $p > 0,05$ , Teste de Kruskal-Wallis),

Tabela 3. Resultados do Teste de Kruskal-Wallis e do Teste de comparações múltiplas de Dunn utilizando os dados de ingresso, densidade e mortalidade de plântulas de *Avicennia schaueriana*, entre os períodos.

Variáveis	Fonte de variação	Graus de liberdade	p		Pós-teste
Ingresso			NS	-	-
Densidade	Período	5	$< 0,0001$	CMD	2008 > 2011 = 2012 = 2013; 2009 > 2012 = 2013; 2010 > 2012 = 2013.
Mortalidade			NS	-	-

Ao analisar a Figura 10 verifica-se que há predomínio da coorte de 2008 na contribuição relativa da densidade anual de plântulas de *A. schaueriana* nos três primeiros anos. Quanto à coorte de 2009, em 2009 e 2010 sua contribuição relativa foi de 20% e entre 2011 e 2013 foi de 50 %.

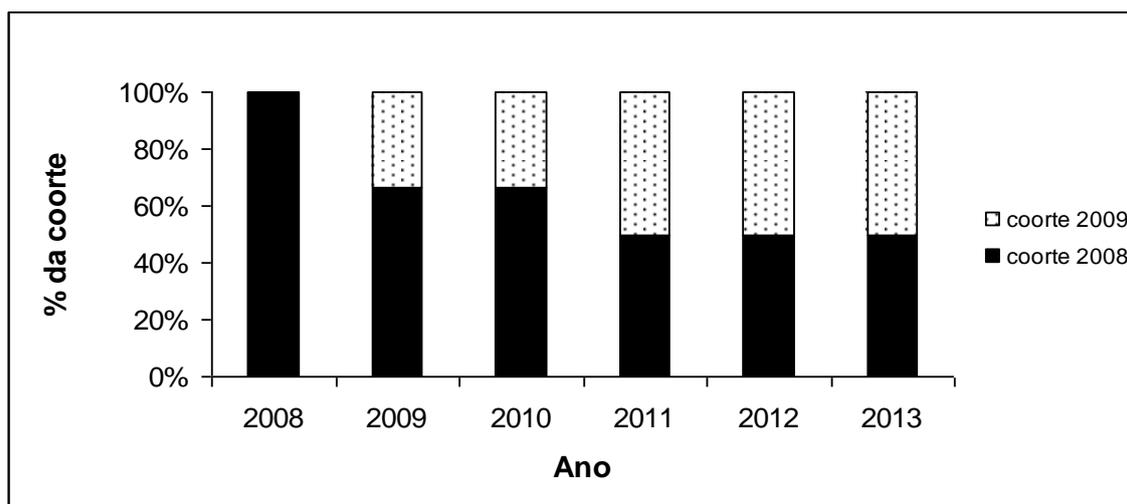


Figura 10. Contribuição relativa (%) de cada coorte (coortes de 2008 e 2009) de *Avicennia schaueriana* por ano na parcela A.

As análises considerando a porcentagem das plântulas que sobreviveram de cada

coorte (Figura 11) mostraram que houve um decréscimo da coorte de 2008 de aproximadamente 35 % no primeiro ano. Esta coorte exibe o mesmo valor de plântulas sobreviventes (66%) para o ano de 2009 e, em 2011, a porcentagem da coorte sobrevivente foi igual a aproximadamente 33%, permanecendo viva até o final de 2013. A mortalidade da coorte de 2008 foi de aproximadamente 33% no primeiro ano, apresentando o mesmo valor para 2011.

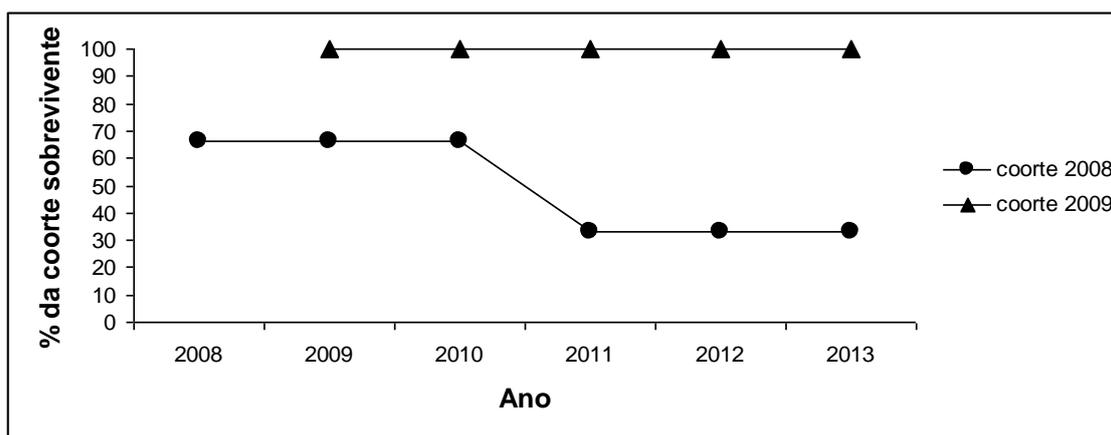


Figura 11. Porcentagem da coorte de plântulas de *Avicennia schaueriana* na parcela A que permaneceram vivas ao final de cada ano.

## 6.2. Dinâmica populacional de *Rhizophora mangle* na parcela B

Os resultados apresentados na Figura 12a avaliam o ingresso de plântulas, sendo que em 2008 e 2009 a média foi de 263 e 708 plântulas por hectare, respectivamente. Houve aumento em 2010 (2208 plântulas/ha) e em 2011 alcança seu valor médio máximo (4475 plântulas/ha). A partir de então, a densidade média de ingresso anual diminui nos próximos dois anos, com 141 e 1550 plântulas por hectare, respectivamente. A coorte de 2012 é aquela que apresenta o valor mais baixo de densidade média em relação aos demais. Similar à parcela anterior (A), o maior ingresso de plântulas em 2008 ocorreu em março (900 plântulas/ha). Para a coorte de 2009, junho foi o mês com maior ingresso de plântulas (2200 plântulas/ha). Em 2010, novamente o mês de março registrou o número máximo do recrutamento com 17200 plântulas por hectare. Os resultados obtidos para a coorte de 2011 mostrou que o período entre julho e agosto, houve o maior ingresso, totalizando 25600 plântulas por hectare, sendo o mês de julho aquele que apresentou o maior valor (14400 plântulas/ha). Em 2012 houve ingresso de 700 plântulas por hectare no mês de janeiro (mês com

maior ingresso em relação aos demais meses do ano) e para 2013 destacam-se maio e junho quando houve máximo recrutamento, 9700 plântulas por hectare no total

Ao observar a Figura 12b, 2008 e 2009 apresentam valores de densidade média anual em dimensões próximas, com 5916 e 7775 plântulas por hectare, respectivamente. O valor de densidade média de 2010 (27050 plântulas/hectare) difere de todos os anos, exceto 2013 (36716 plântulas/hectare). Os anos de 2011, 2012 e 2013 apresentam valores próximos de densidade média, 45083, 43433 e 36716 não diferindo significativamente ( $p > 0,05$ ). Quanto à mortalidade média anual, 2012 apresentou o maior valor (2808 plântulas/ha) seguido pelo ano de 2011 (Figura 12c). O decréscimo da densidade em 2012 pode ser explicado pela maior mortalidade no mesmo ano (Figura 12b).

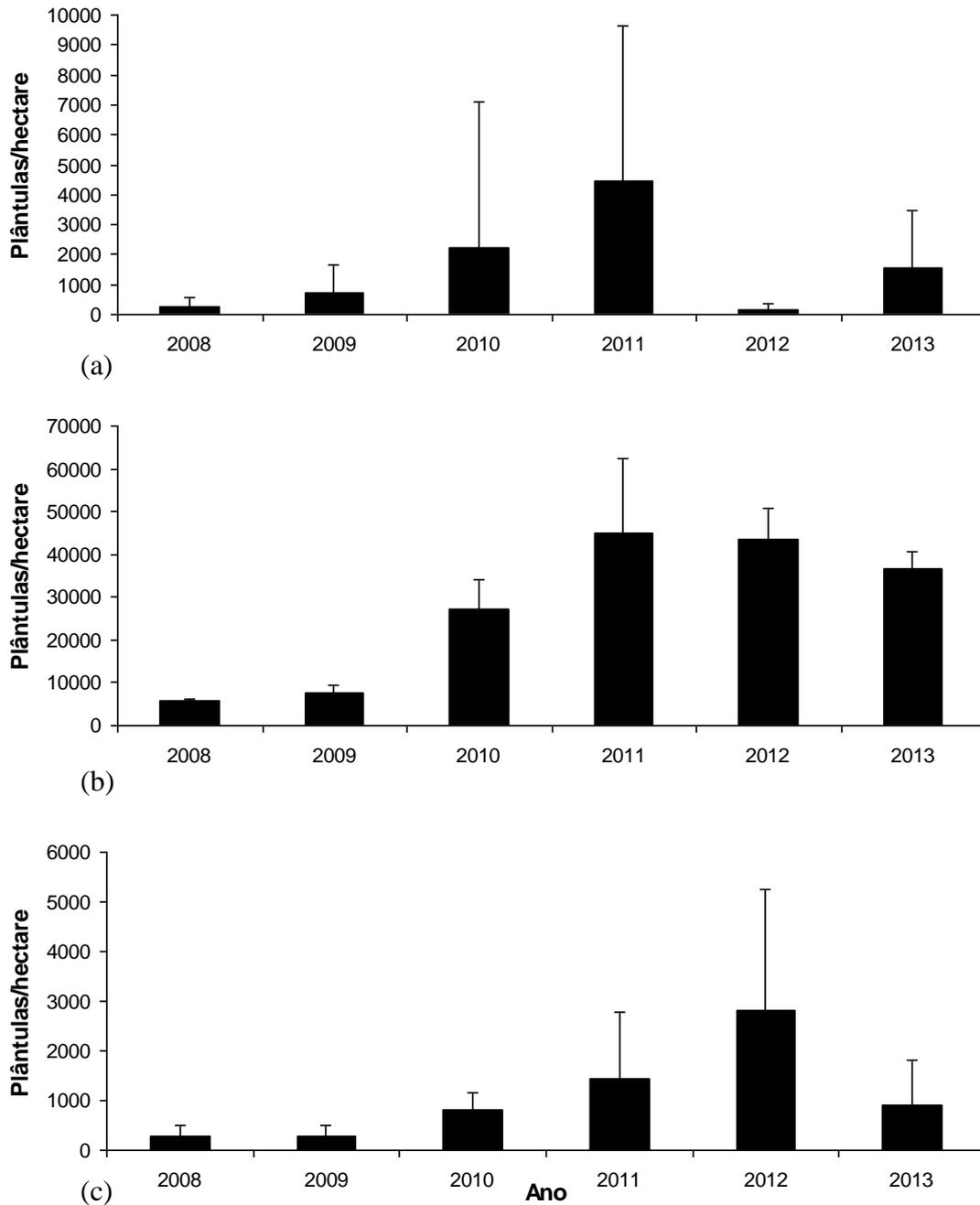


Figura 12. (a) Densidade média de ingresso e desvio padrão; (b) Densidade média e desvio padrão (c) Densidade média de mortalidade e desvio padrão de plântulas de *Rhizophora mangle* por ano na parcela B.

As análises da densidade média das coortes que ingressaram em cada ano apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,01$ , ANOVA) com o ano de 2011 diferindo de 2008, 2009 e 2012, e sendo semelhantes aos demais anos (Tabela 4). Ao comparar a densidade média das plântulas por ano, os valores apresentam diferenças significativas ( $p < 0,0001$ , ANOVA) podendo ser visualizadas na mesma tabela. Quanto a mortalidade média anual, houve diferenças significativas entre os anos (ANOVA,  $P <$

0,0001), com o ano de 2012 apresentando maior valor (2808 plântulas/ha) e próximo a 2011 (1441 plântulas/ha) ( $P > 0,05$ ) diferindo de 2008, 2009, 2010 e 2013 (281, 266, 800 e 900 plântulas/ha respectivamente).

Tabela 4. Resultados da Análise de Variância, ANOVA, um fator e do Teste de Tukey utilizando os dados de ingresso, densidade e mortalidade de plântulas de *Rhizophora mangle* entre os períodos.

Variáveis	Fonte de variação	Graus de liberdade	P		Pós-teste
Ingresso			< 0,01	T	2011 > 2008, 2009, 2012
Densidade	Período	5	< 0,0001	T	2008 < 2010, 2011, 2012, 2013; 2009 < 2010, 2011, 202, 2013; 2010 < 2011, 2012
Mortalidade			< 0,0001	T	2012 > 2008, 2009, 2010, 2013

Os resultados obtidos em relação à contribuição relativa de cada coorte de *R. mangle* estão apresentados na Figura 13, na qual se verifica representação de cada coorte na densidade total do ano avaliado. A coorte de 2009 registra pouco mais de 80% em relação à densidade total em 2009. Entretanto, esta mesma coorte em 2010 passa a apresentar aproximadamente 15% e segue diminuindo nos próximos anos. Em 2011, a coorte deste ano contribui com aproximadamente 64% da densidade total, apesar da representatividade neste ano, nos anos subsequentes, a coorte de 2010 passa a predominar na densidade total. Destaque é feito a coorte de 2012 que registra a menor contribuição durante todo período de estudo. Por outro lado, a coorte de 2013 surge com contribuição relativa próxima a de 2011.

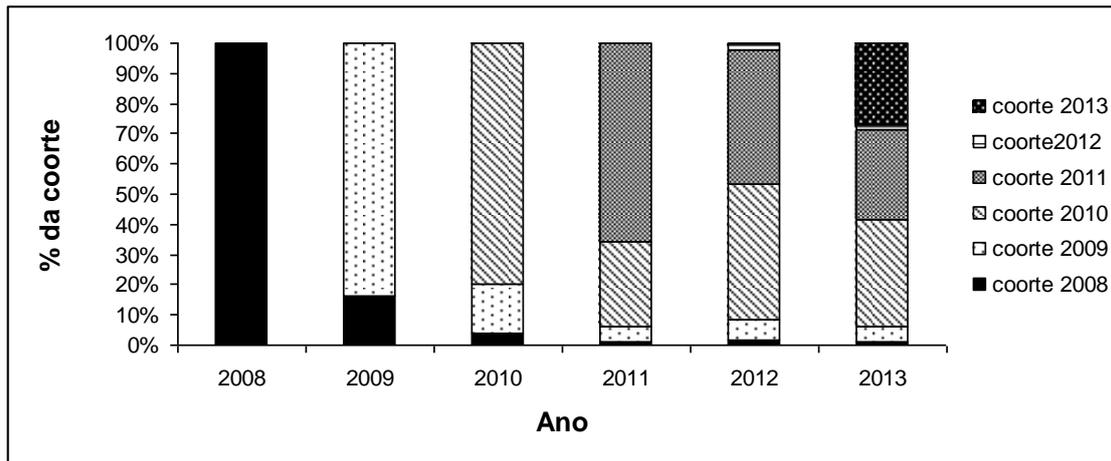


Figura 13. Contribuição relativa (%) de cada coorte de *Rhizophora mangle* por ano na parcela B.

Avaliando-se os resultados que constam na Figura 14, percebe-se uma queda gradual para a coorte de 2008, mas em 2012 e 2013 a porcentagem das plântulas sobreviventes apresenta valores similares (17%), com apenas 500 plântulas vivas por hectare. O mês de junho e dezembro de 2008 registraram os maiores valores de mortalidade (300 plântulas/ha para cada mês).

A coorte de 2009 apresentou maior mortalidade em 2010, totalizando 2400 plântulas por hectare, sendo março o mês com maior morte (1100 plântulas/ha), o que resulta em somente 49% de sobreviventes ao final de 2010. Em 2013, a sobrevivência da coorte é apenas de 1900 plântulas por hectare, representando 22% (Figura 14).

Na avaliação da coorte de 2010, na Figura 14, observa-se que a maior mortalidade ocorreu neste ano (23%), resultando em 20400 plântulas vivas por hectare. Em 2012 houve novo registro de mortalidade alta (290000 plântulas/ha). A mortalidade teve maior efeito no período de junho a setembro de 2010 (2500 plântulas/ha) e em janeiro de 2012 (1000 plântulas/ha). Tratando-se ainda da coorte de 2010, a porcentagem de sobrevivência para os anos de 2012 e 2013 são semelhantes (52 e 51%, respectivamente), o que resultou em 13600 plântulas vivas por hectares ao final de 2013.

Os valores de sobrevivência para a coorte de 2011 registraram queda brusca no segundo ano, passando de 76% de plântulas sobreviventes ao final do estabelecimento da coorte para 25% em 2012 e finalizando com 21% de sobreviventes em 2013. Reportamos maior mortalidade em 2012, com um total de 27400 plântulas mortas por

hectare, e janeiro destacou-se entre os meses com os maiores valores de mortalidade (8100 plântulas/ha).

A porcentagem de sobrevivência para a coorte de 2012 no primeiro ano é de 41% (700 plântulas/ha), junho e julho deste ano apresentou os meses com maior mortalidade (300 plântulas/ha em cada mês). Em 2013 apenas 29% das plântulas permaneceram vivas, ou seja, 500 plântulas por hectare.

E, por fim, verifica-se que para a coorte de 2013, a sobrevivência foi de 56%, passando de 18600 para 10500 plântulas vivas por hectare ao final do ano, com a mortalidade mais acentuada podendo ser observada no segundo semestre do ano, com destaque para o mês de julho com 1900 plântulas mortas por hectare.

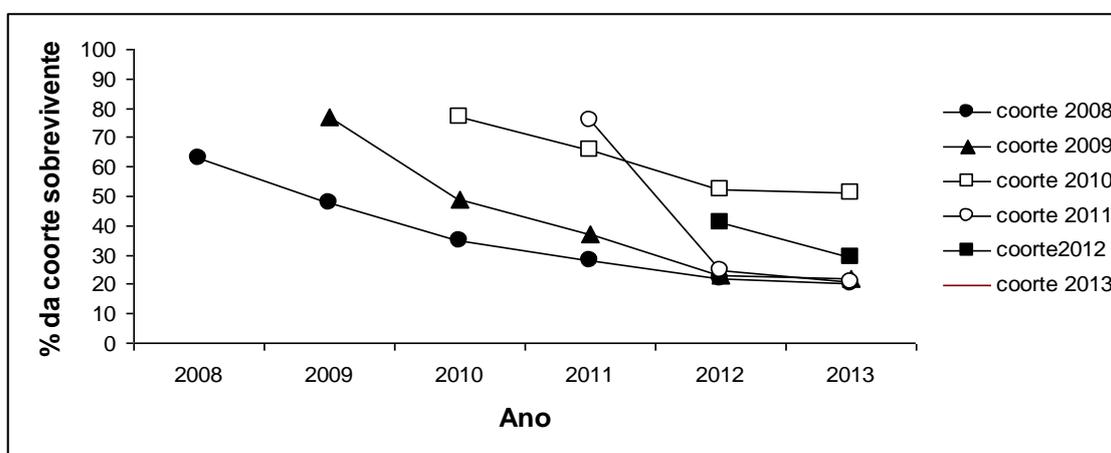


Figura 14. Porcentagem (%) da coorte de plântulas de *Rhizophora mangle* na parcela B que permaneceram vivas ao final de cada ano.

O comportamento de mortalidade maior no primeiro ano de implantação da coorte é observado em todas elas, a intensidade de plântulas mortas é que variou de forma mais ou menos acentuada dependendo do ano de ingresso da coorte.

### 6.3. Dinâmica populacional das espécies de mangue presentes na parcela C

#### 6.3.1. *Avicennia schaueriana*

Os valores de ingresso, densidade e mortalidade anual não diferiram para plântulas de *Avicennia schaueriana* ao longo do monitoramento, permanecendo a mesma densidade, 50 plântulas por hectare.

#### 6.3.2. *Rhizophora mangle*

Na Figura 15a, verifica-se maior ingresso em 2010 em relação aos outros anos,

com o valor médio de 537 plântulas por hectare, e o mês com o maior ingresso é observado em janeiro (4800 plântulas/ha) seguido de agosto (900 plântulas/ha). A segunda coorte com maior densidade média em relação às demais foi a de 2011 (408 plântulas/ha), no qual os meses com ingresso mais acentuado foram janeiro e novembro, com a densidade de ingresso de 1700 plântulas por hectare em cada um. Os anos que apresentaram os menores valores foram 2012 e 2013, com 25 e 75 plântulas por hectare, respectivamente. Os anos de 2010, 2011 e 2012 apresentaram os maiores valores de densidade média, sendo 8345, 9270 e 7262 plântulas por hectare, respectivamente (Figura 15b). E os menores valores são atribuídos às coortes de 2008, 2009 e 2013 com, respectivamente, 5404, 6025 e 5700 plântulas por hectare. Os anos de 2010 e 2012 registraram os maiores valores de indivíduos mortos, correspondendo a 300, 458 e 320 plântulas por hectare para 2010, 2011 e 2012, respectivamente (Figura 15c).

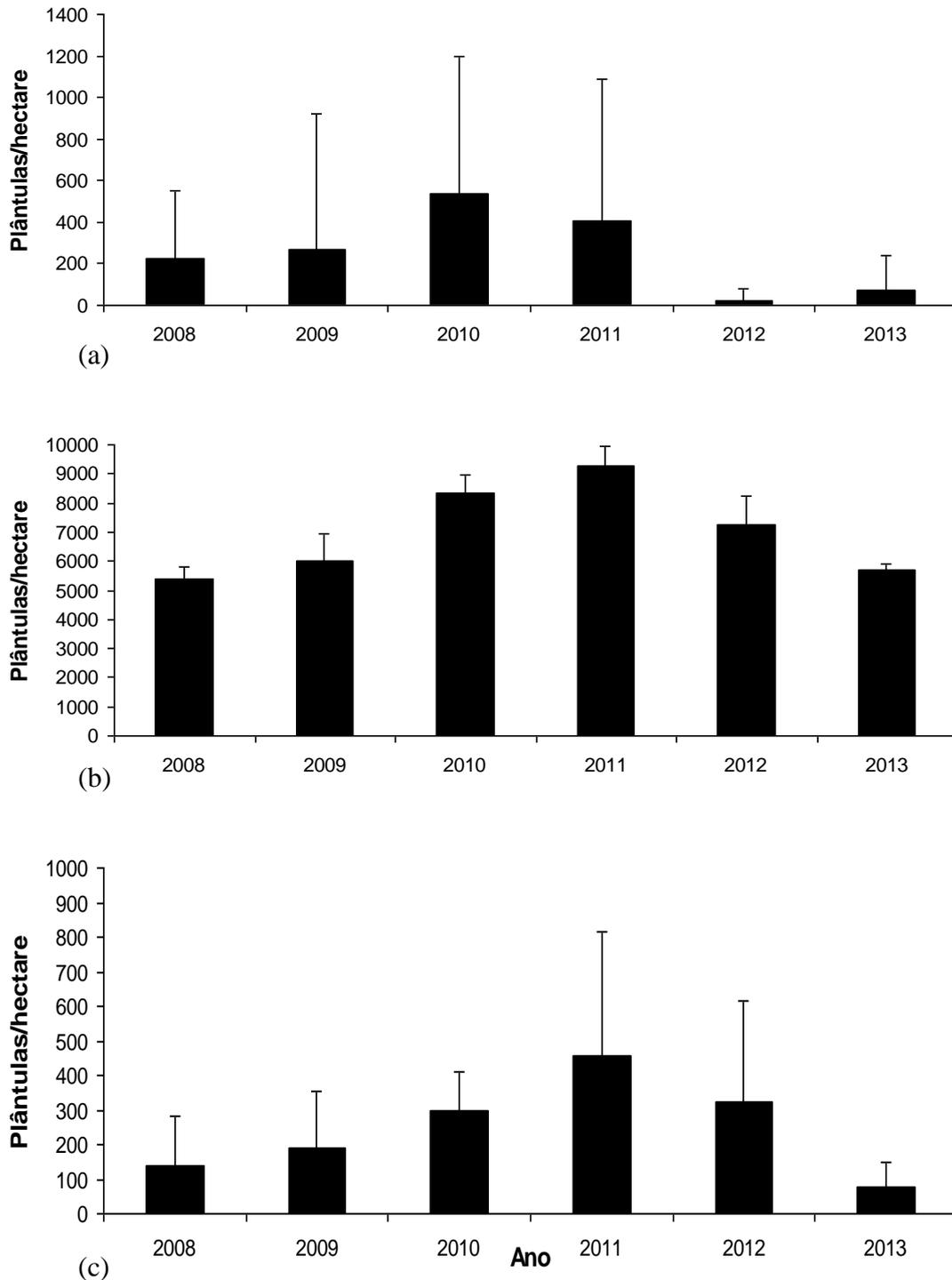


Figura 15. (a) Densidade média de ingresso de plântulas e desvio padrão; (b) densidade média de plântulas e desvio padrão; (c) densidade média de mortalidade de plântulas e desvio padrão de *Rhizophora mangle* por ano na parcela C.

De acordo com as análises estatísticas realizadas, quando se compara o ingresso de plântulas em cada coorte para a parcela, não houve diferenças significativas entre os anos ( $p > 0,05$ , Kruskal-Wallis) como apresentados na Tabela 5, mas para a densidade

média anual das plântulas, os anos apresentaram diferenças significativas ( $p < 0,0001$ , ANOVA). Os valores observados para a mortalidade entre os anos resultaram em diferenças significativas ( $p < 0,001$ , ANOVA). Ao realizarmos o teste de comparações múltiplas de Tukey, este evidenciou que os valores médios de mortalidade de 2011 são distintos daqueles observados para os anos de 2008, 2009 e 2013 (Tabela 5). Por outro lado, são semelhantes aos anos de 2010 e 2012.

Tabela 5. Resultados dos testes estatísticos e do Teste de comparações múltiplas *a posteriori* utilizando os dados de ingresso, densidade e mortalidade de plântulas entre os períodos (2008, 2009, 2010, 2011, 2012 e 2013).

\*Dados não normais: Teste não paramétrico: Kruskal-Wallis, \*\*Dados normais: Teste paramétrico: ANOVA, um fator. Pós-teste: ANOVA – Tukey, Kruskal-Wallis - Teste de comparações múltiplas de Dunn.

Variáveis	Fonte de variação	Graus de liberdade	p		Pós-teste
Ingresso*			NS	-	-
Densidade	Período	5	< 0,0001	T	2008 < 2010, 2011, 2012; 2009 < 2010, 2011, 2012, 2013; 2010 > 2008, 2009, 2012, 2013, 2012, 2013; 2012 > 2013
Mortalidade			< 0,001	T	2011 > 2008, 2009, 2013

O valor percentual da contribuição relativa de cada coorte na densidade anual é apresentado na Figura 16. A contribuição da coorte de 2008 e 2009 vai declinando até 2011, e, em 2012 e 2013, a proporção destas coortes em relação as demais aumenta novamente. Vale ressaltar que a coorte de 2012 não apresenta aporte na densidade ao final de 2012 e 2013, pois as plântulas que ingressaram no ano, morreram logo após o seu estabelecimento.

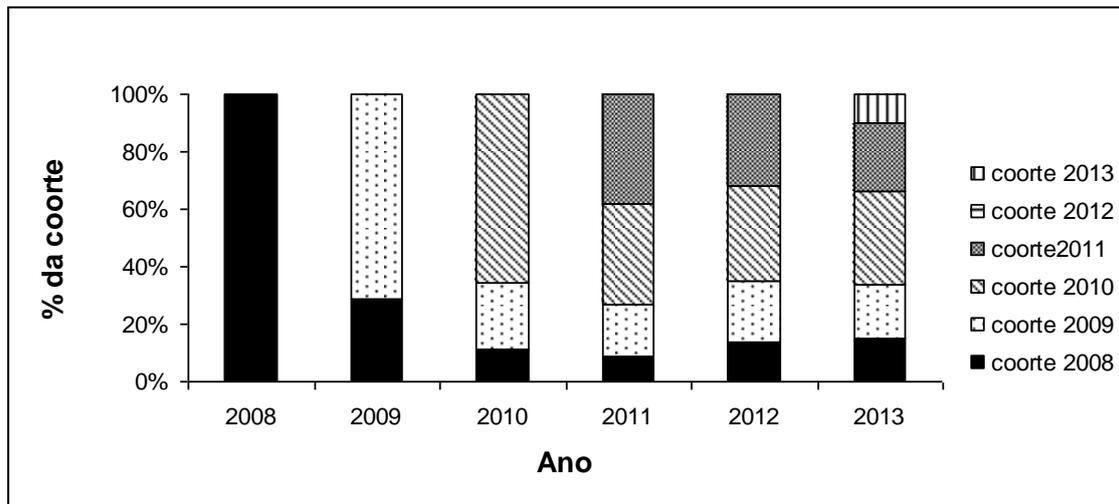


Figura 16. Contribuição relativa (%) de cada coorte de *Rhizophora mangle* por ano na parcela C.

As análises das coortes anuais permitiram visualizar a sobrevivência para cada uma ao longo dos anos de monitoramento (Figura 17). Similar ao observado para as outras parcelas, a espécie demonstra queda mais acentuada na sobrevivência logo nos primeiros anos. Em seguida, a proporção de mortos apresenta declínio menos acentuado como observado para algumas coortes.

A coorte de 2008 apresentou 74% de plântulas vivas (1850 plântulas/ha) ao final do seu ano de estabelecimento e resultou em 2013 com 20% de plântulas vivas (1000 plântulas/ha). Para 2008, destaca-se o mês de setembro com maior mortalidade (200 plântulas/ha) e em 2009 ocorre no mês de janeiro (350 plântulas/ha) (Figura 17).

Considerando os resultados obtidos para a coorte de 2009, na Figura 17, a porcentagem de sobreviventes no mesmo ano foi de 76%, similar ao valor encontrado para a coorte de 2008 (78%). Ao final de 2013, apenas 20% da coorte sobreviveu resultando em 650 plântulas por hectare, sendo o mês de janeiro de 2009 aquele que houve maior mortalidade (250 plântulas/ha).

Em 2010, mais de 50% da coorte deste ano estava viva, ou seja, 4350 plântulas por hectare, diminuindo para 38% em 2011 (2500 plântulas vivas/ha) e chegando a apenas 17% de plântulas vivas em 2013 (1100 plântulas/ha). Destaca-se fevereiro de 2010 e janeiro de 2011 com os meses de maior mortalidade, 350 e 400 plântulas por hectare, respectivamente. Cabe enfatizar que 2010 houve maior mortalidade desta corte (2100 plântulas/ha) em relação aos próximos anos, como pode ser observado na Figura

17.

Comportamento similar a coorte de 2010 foi verificado para a de 2011, no qual os anos de 2011, 2012 e 2013 apresentaram valores próximos de sobrevivência. Para esta coorte (coorte de 2011), ao final de 2011, mais da metade da densidade total das plântulas sobreviveram (55%, ou seja, 2700 plântulas/ha), apresentando 16% de plântulas vivas (800 plântulas/ha) no final de 2013. Pode-se constatar que novembro de 2011 apresentou valor máximo de mortalidade (1200 plântulas/ha), vale ressaltar que 79% dessa mortalidade foi das plântulas que ingressaram no mês anterior assim como no mesmo ano a mortalidade foi mais acentuada (2200 plântulas/ha) (Figura 17).

Dentre todas as coortes desta parcela, a sobrevivência da coorte de 2012 foi nula já no final do ano. Julho foi mês onde a mortalidade foi mais acentuada com 200 plântulas por hectare.

Tratando-se da coorte de 2013, até o momento, os resultados mostram 16% de sobrevivência (150 plântulas/ha) (Figura 17) com valor máximo de mortalidade ocorrendo em julho (300 plântulas/ha), importante destacar que esta mortalidade acentuada para a coorte também ocorreu logo após o mês com maior recrutamento de plântulas.

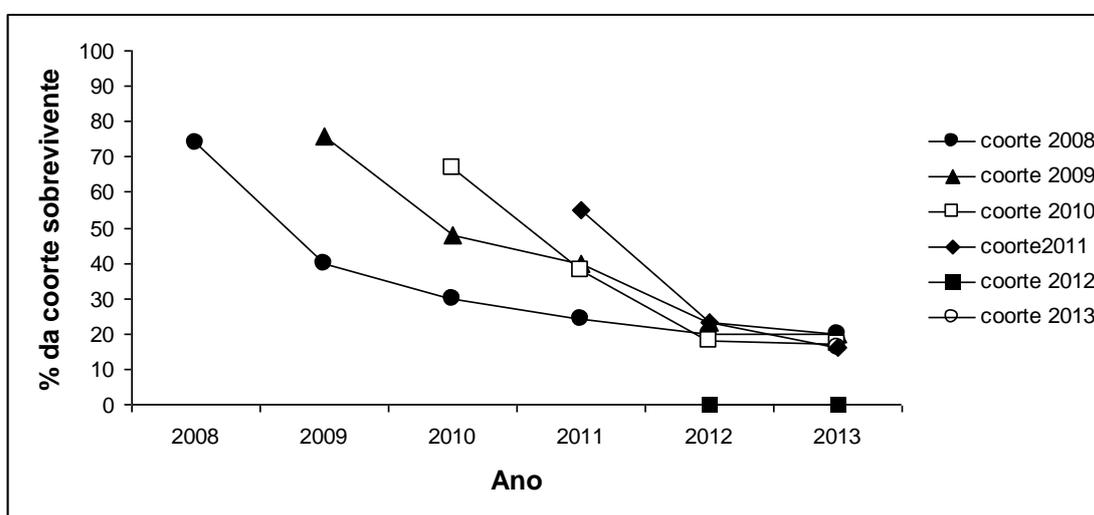


Figura 17. Porcentagem (%) da coorte de plântulas de *Rhizophora mangle* na parcela C que permaneceram vivas ao final de cada ano.

#### 6.4. Análise comparativa dos dados de plântulas de *Rhizophora mangle* nas parcelas A, B e C.

A densidade média de ingresso ao logo de todo o período amostral da parcela B

foi de 1576 plântulas por hectare, apresentando valor mais alto que as parcelas A e C ( $p < 0,0001$ , Kruskal-Wallis). Estas registraram médias de 128 e 280 plântulas por hectare, respectivamente, e não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ).

Em relação à densidade média, as três parcelas apresentaram valores com diferenças significativas ( $p < 0,0001$ , teste de Kruskal-Wallis), sendo sucessivamente B maior que C, e esta maior que A, com 27641, 6997 e 3316 plântulas por hectare, respectivamente. O mesmo padrão ( $B > C > A$ ) pode ser observado ao compararmos a densidade de mortalidade média para as plântulas ( $p < 0,0001$ ), onde se registraram 1094, 250, 111 plântulas por hectare, respectivamente.

Na tabela 6 é apresentada a comparação dos dados de ingresso, densidade e mortalidade média das plântulas de *Rhizophora mangle* para cada ano entre as parcelas.

Tabela 6. Resultados dos testes estatísticos e do Teste de comparações múltiplas *a posteriori* utilizando os dados de ingresso de plântulas, densidade e mortalidade entre as parcelas para cada ano. \*Dados não normais: Teste não paramétrico: Kruskal-Wallis, \*\*Dados normais: Teste paramétrico: ANOVA um fator. Pós-teste: ANOVA – Tukey; Kruskal-Wallis - Teste de comparações múltiplas de Dunn.

Ano	Variáveis	Fonte de variação	Graus de liberdade	p		Pós-teste
2008	Ingresso			NS	-	-
	Densidade	Parcela	2	< 0,0001	T	B > C > A
	Mortalidade			NS	-	-
2009	Ingresso*			NS	-	-
	Densidade	Parcela	2	< 0,0001	T	B > C > A
	Mortalidade			< 0,05	T	B > A
2010	Ingresso			NS	-	-
	Densidade	Parcela	2	< 0,0001	T	B > C > A
	Mortalidade			< 0,0001	T	B > C=A
2011	Ingresso			< 0,01	T	B > C > A
	Densidade	Parcela	2	< 0,0001	T	B > C=A
	Mortalidade			< 0,001	T	B > C=A
2012	Ingresso*			NS	-	-
	Densidade	Parcela	2	< 0,0001	T	B > C= A
	Mortalidade			< 0,0001	T	B > C= A
2013	Ingresso*			< 0,001	CMD	B > C= A
	Densidade	Parcela	2	< 0,0001	T	B > C > A
	Mortalidade			< 0,001	T	B > C=A

Houve uma relação significativa entre a densidade de indivíduos adultos de *R. mangle* e a densidade de plântulas para todas as parcelas ( $p < 0,05$ ). Para as demais espécies a correlação não foi significativa.

### 6.5. Descrição das análises dos fatores abióticos avaliados

Durante todo o período de monitoramento (janeiro de 2008 a dezembro de 2013), os valores mais elevados de temperatura média do ar para a região de Conceição da Barra foi para os primeiros meses do ano (Figura 18). As temperaturas máximas e mínimas registradas na região para o período de estudo foram observadas nos meses de março e julho, respectivamente. A temperatura média do ar oscilou entre 20,6 °C, observadas em julho de 2010 e de 2011 e 26,9 °C, encontrada em fevereiro de 2010.

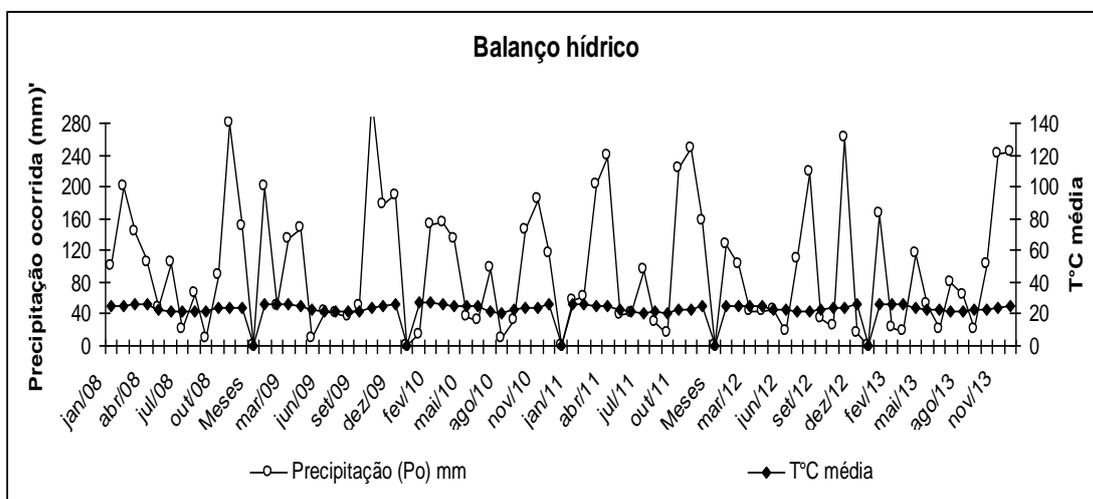


Figura 18. Precipitação ocorrida e temperatura média do ar para o período de janeiro de 2008 a dezembro de 2013, obtidos na estação meteorológica automática do INMET para o município de São Mateus, ES.

Quanto à precipitação pluviométrica ocorrida neste período, os maiores registros foram obtidos para os anos de 2009 e 2011, com 1089,2 mm e 1411 mm, respectivamente (Figura 18). Enquanto que o ano de 2012 apresentou o menor valor de precipitação, mas com distribuição ao longo do ano, totalizando 1045 mm. Outro ano com baixa precipitação foi 2010 com 1108 mm. Como esperado, o verão e a primavera apresentaram os meses com os maiores índices de precipitação. Vale ressaltar que em 2012, agosto estava entre os meses que apresentou maior precipitação (218,2 mm) em relação aos demais.

Os valores de salinidade apresentaram variação entre os períodos amostrados, com

valores máximos e mínimos de 40 e 5, respectivamente, nos meses de janeiro e dezembro para a parcela A. Para a parcela B, observou-se salinidade mínima em junho de 2008 (5) e máxima em janeiro (40), não sendo registrado mais esse valor nos períodos de coleta, e em relação a parcela C, o valor mínimo (3) observado em dezembro de 2008 e máximo (38) em março e agosto de 2009.

## 7. DISCUSSÃO

A estrutura dos bosques de mangue do estuário do rio Itaúnas reflete a dinâmica populacional de plântulas, uma vez que estes apresentaram maior densidade e ingresso de *Rhizophora mangle*, o que reflete o domínio dos indivíduos adultos desta espécie na área, como comprovado pela correlação de Pearson ( $p < 0,05$ ) no qual apresentou valores significativos para a correlação da densidade de indivíduos adultos e densidade de plântulas. Um dos fatores a ser considerado quando se interpreta este resultado é a estrutura do bosque, pois se tornam necessários a presença de adultos reprodutivos. A entrada da população dominante no local reflete, além dos fatores intrínsecos a espécie, as condições ambientais do bosque nas quais os indivíduos estão sujeitos no processo de desenvolvimento, como disponibilidade de luz, nutrientes e espaço, conforme reportado por Krauss et al. (2008).

A parcela A é composta por três espécies vegetais distintas consorciadas, *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana* e *Laguncularia racemosa*. Está localizada numa ilhota próxima a foz natural do rio sendo inundada frequentemente pelas marés de sizígia e quadratura (observações pessoais). A estrutura dos bosques de mangue é resultante dos fatores ambientais aos quais estão sendo submetidos, nestes ambientes atuam muitas forçantes ambientais de diferentes intensidades e frequências (Schaeffer-Novelli 2002) que devem ser associados às respostas das espécies aos efeitos interativos de luz e salinidade (Clarke e Allaway 1993) entre outros fatores.

Além das questões físicas locais e da densidade de adultos disponíveis para reprodução, existem outros aspectos a ser considerados na avaliação da dinâmica de plântulas. Desta forma, outros fatores seriam então a competição entre as espécies por espaço, luz e nutrientes. Vale ressaltar que as interações biológicas, como a competição, também influenciam as taxas de sobrevivência das espécies conforme reportado pelos estudos de Field (1998). Estes aspectos de competição são mais difíceis de serem

observados em situações de campo.

Com a modificação da dinâmica local, isto pode facilitar o ingresso e permanência de maior número de plântulas de *R. mangle*, estas apresentando maiores vantagens adaptativas quando comparado as plântulas de *A. schaueriana* e *L. racemosa*. Consequentemente, analisamos que devido a maior densidade de plântulas de *R. mangle* indica que esta espécie foi mais apta em obter o sucesso no estabelecimento e no crescimento sob baixa disponibilidade de recursos. Estudos realizados por McKee (1995b) comprovam que *R. mangle* possui estratégias para maximizar a aquisição de recursos limitantes. Portanto, o número reduzido de *L. racemosa* é explicado pela menor capacidade em superar *R. mangle* onde os recursos são limitantes, como consequência houve a manutenção desta no ambiente.

Tognella et al (2007) identificam o ingresso de *A. schaueriana* na população de plântulas como sendo resultado das modificações impostas ao sistema pela abertura da foz artificial. Entretanto, nosso estudo realizado em longo prazo, após a observação daquele fato levam-nos a interpretar que o sistema buscou novamente seu ponto de equilíbrio fazendo com que a dinâmica de plântulas seja reflexo da comunidade de adultos.

Diante deste contexto, avaliamos que as plântulas de *A. schaueriana* identificadas no censo realizado em 2008 tiveram, no período em que ingressaram, condições ambientais locais propícias para o seu estabelecimento e desenvolvimento no bosque. Além da representatividade de adultos de *A. schaueriana* no bosque, a presença de plântulas dessa espécie e nenhum ingresso posterior durante nosso estudo, nos levam a corroborar que a coorte inicial é reflexo da própria dinâmica do ambiente, pois anterior ao período de estudo as salinidades mais elevadas registradas no local e não mais observadas podem ter possibilitado o estabelecimento dessas.

As plântulas que sobreviveram de *A. schaueriana* estão conseguindo se manter no bosque frente as condições ambientais atuais, principalmente, em relação a variação da salinidade e frequência de inundação. As plântulas desta espécie conseguem sobreviver melhor perante às condições adversas por apresentar maior tolerância às condições edáficas e climáticas rigorosas quando comparada às demais espécies de mangue (Schaeffer-Novelli e Cintrón 1986; Ball 1988). Este fato é observado neste estudo, onde registramos sua capacidade de não alterar a densidade na parcela a partir

de um determinado momento.

Os resultados encontrados neste estudo para esta espécie corroboram aqueles reportados por Mckee (1995a), apesar de não se tratar da mesma espécie de *Avicennia*, a mortalidade aumentou no mesmo período em que houve ampliação da densidade de *R. mangle*. Sendo assim, avaliamos que a baixa densidade de plântulas de *A. schaueriana* na parcela A e sua mortalidade estão relacionadas à maior densidade de plântulas de *R. mangle* podendo ser um reflexo da competição entre as espécies.

Mckee (1995a) discute que os propágulos de *A. germinans* apresentaram dificuldade em enraizarem nos locais dominados por *R. mangle* por se tratarem de zonas de entremarés baixas. Aquela espécie apresenta maior sensibilidade à frequência de inundação e as correntes de marés o que limita o contato de seus propágulos com o solo, devido o tempo necessário para o enraizamento. Realmente, os propágulos de *Avicennia* sp. requerem um período de ausência de inundação para se estabelecerem firmemente no substrato e, também, apresentam maior período de flutuabilidade (Rabinowitz 1978a).

Em relação à dinâmica populacional e manutenção das plântulas de *L. racemosa* no sub-bosque na parcela A, interpreta-se que as causas para esse comportamento são semelhantes aquelas que influenciaram o comportamento das plântulas de *A. schaueriana*, ou seja, a estrutura do bosque, visto que a densidade de indivíduos adultos de *L. racemosa* é menor em relação a de *R. mangle* e semelhante a densidade encontrada para *A. schaueriana*, como pode ser observado nos dados de estrutura apresentados. Os resultados neste estudo corroboram aqueles reportados por Mckee (1995a), onde a densidade relativa de *L. racemosa* foi menor, refletindo a ocorrência infrequente de indivíduos adultos reprodutivos desta espécie nas áreas em estudo.

No entanto, é difícil explicar quais, exatamente, são todas as variáveis bióticas e/ou abióticas que estão influenciando esse comportamento da *L. racemosa*, pois não houve avaliação desses fatores, exceto precipitação e salinidade. Mas observações realizadas em campo mostram que além da dinâmica estar relacionada com a estrutura, no qual atribui-se a fonte de propágulos, esta também responde à hidrodinâmica local, pois a direção dos ventos e correntes pode impedir o transporte de propágulos aos locais de estudo (Ball 1980). A hidrodinâmica influencia na própria capacidade de dispersão e

estabelecimento de propágulos provenientes de bosques adjacentes ou outras regiões. Durante o período de estudo, observamos mudanças frequentes no canal de vazão principal e no fechamento da foz natural, sendo este aspecto de forte influência no aporte e aprisionamento dos propágulos menores e de baixa densidade.

A distribuição natural das plântulas ao longo da zona entremarés mostram que os padrões iniciais de distribuição são determinados pela dispersão e diferente habilidade de estabelecimento, onde a sobrevivência em longo prazo é determinada pela sensibilidade a fatores físico-químicos, tais como inundação (*Avicennia* e *Laguncularia*) e salinidade e orientação inicial do eixo das plântulas, como observado para *R. mangle* (McKee, 1995b), permanecendo somente as espécies, cujos fatores intrínsecos as tornam aptas a sobreviver naquelas condições ambientais, corroborando com as interpretações realizadas para os resultados deste estudo.

O ingresso de plântulas de *L. racemosa* ocorreu entre fevereiro e março ao longo do período amostral, o qual corresponde com a produção de propágulos dessa espécie. Segundo Fernandes et al. (2005) os picos da floração e da frutificação coincidem com o período chuvoso, considerando que a floração se prolongou até o mês de março e a frutificação até abril, como observado nesse estudo, para o período chuvoso, ocorrendo entre novembro e fevereiro (Nóbrega et al. 2008).

O comportamento apresentado para as coortes de *L. racemosa* trata-se de um comportamento típico para esta espécie, sendo comum ocorrer mortalidade logo após o recrutamento, o qual pode ser explicado pelo tamanho dos seus propágulos e, conseqüentemente, por seu conteúdo em reservas energéticas. Fato este, também encontrado por Tsuji (2010) ao avaliar o estabelecimento de plântulas de *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle* em áreas de mangue degradadas, nas quais as espécies que apresentaram propágulos maiores e mais pesados estiveram mais propícias a apresentarem maior taxa de estabelecimento e sobrevivência em relação aquelas cujo propágulos eram menores e com menor peso.

McKee (1995a) explica que as plântulas de mangue que se desenvolvem a partir de pequenos propágulos apresentam alta taxa de mortalidade, enquanto que aquelas que se desenvolvem de grandes propágulos, baixa taxa, sugerindo que a assimilação fotossintética é utilizada na respiração e que as plântulas morrem por exaustão gradual da reserva embrionária. As reservas dos cotilédones permitem o desenvolvimento

temporário de plântulas em condições que de outra forma não são adequados para o crescimento (Ball 1980), o que explica a presença efêmera de plântulas das diferentes espécies. Eysink et al. (1998), em estudo realizado na Baixada Santista, São Paulo, observaram que as taxas de sobrevivência de *L. racemosa* declinavam durante os primeiros meses, mas que, após o período de adaptação, estas se estabilizavam, como pode ser observado no nosso estudo. Estudos realizados por Soares et al. (2006) na Baía de Sepetiba (RJ) obtiveram resultados semelhantes uma vez que observaram alta taxa de mortalidade desta espécie nos primeiros meses de monitoramento.

Além dos fatores físicos químicos do solo, que controlam o padrão de estabelecimento, este também é influenciado pelas preferências edáficas das espécies (Cintrón e Schaeffer-Novelli 1983). Field (1998) acrescenta que as condições e propriedades físico-químicas do substrato e de águas intersticiais nas camadas mais superficiais são extremamente importantes, pois influenciam também o desenvolvimento e a sobrevivência de espécies de mangue. Observações pessoais do bosque que apresenta as três espécies associadas mostram que a granulometria do sedimento apresenta uma mistura de areia e silte, sendo estes os locais preferenciais de *L. racemosa* e descrito em alguns estudos realizados, como o de Cintron e Schaeffer-Novelli (1983) e Linares et al. (2007). No entanto, há outros fatores que não favorecem o estabelecimento e a manutenção de *L. racemosa*, como os citados anteriormente, apesar das condições sedimentares serem favoráveis.

Embora existam essas evidências, uma avaliação mais detalhada das características granulométricas torna-se necessário para corroborar tais observações, assim como avaliar a taxa de sedimentação que está ocorrendo no local, bem como sua influência na sobrevivência das plântulas. Essas observações foram baseadas na alta incidência do soterramento dos lacres das plântulas pela deposição de sedimento arenoso, ou seja, abaixo da superfície do solo. Essa sedimentação pode influenciar na sobrevivência das plântulas, como mencionado por Balke et al. (2011), que após o enraizamento inicial, a remobilização dos sedimentos pode afetar a sobrevivência das plântulas, a erosão superficial e escavação gradual da plântula até serem arrancadas, assim como a deposição de sedimentos pode influenciar a mortalidade da plântulas (Thampanya et al. 2002).

Em maio de 2012 foi observado um banco de plântulas de *L. racemosa* na entrada

da parcela C, que no próximo mês estava ausente. Essa ausência exemplifica mais uma vez os pressupostos de que a exaustão da reserva embrionária ocasiona elevada taxa de mortalidade (McKee 1995a) e do tamanho dos propágulos, assim como Rabinowitz (1978b) notou que a sobrevivência de plântulas de mangue estava relacionada ao tamanho inicial dos propágulos.

A frequência de inundação na área também pode ter influenciado a sobrevivência das plântulas, pois *L. racemosa* é menos tolerante a inundação em relação a *R. mangle* e *A. schaueriana* (McKee 1993). Vale ressaltar que próximo a parcela, há indivíduos adultos de *L. racemosa* que apresentam períodos de floração e frutificação, sendo uma fonte próxima de propágulos, mas a inundação seria outro importante fator que controla o estabelecimento e crescimento de plântulas no bosque de mangue (Chen e Twilley 1998).

Destacamos que a parcela C também apresenta muitos indivíduos adultos ocasionando o sombreamento do sub-bosque, podendo limitar a sobrevivência de plântulas de *L. racemosa*. Ball (1980), em observações de campo, constatou que *L. racemosa* é menos tolerante ao sombreamento que *R. mangle* e *A. germinans*, estas podendo persistir por um longo período de tempo no sub-bosque (Ball 1980; McKee 1995b) provavelmente devido ao maior estoque de reserva (Ball 1980).

*R. mangle* pode apresentar características associadas a formas tolerante e intolerante ao sombreamento permitindo as plântulas para sobreviverem e explorarem uma maior diversidade de ambientes (Smith e Lee 1999). Chen e Twilley (1998) acrescentam que a alta disponibilidade de luz requerida por *L. racemosa* restringe seu desenvolvimento às fases iniciais e podendo ser substituída por *R. mangle* por causa de suas diferenças na tolerância a sombra. Estes autores propuseram que as diferenças na tolerância ao sombreamento é um importante agente de competição interespecífica durante a sucessão em um bosque de mangue.

As plântulas de *R. mangle* apresentaram ingresso e mortalidade ao longo de todo o período amostral, com picos de recrutamento mais acentuado sendo observado no outono e inverno de cada ano, e com o recrutamento menos acentuado nos demais meses. O recrutamento e a mortalidade de plântulas são variáveis no tempo e no espaço e ambas são as variáveis básicas necessárias para caracterizar a dinâmica de qualquer população (Padilla et al. 2004).

No geral, os meses que ocorreram maior densidade de ingresso de plântulas *R. mangle* foram logo após períodos com elevados valores de precipitação, com pequena defasagem em relação a produção de propágulos, embora a floração e frutificação dos indivíduos adultos foram observadas ao longo de todo período de monitoramento. Mehlig (2006) encontrou para o rio Caeté, no Pará, que a principal produção de propágulos foi, no entanto, restrito à estação chuvosa, a qual oferece melhores condições para o estabelecimento de propágulos.

O fato dos eventos de florações e frutificações serem observados ao longo de todo o período pode estar relacionado ao fato dos indivíduos adultos apresentarem períodos notáveis e relativamente longos de desenvolvimento reprodutivo, tendo entre 18 a 30 meses desde o primeiro surgimento do botão do primórdio da flor até a maturação e queda de hipocótilo maduro (Duke e Allen 2006) justificando as observações realizadas nos bosques estudados, assim como nos adjacentes. De acordo com Fernandes (1999), *R. mangle* produz flores, frutos e propágulos ao longo de todo o ano, indicando algumas flutuações durante os meses. Gill e Tomlinson (1971) concluem que a queda do propágulo pode ser vista durante todo o ano, indicando períodos de floração e frutificação contínuos.

O período que apresentou maior ingresso de plântulas de *R. mangle* nas três parcelas foi entre 2010 e 2011, também registrando a maior densidade média, posteriormente, esta declinou. Isto pode ser avaliado como um indicativo de competição por espaço entre as plântulas, visto que aquelas menos aptas tendem a ser eliminadas frente aos estressores ambientais, tais como: salinidade, frequência de inundação, assim como a própria localização dentro do bosque.

Field (1998) afirma que o posicionamento das plântulas ao longo dos gradientes de maré é um fator importante na sobrevivência das espécies. A competição é elevada entre plântulas próximas, elas morrem lentamente e se decompõem rapidamente, deixando as “concorrentes” que cresce mais rapidamente se beneficiarem não apenas do espaço que ocupavam, mas também dos nutrientes (Duke e Allen 2006).

Ingressos mais elevados de plântulas, quando comparado com outros meses, ocorreram logo após os meses com elevada precipitação em relação aos demais meses no ano. No entanto, na interpretação desta correlação é necessário considerar que

houve uma defasagem do período de dispersão até o período de transformação de propágulos para plântulas, como considerado neste estudo.

Apesar da produção de propágulos de *R. mangle* na Parcela A, houve ausência de ingresso destes em 2013, fato este que pode estar relacionado a granulometria do substrato, consequência de maior aporte de sedimento arenoso. *Rhizophora mangle* apresenta preferência por substrato composto de partículas sedimentares mais finas – fração silte e argila (Schaeffer-Novelli 1990). Além da questão da alteração da granulometria que dificultaria a sustentação das plântulas, temos que considerar que o período foi repleto de modificações na abertura da foz (observações pessoais e relatos dos pescadores) que devido a dificuldade em sustentação tenham favorecido a dispersão dos propágulos para outras regiões.

Quanto a mortalidade das plântulas, muitas morreram aproximadamente um mês após seu recrutamento. Além dessa morte logo após a implantação, avaliamos que a mortalidade foi mais acentuada para aquelas plântulas com tamanho inferior a 50 cm quando comparadas com aquelas com altura próxima a um metro. Estas fases de mortalidade podem ser relacionadas, primeiro, com a exaustão das reservas alimentares dos cotilédones para as plântulas recém recrutadas e, posteriormente, com a capacidade de manutenção das plântulas próximas de um metro no sub-bosque de manter uma relação satisfatória entre tecidos produtores e a sustentação da biomassa total (caule e raízes).

Pode-se observar maior densidade de plântulas de *R. mangle* próximos a indivíduos adultos da mesma espécie (observação pessoal) corroborando com as colocações feitas por Smith et al. (1996) que registraram plântulas jovens em altas densidades sob a copa de árvores adultas. Os autores consideraram que algumas destas plantas são descendentes da árvore-mãe acima delas, tornando-se estabelecidas logo após a queda dos propágulos. Isto pode ser explicado pela capacidade que esta espécie apresenta em melhor desenvolvimento das raízes na sombra, na fase inicial de crescimento (Smith e Lee 1999).

Essa mortalidade elevada observada para as plântulas nos primeiros meses de vida também trata-se de um processo natural no desenvolvimento do bosque, o período de implantação, onde ocorre grande competição por espaço e elevada mortalidade das árvores menos aptas, conseqüentemente, o bosque apresenta rápido crescimento e a competição é intensa (Jimenez et al. 1985).

Outro fator que pode estar relacionado à mortalidade das plântulas é o próprio sombreamento do bosque, um estresse adicional, causado pela copa dos indivíduos adultos, *R. mangle* é considerada a espécie mais tolerante a sombra (Ball 1980; Duke e Allen 2006) e a frequência de inundação. O efeito da perturbação física no estabelecimento de plântulas tem sido sugerido como um afinilamento principal para a colonização primária em sistemas biogeomórficos (Friess et al. 2012)

A variação nos fatores físico-químicos observados nos bosques de mangue altera as condições que influenciam diferentemente o recrutamento de plântulas (McKee 1995a), assim como a permanência destas no sub-bosque, o que explica o recrutamento diferenciado das plântulas ao longo dos anos, assim como o desenvolvimento e a queda dos propágulos varia e pode ser afetado pelo ambiente (Gill e Tonlimson 2006).

Quanto ao fator abiótico, salinidade, Chen e Twilley (1998) consideram que o sal não tem efeito no desenvolvimento de espécies de árvores de mangue entre valores de 0 a 40, mas a mortalidade das plântulas pode-se assumir que também está relacionada a essas variações na salinidade durante um período, no qual a pressão osmótica do indivíduo é alterada. A salinidade para Lugo & Snedaker (1974) é um dos mais importantes fatores no ambiente manguezal que controla a sobrevivência.

A herbivoria pode influenciar na viabilidade das plântulas no ambiente podendo ocasionar a mortalidade da mesma. Observamos em muitas situações que as plântulas apresentavam uma alteração na sua base provocada por herbivoria, aquelas registradas com essa alteração na base, logo depois estavam mortas. A predação sobre plântulas de *R. mangle* também foi observada por Souza e Sampaio (2011), mas nenhuma das plântulas predadas morreram.

Nas três áreas a presença do homem, pescador e catador, principalmente, é notada, tendo em vista consequências sobre a sobrevivência com danos como: pisoteio das plântulas, galhos quebrados ou cortados, e árvores mortas. Os meses de janeiro de 2010 e de 2012, registrou-se o pisoteio de muitas plântulas. Nessas ocasiões há uma demanda grande pelos recursos paisagísticos do Parque por turistas. Vale ressaltar também a presença do lixo (sacolas plásticas, embalagens descartáveis, entre outros) nas áreas, o que julgamos que afeta negativamente o desenvolvimento das plantas.

O estabelecimento e desenvolvimento de plântulas nos manguezais podem ser

controlados pela quantidade de luz, frequência de maré, salinidade, disponibilidade de nutrientes, temperatura, presença de uma fonte de plântula e herbivoria (Jimenez e Sauter 1991; Clarke 1993; Clarke e Allaway 1993; Ellison e Farnsworth 1993, 1996; McKee 1993).

São vários os fatores que irão controlar a dinâmica de plântulas num bosque de manguezal, entretanto, estudos em longo prazo mesmo não sendo possível o acompanhamento de todas as variáveis nos permitem identificar alterações ambientais. Uma vez percebida estas alterações em relação à estrutura original do bosque é possível estabelecer estudos mais complementares que podem abordar quais seriam as potenciais condições e recursos afetados. Estas informações mais expeditas de acompanhamento somente da dinâmica é um recurso de baixo custo para a gestão ambiental.

## **8. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Avaliando a dinâmica das plântulas das três espécies no bosque, conclui-se que há fatores bióticos e abióticos que estão influenciando no comportamento dessas espécies frente às mudanças ambientais, e cada uma apresenta comportamento peculiar devido às próprias características intrínsecas que permitem estabelecer e manter-se no ambiente. Sendo assim, o ingresso e a sobrevivência das coortes são respostas das condições ambientais locais pelas quais passaram durante o processo de desenvolvimento no bosque.

Em relação à dinâmica populacional das plântulas de *R. mangle* nas áreas de estudo, esta espécie apresentou variações espaço-temporais no comportamento quanto a manutenção no sub-bosque, assim como as áreas também apresentam condições ambientais e estruturais distintas e ambas influenciaram na sobrevivência e nos valores de densidade obtidos para o período de estudo. O ingresso e maior densidade das coortes nas áreas de estudo corroboram com os resultados obtidos para outros estudos. As plântulas em fase inicial apresentaram maior mortalidade em relação as plântulas com melhor desenvolvimento em altura.

A maior representatividade de plântulas de *R. mangle* é consequência da estrutura do bosque e da composição florística no entorno. Tomando como base os fatores observados ao longo do monitoramento, acredita-se que a dinâmica populacional para cada espécie está refletindo além da produção de propágulos dos bosques, a frequência

de inundação e a precipitação.

Embora as plântulas de *R. mangle* apresentaram recrutamento ao longo de todo o ano, os resultados indicam que algumas flutuações ocorreram nos meses, indicando períodos com maior ingresso, sendo caracterizados com os períodos após maior precipitação ocorrida na área.

Cabe ressaltar que o monitoramento contínuo e um estudo mais detalhado quanto as condições físico-químicas do solo, da hidrodinâmica local e produção anual dos bosques tornam-se essenciais para complementar esse estudo.

## 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Affandi NAM, Kamali B, Rozainah MZ, Tamin NM, Hashim R (2010) Early growth and survival of *Avicennia alba* seedling sunder excessive sedimentation. *Sci Res Essays* 5: 2801-2805

Albino J, Girardi G, Nascimento KA (2006) Espírito Santo. In: Muehe D (ed.) Erosão e progradação do litoral brasileiro. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, pp 228-264

Alleman LK, Hester MW (2011) Refinement of the fundamental niche of black mangrove (*Avicennia germinans*) seedlings in Louisiana: Applications for restoration. *Wetlands Ecol Manage* 19: 47-60

Alongi DM (2002) Present state and future of the world's mangrove forests. *Environ Conserv* 29: 331-349

Alongi DM (2009a) Introduction. In: Alongi DM (ed) Introduction in the energetics of mangrove forests. Springer Science and Business Media B.V., New York, pp 1-6

Alongi DM (2009b) Paradigm Shifts in Mangrove Biology. In: Perillo GM, Wolanski E, Cahoon DDR, Brinson MM (eds) Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach. Elsevier B.V., pp 615-634

Balke T, Bouma TJ, Horstman EM, Webb EL, Erfteimeijer PLA, Herman PMJ (2011) Windows of opportunity: thresholds to mangrove seedling establishment on tidal flats. *Mar Ecol Prog Ser* 440:1-9

Ball MC (1980) Patterns of secondary succession in a mangrove forest of southern Florida. *Oecologia* 44: 226-235

Ball MC (1988) Ecophysiology of mangroves. *Trees* 2:129-142

Bosire JO, Kairo JG, Kazungu J, Koedam N, Dahdouh-Guebas F (2008) Spatial and Temporal Regeneration Dynamics in *Ceriops tagal* (Perr.) C.B. Rob. (Rhizophoraceae) Mangrove Forests in Kenya. *Western Indian Ocean J Mar Sci* 7:69-80

BRASIL. Ministérios do Meio Ambiente. Lei nº 4771 de 15 de setembro de 1965.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30302.html>>. Acesso em: 06 de junho de 2013.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 004, de 18 de setembro de 1985. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=21>> Acesso em: 14 de junho de 2013.

BRASIL. Medida Provisória nº 571, de 25 de maio de 2012. Brasília, 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)>. Acesso em: 14 de junho de 2013.

Chen R, Twilley RR (1998) A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. *J Ecol* 86: 37-51

Cintrón 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

Clarke PJ, Allaway WG (1993) The regeneration niche of the grey mangrove (*Avicennia marina*): effects of salinity, light and sediment factors on establishment, growth and survival in the field. *Oecologia* 93: 548-556

Clarke PJ (1995) The population dynamics of the mangrove shrub *Aegiceras corniculatum* (Myrsinaceae): fecundity, dispersal early growth and population structure. *Proc Linn Soc N S W* 115: 35-44

Dahdouh-Guebas F (2002) The use of remote sensing and GIS in the sustainable management of tropical coastal ecosystems. *Environ Dev Sustain* 4: 93-112

Delgado P, Hensel PF, Jiménez JA, Day JW (2001) The importance of propagule establishment and physical factors in mangrove distributional patterns in a Costa Rican estuary. *Aquat Bot* 71: 157-178

Duke NC, Allen JA (2006) *Rhizophora mangle*, *R. samoensis*, *R. racemosa*, *R. × harrisonii* (Atlantic-East Pacific red mangroves). In: Elevitch CR (ed.) Species Profiles for Pacific Island Agroforestry. Permanent Agriculture Resources (PAR), Hōlualoa, Hawai'i, pp 1-18

Ellison AM, Farnsworth EJ (1993) Seedling survivorship, growth, and response to disturbance in Belizean mangal. *Am J Bot* 80: 1137-1145

Ellison AM, Farnsworth EJ (1996) Spatial and temporal variability in growth of *Rhizophora mangle* sapling on coral cays: link with variation in insolation, herbivory and local sedimentation rate. *J Ecol* 84: 717-731

Ellison JC (1998) Impacts of Sediment Burial on Mangroves. *Mar Pollut Bull* 37: 420-426

Eysink GGJ, Bernardo MPST, Silva LS, Bacilieri S, Siqueira MC, Summa D, Vigar ND, Achkar SM (1998) Replanteio de plântulas de *Laguncularia racemosa* visando o seu uso em programas de recuperação de manguezais degradados. *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, ACIESP*, 1: 48-55

Fernandes MEB (1999) Phenological patterns of *Rhizophora* L., *Avicennia* L. and *Laguncularia*. F. in Amazonian mangrove swamps. *Hydrobiologia* 413: 53-62

Fernandes MEB, Virgulino ARC, Nascimento AAM, Rodrigues LFP (2005) Padrões de floração e frutificação em *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. F.: uma avaliação metodológica. *Boletim do laboratório de hidrobiologia* 18: 33-38

Field (1998) Rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Mar Pollut Bull* 37: 383-392

Friess DA, Krauss KW, Horstman EM, Balke T, Bouma TJ, Galli D, Webb EL (2012) Are all intertidal wetlands naturally created equal? Bottlenecks, thresholds and knowledge gaps to mangrove and saltmarsh ecosystems *Biol Rev* 87: 346-366

Gensac E, Lesourd S, Gardel A, Anthony EJ, Proisy C, Loisel H (2011) Short-term prediction of the evolution of mangrove surface areas: The example of the mud banks of Kourou and Sinnamary, French Guiana. *J Coast Res* 64: 388-392

Gill AM, Tomlinson PB (1971) Studies on the Growth of Red Mangrove (*Rhizophora mangle* L.) Phenology of the Shoot. *Biotropica* 3: 109-124

Giri C, Ochieng E, Tieszen LL, Zhu Z, Singh A, Loveland T, Masek J, Duke N (2011) Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Glob Ecol Biogeogr* 20: 154-159

Gurevitch J, Scheiner M, Fox GA (2009) *Ecologia Vegetal*. 2 ed. Artmed, Porto Alegre

Hashim R, Kamali B, Tamin NM, Zakaria R (2010) An integrated approach to coastal rehabilitation: Mangrove restoration in Sungai Haji Dorani, Malaysia. *Estuar Coast Shelf Sci* 86: 118-124

Hoffman LL, Anten NPR, Ramos MM, Ackerly DD (2007) Salinity and light interactively affect neotropical mangrove seedlings at the leaf and whole plant levels. *Oecologia* 150: 545-556

Jimenez JA, Lugo AE, Cintrón G (1985) Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica* 17: 177-185

- Jimenez JA, Sauter K (1991) Structure and dynamics of mangrove forests along a flooding gradient. *Estuaries* 14: 49-56
- Kathiresan K, Bingham BL (2001) Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Adv Mar Biol* 40: 81-251
- Kitaya Y, Jintana V, Piriyaoytha S, Jaijing D, Yabuki K, Izutani S, Nishimiya A, Iwasaki M (2002) Early growth of seven mangrove species planted at different elevations in a Thai estuary. *Trees* 16: 150-154
- Kock MS (1997) *Rhizophora mangle* L. seedlings development into the saplings stage across resource and stress gradients in subtropical Florida. *Biotropica* 29: 427-439
- Krauss KW, Lovelock CE, Mckee KL, Hoffman LL, Ewe SML, Sousa WP (2008) Environmental drivers in mangrove establishment and early development: A review. *Aquat Bot* 89: 105-127
- Kristensen E, Bouillon S, Dittmar T, Marchand C (2008) Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquat Bot* 89: 201-219
- Larcher W (2000) *Ecofisiologia Vegetal*, 1 ed. Rima Artes e textos, São Carlos
- Linares APM, López-Portillo J, Hernández-Santana JR, Pérez MAO, Orozco OO (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
- Lopes LCM, Tognella MMP, Pascoalini SS (2009) Dinâmica populacional nos manguezais do rio Itaúnas, Conceição da Barra, ES, Brasil. *Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil*. Sociedade Brasileira de Ecologia, São Lourenço, Minas Gerais
- Lugo AE, Snedaker SC (1974) The ecology of mangroves. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 5: 39-64
- Lugo AE (1980) Mangrove Ecosystems: Successional or Steady State? *Biotropica* 12: 65-72
- Magnuson JJ (1990) Long-Term Ecological Research and the Invisible Present *BioScience* 40: 494-508
- Magris RA, Barreto R (2010) Mapping and assessment of protection of mangrove habitats in Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 5:546-556
- Matsui N, Suekuni J, Havanond S, Nishimiya A, Yanai J, Kosaki T (2008) Determination of soil-related factors controlling initial mangrove (*Rhizophora apiculata* BL.) growth in an abandoned shrimp pond. *Soil Sci Plant Nutr* 54: 301-309
- McClusky DS, Elliott M (2004) *The Estuarine Ecosystem Ecology, Threats, and management*. 3 ed. Oxford, Oxford University Press

- McKee KL (1993) Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution: reciprocal effects? *J Ecol* 81:477-487
- McKee KL (1995a) Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors. *Oecologia* 101: 448-460
- McKee KL (1995b) Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to light and nutrient availability. *Am J Bot* 82: 299-307
- Mehlig U (2006) Phenology of the red mangrove, *Rhizophora mangle* L., in the Caeté Estuary, Pará, equatorial Brazil. *Aquat Bot* 84: 158-164
- Nóbrega NEF, Silva JGF, Ramos HEA, Pagung FS (2008) Balanço hídrico climatológico e classificação climática de Thornthwaite Köpen para o município de São Mateus – ES. XVIII Congresso Nacional de Irrigação e drenagem, São Mateus, Espírito Santo
- Padilla C, Fortes MD, Duarte CM, Terrados J, Kampa-Nielsen L (2004) Recruitment, mortality and growth of mangrove (*Rhizophora* sp.) seedlings in Ulugan Bay, Palawan, Philippines. *Trees* 18: 589-595
- Pickens CN, Hester MW (2011) Temperature Tolerance of Early Life History Stages of Black Mangrove *Avicennia germinans*: Implications for Range Expansion. *Estuaries Coasts* 34: 824-830
- Rabinowitz D (1978a) Dispersal properties of mangrove propagules. *Biotropica* 10:47-57
- Rabinowitz D (1978b) Mortality and initial propagule size in mangrove seedlings in Panama. *J Ecol* 66:45-51
- Saifullah SM, Chaghtai F, Akhtar S (2007) Dispersal and establishment of mangrove propagules in an exposed coastal habitat of Indus delta. *Pak J Bot* 39: 577-582
- Schaeffer-Novelli Y, Cintrón G (1986) Guia para estudo de áreas de manguezal: estrutura, função e flora. Caribbean Ecological Research, São Paulo
- Schaeffer-Novelli Y (1991) Manguezais brasileiros. Tese de Livre Docência, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo
- Schaeffer-Novelli Y, Cintron-Morelo G, Soares MLG, De-Rosa T (2000) Brazilian mangroves. *Aquat Ecosys Health Manag* 3: 561-570
- Schaeffer-Novelli Y (2002) Manguezal: ecossistema que ultrapassa suas próprias fronteiras. In: Araújo EL, Moura AN, Sampaio ESB, Gestrinari LMS, Carneiro JMT (eds) Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil. UFRPE, Imprensa Universitária, Recife, pp 34-37
- Schaeffer-Novelli Y, Rovai AS, Coelho-JR C, Menghini RP, Almeida R (2012) Alguns

impactos do PL 30/2011 sobre os Manguezais Brasileiros. Código Florestal e a Ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber. Comitê Brasil, Brasília-DF, pp 18-27

Smith III TJ (1987) Effects of light and intertidal position on seedlings survival and growth in tropical tidal forests. *J Exp Mar Biol Ecol* 110: 133-146

Smith SM, Lee DW (1999) Effects of light quantity and quality on early seedling development in the red mangrove, *Rhizophora mangle* L. *Bull Mar Sci* 65: 795-806

Soares MLG, Chaves FO, Correa FM, Silva-JR CMG (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: 01-116

Soares, MLG, Silva JR CMG, Cavalcanti VF, Almeida PMM, Monteiro AS, Chaves FO, Estrada GCD, Barbosa B (2006) Regeneração de floresta de mangue atingida por óleo na baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Brasil): resultados de 5 anos de monitoramento. *Geochem Brasil* 20: 38-61

Soares MLG, Estrada GCD, Fernandez V, Tognella MMP (2012) Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: Assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. *Estuar Coast Shelf Sci* 101: 44-53

Sousa WP, Kennedy PG, Mitchell BJ (2003) Propagule size and predispersal damage by insects affect establishment and early growth of mangrove seedlings. *Oecologia* 135: 564–575

Souza MMA, Sampaio EVSB (2011) Predation on propagules and seedlings in mature and regenerating mangroves in the coast of Ceará, Brazil. *Hydrobiologia* 661: 179-186

Spalding M, Kainuma M, Collins L (2010) *World Atlas of Mangroves*. 2 ed. Earthscan

Tamphanya U, Vermaat JE, Terrados J (2002) The effect of increasing sediment accretion on the seedlings of three common Thai mangrove species. *Aquat Bot* 74:315-325

Terrados J, Tamphanya U, Srichai N, Kheowvongsri P, Geertzhanzen O, Borromthanarath S, Panapitukkul N, Duarte CM (1997) The effect of increased sediment accretion on the survival and growth of *Rhizophora apiculata* seedlings. *Estuar Coast Shelf Sci* 45: 697-701

Tognella MMPR, Soares MLG, Farias HDCE (2007) Abordagens ecológicas em manguezal. In: Menezes LFT, Pires FR, Pereira OJ (eds.) *Ecosistemas Costeiros do Espírito Santo - Conservação e Preservação*. EDUFES, Vitória, pp 103-115

Tomlinson PB (1986) *The Botany of Mangroves*. 1 Ed. Cambridge University Press Cambridge

Townsend CR, Begon M, Harper JL (2010) *Fundamentos em Ecologia*. 3 ed. Artmed,

Porto Alegre

Tsuji T (2010) Sobrevivência e crescimento de plântulas das espécies arbóreas de mangue semeadas em áreas degradadas na Península de Ajuruteua, Bragança – Pará. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Pará, Bragança

Vale CC, Ferreira RD (1998) Os manguezais do Estado do Espírito Santo. In: IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros. Águas de Lindóia, São Paulo, pp 88-94

Vale CC (1999) Contribuição ao estudo dos manguezais como indicadores biológicos das alterações geomorfológicas do estuário do rio São Mateus (ES). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo

Upadhyay VP, Mishra PK (2008) Populations status of mangrove species in estuarine regions of Orissa coast, India. *Trop Ecol* 49: 183-188

Watanabe S (1997) Glossário de Ecologia. 2 ed. Academia de Ciências do Estado de São Paulo (ACIESP), São Paulo

Zar, JH (1999) *Biostatistical Analysis*. 4 ed. Prentice Hall, New Jersey