



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

SÁVIA SOARES PASCOALINI

**ABSORÇÃO DE CARBONO EM UM MANGUEZAL
NO SUDESTE DO BRASIL: PERSPECTIVA DE ANÁLISE
DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS**

VITÓRIA

2019

SÁVIA SORES PASCOALINI

**ABSORÇÃO DE CARBONO EM UM MANGUEZAL
NO SUDESTE DO BRASIL: PERSPECTIVA DE ANÁLISE
DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS**

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

Orientador: Dr^a. Mônica Maria Pereira Tognella

Co-orientador: Dr. Antelmo Ralph Falqueto

VITÓRIA

2019

SÁVIA SORES PASCOALINI

**ABSORÇÃO DE CARBONO EM UM MANGUEZAL
NO SUDESTE DO BRASIL: PERSPECTIVA DE ANÁLISE
DOS SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS**

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

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr^a. Mônica Maria Pereira Tognella – Orientador
Universidade Federal do Espírito Santo/UFES

Prof. Dr. – Examinador Interno
Universidade Federal do Espírito Santo/UFES

Prof. Dr. – Examinador Externo

Prof. Dr. – Examinador Externo

AGRADECIMENTOS

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil) pela concessão da bolsa de doutorado.

À professora Dr^a. Mônica Maria Pereira Tognella pela orientação, incentivo e amizade. Sua paixão pelo manguezal cativa e inspira quem está perto, e mesmo com as atribulações, continua firme e forte ensinando a todos. Obrigada pelos 10 anos de orientação!

Ao professor Dr. Antelmo Ralph Falqueto pela co-orientação e disponibilidade na execução na tese. Por emprestar o fluorômetro e o clorofilog permitindo as medições de fluorescência da clorofila *a* e pigmentos foliares, equipamentos sempre requisitado por todos.

À todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Ambiental (PPGOAM) que direta ou indiretamente auxiliaram na minha formação.

Ao prof. Dr. Mário Luís Gomes Soares, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, por disponibilizar o IRGA permitindo as medições de trocas gasosas e por sugerir, na qualificação, que eu ajustasse minhas curvas de distribuição de troncos a outros modelos, não apenas a curva normal. Em função da sugestão, nasceu o capítulo 2.

Ao técnico do PPGOAM Me. Ricardo Nogueira Servino por todo auxílio no trabalho de campo, seja anotando, pilotando barco ou usando o IRGA, quando eu desenvolvia outra atividade, sem seu suporte toda a amostragem não teria ocorrido.

À Dr^a. Elizabeth Dell'Orto e Silva e seu esposo por emprestarem o barco, foi fundamental para as amostragens.

Ao prof. Dr. Julien Chiquieri, do Centro Universitário Norte do Espírito Santo, por prontamente emprestar o liofilizador.

Ao prof. Dr. Daniel Henriques Soares Leal, do Centro Universitário Norte do Espírito Santo, pelo treinamento no uso do liofilizador.

À FAPES que por meio do edital de evento técnico-científico (Edital 003/2012) contribuiu com a vida do Dr. Ernesto Medina (Instituto Venezuelano de Pesquisas Científicas (IVIC)) durante o Workshop Interamericano de Atualizações Ecológicas no

Ambiente Manguezal, quando o especialista ministrou o curso de capacitação técnica em ecofisiologia do ecossistema manguezal e contribuiu para a avaliação das áreas de estudo.

À Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação da Universidade Federal do Espírito Santo pelo pagamento de diárias ao Prof. Dr. Ernesto Medina durante sua estadia em atividades de campo.

Àqueles que auxiliaram minhas coletas, Antônio, Bianca, Bruno, Dielle, Elizabeth, Felipe, Gabriel, Gilberto, José, Karen, Maíra, Patrick e Thayana.

Àqueles que auxiliaram nas análises de matéria orgânica em laboratório, Mateus, Saulo e Amina.

À Taty, Tuany e Ully por serem abrigo quando precisei ir à São Mateus. Agradeço pela acolhida.

À minha família, por todo amor e segurança oferecidos a mim, e por compreenderem as ausências devido ao doutorado. Em especial à minha mãe por incentivar a concluir a tese e seguir a vida, sempre dizendo “você precisa defender e tirar esse peso do seu ombro”. Mãe, pai e Salles vocês são meu porto seguro.

Ao Edílio, meu bem, por incentivar, cuidar e compreender minhas ausências, principalmente nos momentos finais da tese. Que sigamos tranquilos na vida!

RESUMO

Manguezais são sistemas altamente produtivos e representam importantes sumidouros de carbono. Devido a variabilidade estrutural e funcional do ecossistema o presente trabalho tem como objetivo descrever a absorção de carbono em manguezal peri-urbano e sua manutenção baseado na análise estrutural, no armazenamento de carbono na forma de biomassa aérea e pela fotossíntese. O trabalho foi desenvolvido no manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória em florestas de franja e bacia distribuídas ao longo deste ambiente. A tese é composta por quatro capítulos, o primeiro avalia a diversidade estrutural do manguezal, submetido a tensores considerando a mortalidade, reflexo da degradação florestal e a dominância de espécies, fator importante na estrutura do ecossistema. Houve variabilidade estrutural entre as estações avaliadas e diferenças quanto a composição de espécies. A distribuição de espécies ocorre de acordo com o ótimo ecológico das mesmas, principalmente em termos de concentração de matéria orgânica (MO) no sedimento e salinidade tanto para *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn quanto para *Rhizophora mangle* L. O segundo capítulo avaliou a distribuição diamétrica por meio de funções de densidade probabilística. A função Lognormal descreveu a distribuição diamétrica dos tipos fisiográficos, das estações e de 59% das parcelas, indicando manutenção contínua dos bosques. A função Weibull sugeriu fragilidade dos bosques e da espécie que ela descreve (*L. racemosa*), além de maturidade. *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman ex Moldenke está vulnerável as situações impostas em virtude da localização da sua colonização. A função Gamma descreveu locais com desenvolvimento estrutural de intermediário à maduro sob pressão antrópica. O terceiro capítulo aborda a plasticidade ecofisiológica de *Rhizophora mangle* e alguns de seus fatores controladores, observa-se que MO e disponibilidade de radiação incidente e, em menor grau, a salinidade atuam sobre a fotossíntese. A MO contribuiu para melhor desempenho do fluxo de energia relacionado ao transporte de elétrons. Os resultados obtidos comprovam que a radiação fotossintética ativa disponível atua principalmente sobre as variáveis de fluorescência. Em relação à salinidade, há danos negativos sobre os centros de reação, mas a plasticidade da espécie em relação ao sal pode ser comprovada pelo aumento na assimilação de carbono e no uso conservativo da água. Quanto aos fatores bióticos controlando a eficiência fotossintética, o teor de clorofila *a* atua no desempenho das plantas em nível de transferência de elétrons e o PI_{Total} foi relacionado a assimilação fotossintética e ao uso conservativo da água. O último capítulo avalia a

distribuição do carbono armazenado nas árvores e verifica as possibilidades de manutenção em cada bosque avaliado. O manguezal do SEGV armazena em média 80,0 ton. ha⁻¹ de carbono, comparável às outras regiões do mundo conhecidas pela grande quantidade de carbono armazenado na vegetação. O estoque de carbono na biomassa aérea varia entre tipos fisiográficos e entre bosques dentro do sistema estuarino, o estoque de carbono foi associado à matéria orgânica ($R = 0,43$; $p = <0,05$) e salinidade ($R = -0,30$; $p = <0,05$). Discute-se que a manutenção deste estoque depende das características biológicas das espécies que colonizam as áreas e das condições abióticas do sistema em escala local e regional. Os resultados obtidos reforçam a importância da gestão pública para conservação deste ecossistema em nível de paisagem tendo em vista o benefício econômico provido pelo manguezal ao desempenhar o serviço ecossistêmico de absorção de carbono atmosférico.

Palavras-chave: Estrutura diamétrica, Fotossíntese, Estoque de carbono, Matéria orgânica.

ABSTRAT

Mangroves are highly productive systems and represent important carbon sinks. Due to the structural and functional variability of the ecosystem the present work aims to describe the carbon absorption in peri-urban mangrove and its maintenance based on the structural analysis, carbon storage in the form of aerial biomass and photosynthesis. The work was developed in the mangrove of the Estuarine System of Greater Vitória (ESGV) in fringe and basin forests distributed throughout this environment. The thesis is composed by four chapters, the first evaluates the structural diversity of the mangrove, submitted to tensors considering the mortality, reflection of the forest degradation and the dominance of species, há important factor in the structure of the ecosystem. There was structural variability between the evaluated stations and differences in the species composition. The distribution of species occurs according to their ecological optimum, mainly in terms of organic matter (OM) concentration in the sediment and salinity for both *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn and *Rhizophora mangle* L. The second chapter evaluated the diametric distribution by means of probabilistic density functions. The Lognormal function described the diameter distribution of the physiographic types, the seasons and 59% of the plots, indicating continuous maintenance of the forests. The Weibull function suggested fragility of the forests and the species it describes (*L. racemosa*), in addition to maturity. *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman ex Moldenke is vulnerable to the situations imposed by virtue of the location of its colonization. The Gamma function described sites with structural development from intermediate to mature under antropic pressure. The third chapter deals with the ecophysiological plasticity of *Rhizophora mangle* and some of its controlling factors, it is observed that MO and the availability of incident radiation and, in a lower degree, salinity act on photosynthesis. The OM contributed to a better performance of the energy flux related to the electron transport, the results obtained indicate that the active photosynthetic radiation available mainly works on the fluorescence variables. Regarding salinity, there is negative damage to the reaction centers, but the species' plasticity in relation to salt can be evidenced by the increase in carbon assimilation and the conservative use of water. As for the biotic factors controlling the photosynthetic efficiency, the chlorophyll a affects the performance of plants at the level of electron transfer and the PI_{Total} was related to photosynthetic assimilation and to the conservative use of water. The last chapter evaluates the distribution of the carbon stored in the trees

and verifies the maintenance possibilities in each evaluated forest. ESGV's mangroves store on $80.0 \text{ ton. ha}^{-1}$ carbon, comparable to other regions of the world known for the large amount of carbon stored in the vegetation. The carbon stock was associated with organic matter ($R = 0.43$, $p = <0.05$) and salinity ($R = -0.30$, $p = <0.05$). It is argued that the maintenance of this stock depends on the biological characteristics of the species that colonize the areas and the abiotic conditions of the system on a local and regional scale. The results obtained reinforce the importance of public management for the conservation of this ecosystem at the landscape level in view of the economic benefit provided by the mangrove ecosystem when performing the ecosystemic service of atmospheric carbon absorption.

Key-words: Diametric structure, Photosynthesis, Carbon stock, Organic matter.

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Dados da matéria orgânica – MO (%) e salinidade intersticial por estações de amostragem (1- 4, geral) e por tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória, representados pelos valores de medianas (Med), máximos (Max) e mínimos (Min).....	43
Tabela 2. Resultado de Kruskal-Wallis (H) e comparações múltiplas <i>a posteriori</i> para as variáveis abióticas entre as estações e Mann-Whitney (U) entre os tipos fisiográficos. Valores dos testes estão acompanhados do grau de liberdade (GL) e número amostral (N), juntamente com seus respectivos valores de <i>p</i>	44
Tabela 3. Parâmetros estruturais das estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória representados pelos valores de medianas (Med), máximos (Max) e mínimos (Min).....	45
Tabela 4. Análise estatística comparando os parâmetros estruturais entre as estações de amostragem (1 a 4) e entre os tipos fisiográficos (franja e bacia) por meio dos testes Kruskal-Wallis, seguido do Teste de Comparações Múltiplas <i>a posteriori</i> , e Mann-Witney. Valores dos testes estão acompanhados do grau de liberdade (GL) e número amostral (N), juntamente com seus respectivos valores de <i>p</i>	46
Tabela 5. Dados de área basal (%) das espécie por estações de amostragem (1- 4, geral) e por tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória, representados pelos valores de medianas (Med), máximos (Max) e mínimos (Min).....	49
Tabela 6. Análise estatística comparando a área basal (%) das espécies em cada estações de amostragem (1 a 4) e em cada tipo fisiográfico (F: franja e B: bacia) por meio do teste Kruskal-Wallis, seguido do Teste de Comparações Múltiplas <i>a posteriori</i> , no Sistema Estuarino da Grande Vitória . Valores dos testes estão acompanhados do grau de liberdade (GL) e número amostral (N), juntamente com seus respectivos valores de <i>p</i>	50

Capítulo 2

Tabela 1. Funções de densidade ajustadas aos dados empíricos (adaptado de Lima et al., 2017).....	71
---	----

Tabela 2. Dados referentes às parcelas avaliadas.....	73
Tabela 3. Estatística descritiva dos dados de diâmetro do tronco (cm) para os tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia), estações (E1, E2, E3 e E4), espécies e parcelas no Sistema Estuarino da Grande Vitória.....	75
Tabela 4. Resultados do Critério de Informação de Akaike para distribuição de diâmetro (cm) para os tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia), estações (E1, E2, E3 e E4), espécies e parcelas.....	76

Capítulo 3

Tabela 1. Dados de temperatura (°C) média (med.), mínima (mín.) e máxima (max.), umidade relativa (U.R.) e precipitação (mm) ocorrida (P) e esperada (P e) durante o período de estudo para o município de Vitória, ES (20°31'56,0" S – 40°31'72,0" W)...	101
Tabela 2. Dados abióticos do sedimento com coleta dos parâmetros salinidade intersticial, temperatura da água (°C) e matéria orgânica (%) por estações de amostragem (1- 4) e por tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória, representados pelos valores de medianas (Med), máximos (Max) e mínimos (Min).....	102
Tabela 3. Análise Kruskal-Wallis (H) e comparações múltiplas <i>a posteriori</i> para as variáveis abióticas entre as estações e Mann-Whitney (U) entre os tipos fisiográficos e ano de amostragem. Valores dos testes estão acompanhados do grau de liberdade (GL), juntamente com seus respectivos valores de <i>p</i>	102
Tabela 4. Parâmetros estruturais das estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória representados pelos valores médios. Alt: altura média, Dens. tr. vivos: densidade de troncos vivos, ABRT: área basal relativa total, Av: <i>Avicennia schaueriana</i> , Lg: <i>Laguncularia racemosa</i> , Rh: <i>Rhizophora mangle</i>	103
Tabela 5. Teste de Mann-Witney entre os anos para as variáveis de Índice de Clorofila, Fluorescência da clorofila e Trocas gasosas.....	110
Tabela 6. Regressão e correlação linear entre variáveis abióticas e bióticas e entre variáveis bióticas coletados no manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória.....	114

Capítulo 4

Tabela 1. Correlação de Spearman entre variáveis abióticas e bióticas e entre variáveis bióticas obtidas no manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória.....	141
Tabela 2. Estimativa de estoque de carbono na biomassa acima do solo de manguezais encontrados na literatura. Valores mínimos e máximos.....	144

LISTA DE FIGURAS

Apresentação

Figura 1. Localização das áreas de estudo no Sistema Estuarino da Baía de Vitória, começando da abertura norte em sentido anti-horário estão as estações.....26

Capítulo 1

Figura 1. Análise de Componentes Principais da estrutura da vegetação em função dos valores de altura média (alt_med), área basal relativa ≥ 10 cm (% AB10), DAP médio (dap_medio), densidade de troncos vivos (dens_ha), densidade relativa de troncos mortos (% mortos) e relação troncos por indivíduo (Tr_ind).....47

Figura 2. Distribuição de troncos vivos e mortos referentes às parcelas das estações de estudo (valores relativos) no SEGV.....48

Figura 3. Análise de Correspondência Canônica utilizando dados biológicos da estrutura da vegetação – valores de altura média (alt_med), área basal relativa ≥ 10 cm (%AB10), DAP médio (dap_medio), densidade de troncos vivos (dens_ha), densidade relativa de troncos mortos (% mortos) e relação troncos por indivíduo (Tr_ind), área basal relativa de *A. schaueriana* (Av), *L. racemosa* (Lg) e *R. mangle* (Rh) e variáveis abióticas – salinidade (sal) e teor de matéria orgânica (mo).....52

Capítulo 2

Figura 1. Densidade em função das classes de diâmetro (cm) e curvas ajustadas dos modelos testados (Gamma, LogNormal e Weibull) para os tipos fisiográficos: a) Franja b) Bacia; estações: c)1, d) 2, e) 3, f) 4; espécies: g) Av (*Avicennia schaueriana*), h) Lg (*Lagunculariaracemosa*) e i) Rh (*Rhizophoramangle*); parcelas: j) E1F3, k) E2B2,l) E3F3.....77

Figura 2. Função de Densidade Cumulativa (CDF) em função do diâmetro (cm) para as diferentes funções ajustadas (Gamma, Log-normal e Weibull) para os tipos fisiográficos: a) Franja b) Bacia; estações: c)1, d) 2, e) 3, f); espécies: g) Av (*Avicennia schaueriana*),

h) Lg (*Laguncularia racemosa*) e i) Rh (*Rhizophora mangle*); parcelas: j) E1F3, k) E2B2,l) E3F3.....79

Figura 3. Variáveis estruturais: A) DAP médio (cm), B) altura média (m), C) densidade de troncos mortos (ha) e D) matéria orgânica (%) em função das funções testadas (Gamma, Lognormal e Weibull).....81

Figura 4. Análise de componentes principais da estrutura da vegetação em função dos valores de altura média (Alt_med), DAP médio (DAP_medio), densidade de troncos vivos (densv_ha), densidade de troncos mortos (densm_ha) por estações de amostragem (1- 4) e por tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Polígonos representam as funções testadas azul (função Gamma), vermelho (função Lognormal) e verde (função Weibull).....82

Capítulo 3

Figura 1. Dados estatísticos básicos do Índice de Clorofila (IC) *a*, *b* e total em cada estação de estudo com descrição das Medianas (quadrado interno), Quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).....103

Figura 2. Dados estatísticos básicos de fluorescência transiente da clorofila *a* extraídos e calculados com descrição das Medianas (quadrado interno), quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. F_0 : fluorescência inicial, F_m : Fluorescência máxima, F_v/F_0 : eficiência dos centros de reação ativos. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).....104

Figura 3. Dados estatísticos básicos dos Fluxos Específicos (ABS/RC: absorção, TR_o/RC : captura), ET_o/RC : transporte e DI_o/RC : dissipação) por centro de reação, deduzidos a partir de análises do Teste JIP, com as medianas (quadrado interno), quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no

Sistema Estuarino da Grande Vitória. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).....105

Figura 4. Dados estatísticos básicos dos dados de rendimento e razões de fluxos, deduzidos a partir de análises do Teste JIP, com as Medianas (quadrado interno), quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. ϕP_o : eficiência quântica máxima da fotoquímica primária do FSII, Ψ_o : probabilidade que uma excitação capturada mova um elétron além da Q_A , ϕE_o : rendimento quântico de transporte de elétrons da Q_A para o intersistema de aceptores de elétrons, ϕD_o : rendimento quântico máximo de de-excitação não fotoquímica, δR_o : eficiência que um elétron move os aceptores de elétrons reduzidos no intersistema para os aceptores finais do FSI. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).....107

Figura 5. Dados estatísticos básicos dos Índices de desempenho da absorção e total (PI_{abs} e PI_{total}), deduzidos a partir de análises do Teste JIP, com as Medianas (quadrado interno), quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).....108

Figura 6. Dados estatísticos de trocas gasosas com Medianas (quadrado interno), quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. A) RFA, radiação fotossintética ativa; B) $T^{\circ}C$, temperatura foliar; C), C_i , concentração de carbono interno; D) A, assimilação de carbono; E) E, transpiração; F) gs, condutância estomática; G) A/gs, eficiência intrínseca do uso da água; H) A/E, eficiência instantânea do uso da água. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).....109

Figura 7. Análise de componentes principais para o ano de 2016, utilizando valores de Índice de clorofila *a* e *b*, dissipação de energia por centro de reação (DI_0/RC), rendimento quântico máximo do fotossistema II (ϕP_o), rendimento quântico máximo de de-excitação não fotoquímica (ϕD_o), eficiência que um elétron move os aceptores de elétrons reduzidos no intersistema para os aceptores finais do PSI (δR_o), Índice de desempenho (IP_{abs} e IP_{total}), concentração de carbono interno (C_i), assimilação fotossintética (A), transpiração

(E), condutância estomática (gs), eficiência no uso da água (A/gs e A/E), em cada estação de amostragem. Estações: 1 a 4, B: bacia, F: franja.....112

Figura 8. Análise de componentes principais para o ano de 2017, utilizando valores de dissipação de energia por centro de reação (DI_0/RC), rendimento quântico máximo do fotossistema II (ΦP_0), rendimento quântico máximo de de-excitação não fotoquímica (ΦD_0), eficiência que um elétron move os aceptores de elétrons reduzidos no intersistema para os aceptores finais do PSI (δR_0), Índice de desempenho (IP_{abs} e IP_{total}), concentração de carbono interno (Ci), assimilação fotossintética (A), transpiração (E), condutância estomática (gs), eficiência no uso da água (A/gs e A/E), em cada estação de amostragem. Estações: 1 a 4, B: bacia, F: franja.....113

Capítulo 4

Figura 1. Distribuição relativa de estoque de carbono por classe de DAP e por espécie das estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória.....137

Figura 2. Dados estatísticos referentes ao A) DAP médio (cm); B) altura média (m); C) densidade de troncos vivos por hectare (tr. vivos $há^{-1}$); D) área basal ($m^2 há^{-1}$) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Letras maiúsculas indicam diferença entre regiões ($p < 0,05$).....138

Figura 3. Dados estatísticos referentes à A) variação no estoque de carbono em troncos vivos no manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória; B - C) estoque de carbono em troncos vivos e mortos nas regiões de manguezal no Canal da Passagem, no Santa Maria, no rio Bubu e no rio Aribiri. Letras maiúsculas indicam diferença entre regiões ($p < 0,05$).....139

Figura 4. Dados estatísticos referentes ao A) DAP médio; B) altura média; C) densidade de troncos vivos por hectare; D) área basal; E) biomassa acima do solo; F - G) estoque de carbono em troncos vivos e mortos no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Letras maiúsculas indicam diferença entre tipos fisiográficos – F: franja, B: bacia ($p < 0,05$). Av: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*; v: vivo; m: morto.....140

Figura 4. Análise de Correspondência Canônica utilizando dados biológicos da vegetação – valores de altura média (Alt), área basal total (ABT), estoque de carbono,

DAP médio (DAP), densidade de troncos vivos (dens), densidade relativa de troncos mortos (% mortos), relação troncos por indivíduo (T_I), área basal relativa de *Avicennia schaueriana* (Av), *Laguncularia racemosa* (Lg) e *Rhizophora mangle* (Rh) e variáveis abióticas – salinidade (Sal) e teor de matéria orgânica (MO) no manguezal ao redor do Canal da Passagem (CP – polígono vermelho), rio Santa Maria (SM – polígono azul), rio Bubu (RB – polígono verde) e rio Aribiri (RA – polígono rosa) no Sistema Estuarino da Grande Vitória.....143

SUMÁRIO

1. Apresentação.....	21
2. Objetivos.....	24
2.1. Objetivo geral.....	24
2.2. Objetivos específicos.....	24
3. Área de estudo	25
3.1. Sistema Estuarino da Grande Vitória (SEGV).....	26
3.2. Manguezal	27
4. Referências Bibliográficas	29
CAPÍTULO 1 - PLASTICIDADE ESTRUTURAL E DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES EM UM MANGUEZAL PERI-URBANO NO SUDESTE DO BRASIL	37
1. Introdução	39
2. Área de estudo	41
3. Material e métodos.....	41
3.1. Estações de estudo.....	41
3.2. Variáveis abióticas	41
3.3. Caracterização estrutural	41
3.4. Análise dos dados.....	42
4. Resultados	43
4.1. Variáveis abióticas	43
4.2. Características estruturais.....	44
4.3. Distribuição de espécies	49
4.4. Análise de Correlação - Componente abiótico e biótico.....	50
4.5. Análise de Correspondência Canônica.....	50
5. Discussão	53
6. Conclusão.....	58
7. Referências Bibliográficas	59
CAPÍTULO 2 - DISTRIBUIÇÃO DE TRONCOS EM UM MANGUEZAL PERI-URBANO NO SUDESTE DO BRASIL: PERSPECTIVAS EM NÍVEL DE ESPÉCIE E SÍTIO	66
1. Introdução	68
2. Área de estudo	70
3. Material e métodos.....	70
3.1. Caracterização estrutural	70
3.2. Análise da estrutura diamétrica	70

3.3. Relacionando funções de distribuição às características estruturais e teor de matéria orgânica no sedimento.....	72
4. Resultados.....	72
4.1. Distribuição de diâmetro.....	73
4.2. Relacionando funções de distribuição às características estruturais e teor de matéria orgânica no sedimento.....	81
5. Discussão.....	83
6. Conclusão.....	87
7. Referências Bibliográficas.....	88
CAPÍTULO 3 - EFICIÊNCIA FOTOSSINTÉTICA DE JOVENS DE RHIZOPHORA MANGLE L. EM UM MANGUEZAL PERI-URBANO NO SUDESTE DO BRASIL.....	92
1. Introdução.....	94
2. Área de estudo.....	96
3. Material e métodos.....	96
3.1. Estações de amostragem.....	96
3.2. Variáveis abióticas.....	96
3.3. Índice de Clorofila Falker.....	97
3.4. Fluorescência da clorofila <i>a</i>	97
3.5. Trocas gasosas.....	99
3.6. Caracterização estrutural.....	100
3.7. Análises dos dados.....	100
4. Resultados.....	100
4.1. Variáveis abióticas.....	100
4.2. Estrutura.....	102
4.3. Índice de Clorofila.....	103
4.4. Fluorescência da clorofila <i>a</i> – Teste JIP.....	104
4.5 Trocas gasosas.....	108
4.6. Comparação entre anos.....	110
4.7. Análises multivariadas por ano.....	111
4.8. Análise de regressão e correlação linear.....	113
5. Discussão.....	115
6. Conclusão.....	123
7. Referências Bibliográficas.....	123
CAPÍTULO 4 - DISTRIBUIÇÃO DO ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA ACIMA DO SOLO EM UM MANGUEZAL PERI-URBANO E SUA MANUTENÇÃO.....	130

1. Introdução	132
2. Área de estudo	133
3. Material e métodos.....	133
3.1. Estimativa de biomassa acima do solo	134
3.2. Estimativa de estoque de carbono na vegetação acima do solo	135
3.3. Distribuição de carbono na biomassa acima do solo por classe de DAP e por espécie	135
3.4. Distribuição espacial de estoque de carbono na biomassa acima do solo.....	135
3.5. Análise de Correlação de Spearman.....	135
3.6. Análise de Correspondência Canônica.....	136
3.7. Estoque de carbono acima do solo no Sistema Estuarino da Grande Vitória	136
4. Resultados	136
4.1. Distribuição de carbono na biomassa acima do solo por classe de DAP e por espécie	136
4.2. Distribuição espacial de estoque de carbono na biomassa acima do solo.....	138
4.3. Análise de Correlação de Spearman.....	141
4.4. Análise de Correspondência Canônica.....	141
4.5. Determinação do Estoque de carbono acima do solo no Sistema Estuarino da Grande Vitória.....	144
5. Discussão	144
6. Conclusão.....	150
7. Referências Bibliográficas	150
CONSIDERAÇÕES FINAIS	155
ANEXO 1.....	158
ANEXO 2.....	161

1. APRESENTAÇÃO

O papel do carbono no manguezal é de interesse da comunidade científica há muitos anos. Primeiramente, houve um empenho em entender os padrões de assimilação de carbono, a incorporação em biomassa e produtividade primária (Medina, 1999; Alongi, 2009; Komiyama et al., 2011; Castañeda-Moya et al., 2013), além dos processos de importação ou exportação do elemento no ecossistema (Twilley, 1985; Alongi, 2014). Com o aumento dos níveis de carbono na atmosfera, tornou-se necessário compreender a capacidade do ecossistema em armazenar carbono (Donato et al., 2011).

Na década de 1980, as evidências científicas relacionando às emissões de gases que causavam o efeito estufa provenientes das atividades humanas e que influenciavam nas mudanças no clima global começaram a despertar preocupação pública. Estas evidências acabaram inspirando uma série de conferências internacionais que apelavam para a urgência de se estabelecer um tratado mundial para enfrentar o problema. Assim, em 1990 a Organização das Nações Unidas (ONU) respondeu aos apelos e estabeleceu o Comitê Intergovernamental de Negociação para a Convenção-Quadro sobre Mudança do Clima – INC/UNFCCC (MCT, 2012).

O INC/UNFCCC preparou a redação da Convenção do Clima (ou Convenção-Quadro sobre Mudança do Clima) e, em maio de 1992, na sede nas Nações Unidas em Nova York, ela foi adotada. Em junho de 1992, a Convenção do Clima foi aberta para assinatura na Cúpula da Terra no Rio de Janeiro (ou Rio 92), ela entraria em vigor em março de 1994. O Brasil assinou e promulgou a Convenção por meio do Decreto 2.652/98 (MCT, 2012).

A Convenção do Clima possui um órgão supremo, a Conferência das Partes (COP), que se reúne regularmente e examina e toma as decisões necessárias para promover a efetiva implementação da Convenção. Os países signatários (chamados de Partes da Convenção) levam em consideração o princípio de responsabilidades comuns, porém diferenciadas, de forma que os países desenvolvidos reduzam suas emissões e comprem créditos de carbono dos países em desenvolvimento (MCT, 2012).

Durante a COP 3, foi adotado o Protocolo de Quioto, onde as Partes se comprometiam a reduzir suas emissões de gases do efeito estufa. Uma das formas de redução que os países do Anexo I contam é adquirir créditos de outros países gerados por meio de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL – Artigo 12 do Protocolo de Quioto), ou seja, os países que não conseguissem atingir as metas propostas poderiam

comprar créditos de carbono de países em desenvolvimento (MCT, 2012; Fernandez, 2014).

Os projetos de MDL contemplam ações que envolvem atividades de Uso da Terra, Mudança no Uso da Terra e Florestas (Land Use, Land-Use Change and Forestry – LULUCF). Entretanto, foram considerados elegíveis somente as atividades de reflorestamento e florestamento, não sendo incluídas ações de conservação ou manejo florestal em sistemas naturais (Fernandez, 2014).

Outro mecanismo de redução que permite adquirir ou fornecer créditos de carbono foi discutido na COP 5 que é o Mecanismo de Redução de Emissões Causadas por Desmatamento e Degradação (REDD). Na COP 6 entra em pauta o papel da conservação, do manejo sustentável das florestas e o incremento dos estoques de carbono. A partir desse momento essa abordagem se expande para REDD+ e definitivamente o estoque de carbono armazenado na floresta “em pé” passa a ser considerado nessas estratégias (Fernandez, 2014). Atualmente, a conservação de manguezais é abordado além da perspectiva ecológica e política, mas por meio também da inclusão de diversos atores sociais na discussão (Fernandez, 2014; Lugo et al., 2014).

Os mecanismos de redução de emissão são baseados no pagamento ou na compensação por serviços ambientais e consistem na transferência de recursos (monetários ou não) a quem ajuda a manter ou produzir os serviços ambientais. O termo serviço ambiental é utilizado quando se deseja atrelar as ações antrópicas associadas à restauração e manutenção dos serviços ecossistêmicos (Neto e May, 2010). A Avaliação de Ecossistemas do Milênio (Millennium Ecosystem Assessment) define serviço ecossistêmico como sendo os benefícios que as pessoas obtêm do ecossistema e os classificam em serviços de provisionamento, como alimento, madeira e água; de regulação, regulação de inundação, degradação de terras, purificação da água, sequestro de carbono; de apoio, ciclagem de nutrientes, produção primária, entre outros e de culturais (MA, 2003). Constanza et al. (1997) simplificam bens e serviços em serviços ecossistêmicos.

O manguezal é reconhecido por ser um ecossistema diverso em termos estruturais e funcionais (Soares et al., 2003; Feller et al., 2010), fornecendo diferentes serviços ecossistêmicos (Ewel et al., 1998; Tognella-de-Rosa et al., 2006). Globalmente, sabe-se que há uma redução na produção primária, biomassa e estoque de carbono nos manguezais em direção às altas latitudes, no entanto, esse padrão é extremamente variável (Alongi, 2009; Estrada e Soares, 2017). Essa variabilidade é o resultado dos múltiplos

fatores que atuam em diferentes escalas sobre o ecossistema, nesse sentido, o clima determina a ocorrência e o desenvolvimento máximo dos manguezais; em uma escala regional, a geomorfologia e o balanço hídrico influenciam a estrutura e, localmente, a frequência de inundação atua sobre outros fatores ambientais, tais como salinidade e oxigênio dissolvido, controlando o desenvolvimento da floresta (Lugo e Snedaker, 1974; Thom, 1984; Schaeffer-Novelli et al., 1990; 2000; Alongi, 2009, Estrada et al., 2013).

Entretanto, o manguezal é um ecossistema extremamente ameaçado em função de sua localização geográfica e vem sofrendo grande perda de área em todo o mundo (Giri et al., 2011), além de sofrer intensa degradação florestal, principalmente os manguezais peri-urbanos (Dahdouh-Guebas et al., 2002).

Desde que as iniciativas internacionais citadas acima tomaram corpo, aliadas também dos dados do IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas), o estudo sobre o carbono no manguezal e temas relacionados às mudanças climáticas ganharam novo fôlego, como é observado nas mais diversas publicações sobre o assunto, temas como REDD+, serviços ambientais e ecossistêmicos, mitigação, estoque, armazenamento e sequestro de carbono são recorrentes na literatura recente a respeito do carbono no ecossistema.

O desenvolvimento de equações alométricas específicas para as espécies de mangue (Clough e Scott, 1989; Komiyama et al., 2005; Soares e Schaeffer-Novelli, 2005; Estrada et al., 2014^a) foram de grande importância para as estimativas de carbono armazenado na vegetação permitindo que diversos levantamentos sobre acúmulo de biomassa fossem realizados. Estas estimativas acabaram provando o papel do manguezal como um dos ecossistemas que mais acumulam carbono por área tanto em sua vegetação quanto, principalmente, no sedimento (Alongi, 2002; Donato et al., 2011; Kauffman et al., 2011; Mcleod et al., 2011; Mitra et al., 2011; Ray et al., 2011; Adame et al., 2013; Kathiresan et al., 2013; Tue et al., 2014; Rahman et al., 2015; Estrada e Soares, 2017; Santos et al., 2017; Rovai et al., 2018).

Diante do exposto, a absorção e armazenamento de carbono realizado pelo manguezal é considerado um serviço ecossistêmico prestado pelo ambiente, ficando claro o seu papel por meio de trabalhos que quantificam monetariamente o seu valor como o realizado por Estrada et al. (2014^b) e, ainda pensando em serviço ambiental, seu valor é evidente quando o usam para conservação e manutenção do ecossistema. Isto é, a manutenção da floresta em pé para os países em desenvolvimento é uma perspectiva de troca de benefícios.

A tese é composta por quatro capítulos, o primeiro avalia a plasticidade estrutural e a distribuição de espécies em um manguezal urbanizado e o segundo capítulo caracteriza a estrutura diamétrica de populações e da comunidade do manguezal por meio de funções de densidade probabilística e, em seguida, relaciona variáveis estruturais às funções de densidade probabilística vencedoras por meio do Critério de Informação de Akaike. Os capítulos se justificam pela relação existente entre estrutura do bosque e incorporação de biomassa. Em ambas abordagens se busca identificar padrões de maturidade e indícios de degradação florestal que comprometam a manutenção da floresta e, conseqüentemente, o estoque de carbono. O terceiro capítulo aborda a plasticidade ecofisiológica de *Rhizophora mangle* L. e alguns de seus fatores controladores, essa espécie apresenta maior contribuição na área de estudo e entender seu comportamento diante das condições existentes é de fundamental importância, pois análises da assimilação de carbono bem como da eficiência fotoquímica da fotossíntese, mensurada por meio da fluorescência da clorofila *a*, permitem avaliar perdas de energia em todo o processo fotossintético. O quarto capítulo avalia a distribuição do carbono armazenado nas árvores e verifica as possibilidades de manutenção. A manutenção do carbono pode ser avaliada ponderando características da estrutura e funcionamento local e os tensores pelos quais as áreas passam.

O estudo é orientado pela hipótese de que o acúmulo de carbono está sujeito às condições ambientais, sendo as florestas em áreas mais estáveis e com menos distúrbios humanos capazes de armazenar mais carbono por assimilação primária e com maior possibilidade de manutenção desse estoque em longo prazo.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

O presente trabalho tem como objetivo descrever a absorção e manutenção de carbono em uma floresta de mangue peri-urbano.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar a plasticidade estrutural, domínio e distribuição das espécies ao longo do SEGV (Sistema Estuarino da Grande Vitória);

Avaliar a estrutura diamétrica de populações e da comunidade do manguezal verificando maturidade, estabilidade e conservação das florestas;

Avaliar a absorção de carbono atual do manguezal na escala de indivíduo por meio da assimilação de carbono fotossintética de *Rhizophora mangle* e alguns de seus fatores controladores;

Avaliar a distribuição do carbono proveniente da absorção pretérita na biomassa acima do solo por classe de diâmetro e espécie;

Determinar e comparar espacialmente o estoque de carbono na vegetação em um manguezal peri-urbano e avaliar alguns fatores, bióticos e abióticos, controladores do estoque de carbono que podem afetar sua manutenção.

3. ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido no manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória (Figura 1), localizado na região central da costa leste brasileira ($20^{\circ}10'44,0''S$ e $20^{\circ}16'31,1''S - 040^{\circ}15'11,0''W$ e $040^{\circ}20'44,0''W$).

O clima da região é quente e úmido, descrito como Am segundo classificação de Köppen (Alvares et al. 2013). A precipitação anual para o município de Vitória com série histórica entre os anos de 1984 a 2014 é de aproximadamente 1.350 mm. Os meses mais chuvosos se estendem de outubro a abril e os mais secos entre maio e setembro (Alvares et al. 2013, INCAPER 2018). Rebello et al. (2011) observam que a região apresenta deficiência hídrica em quase todos os meses do ano e excedente hídrico acima de 100 mm nos meses de novembro e dezembro.

Quatro locais foram estudados no manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória (E1, E2, E3 e E4) de acordo com sua localização na baía, isto é, em sentido anti-horário da abertura norte para a sul (Figura 1). As estações selecionadas são próximas daquelas avaliadas por Zamprogno et al. (2016), representando os extremos do manguezal do SEGV. Cada local foi dividido por tipo fisiográfico: franja (F) e bacia (B), totalizando oito pontos de amostragem (E1F, E1B, E2F, E2B, E3F, E3B, E4F e E4B). A classificação das florestas em tipos fisiográficos está baseada em Schaeffer-Novelli et al. (2000).

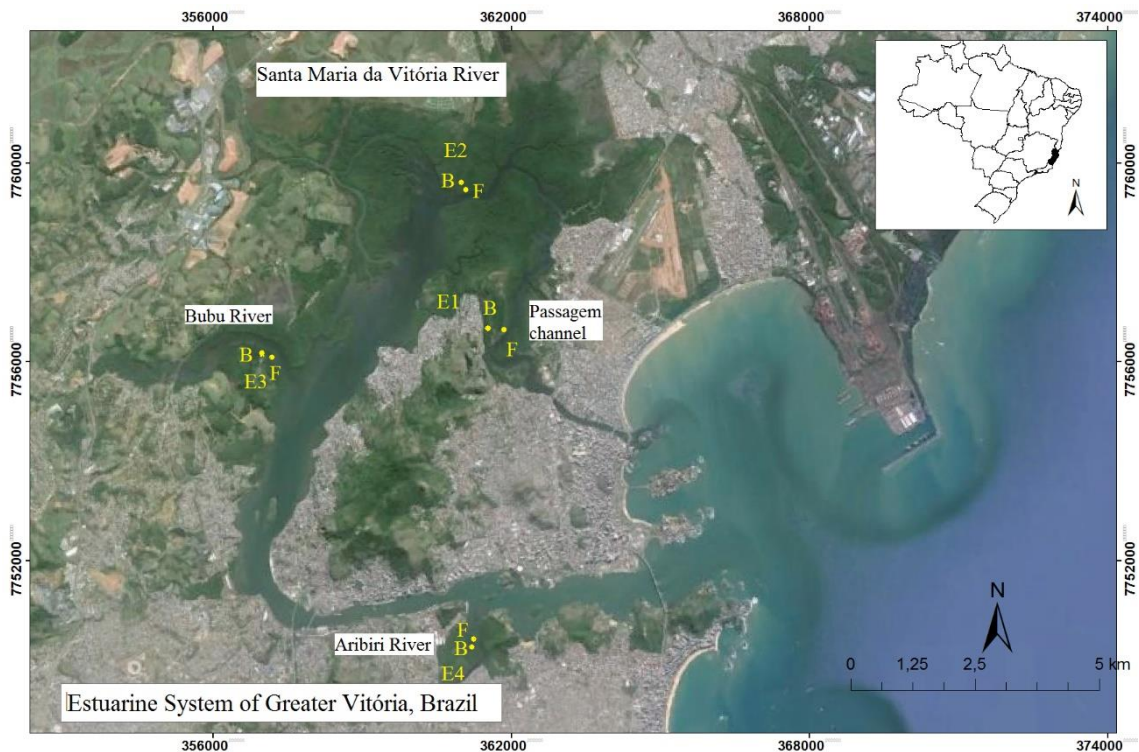


Figura 1. Localização das estações de estudo no Sistema Estuarino da Baía de Vitória (E1, E2, E3 e E4), começando da abertura norte em sentido anti-horário estão as estações.

3.1. SISTEMA ESTUARINO DA GRANDE VITÓRIA (SEGV)

O SEGV possui dois canais de ligação com o mar: o Canal da Passagem e o Canal de Acesso ao Porto que deságuam na Baía do Espírito Santo (Rigo, 2004; Veronez et al., 2009). A profundidade da baía varia de 4 metros no canal próximo a foz do Rio Santa Maria da Vitória (RSMV) até 12,5 metros no Canal do Porto. A profundidade do Canal do Porto é mantida por meio de dragagens realizadas para permitir o acesso de navios ao Porto de Vitória (Veronez et al., 2009).

O SEGV recebe aporte fluvial dos rios RSMV (Rio Santa Maria da Vitória), Bubu, Itanguá, Marinho e Aribiri, na desembocadura desses rios extensas áreas de manguezal se desenvolvem. O RSMV é a principal fonte de água doce, Teubner Júnior (2016) estimou vazão de 52,07 m³/s, sendo a contribuição de outros rios alcançando 13,07 m³/s.

O estuário apresenta dinâmica dominada pelas marés, principalmente pela maré vazante (Neves et al., 2012; Rigo, 2004; Rigo e Chacaltana, 2004) e são classificadas por Rigo (2004) como micromarés com frequência semidiurnas, i.e., inferiores a 2 m de amplitude.

Veronez et al. (2009) identificaram três processos sedimentares principais no estuário da Baía de Vitória. Na porção superior do sistema há aporte fluvial e predomínio

de processos fluviais, a região central apresenta características erosivas relacionadas às adaptações morfológicas de fundo e aumento das correntes causado pelo estreitamento da baía. No estuário inferior foi identificado domínio de processos marinhos, entretanto, parte dessa região está descaracterizada como consequência das intervenções antrópicas. A distribuição sedimentar no sistema estuarino é diversificada com locais onde predominam sedimentos mais lamosos e outros mais arenosos. Ao longo do Canal da Passagem, na foz do RSMV e na inflexão da Baía ocorrem elevados teores de areia, outros locais do sistema estuarino apresentam valores de lama igual ou superior a 80% (Grilo et al., 2016).

Grilo et al. (2016) avaliando o SEGV notaram que o estuário está em processo de eutrofização, eles basearam sua análise na concentração de oxigênio dissolvido, no teor de coliformes fecais, na matéria orgânica, no aporte de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e na concentração de clorofila *a*. O Canal de Passagem é a área mais impactada da estuário, seguido da foz do rio Aribiri. Os resultados encontrados para o Canal da Passagem são corroborados pelos testemunhos de sedimento realizados por Grilo et al. (2013). Teubner Júnior et al. (2018) avaliam a emissão de fósforo e nitrogênio para o estuário e destacam a contribuição da agricultura e pecuária para os elevados níveis desses nutrientes no estuário, além do aporte de esgoto doméstico.

A distribuição de salinidade no sistema estuarino varia de 3,8 até 36, sendo o registro dos menores valores próximo à foz do RSMV. O Canal da Passagem, quando comparado à Baía de Vitória, apresenta menores valores de (Jesus et al., 2004; Fernandes et al., 2005; Nalesso et al., 2005; Sterza e Fernandes, 2006; Grilo et al., 2016). Teubner Júnior (2016) e Leite (2018) apontam salinização estuarina para os anos de 2015, 2016 e 2017 próximo à foz do RSMV .

3.2. MANGUEZAL

O manguezal do SEGV apresenta uma extensão de 24,8 km² (Teubner Júnior et al., 2018) e está inserido numa ampla área de proteção juntamente com suas áreas de amortecimento que vão compor o Mosaico de Áreas Protegidas do Manguezal da Baía de Vitória. O mosaico foi estabelecido para integrar as unidades de conservação e áreas protegidas dos municípios de Cariacica, Vila Velha e Vitória (Decreto N° 2625-R, de 23 de novembro de 2010). O município da Serra está em discussão sobre o plano de manejo da Unidade de Conservação APA Manguezal Sul (SEMMA, 2016).

A gestão das áreas de proteção do manguezal ao redor do SEGV está sob responsabilidade dos seus respectivos municípios. As unidades de conservação por município são: Vitória, a Estação Ecológica Municipal Ilha do Lameirão e o Parque Municipal Dom Luiz Gonzaga; Cariacica, Parque Natural Municipal do Rio Itanguá e Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Manguezal; e Vila Velha, Parque Natural Municipal Morro da Manteigueira e o Monumento Natural Morro do Penedo (Decreto N° 2625-R, de 23 de novembro de 2010).

No Espírito Santo, como o restante da costa leste do Brasil, ocorrem quatro espécies de mangue verdadeiro: *Avicennia germinans* L., *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman ex Moldenke, *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn e *Rhizophora mangle* L., em geral há o domínio desta última espécie nos manguezais (Lima, 2011; Zamprogno et al., 2016).

Schaeffer-Novelli et al. (1990) dividiram os manguezais brasileiros em oito segmentos costeiros, o manguezal do SEGV se encontra na classificação VI que compreende o setor da costa que vai do Cabo de Santo Antônio, no Recôncavo Baiano (BA), até o Cabo Frio (RJ). Esse segmento tem como característica, além das questões geomorfológicas, o tipo de clima, onde a precipitação e evapotranspiração potencial são similares, sem apresentar uma estação seca marcada.

O manguezal na SEGV apresenta heterogeneidade estrutural em função de fatores abióticos como a frequência de inundação e salinidade, além das pressões antrópicas (Lima, 2011; Zamprogno et al., 2016). Florestas com maior desenvolvimento estrutural são encontradas nos locais com fatores abióticos mais constantes e previsíveis, com maior estabilidade geomorfológica e menor influência de efeitos humanos diretos (Zamprogno et al., 2016).

A estrutura do manguezal ao redor do SEGV foi avaliada por Lima (2011) e Zamprogno et al. (2016) com diferentes objetivos, ambos os trabalhos observaram que as espécies ocorrem em função de alguns parâmetros. Avaliam que *A. schaueriana* ocorre em áreas com maior salinidade, menos inundadas e com maior teor de matéria orgânica acumulada sobre o sedimento; *L. racemosa* tende a dominar áreas com lençol freático mais profundo e menor frequência de inundação, além de áreas mais arenosas e alteradas e *R. mangle* apresenta maior contribuição em áreas mais frequentemente inundadas, menos salinas e mais lamosas.

A produção primária do manguezal foi estudada por Falqueto et al. (2008; 2012) e Pascoalini (2014). Os referidos autores avaliaram a eficiência fotoquímica e as trocas

gasosas para as espécies *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle*. Foi observado que a eficiência fotoquímica para as espécies *L. racemosa* e *R. mangle* aumenta com a salinidade, mas a assimilação de carbono é reduzida em *R. mangle* com a salinidade, o contrário foi notado para *L. racemosa*. *A. schaueriana* apresenta valores mais constantes nas variáveis citadas (Pascoalini, 2014)

A anatomia de *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle* nos manguezais da SEGV foi avaliada por Arrivabene et al. (2014; 2015) e Souza et al. (2014^a; 2014^b; 2015). Os autores verificaram as respostas anatômicas das espécies em função de contaminação do sedimento, sendo as três espécies boas indicadores de mudanças ambientais.

Pesquisas registraram contaminação do sedimento por compostos orgânicos, como hidrocarbonetos poliaromáticos e alifáticos, bifenilas policloradas e compostos organoestânicos, e metais – cobre, chumbo, zinco, manganês e mercúrio (Jesus et al., 2004; Arrivabene et al., 2014; 2015; Souza et al., 2014^a; 2014^b; 2015; Zamprogno, 2015).

Zamprogno (2015) determinou níveis de vulnerabilidade para o manguezal da Baía de Vitória baseando-se em dados de estrutura da vegetação, variáveis ambientais, contaminação do sedimento entre outros. A autora observou que as estações mais distantes de intervenção humana direta são menos vulneráveis, essas estações estão próximas à Ilha do Lameirão e da foz do RSMV. A autora também observou alguns pontos com baixa vulnerabilidade, mas com potencial elevado para alterar o estado de vulnerabilidade direcionando-se para um nível mais vulnerável. Este estudo destacou que a floresta de manguezal localizada no Rio Aribiri é a área de manguezal mais vulnerável.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adame, M. F.; Kauffman, J. B.; Medina, I.; Gamboa, J. N.; Torres, O.; Caamal, J. C.; Reza, M.; Herrera Silveira, J. A. H. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. **PlosOne**, 8: (2), 1-13, 2013.

Alvares C. A., Stape J. L., Sentelhas P. C., Gonçalves J. L. M., Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, V. 22 (6), P. 711-728, 2013.

Alongi, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, V. 29 (3), P. 331–349, 2002.

Alongi, D. M. **The Energetics of Mangrove Forests**. Springer. Austrália, 2009.

Alongi, D. M. Carbon Cycling and Storage in Mangrove Forests. **Annual Review of Marine Science**, V. 6, P. 195–219, 2014.

Arrivabene, H. P.; Souza, I.; C3, W. L. O.; Rodella, R. A.; Wunderlin, D. A.; Milanez, C. R. Functional traits of selected mangrove species in Brazil as biological indicators of different environmental conditions. **Science of the Total Environment**, P.496–504, 2014.

Arrivabene, H. P.; Souza, I.; C3, W. L. O.; Conti, M. M.; Wunderlin, D. A.; Milanez, C. R. Effect of pollution by particulate iron on the morphoanatomy, histochemistry, and bioaccumulation of three mangrove plant species in Brazil. **Chemosphere**, V. 127, P. 27–34, 2015.

Castañeda-Moya, E.; Rivera-Monroy, V.; Twilley, R. Allocation of biomass and net primary productivity of mangrove forests along environmental gradients in the Florida Coastal Everglades, USA. **Forest Ecology and Management**, V. 307, P.226-241, 2013.

Clough, B.F.; Scott, K. Allometric Relationships for Estimating Above-Ground Biomass in Six Mangrove Species. **Forest Ecology and Management**, V. 27, P. 117-127 1989.

Constanza, R.; d'Arge, R.; Groot, R.; Farcer, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R. V; Puelo, J.; Raskin, R. G.; Sutton, P.; Belt, M. The value of the world' ecosystem services and natural capital. **Nature**, V. 387, P. 253-260, 1997.

Dahdouh-Guebas F., Kairo J. G., Jayatissa L. P., Cannicci S., Koedam N. An ordination study to view vegetation structure dynamics in disturbed and undisturbed mangrove forests in Kenya and Sri Lanka. **Plant Ecology**, V. 161, P. 123–135, 2002.

Decreto N° 2625-R, de 23 de novembro de 2010. Cria o mosaico de áreas protegidas de Vitória.

Donato, D. C.; Kauffman, J. B.; Murdiyarso, D.; Kurnianto, S.; Stidham, M.; Kanninen, M. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature geoscience**, V. 4, P. 293-297, 2011.

Estrada G. C. D., Soares M. L. G., Chaves F. O., Cavalcanti V. F. Analysis of the structural variability of mangrove forests through the physiographic types approach. **Aquatic Botany**, V. 111, P. 135–143, 2013.

Estrada, G. C. D.; Soares, M. L. G.; Chaves, F. O.; Cavalcanti, V. F. Allometric models for aboveground biomass estimation of the mangrove *Avicennia schaueriana*. **Hydrobiologia**, V. 734 P. 171–185, 2014^a.

Estrada, G. C. D.; Soares, M. L. G.; Fernandez, V.; Almeida, P. M. M. The economic evaluation of carbon storage and sequestration as ecosystem services of

mangroves: a case study from southeastern Brazil. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, P. 1-8, 2014^b.

Estrada, G. C. D.; Soares, M. L. G. Global patterns of aboveground carbon stock and sequestration in mangroves. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, V. 89 (2), P. 973-989, 2017.

Ewel, K. C.; Twilley, R. R.; Ong, J. E. Different kinds of mangrove forests provide different goods and services. **Global Ecology and Biogeography Letters**, V. 7, P. 83-94, 1998.

Falqueto, A. R.; Silva, D. M.; Fontes, R. V. Analysis Of Chlorophyll a Fluorescence Of Two Mangrove Species Of Vitória Bay (ES, Brazil) To Natural Variation Of Tide. **Revista Biociências**, V. 18 (2), P. 14-23, 2012.

Falqueto, A. R.; Silva, D. M.; Fontes, R. V. Photosynthetic Performance Of Mangroves *Rhizophora mangle* And *Laguncularia racemosa* Under Fields Conditions. **Revista Árvore**, V. 32, P. 577-582, 2008.

Feller, I. C.; Reef, R.; Lovelock, C. E. Nutrition of mangroves. **Tree Physiology**, V. 30, P. 1148–1160, 2010.

Fernandes, L. L.; Sterza, J. M.; Neves, K. O. Seasonal Chaetognath Abundance and Distribution In A Tropical Estuary (Southeastern). **Brazilian Journal of Oceanography**, V. 53 (1/2), P. 47-53, 2005.

Fernandez, V. **Para onde vamos com o sequestro de carbono? A rede sociotécnica do carbono assimilado por manguezais**. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade Estadual Do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2014.

Giri, C.; Ochieng, E.; Tieszen, L. L.; Zhu, Z.; Singh, A.; Loveland, T.; Masek, J.; Duke, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, V. 20, P. 154–159, 2011.

Grilo, C. F.; Neto, R. R.; Vicente, M. A.; Castro, E. V. R.; Figueira, R. C. L.; Carreira, R.S. Evaluation of the influence of urbanization processes using mangrove and fecal markers in recent organic matter in a tropical tidal flat estuary. **Applied Geochemistry**, V. 38, P. 82–91, 2013.

Grilo, C. F.; Boina, C. D.; Pinto, T. K. O.; Vicente, M. A.; Castro, E. V. R.; Barroso, G. F.; Neto, R. R.; Santos, C. C. A Survey Of The Eutrophication State Of An Urbanized Tropical Estuary, The Case Of The Great Vitória Estuarine System, Brazil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, V. 20(1), P. 21-28, 2016

INCAPER (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural) Disponível em <http://www.incaper.es.gov.br/>. Acesso em 2018.

Jesus, H. C.; Costa, E. A.; Mendonça, A. S. F.; Zandonate, E. Distribuição De Metais Pesados Em Sedimentos Do Sistema Estuarino Da Ilha De Vitória. **Química Nova**, V. 27 (3), P. 378-386, 2004.

Kathiresan, K.; Anburaj, R.; Gomathi, V.; Saravanakumar, K. Carbon sequestration potential of *Rhizophora mucronata* and *Avicennia marina* as influenced by age, season, growth and sediment characteristics in southeast coast of India. **Journal of Coastal Conservation**, V. 17, P. 397-408, 2013;

Kauffman, J. B.; Heider, C.; Cole, T. G.; Dwire, K. A.; Donato, D. C. Ecosystem Carbon Stocks of Micronesian Mangrove Forests. **Wetlands**, V. 31, P. 343–352, 2011.

Komiyama, A. S.; Pongpurn, S.; Kato, S. Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. **Journal of Tropical Ecology**, V. 21, P. 471–477, 2005.

Komiyama, A.; Ong, J. E.; Pongpurn, S. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. **Aquatic Botany**, V. 89, P. 128–137, 2011.

Leite, T. A. **Bivalves filtradores e a regulação da eutrofização estuarina – biofiltração da ostra do mangue, *Crassostrea rhizophorae*, na seção norte do sistema estuarino da Baía de Vitória - ES, Brasil**. Tese de doutorado, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2018.

Lima, T. M. J. **Efeito Da Frequência De Inundação Na Estrutura Do Manguezal Da Baía De Vitória, Espírito Santo, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Universidade Federal Do Espírito Santo, Vitória. 2011.

Lugo, A. E.; Snedaker, S. C. The Ecology of Mangroves. **Annual Reviews**, 1974.

Lugo, A. E.; Medina, E.; McGinley, K. Issues and Challenges of Mangrove conservation in the Anthropocene. *Madera y Bosques*, V. 20, P. 11-38, 2014.

MA (Millennium Ecosystem Assessment) Ecosystems and human well-being: synthesis. 2003.

Mcleod, E.; Chmura, G. L.; Bouillon, S.; Salm, R.; Bjork, M.; Duares, C. M.; Lovelock, C. E.; Schlesingers, W. H.; Silliman, B. R. A blueprint for blue carbon: toward na improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. **Frontiers in Ecology and the Environment**, V. 9 (10), P. 552-560, 2011.

MCT (MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA) Convenção sobre mudança do clima. 2012.

Medina, E. Mangrove Physiology: The Challenge Of Salt, Heat, And Light Stress Under Recurrent Flooding. In: Yáñez-Arancibia, A.; Lara-Dominguez, A. L. (Ed.) **Ecosistemas De Manglar Em América Tropical**. Instituto de Ecologia A. C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS, Silver Spring, MD, Estados Unidos, 1999. P. 109-126.

Mitra, A.; Sengupta, K.; Banerjee, K. Standing biomass and carbon storage of above-ground structures in dominant mangrove trees in the Sundarbans. *Forest Ecology and Management*, V. 261, P. 1325-1335, 2011.

Nalesso, R. C.; Joyeux, J-C.; Quintana, C. O.; Torezani, E.; Otegui, A. C. P. Soft-Bottom Macrobenthic Communities Of The Vitória Bay Estuarine System, South-Eastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, V. 53 (1/2), P. 23-38, 2005.

Neto, F. C. V.; May, P. H. **Mercados para serviços ambientais**. May, P. H. (Org.). *Economia do Meio Ambiente: Teoria e Prática*, 2. ed., Rio de Janeiro, Elsevier, P. 309-332, 2010.

Neves, R. C.; Quaresma, V. S.; Bastos, A. C.; Silva, J. C. R. Sedimentary transport in coastal bays: case study of Vitória and Espírito Santo Bays – ES – Brazil. **Revista Brasileira de Geofísica**, V. 30 (2), P. 181-189, 2012.

Pascoalini, S. S. Eficiência fotossintética de manguezais na Baía de Vitória, ES. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – **Universidade Federal do Espírito Santo**, Vitória. 2014.

Rahman, M.; Khan, N. I; Hoque, A. K. F.; Ahmed, I. Carbon stock in the Sundarbans mangrove forest: spatial variations in vegetation types and salinity zones. **Wetlands Ecol Manage**, 23: 269–283, 2015.

Ray, R.; Ganguly, D.; Chowdhury, C.; Dey, M.; Das, S.; Dutta, M. K.; Mandal, S. K.; Majumder, N.; De, T. K.; Mukhopadhyay, S. K.; Jana T. K. Carbon sequestration and annual increase of carbon stock in a mangrove forest. **Atmospheric Environment**, V. 45, P. 5016-5024, 2011.

Rebello, E. R G.; Silva, S. M.; Silva, J. F. Balanço hídrico de Vitória - ES para cenários de mudança climática. 2011. Disponível em: http://www.sbagro.org.br/anais_congresso_2011/cba2011/trabalhos/01/cba01_267_757.pdf.

Rigo, D.; Chacaltana, J. T. A. Computational Modelling of Mangrove Effects on the Hydrodynamics of Vitoria Bay, Espírito Santo – Brazil. **Journal of Coastal Research**, V. 39, P. 1543-1545, 2004.

Rigo, D. **Análise Do Escoamento Em Regiões Estuarinas Com Manguezais – Medições E Modelagem Da Baía De Vitória**. Tese (Doutorado em Engenharia Oceânica) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2004.

Rovai, A. S.; Twilley, R. R.; Casteñeda-Moya, E.; Riul, P.; Cifuentes-Jara, M.; Manrow-Villalobos, M.; Horta, P. A.; Simonassi, J. C.; Fonseca, A. L.; Pagliosa, P. R. **Nature Climate Change**, P. 534-538, 2018.

Santos, D. M. C.; Estrada, G. C. D.; Fernandez, V.; Estevam, M. R. M.; Souza, B. T.; Soares, M. L. G. First Assessment of Carbon Stock in the Belowground Biomass of Brazilian Mangroves. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, V. 89 (3), P. 1579-1589, 2017.

Schaeffer-Novelli Y., Cintrón-Molero G., Soares M. L. G., De-Rosa M. T. Brazilian Mangroves. **Aquatic Ecosystem Health And Management**, 3: 561-570, 2000.

Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero G.; Adaime, R. R.; Camargo, T. M. Variability of Mangrove Brazilian Coast. **Estuaries**, V. 13 (2), P. 204-218, 1990.

SEMMA (Secretaria Municipal de Meio Ambiente) Audiência Pública discutirá plano de manejo da APA Manguezal Sul. Disponível em: <http://serra.es.gov.br/site/publicacao/audiencia-publica-discutira-plano-de-manejo-da-apa-manguezal-sul>. Acesso em 2016.

Soares, M. L. G. e Schaeffer-Novelli, Y. Above-ground biomass of mangrove species. I. Analysis of models. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** V. 65, P. 1–18, 2005.

Soares, M. L. G.; Chaves, F. O.; Corrêa, F. M.; Júnior, C. M. G. S. 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**, V. 26, P. 101-116, 2003.

Souza, I. C.; Morozesk, M.; Duarte, I. D.; Bonomo, M. M.; Rocha, L. D.; Furlan, L. M.; Arrivabene, H. P.; Monferrán, M. V.; Matsumoto, S. T.; Milanez, C. R. D.; Wunderlin, D. A.; Fernandes, M. N. Matching pollution with adaptive changes in mangrove plants by multivariate statistics. A case study, *Rhizophora mangle* from four neotropical mangroves in Brazil. **Chemosphere**, V. 108, P. 115–124, 2014^a.

Souza, I.; Morozesk, M.; Bonomo, M. M.; Morozesk, M.; Rocha, L. D.; Duarte, I. D.; Furlan, L. M.; Arrivabene, H. P.; Monferrán, M. V.; Matsumoto, S. T.; Milanez, C. R. D.; Wunderlin, D. A.; Fernandes, M. N. Adaptive plasticity of *Laguncularia racemosa*

in response to different environmental conditions: integrating chemical and biological data by chemometrics. **Ecotoxicology**, V. 23, P. 335–348, 2014^b.

Souza, I. C.; Rocha, L. D.; Morozesk, M.; Bonomo, M. M.; Arrivabene, H. P.; Duarte, I. D.; Furlan, L. M.; Monferrán, M. V.; Mazik, K.; Elliot, M.; Matsumoto, S. T.; Milanez, C. R. D.; Wunderlin, D. A.; Fernandes, M. N. Changes in bioaccumulation and translocation patterns between root and leaf of *Avicennia schaueriana* as adaptive response to different levels of metals in mangrove system. **Marine Pollution Bulletin**, V. 94, P. 176–184, 2015.

Sterza, J. M.; Fernandes, L. L. Zooplankton Community Of The Vitória Bay Estuarine System (Southeastern Brazil). Characterization During A Three-Year Study. **Brazilian Journal of Oceanography**, V. 54 (2/3), P. 95-105, 2006.

Teubner Júnior, F. J. **Aporte de água e nutrientes para o Sistema Estuarino da Baía de Vitória (ES): Subsídios para a gestão ambiental integrada**. Tese de doutorado, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

Teubner Júnior, F. J.; Lima, A. T.; Barroso, G. F. Emission rates of nitrogen and phosphorus in a tropical coastal river basin: a strategic management approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, V. (190), P. 1-20, 2018.

Thom, B. G. **Coastal landforms and geomorphic processes**. In: Snedaker, S.C. (Ed.), *The Mangrove Ecosystem: Research Methods*. UNESCO, Bungay, England, pp. 3–17. 1984.

Tognella-de-Rosa, M. M. P.; Cunha, S. R.; Soares, M. L. G.; Schaeffer-Novelli, Y.; Lugli, D. O. Mangrove Evaluation-An Essay. **Journal of Coastal Research**, V. 39, P. 1219-1224, 2006.

Tue, N. T.; Dung, L. V.; Nhuan, M. T.; Omori, K. Carbon storage of a tropical mangrove forest in Mui Ca Mau National Park, Vietnam. **Catena**, V. 121, P. 119–126, 2014.

Twilley, R. R. The Exchange of Organic Carbon in Basin Mangrove Forests in a Southwest Florida Estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, V. 20, P. 543-557, 1985.

Veronez, P.; Bastos, A. C.; Quaresma, V. S. Morfologia E Distribuição Sedimentar Em Um Sistema Estuarino Tropical: Baía De Vitória, ES. **Revista Brasileira de Geofísica**, V. 27 (4), P. 609-624, 2009.

Zamprogno, G. C.; Tognella, M. M. P.; Quaresma, V. S.; Costa, M. B.; Pascoalini, S. S.; Couto, G. F. The structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: Influence of environmental factors and anthropogenic stressors. **Brazilian Journal of Oceanography**, V. 64(2), P. 157-172, 2016.

Zamprogno, G. C. **Uso de fatores biológicos e ambientais na avaliação de níveis de vulnerabilidade aos impactos decorrentes da ocupação urbana no manguezal da Baía de Vitória, ES**. Tese de doutorado, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.

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

CAPÍTULO 1

PLASTICIDADE ESTRUTURAL E DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES EM UM MANGUEZAL PERI-URBANO NO SUDESTE DO BRASIL

(Publicado na Scientific Research and Essays, v. 14(2), p. 129-144, 2019)

VITÓRIA
2019

RESUMO

O objetivo do estudo foi avaliar a plasticidade estrutural e a distribuição das espécies do manguezal no Sistema Estuarino da Grande Vitória (SEGV). Utilizou-se o método de parcelas na análise de quatro áreas distribuídas ao longo do estuário, em cada uma amostrou-se nas florestas de franja e de bacia. Concomitante às análises estruturais, foram realizadas coletas da matéria orgânica (MO) no sedimento e salinidade intersticial. Observou-se variação na distribuição de espécies ao longo do estuário. Em relação às variáveis estruturais, houve maior homogeneidade entre as estações, já a análise comparativa entre os tipos fisiográficos identificou que as florestas de bacia são mais maduras do que as franjas. A área de manguezal com maior desenvolvimento estrutural foi a bacia da Estação 2, a floresta exibe maior DAP médio (20,28 cm), altura média (8,95 cm) e menor densidade (653 tr./ha) sendo o local sob maior aporte de água doce, maior teor de matéria orgânica e com menor interferência humana direta. Os valores de matéria orgânica foram mais elevados nas florestas de bacia. Houve relação inversa entre os dados de DAP médio e densidade de troncos ($R^2 = 0,8795$; $p < 0,0001$) e positiva entre o teor de matéria orgânica no sedimento e o DAP médio ($R^2 = 0,3215$; $p = 0,00593$). As análises multivariadas evidenciaram a formação de três grupos, aquele com maior desenvolvimento estrutural e dominado por *R. mangle* ocorrendo em áreas com maior teor de matéria orgânica; outro dominado por *L. racemosa* com solos mais empobrecidos e o terceiro grupo, dominado por *A. schaueriana*, agregou parcelas submetidas à estresse ambiental e antrópico, como corte de árvores, restritos às áreas mais urbanizadas. Este estudo corrobora a importância do manguezal do SEGV como um provedor de bens e serviços, com florestas maduras realizando a função de retenção de matéria orgânica.

Palavras-chave: maturidade, matéria orgânica, análise multivariada

1. INTRODUÇÃO

Os manguezais estão entre os ecossistemas mais produtivos do planeta (Alongi 2009), entretanto, quando comparados às outras florestas tropicais apresentam número de espécies vegetais baixo (Duke et al. 1998). Apesar disso, as plantas nessas florestas têm ampla variação de atributos estruturais e funcionais que promovem/permitem a sua sobrevivência em condições relativamente severas na zona intertidal (Duke et al. 1998, Lugo et al. 2014). Assim, quando se pensa na diversidade do ecossistema manguezal não se deve considerar apenas a riqueza de espécies, mas também a heterogeneidade estrutural e funcional do ambiente.

A plasticidade estrutural e funcional do manguezal está relacionada a fatores ambientais que interagem em diferentes escalas. Globalmente, o ecossistema é limitado pelo clima e fatores como radiação solar e temperatura estabelecem o limite de desenvolvimento máximo das florestas (Walsh, 1974, Alongi 2009, Soares et al. 2012). Em escala regional, o desenvolvimento do manguezal depende da origem do sedimento, da energia de marés, ondas e correntes ao qual está submetido. As diferenças nas magnitudes dessas forçantes dão origem aos ambientes geomorfológicos definidos por Thom (1984) que irão condicionar os processos de colonização, desenvolvimento e sucessão do manguezal. Além disso, o balanço hídrico da região deve ser considerado na escala regional (Schaeffer-Novelli et al. 1990, 2000) uma vez que associado aos padrões geológicos vão contribuir na diversidade de habitats no ambiente.

Localmente, a frequência de inundação, determinada pela microtopografia, e o aporte de água continental controlam a estrutura e a função do manguezal, bem como o balanço hídrico que resulta em apicuns após florestas de bacias. Estes parâmetros ambientais atuam sobre outras variáveis, como salinidade, potencial redox, concentração de oxigênio dissolvido, disponibilidade de nutrientes, resultando no controle e distribuição das espécies em função do seu ótimo ecológico de tolerância (Semeniuk 1983, Estrada et al. 2013).

Lugo e Snedaker (1974) classificaram os manguezais em seis tipos fisiográficos de acordo com o regime de inundação, classificação esta modificada por Schaeffer-Novelli et al. (2000), a qual reduz os seis tipos fisiográficos para apenas dois: franja e bacia. As florestas de franja se desenvolvem ao longo da linha de costa protegida e em estuários e baías abrigadas, frequentemente inundadas pela maré, removendo os compostos tóxicos e aerando o sedimento. As florestas de bacia ocupam locais sujeitos a menor frequência de lavagem pelas marés, apresentando em muitos casos estagnação da

água (Schaeffer-Novelli et al. 2000, Estrada et al. 2013) e em climas áridos formando depósitos de sais. Além dos fatores ambientais citados, fatores antrópicos, como por exemplo alteração no fluxo hídrico, retenção de sedimento por barragens nos rios, contaminação por metais, eutrofização, corte de árvores, entre outros (Alongi & Carvalho 2008, Souza et al. 2015, Lovelock et al. 2009, Gupta et al. 2012) também atuam sobre a estrutura, funcionamento e composição de espécies. Em virtude disso, estudos relatam as características de manguezais peri-urbanos/urbanizados (Dahdouh-Guebas et al. 2002, Cavalcanti et al. 2009, Mohamed et al. 2009, Zamprogno et al. 2016) e este estudo contribui para o gerenciamento integrado dos recursos hídricos e costeiros.

A distribuição espacial das espécies no ecossistema responde à frequência de inundação, à salinidade, potencial redox, concentração de matéria orgânica, nutrientes e granulometria do sedimento (Lovelock et al. 2006, Estrada et al. 2013, Zamprogno et al. 2016), além de fatores bióticos (Smith III et al. 1989). Portanto, cada estuário pode apresentar distribuição/composição de espécies diferente do outro, dependendo da amplitude de variação destas variáveis.

Estudos sobre a estrutura do manguezal e composição de espécies são comuns e úteis, pois a partir deles conclusões ou hipóteses podem ser levantadas, além de evidenciarem a plasticidade estrutural que ocorre no ecossistema. A avaliação da estrutura da vegetação possibilita identificar padrões de zonation, sucessão, desenvolvimento da floresta, maturidade da floresta, tensores antrópicos atuando sobre a vegetação, além de serem base para a gestão do sistema (Soares et al., 2003; Cavalcanti et al., 2009; Pellegrine et al., 2009; Estrada et al., 2013; Zamprogno et al., 2016). Por outro lado, os dados de estrutura são pouco explorados para o entendimento da gestão ecossistêmica.

O manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória (SEGV) apresenta heterogeneidade estrutural, em função de fatores abióticos e das pressões antrópicas, sua floresta pode ser classificada em desenvolvimento intermediário e madura, sendo as porções mais preservadas distantes da urbanização (Zamprogno et al. 2016).

Baseado no exposto, o presente estudo tem como objetivos 1) avaliar a plasticidade estrutural do manguezal do SEGV; e 2) avaliar a distribuição das espécies no manguezal ao longo do SEGV. Esta análise da estrutura das florestas de mangue irá contribuir para identificar funções do ambiente como sumidouro de carbono (aprisionamento da matéria orgânica) e de estoque de carbono (biomassa vegetal).

2. ÁREA DE ESTUDO

Ver item Apresentação.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. ESTAÇÕES DE ESTUDO

Quatro locais foram estudados no manguezal do SEGV (E1, E2, E3 e E4) de acordo com sua localização na baía, isto é, em sentido anti-horário da abertura norte para a sul (Figura 1). As estações selecionadas são próximas daquelas avaliadas por Zamprogno et al. (2016), representando os extremos do manguezal do SEGV. Cada local foi dividido por tipo fisiográfico: franja (F) e bacia (B), totalizando oito pontos de amostragem (E1F, E1B, E2F, E2B, E3F, E3B, E4F e E4B), com três réplicas em cada (parcelas), com exceção das bacias de E1 e E2 que possuem duas réplicas em cada. A classificação das florestas em tipos fisiográficos está baseada em Schaeffer-Novelli et al. (2000).

3.2. VARIÁVEIS ABIÓTICAS

As coletas de matéria orgânica e salinidade intersticial foram realizadas concomitantes às análises estruturais. Em cada parcela foram inseridos três tubos de policloreto de vinil (PVC) com 5 cm de diâmetro e 50 cm de profundidade de forma a atingir pelo menos 45 cm no sedimento, procedimento similar ao de Zamprogno et al. (2016). Amostras de sedimento superficial (primeiros 2 cm) foram coletadas para análise da matéria orgânica, após retirada do material macroscópico depositado, e mantidas congeladas até o procedimento por parcela nas áreas de estudo. O conteúdo da matéria orgânica foi determinado por meio do peso seco, após ignição em mufla por 4 horas em 550° C. Antes da ignição as amostras passaram por processo de liofilização. As amostras foram tratadas de forma individualizadas compondo 3 amostras por cada parcela.

3.3. CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL

A estrutura da vegetação foi realizada segundo metodologia proposta por Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986), sendo adotado o método de parcelas. As coletas foram realizadas entre os meses de agosto a dezembro de 2015. A área das parcelas variou de 100 à 693 m².

Os parâmetros estruturais observados foram: altura da árvore (m) e diâmetro na altura do peito (DAP) com trena graduada em unidades de π (Forestry Suppliers). O diâmetro (cm) foi obtido nas árvores com altura superior a 1,0 m e determinado como

estabelecido pela metodologia como sendo na altura igual 1,30 m, nos indivíduos menores o diâmetro foi medido abaixo da primeira ramificação (Soares et al. 1999). Também foi realizada a contagem do número de troncos por indivíduo, descrita a condição viva ou morta da planta e identificada a espécie.

Em laboratório, os registros da estrutura foram empregados para se obter os parâmetros de estrutura da comunidade: área basal total, viva e morta (m^2/ha), diâmetro médio da floresta (cm), altura média (m) de todos os indivíduos, densidade (tr./ha), dominância e densidade relativa das espécies (%), segundo metodologia proposta por Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986), com modificações.

O DAP médio foi calculado a partir da seguinte fórmula:

$$DAP \text{ médio} = \sqrt{AB \times 12732,39/N} \quad (1)$$

Sendo, AB - somatório da área basal viva da área e N - número total de troncos vivos.

A área basal relativa foi utilizada para definir a espécie dominante de cada parcela. A espécie com área basal relativa maior do que 50% é considerada dominante em relação às demais, caso ela se apresente diferente estatisticamente das demais, se a espécie dominante não for identificada para a parcela, esta é considerada mista.

3.4. ANÁLISE DOS DADOS

Os dados de estrutura não apresentaram normalidade e com isto usou-se o teste não paramétrico Kruskal-Wallis para comparações entre estações de estudo, juntamente com o teste de comparações múltiplas *a posteriori*. Nesse teste, as parcelas amostradas em cada estação, independente do tipo fisiográfico, foram consideradas réplicas. A comparação entre os tipos fisiográficos (franja e bacia) foi realizada utilizando o teste de Mann-Witney, as parcelas amostradas em cada tipo fisiográfico são analisadas como réplicas (Zar 1996).

A análise de componentes principais (ACP) utilizou dados bióticos transformados (altura média, área basal relativa ≥ 10 cm, DAP médio, densidade de troncos vivos, densidade relativa de troncos mortos, relação troncos por indivíduo), empregando-se matriz de correlação dos dados (Hair Jr. 2009). A partir dos dados bióticos citados, juntamente com a área basal relativa para cada espécie e os dados abióticos foi gerada a análise de correspondência canônica (ACC) e o teste de permutação correspondente (Legendre & Legendre 1994). Os dados foram transformados por meio da divisão pelo comprimento Euclidiano do vetor da variável com finalidade de verificar se os tipos

fisiográficos são diferentes estruturalmente entre si, utilizou-se polígonos referentes a cada um.

A maturidade das florestas foi determinada empregando-se análise de regressão simples com as variáveis DAP médio e a densidade de troncos vivos (transformados em logaritmo). O efeito da salinidade sobre o DAP médio e a relação entre matéria orgânica e o DAP médio testadas por meio de correlação linear. Considerou-se o α igual a 0,05 para todos os testes.

4. RESULTADOS

4.1. VARIÁVEIS ABIÓTICAS

A porcentagem da matéria orgânica no sedimento variou entre as estações de estudo, com E1 (abertura norte) apresentando estatisticamente o menor valor. A salinidade intersticial mostrou-se relativamente mais elevada em E4 (abertura sul). As florestas de bacia registraram os maiores valores para as ambas as variáveis (Tabelas 1 e 2). Os dados não seguem o padrão de normalidade, assim estão representados pela mediana obtida entre as réplicas das amostras, bem como, pelos valores máximos e mínimos registrados.

Tabela 1. Dados da matéria orgânica – MO (%) e salinidade intersticial por estações de amostragem (1- 4, geral) e por tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória, representados pelos valores de medianas (Med), máximos (Max) e mínimos (Min).

Estação	Bosque	MO			Salinidade		
		Med (%)	Min (%)	Max (%)	Med	Min	Max
1	F	5,46	4,83	12,37	27,3	26,8	29,3
	B	18,47	14,65	24,96	31,4	29,7	34,6
	Geral	8,81	4,83	24,96	27,6	26,8	34,6
2	F	34,02	28,97	37,27	31,2	29,4	33,5
	B	51,27	42,57	52,89	33,0	30,6	36,6
	Geral	37,16	28,97	52,89	31,3	29,4	36,6
3	F	30,28	28,67	33,46	21,91	21,7	22,8
	B	36,5	28,84	47,13	30,85	29	31,77
	Geral	32,28	28,67	47,13	25,9	21,7	31,77
4	F	30,94	28,84	33,01	37,9	35,5	38,6
	B	37,16	33,52	41,65	37,5	36,6	40,5
	Geral	33,27	28,84	41,65	37,65	35,5	40,5
Tipo	F	30,52	4,83	37,27	29,5	21,7	38,6
	B	36,58	14,65	52,89	33,0	29,0	40,5

Tabela 2. Resultado de Kruskal-Wallis (H) e comparações múltiplas *a posteriori* para as variáveis abióticas entre as estações e Mann-Whitney (U) entre os tipos fisiográficos. Valores dos testes estão acompanhados do grau de liberdade (GL) e número amostral (N), juntamente com seus respectivos valores de *p*.

Variável	Fonte de variação	GL e N	Valor do teste	<i>p</i>	Teste de comparações múltiplas
MO (%)	Estação	3,66	38,2	< 0,0001*	2, 3, 4 > 1
	Tipo	1,66	231	< 0,0001*	B > F
Salinidade	Estação	3,6	43,37	< 0,0001*	1, 2, 3 < 4
	Tipo	1,6	281,5	0,0148*	B > F

* *p* significativo (< 0,05)

4.2. CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS

As características gerais da estrutura da vegetação são apresentadas na Tabela 3 e correspondem à análise da estrutura das réplicas por área, desta forma, os valores também estão representados pela mediana. A Tabela 4 descreve o resultado da análise estatística para as variáveis que registraram diferença significativa entre as estações ou entre os tipos fisiográficos. Observa-se maior valor de DAP médio e altura média para a bacia de E2 que possui menor valor de densidade de troncos vivos (Tabela 3). E1 apresenta diferença significativa em densidade de troncos vivos em relação à E3, sendo o local com o maior valor da mediana (Tabelas 3 e 4). E4 exibe os maiores valores da relação troncos por indivíduo (Tabelas 3 e 4) quando comparadas com E1 e E3.

Em relação as variáveis estruturais (Tabela 4) houve maior homogeneidade entre as estações, sendo registradas diferenças para a densidade de troncos vivos e de troncos por indivíduos. Por outro lado, os tipos de floresta (franja e bacia) só não apresentaram diferença significativa na proporção de troncos por indivíduos (Tabela 4). A análise comparativa destes dados estruturais identificam que as florestas de franja possuem os maiores valores para a densidade de troncos vivos e mortos, além de maior contribuição de troncos vivos na classe de diâmetro intermediária (isto é, $\geq 2,5 < 10,0$ cm). As florestas de bacia possuem os maiores valores para contribuição em área basal e densidade de troncos na classe de DAP ≥ 10 cm. O DAP médio explica 87% da variabilidade dos dados de densidade de troncos vivos ($R^2 = 0,8795$; $p < 0,0001$; G. L. = 3; AIC = 4.1065), sendo observada relação inversa entre ambas as variáveis.

Tabela 3. Parâmetros estruturais das estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória representados pelos valores de medianas (Med), máximos (Max) e mínimos (Min).

Estação	Bosque	DAP médio (cm)			Altura (m)			Dens. (tr.vivos.ha ⁻¹)			Dens. (tr.mortos.ha ⁻¹)			Tronco/indivíduo			AB ≥ 10 cm (%)			Dens. ≥ 2,5 cm (%)			Dens. ≥ 10,0 cm (%)		
		Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max
1	F	7,57	7,35	8,35	5,8	5,7	7,2	5200	4933	5800	889	600	1600	1,17	1,09	1,22	67,26	53,61	72,99	58,78	44,82	59,45	24,14	16,21	25,19
	B	7,83	7,19	8,47	4,1	4,0	4,3	4054	4000	4108	289	179	400	1,03	1,03	1,04	90,35	88,37	92,33	14,00	10,83	17,17	22,6	20,2	25,00
	Geral	7,57	7,19	8,47	5,6	4,0	7,2	4933	4000	5800	600	179	1600	1,09	1,03	1,22	72,99	53,61	92,33	44,82	10,83	59,45	24,13	10,83	59,45
2	F	7,35	5,73	12,23	5,5	4,3	8,3	4489	1375	6545	606	356	1333	1,07	1,04	1,18	75,74	68,05	82,01	52,29	25,42	56,92	9,32	9,17	21,53
	B	20,28	18,42	22,15	9,0	7,5	10,5	653	606	699	78	70	87	1,42	1,25	1,6	98,44	97,53	99,35	14,39	8,33	20,45	76,51	61,36	91,66
	Geral	12,23	5,73	22,15	7,5	4,3	10,5	1375	606	6545	356	70	1333	1,18	1,04	1,6	82	68,05	99,35	25,42	8,33	56,92	21,53	9,17	91,66
3	F	10,33	7,53	15,26	6,1	4,4	7,3	2667	1778	3644	222	89	356	1,03	1,03	1,45	86,37	77,82	93,31	41,53	39,58	44,04	23,07	11,9	56,25
	B	10,35	10,18	18	5,2	4,6	8,9	1981	607	2566	346	89	373	1,3	1,07	1,34	92,39	90,31	97,08	17,94	15,87	28,09	31,74	25,61	76,92
	Geral	10,34	7,53	18	5,7	4,4	8,9	2273	607	3644	284	89	373	1,18	1,03	1,45	91,35	77,82	97,08	33,84	15,87	44,04	28,68	11,9	76,92
4	F	10,37	8	12,15	6,8	6,6	8,1	2815	2604	3022	578	407	710	1,97	1,81	2,13	86,71	72,78	87,02	58,02	41,37	58,92	27,58	20,98	41,07
	B	8,47	7,89	10,84	6,5	6,1	7,0	2711	2625	2773	533	508	708	2,16	2,14	2,47	74,12	70,43	88,71	48,8	43,75	54,79	28,76	26,19	43,7
	Geral	9,62	7,89	12,15	6,7	6,1	8,1	2742	2604	3022	571	407	710	2,13	1,81	2,47	80,42	70,43	88,71	51,8	41,37	58,92	28,17	20,98	43,75
Tipo	F	8,17	5,73	15,26	6,3	4,3	8,3	3333	1375	6545	589	89	1600	1,17	1,03	2,13	86,71	72,78	87,02	48,56	25,42	59,45	22,3	25,42	59,45
	B	10,27	7,19	22,15	6,3	4,0	10,5	2595	606	4108	360	70	708	1,32	1,03	2,47	91,32	70,43	99,35	19,2	8,33	54,79	30,25	20,2	91,66

Tabela 4. Análise estatística comparando os parâmetros estruturais entre as estações de amostragem (1 a 4) e entre os tipos fisiográficos (franja e bacia) por meio dos testes Kruskal-Wallis, seguido do Teste de Comparações Múltiplas *a posteriori*, e Mann-Witney. Valores dos testes estão acompanhados do grau de liberdade (GL) e número amostral (N), juntamente com seus respectivos valores de *p*.

Variável	Fonte de variação	GL e N	Valor do teste	<i>p</i>	Teste de comparações múltiplas
Dens. (v.ind.ha ⁻¹)	Estação	3, 22	8.69	0,0336*	1 ≠ 3
	Tipo	1, 22	29.0	0,0409*	F > B
Dens. (m.ind.ha ⁻¹)	Estação	3, 22	7.18	0.0661	-
	Tipo	1, 22	30.0	0,0479*	F > B
Tr.ind ⁻¹	Estação	3, 22	13.18	0,0043*	4 ≠ 1, 3
	Tipo	1, 22	45.0	0.3226	-
AB ≥ 10 cm	Estação	3, 22	4.59	0.2037	-
	Tipo	1, 22	21.0	0,0101*	B > F
Dens. ≥ 2,5 cm	Estação	3, 22	4.57	0.2057	-
	Tipo	1, 22	18.0	0,0056*	F > B
Dens. ≥ 10,0 cm	Estação	3, 22	2.93	0.4015	-
	Tipo	1, 22	23.0	0.0147	B > F

**p* significativo (< 0,05)

Baseado nos dados estruturais (densidade de troncos vivos por hectare, DAP médio, altura média, relação de troncos por indivíduo, densidade relativa de troncos mortos e área basal relativa ≥ 10 cm) foi realizada Análise de Componentes Principais – ACP (Figura 1). Estas variáveis são aquelas utilizadas para o diagnóstico da maturidade das florestas dentro das diferentes técnicas utilizadas para isto e 75% das informações são explicadas pelos eixos horizontal (52%) e vertical (23%). As variáveis com maior peso positivo na componente 1 (eixo horizontal) são DAP médio (0,93 – valor de correlação da ACP), altura média (0,82) e área basal relativa ≥ 10 cm (0,70) e com peso negativo, a densidade de troncos vivos por hectare (- 0,93). Por outro lado, as parcelas correlacionadas positivamente com o este eixo são E2B2 (3,94), E3B3 (2,81), E2B1 (2,32), E3F1(1,66) e negativamente E2F3 (-2,79), E1F3 (-1,98), E1F2 (-1,93), E2F2 (-1,90), E3F2 (-1,68), E1F1 (-1,47), E1B2 (-1,46).

As variáveis com maior peso na componente 2 (eixo vertical) são densidade relativa de troncos mortos (0,71) e a relação troncos por indivíduos (0,60). As parcelas correlacionadas positivamente ao eixo são pertencentes as parcelas da estação 4 e parcela E2F1, as parcelas E1B1, E3B1, E3B2 e E3F3 são correlacionadas negativamente com o eixo (Figura 1).

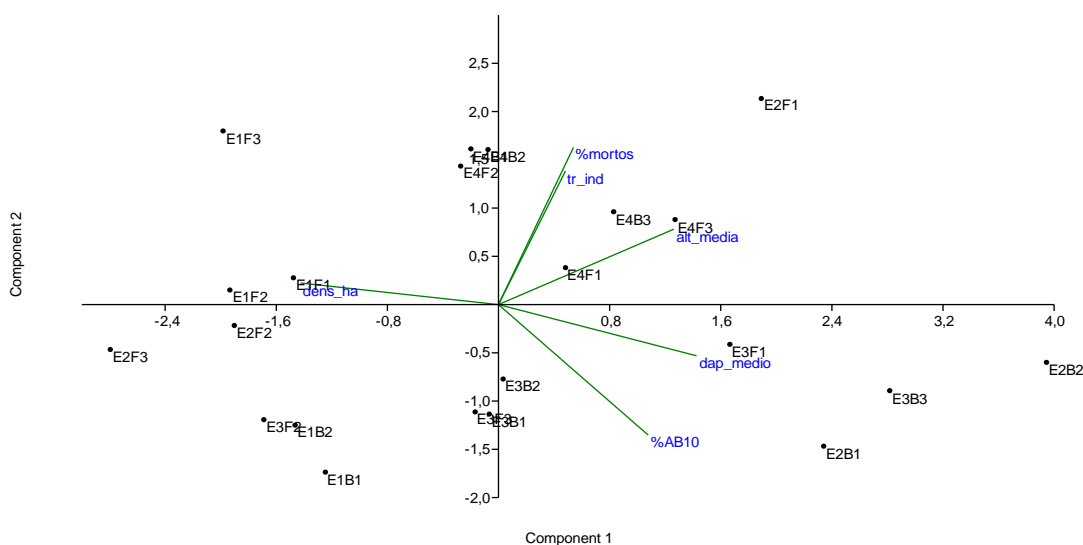


Figura 1. Análise de Componentes Principais da estrutura da vegetação em função dos valores de altura média (alt_med), área basal relativa ≥ 10 cm (% AB10), DAP médio (dap_medio), densidade de troncos vivos (dens_ha), densidade relativa de troncos mortos (% mortos) e relação troncos por indivíduo (Tr_ind).

A distribuição de frequência por classe de DAP para cada estação de estudo é exibida na Figura 2, a maioria dos bosques estudados apresenta o padrão considerado “J invertido” (distribuição exponencial negativo), com exceção dos bosques de bacia em E2 e na parcela E3F1 que apresentam uma distribuição mais ampla. Nota-se maior valor do DAP médio nestas parcelas em relação as demais.

E2B2 apresenta contribuição de indivíduos vivos na última classe de diâmetro amostrada (44,1 - 46 cm), diferentemente de E1F3 e E4B1 que registram distribuição de troncos com menor amplitude, alcançando a classe de 16,1 até 18,00 cm. Nota-se ainda que tanto E2B2 quanto E3F1 apresentam colonização por pulsos (Figura 2).

Observa-se maior contribuição de troncos mortos nas menores classes de diâmetro. O corte de troncos esteve presente em algumas áreas amostradas, contribuindo com 43% e 69% dos troncos mortos nas parcelas E1F1 e E2F1, respectivamente (Figura 2).

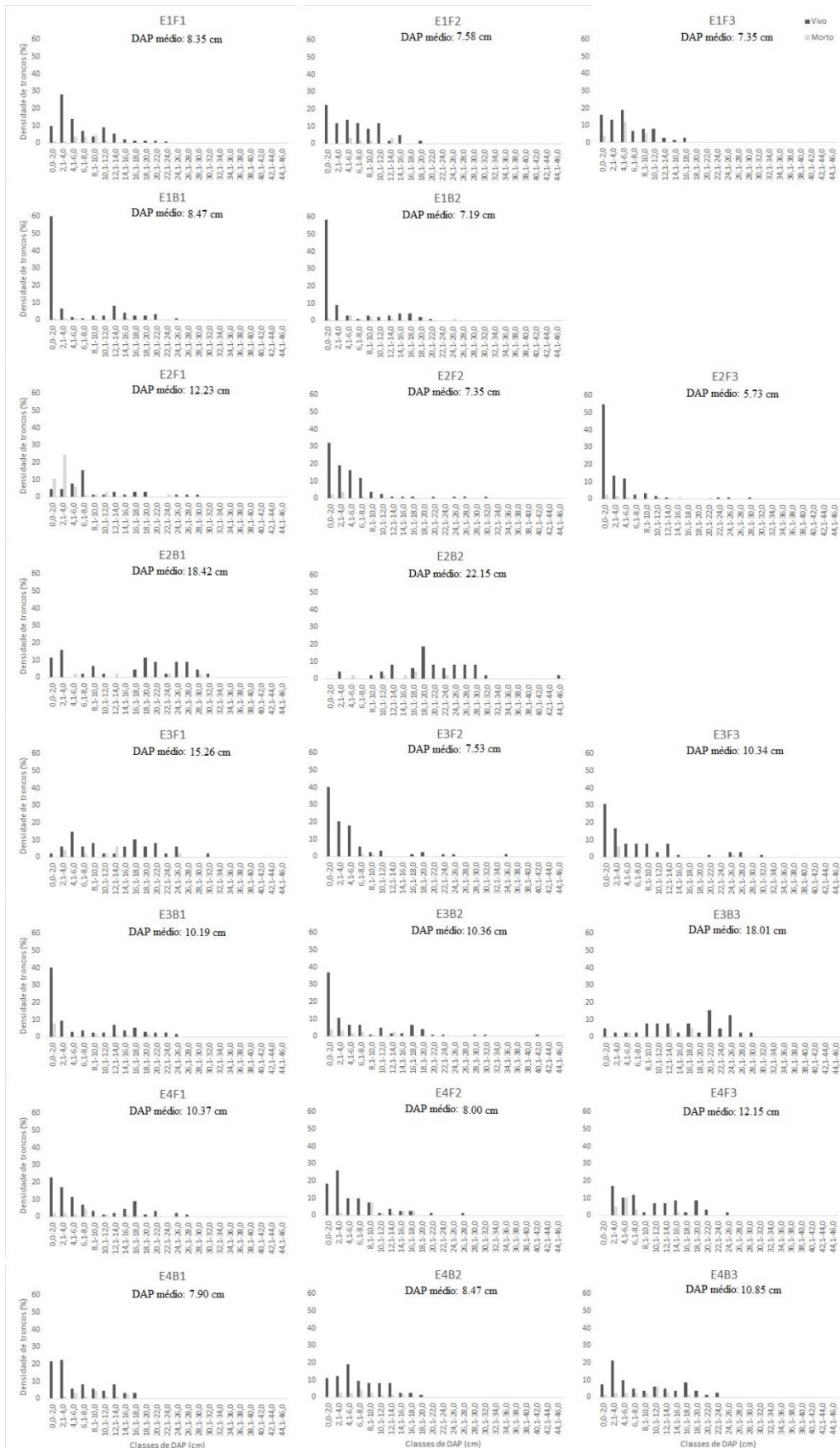


Figura 2. Distribuição de troncos vivos e mortos referentes às parcelas das estações de estudo (valores relativos) no SEGV.

4.3. DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES

Foi observada diferença estatística na dominância de espécies dentro das estações de estudo quando aplicado o teste de Kruskal-Wallis, exceto para E2, cujos bosques são monoespecíficos e compostos exclusivamente por *R. mangle*. Em relação à espécie *L. racemosa*, na área E1, a mediana da área basal indica dominância acima de 50%, entretanto, na análise de Kruskal-Wallis, a espécie foi considerada similar estatisticamente à *R. mangle*. Esta espécie apresenta dominância em E3 em relação às demais espécies e na análise dos dados de E4 não há diferença estatística entre as espécies (Tabelas 5 e 6).

Considerando os tipos fisiográficos, *R. mangle* exibe maior valor da mediana da área basal relativa em relação às outras espécies tanto na franja quanto na bacia (Tabelas 5 e 6).

Tabela 5. Dados de área basal (%) das espécies por estações de amostragem (1-4, geral) e por tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória, representados pelos valores de medianas (Med), máximos (Max) e mínimos (Min).

Estação	Bosque	Espécie	Med (%)	Max (%)	Min (%)
1	F	<i>A. schaueriana</i>	6,87	7,19	2,32
		<i>L. racemosa</i>	62,54	72,61	60,85
		<i>R. mangle</i>	30,27	36,83	20,52
	B	<i>A. schaueriana</i>	-	-	-
		<i>L. racemosa</i>	9,3	17,4	1,2
		<i>R. mangle</i>	90,7	98,8	82,6
2	F	<i>A. schaueriana</i>	-	-	-
		<i>L. racemosa</i>	-	-	-
		<i>R. mangle</i>	100	100	100
	B	<i>A. schaueriana</i>	-	-	-
		<i>L. racemosa</i>	-	-	-
		<i>R. mangle</i>	100	100	100
3	Franja	<i>A. schaueriana</i>	-	32,69	-
		<i>L. racemosa</i>	-	-	-
		<i>R. mangle</i>	100	100	67,31
	Bacia	<i>A. schaueriana</i>	18,45	26,21	6,76
		<i>L. racemosa</i>	6,63	11,01	-
		<i>R. mangle</i>	81,55	82,23	67,17
4	Franja	<i>A. schaueriana</i>	59,07	68,59	41,91
		<i>L. racemosa</i>	14,74	16,67	7,84
		<i>R. mangle</i>	24,25	50,25	16,67
	Bacia	<i>A. schaueriana</i>	37,58	44,8	21,4
		<i>L. racemosa</i>	36,89	39,14	32,47
		<i>R. mangle</i>	23,28	46,13	18,3

Tabela 6. Análise estatística comparando a área basal (%) das espécies em cada estações de amostragem (1 a 4) e em cada tipo fisiográfico (F: franja e B: bacia) por meio do teste Kruskal-Wallis, seguido do Teste de Comparações Múltiplas *a posteriori*, no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Valores dos testes estão acompanhados do grau de liberdade (GL) e número amostral (N), juntamente com seus respectivos valores de *p*.

Fonte de variação	G.L e N	Valor do teste	<i>P</i>	Teste de comparações múltiplas
Estação 1	2, 15	7,77	0,0205*	Lg, Rh > Av
Estação 2	2, 15	14	0,0009*	Rh
Estação 3	2, 18	12,79	0,0017*	Rh > Av, Lg
Estação 4	2, 18	4,99	0,0823	-
Franja	2, 36	12,08	0,0024*	Rh > Av, Lg
Bacia	2, 30	14,5	0,0007*	Rh > Av, Lg

Legenda: Av: *A. schaueriana*, Lg: *L. racemosa*, Rh: *R. mangle*.

**p* significativo (< 0,05)

4.4. ANÁLISE DE CORRELAÇÃO - COMPONENTE ABIÓTICO E BIÓTICO

Realizou-se uma análise de correlação entre o DAP médio e a matéria orgânica e entre o DAP médio e a salinidade. Obteve-se relação positiva entre a matéria orgânica e o DAP médio ($r = 0,5670$; $p < 0,01$), já a salinidade não foi correlacionada ao DAP médio.

4.5. ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA

Conforme a ACC (Figura 3) houve separação da maioria dos polígonos das estações de franja e bacia, mas principalmente das parcelas em função da espécie dominante. No teste de permutação houve significância ($p = 0,009901$) em relação ao eixo 1, sendo que este eixo explica 99,95 % dos dados ambientais e biológicos. O eixo 2 demonstra significância ($p = 0,009901$) e explica 0,05% da variabilidade dos dados.

A matéria orgânica foi relacionada negativamente ao eixo 1 (-0,68 – valor de correlação). As variáveis referentes à estrutura da vegetação relacionadas negativamente a este eixo foram DAP médio (-0,88), área basal acima de 10 cm (-0,40) e altura média (-0,38). A salinidade foi relacionada ao eixo 2 (0,56) e as variáveis biológicas relacionadas positivamente ao mesmo foram relação troncos por indivíduo (0,57) e densidade relativa de troncos mortos (0,30). Por sua vez, a densidade de troncos vivos (-0,99) foi relacionada negativamente ao eixo 2 (Figura 3).

Observa-se domínio das espécies *A. schaueriana* e *L. racemosa* no quadrante à direita superior e inferior, respectivamente. *A. schaueriana* mostra-se regulada pela salinidade e *R. mangle* predomina no quadrante esquerdo inferior, nos bosques mais desenvolvidos (Figura 3).

A partir da análise, nota-se a franja de E1 sendo regulada pela densidade de troncos, principalmente troncos de *L. racemosa*. E2 e E3 são regidas pelo teor de matéria orgânica e, respectivamente, DAP médio e altura. E4 é regida pela salinidade, maiores valores de mortos e relação de troncos por indivíduo.

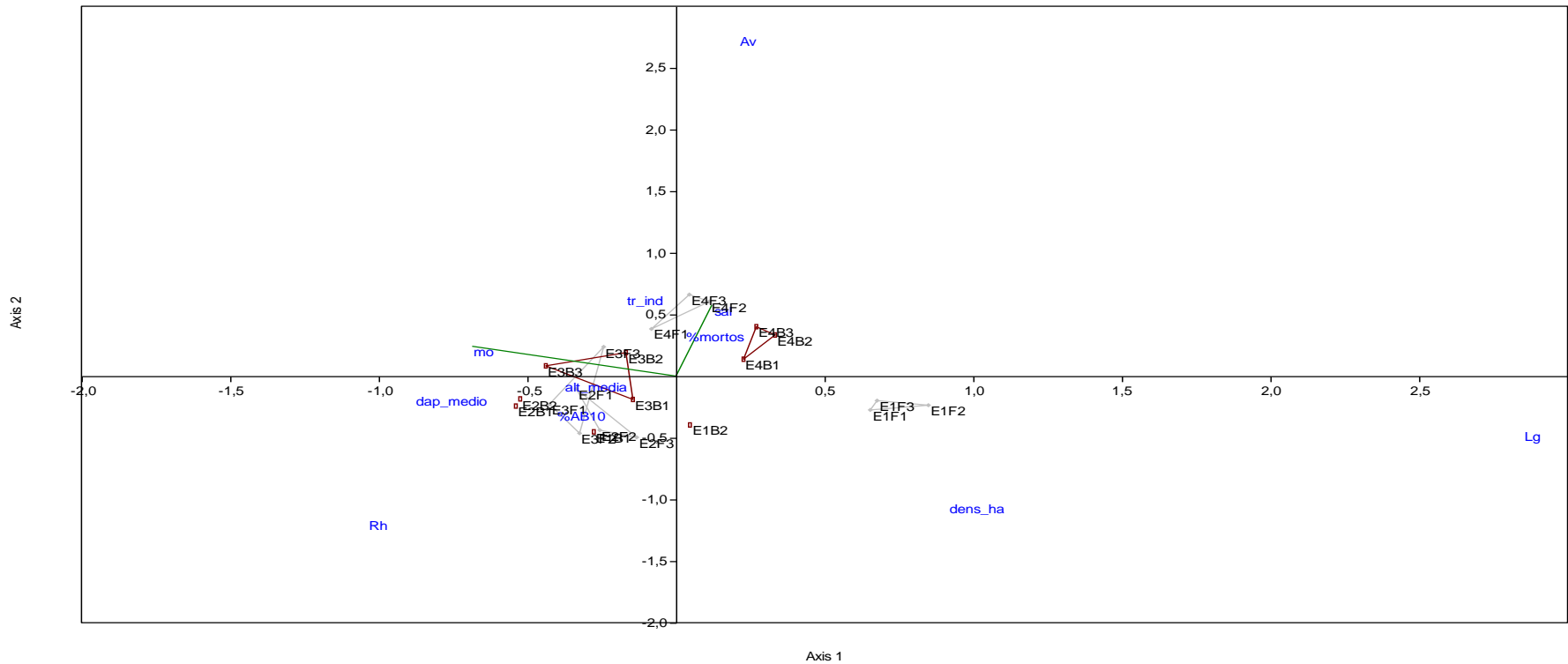


Figura 3. Análise de Correspondência Canônica utilizando dados biológicos da estrutura da vegetação – valores de altura média (alt_med), área basal relativa ≥ 10 cm (%AB10), DAP médio (dap_medio), densidade de troncos vivos (dens_ha), densidade relativa de troncos mortos (% mortos) e relação troncos por indivíduo (Tr_ind), área basal relativa de *A. schaueriana* (Av), *L. racemosa* (Lg) e *R. mangle* (Rh) e variáveis abióticas – salinidade (sal) e teor de matéria orgânica (mo).

5. DISCUSSÃO

As florestas de mangue ao redor do mundo estão sujeitas a diferentes reguladores que determinam/definem sua plasticidade estrutural (Lovelock et al. 2006, Alongi 2009, Suwa et al. 2009, Estrada et al. 2013, Madi et al. 2016). O desenvolvimento estrutural do manguezal do SEGV é controlado por variáveis ambientais locais, como pH, salinidade, teor de matéria orgânica e granulometria, além de influências antrópicas que modificam essas variáveis e/ou alteram o uso do solo (Almeida 2007, PMV 2008a, b, Zamprogno et al. 2016). As áreas próximas a foz do rio Santa Maria da Vitória (RSMV) estão sujeitas a maior aporte de água doce que as áreas situadas na abertura sul da baía. Por sua vez, podem apresentar diferenças no crescimento e desenvolvimento em função das modificações no fluxo de água doce, conforme o relatado por Zamprogno et al. (2016).

O presente estudo utilizou abordagem estatística para comparar estações e tipos fisiográficos como recomendado por Madi et al. (2016), Estrada et al. (2013), Cavalcanti et al. (2009) e Lovelock et al. (2006). O uso de várias parcelas como réplicas num mesmo local de estudo permite comparar as florestas estatisticamente, uma vez que contribui para identificar padrões estruturais de forma espacial no sistema

As estações de amostragem apresentam diferença estatística entre si para as variáveis biológicas: densidade de troncos vivos e relação de troncos por indivíduo; e variáveis abióticas: matéria orgânica e salinidade. E1 exibe maior densidade de troncos vivos, juntamente com o menor teor de matéria orgânica, observa-se no local contribuição relevante da espécie *L. racemosa*, a espécie forma bosques monoespecíficos em locais degradados (Soares 1999, Soares et al. 2003) e arenosos (Cintron e Schaeffer-Novelli, 1983), conseqüentemente com menor teor de matéria orgânica no sedimento. Estudos realizados em áreas próximas a E1 relatam essas características no sedimento tanto por Zamprogno et al. (2016) dentro da floresta quanto por Grilo et al. (2016) no estuário.

A salinidade e a relação de troncos por indivíduo são mais elevados em E4. Apesar da restrição hídrica provocada pela salinidade, aparentemente ela não restringe o crescimento das árvores, mas pode influenciar no aumento da ramificação. A mudança na arquitetura de árvores arbóreas acompanha o aumento na intensidade do distúrbio (Bellinghan 2000), esse comportamento já foi observado para manguezal (Pelegri et al. 2009, Estrada et al. 2013), além disso, o sedimento próximo à E4 exibe valores de metais pesados superiores aos naturais para o sistema, provenientes de efluentes industriais e urbanos (Zamprogno, 2015; Jesus et al. 2004). Observa-se no local em questão a presença das três espécies amostradas no estudo, sendo *A. schaueriana* e *L. racemosa*, espécies

classicamente consideradas tolerantes à salinidade em comparação à *R. mangle* (Ball 1988, Parida e Jha 2010). Ball (1988) discutindo a respeito das características de uso da água, aponta comportamento conservativo com o aumento da tolerância à salinidade para essas espécies. Contudo, novos estudos apontam dominância de *R. mangle* em locais com salinidade próxima à água do mar (Estrada et al. 2013, Bompoy et al. 2014). No presente estudo, é provável que a salinidade atue sobre a composição de espécies, visto o protagonismo de *R. mangle* nas outras áreas, onde a salinidade alcança valores próximos ao ótimo ecológico desta espécie e não em E4 (Ball 1984).

Manguezais apresentam redução de sua estrutura de acordo com gradientes ambientais de salinidade, frequência de inundação, concentração de nutrientes (Medina 1999, Lovelock et al. 2006, Estrada et al. 2013). Schaeffer-Novelli et al. (1990) destacam a similaridade nos valores de precipitação e evapotranspiração potencial para a Baía de Vitória, então, considerando uma restrição hídrica, devido ao aumento de salinidade da franja para a bacia, esperava-se uma redução no padrão estrutural a medida que avança para o interior, contudo as variáveis biológicas: densidade relativa de troncos e área basal relativa maior do que 10 cm registraram aumento nos valores da franja para a bacia, o inverso ocorreu com a densidade relativa de troncos entre 2,5 cm e 10 cm. Zamprogno et al. (2016) também observaram maior desenvolvimento estrutural em geral nos bosques de bacia, considerando o DAP médio e altura média. O manguezal coloniza ambientes deposicionais e a medida que o sedimento vai sendo depositado indivíduos vão sendo recrutados. A Baía de Vitória sofre erosão em vários pontos provocados pelas características naturais e por mudanças antrópicas em seu canal central (Veronez et al. 2009), as áreas de franja do manguezal no SEGV apresentam maior frequência de distúrbios em relação às bacias, tanto que a densidade de mortos é maior nesse tipo fisiográfico, além disso, a maioria das franjas avaliadas por Zamprogno (2015) exibe o perfil do sedimento com característica erosiva, portanto considerando essa situação espera-se que a floresta exiba menor desenvolvimento estrutural e maior degradação florestal.

Estudos apontam que o teor de matéria orgânica acumulada no sedimento do manguezal está associada a produção de serapilheira e aos processos de degradação da matéria orgânica, além da composição de espécies, da idade da floresta e da frequência de inundação (Lacerda et al. 1995, Chen e Twilley 1999, Schaeffer-Novelli et al. 2000, Middleton e Mckee 2001, Marchand et al. 2003, Barreto et al. 2016, Chaikaew e Chavanilh 2017). O presente trabalho mostra indícios da relação entre maturidade da floresta e o

teor de matéria orgânica no sedimento. Vários autores sugerem que a maturidade dos manguezais está relacionada a regressão negativa estabelecida entre a densidade do bosque em função do DAP médio (Jimenez et al. 1985, Schaeffer-Novelli & Cintrón, 1986, Estrada et al. 2013, Zamprogno et al. 2016), considerando ainda a correlação estabelecida entre o teor de matéria orgânica no sedimento e DAP médio, pode-se seguir esse raciocínio.

Lovelock et al. (2010) e Alongi (2009, 2011) relatam que o aumento da idade da floresta pode ser acompanhado pelo aumento na concentração de carbono orgânico no sedimento. Portanto, a idade da floresta pode ser um fator importante na maturidade do sedimento, especialmente, no acúmulo de matéria orgânica por meio aglomeração de raízes mortas. Alongi (2009) ainda destaca que os processos de acúmulo de matéria orgânica no sedimento são complexos e dependem de inúmeros fatores, como frequência de inundação, contribuição alóctone, microrganismos e características físico-químicas do sedimento (Schaeffer-Novelli 2000, Marchand et al. 2003, Alongi 2009), assim esse padrão pode não ser universal para manguezal. A bacia de E2 é o local com maior teor de matéria orgânica no sedimento (cerca de 50%) e sua floresta exhibe maior desenvolvimento estrutural, além disso, esse tipo fisiográfico é caracterizado por apresentar menor frequência de inundação, impossibilitando a remoção da matéria orgânica pelas marés (Schaeffer-Novelli et al. 2000).

Com relação à salinidade, apesar dela ser considerada o principal fator abiótico na análise do ecossistema (Ball 1988, Parida & Jha 2010), é relevante apontar que a variável não atingiu um nível que limite as espécies até a região amostrada, considerando a análise entre os tipos fisiográficos (Parida & Jha 2010, Bompy et al. 2014). A salinidade ao longo do estuário exibiu valores diferentes do esperado, em razão dos dados da literatura e a posição geográfica dentro do estuário (Jesus et al. 2004, Fernandes et al. 2005, Nalesso et al. 2005, Sterza e Fernandes 2006, Grilo et al. 2016, Zamprogno et al. 2016), esse foi o caso das parcelas próximo à foz do Rio Santa Maria da Vitória (RSMV). A salinidade estava acima do valor esperado no referido local, provavelmente, em virtude da baixa precipitação que ocorreu na região no período de amostragem (INCAPER 2018). Além disso, Leite (2018) encontrou correlação negativa entre a vazão do RSMV com a salinidade do estuário e notou salinização estuarina no mesmo período de amostragem. Um agente regulador da vazão do RSMV é a presença de duas barragens no curso intermediário do rio, as usinas hidrelétricas de Rio Bonito e Cachoeira Suíça, além da barragem de regularização de nível da Companhia Espírito Santese de Saneamento

(CESAN) no curso inferior do rio (Leite 2018, Teubner Jr. 2016, AGERH 2016), ambas construções podem ser responsáveis pela redução na vazão do rio, além do regime de chuvas. Assim, a situação descrita pode ter contribuído para a falta de relação entre a salinidade e o DAP médio.

A variabilidade climática expressa pela variação no estado médio ou outras estatísticas do clima em todas escalas espaciais e temporais, além de eventos climáticos individuais (IPCC 2001) impactam as áreas úmidas, incluindo os manguezais (Nielsen & Brock 2009, Ward et al. 2016). Essas variações ocorrem em decorrência de processos internos naturais dentro do sistema climático ou devido a variações externas naturais ou forçantes antrópicas (IPCC 2001). A alteração no regime de chuvas em uma região, marcados por períodos de seca prolongada, somada à alteração da vazão dos rios por instalação de barragens, controlam a salinidade de estuários e, conseqüentemente, atuam nos manguezais, aumentando ou reduzindo sua área, modificando a composição de espécies e diminuindo seu crescimento. Cenários como essa serão comuns no Antropoceno e demonstram a ligação entre ecossistemas terrestres e costeiros (Lugo et al. 2014, Ward et al. 2016, Gosh et al. 2017). Assim, mudanças no uso da terra ao longo do rio do RSMV, como a substituição de florestas naturais por agricultura e pecuária (Teubner Jr. 2016) podem atingir o manguezal no SEGV.

No que diz respeito à composição de espécies, o estudo considerou a dominância das mesmas utilizando dados de área basal relativa (Estrada et al. 2013, Kiruba-Sankar et al. 2018). Parcial et al. (2014) observaram que a dominância de espécies pode ser avaliada por meio da área basal, uma vez que há forte correlação entre o diâmetro da copa e o fuste. Nesse sentido, *L. racemosa* e *R. mangle* são codominantes em E1, E2 é uma região monoespecífica contendo *R. mangle* e E3 é uma região dominada por esta espécie. Floresta mista é observada em E4.

A mortalidade é uma variável relevante no manguezal em questão. Mortalidade natural é associada com a interação entre indivíduos e seu ambiente ocorrendo independente de mudanças ambientais drásticas. Sua causa é geralmente dependente de densidade e envolve processos, tais como competição inter e intraespecífica, herbivoria e senescência. De certo modo, mortalidade é elevada no início da colonização e vai se reduzindo a medida que a maturidade avança (Jímenez et al. 1985). Por outro lado, mortalidade massiva é caracterizada pela morte de inúmeros indivíduos, afetando todas as classes de diâmetro sendo resultado de tensões como extremos climáticos (Servino et

al. 2018), fertilização, mudanças em processos de sedimentação e no padrão de inundação e na frequência de inundação (Duke et al. 2017, Lovelock et al. 2009, Jiménez et al. 1985).

Apesar das inúmeras causas da mortalidade, alguns trabalhos interpretam a mortalidade como resultado também de tensores antrópicos atuando sobre a vegetação, mesmo que esta não apresente mortalidade massiva (Soares 1999, Cavalcanti et al. 2009, Zamprogno et al. 2016). A mortalidade observada em E4 pode ser relacionada a estresse por contaminação química; Zamprogno (2015) observou os maiores valores de hidrocarbonetos poliaromáticos e bifenilas policloradas próximo à E4 do presente estudo e Jesus et al. (2004) encontraram metais pesados acima do esperado, além da salinidade registrada para a área. A relação troncos/indivíduos suportam essa interpretação, visto que a área apresenta maior valor para essa variável dentre as outras avaliadas. A ramificação em árvores arbóreas pode ser observada em várias situações e relacionada a características edáficas, diferenças no regime de inundação, maior energia das marés e vento, além de estresse antrópico (Cintron & Schaeffer-Novelli 1983, Bellinghan 2000, Estrada et al. 2013, Zamprogno et al. 2016).

Nas últimas décadas têm sido reportado o efeito do corte seletivo em pequena escala sobre a estrutura do manguezal, essa pressão é comum e pode ter efeitos cumulativos sobre a estrutura, composição de espécies e sucessão, além de mudar características do sedimento. A regeneração da área depende da capacidade de rebrotamento da espécie e da intensidade da pressão (Walters 2005, Alongi & Carvalho 2008, Chagas et al. 2015). Nota-se a partir das análises multivariadas, que o corte foi um caráter relevante na separação dos grupos, por alterar a densidade de troncos mortos de forma que agrupou E2F1 juntamente com as parcelas de E4.

No estudo, observa-se a relevância de análises multivariadas para melhor entendimento dos padrões estruturais, pressões antrópicas e características de colonização das espécies. A matéria orgânica foi uma importante variável na separação dos grupos e, em conjunto com os dados de regressão, indicam que no manguezal do SEGV as áreas com maior desenvolvimento estrutural possuem maior teor de matéria orgânica. Conseqüentemente, este aprisionamento de matéria orgânica no sedimento das florestas de manguezal tem contribuído para a diminuição de partículas em suspensão no corpo hídrico, proveniente das diversas bacias que drenam para o sistema estuarino.

Deve-se considerar que os manguezais colonizam diferentes ambientes costeiros, onde as variáveis possuem intensidades distintas dependendo do domínio hidrológico do sistema (Thom 1984, Schaeffer-Novelli et al. 2000, Woodroffe 2000) e nas áreas

metropolitanas este ecossistema, além das peculiaridades ambientais, também estão sujeitos aos diferentes tipos e intensidades de uso do solo na bacia de drenagem. Conseqüentemente, isto interfere nos processos de colonização e desenvolvimento das florestas, tornando-se importante uma avaliação mais detalhada da estrutura para a gestão ambiental costeira. Assim, relacionar aspectos estruturais e composição de espécies, às variáveis ambientais tais como salinidade, matéria orgânica, precipitação, vazão do rio, alterações do estuário são importantes no estudo de manguezais peri-urbanos.

6. CONCLUSÃO

Análises aprofundadas dos parâmetros estruturais associados aos fatores abióticos: precipitação, salinidade, granulometria do sedimento e teor de matéria orgânica são fundamentais para a gestão dos manguezais em ambientes metropolitanos. Eles possibilitam desenhar um cenário complexo que apenas dados de estrutura não permitem. Aqui observa-se fragilidade da franja em relação à bacia, a franja exibe menor desenvolvimento estrutural, com indícios de degradação florestal, visto maior densidade de troncos mortos.

Eventos de seca e a presença de barragens atuam sobre a salinidade estuarina e, de médio a longo prazo, podem alterar a dinâmica do manguezal. Além disso, a retenção de sedimentos por barragens alteram padrões de erosão e sedimentação, esses padrões devem ser considerados em uma investigação a respeito do manguezal, pois em um cenário de aumento do nível do mar a manutenção do ecossistema depende da acreção de sedimento.

Observa-se variabilidade estrutural entre as estações avaliadas em relação à densidade de troncos e da proporção de troncos por indivíduos e, principalmente, quanto à composição de espécies. A distribuição de espécies ocorre de acordo com o ótimo ecológico das mesmas, principalmente em termos de concentração de matéria orgânica no sedimento e salinidade tanto para *L. racemosa* quanto para *R. mangle*. Houve codominância de ambas as espécies no local de menor teor de matéria orgânica, a presença de *R. mangle* neste ponto é justificada pela frequência de inundação e alteração do ambiente. No manguezal do rio Aribiri (E4) a floresta é mista, a área é reconhecida pela pressão humana em termos de contaminação química do sedimento e maior salinidade no estuário. O trabalho relaciona a concentração de matéria orgânica no sedimento à maturidade da floresta e o predomínio de *R. mangle* nos bosques mais maduros.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGERH (Agência Estadual de Recursos Hídricos), 2016. Enquadramento de Corpos de Água e de Recursos Hídricos dos rios Santa Maria da Vitória e Jucu. <https://agerh.es.gov.br/Media/agerh/Documenta%C3%A7%C3%A3o%20CBHs/CBHs%20Jucu%20e%20Santa%20Maria%20da%20Vit%C3%B3ria%20-%20Enquadramento%20de%20Corpos%20de%20%C3%81gua%20e%20Plano%20de%20Recursos%20H%C3%ADdricos.pdf>

Almeida L. G., Silva M. R. L. F., Vale, C. C., 2007. Análise multitemporal da Baía de Vitória (ES) utilizando sensoriamento remoto. In Banon G. J. F., Banon L. C. (ed.), XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 21 a 26 de abril, Florianópolis. Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, São José dos Campos, pp. 4557-4564.

Alongi D. M., 2011. Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constraints and uncertainties of sequestration potential. *Environmental Science & Policy* 14: 462-470. DOI:10.1016/j.envsci.2011.02.004.

Alongi D. M., 2009. *The energetics of mangrove forests*. Springer, Austrália, 216 p.

Alongi D. M., Carvalho N. A., 2008. The effect of small-scale logging on stand characteristics and soil biogeochemistry in mangrove forests of Timor Leste. *Forest Ecology and Management* 255: 1359–1366. DOI:10.1016/j.foreco.2007.10.051.

Ball M. C., 1988. Ecophysiology of mangroves. *Trees* 2: 129-142.

Barreto M. B., Mónaco S. L., Díaz R., Barreto-Pittol E., López L., Peralba M. C. R., 2016. Soil organic carbon of mangrove forests (*Rhizophora* and *Avicennia*) of the Venezuelan Caribbean coast. *Organic Geochemistry* 100: 51–61. DOI: [10.1016/j.orggeochem.2016.08.002](https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2016.08.002).

Bellingham P. J., 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* 89(2): 409-416. DOI: [10.1034/j.1600-0706.2000.890224.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890224.x).

Bompy F. L., Felix G., Imperty D., Dulormne D., 2014. Increasing fluctuations of soil salinity affect seedling growth performances and physiology in three Neotropical mangrove species. *Plant and Soil* 380(1-2): 399-413. DOI /10.1007/s11104-014-2100-2.

Cavalcanti V. R., Soares M. L. G., Chaves F. O., 2009. Evaluating mangrove conservation through the analysis of forest structure data. *Journal of Coastal Research* 56: 390-394.

Chagas G. P., Rezende C. E., Bernini E., 2015. The effects of selective cutting on the dominance and the relative density of mangrove species in the complex of the Guaxindiba River/Engenheiro Antonio Resende Channel, Rio de Janeiro. *Tropical Oceanography* 43(1): 10-18. D.O.I.: 10.5914/1676-3013.2015.0117.

Chaikaew P., Chavanich S., 2017. Spatial variability and relationship of mangrove soil organic matter to organic carbon. *Applied and Environmental Soil Science* 3: 1-9. DOI: /10.1155/2017/4010381.

Chen R., Twilley R. R., 1999. A simulation model of organic matter and nutrient accumulation in mangrove wetland soils. *Biogeochemistry* 44: 93-118.

Cintron G., Schaeffer-Novelli Y., 1983. *Introduccion a la ecologia del manglar*. ROSTLAC, Montevideo, 109 p.

Dahdouh-Guebas F., Kairo J. G., Jayatissa L. P., Cannicci S., Koedam N., 2002. An ordination study to view vegetation structure dynamics in disturbed and undisturbed mangrove forests in Kenya and Sri Lanka. *Plant Ecology* 161: 123–135.

Duke N. C., Kovacs J. M., Griffiths A. D., Preece L., Hill D. J. E., Oosterzee P., Mackenzie J., Morning H. S., Burrows D., 2017. Large-scale dieback of mangroves in Australia's Gulf of Carpentaria: a severe ecosystem response, coincidental with an unusually extreme weather event. *Marine and Freshwater Research* 68(10): 1816-1829. DOI: /10.1071/MF16322

Duke N. C., Ball M. C., Ellison J. C., 1998. Factors influencing biodiversity and distributional gradients in mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 27-47.

Estrada G. C. D., Soares M. L. G., Chaves F. O., Cavalcanti V. F., 2013. Analysis of the structural variability of mangrove forests through the physiographic types approach. *Aquatic Botany* 111: 135–143. DOI: 10.1016/j.aquabot.2013.06.003.

Fernandes L. L., Sterza J. M., Neves K. O., 2005. Seasonal Chaetognath abundance and distribution in a tropical estuary (Southeastern). *Brazilian Journal of Oceanography* 53(1/2): 47-53.

Ghosh M. K., Kumar L., Roy C., 2017. Climate variability and mangrove cover dynamics at species level in the Sundarbans, Bangladesh. *Sustainability* 9(5): 1-16. DOI: /10.3390/su9050805.

Grilo C. F., Boina C. D., Pinto T. K. O., Vicente M. A., Castro E. V. R., Barroso G. F., Neto R. R., Santos C. C., 2016. A survey of the eutrophication state of an urbanized

tropical estuary, the case of the Great Vitória Estuarine System, Brazil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* 20(1): 21-28. DOI: /10.14210/bjast.v20n1.5230.

Gupta H., Kao S. J. K., Dai M., 2012. The role of mega dams in reducing sediment fluxes: A case study of large Asian rivers. *Journal of Hydrology* 464–465: 447-458. DOI: /10.1016/j.jhydrol.2012.07.038.

Hair Jr J. F., Black W. C., Babin B. J., Anderson, R. E., Tatham, R. L. 2009. *Análise multivariada de dados*. Bookman, Porto Alegre, 688 p.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2001. Summary for policymakers. A Report of working Group I of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

Jesus H. C., Costa E. A., Mendonça A. S. F., Zandonate E., 2004. Distribuição de metais pesados em sedimentos do Sistema Estuarino da Ilha de Vitória. *Química Nova* 27(3): 378-386. DOI: 10.1590/S0100-40422004000300004.

Jímenez J. A., Lugo A. E., Cintron G., 1985. Tree Mortality in Mangrove Forests, *Biotropica* 17: 177-185.

Kiruba-Sankar R., Krishnan P., Roy S. D., Angel J. R. J., Goutham-Bharathi M. P., Kumar K. L., Ragavan P., Kaliyamoorthy M., Muruganandam R., Rajakumari S., Purvaja R., Ramesh R., 2018. Structural complexity and tree species composition of mangrove forests of the Andaman Islands, India. *Journal of Coastal Conservation* 22: 217–234. DOI:10.1007/s11852-017-0588-3.

Lacerda L. D., Ittekkot V., Patchineelam S. R., 1995. Biogeochemistry of mangrove soil organic matter: a comparison between *Rhizophora* and *Avicennia* soils in South-Eastern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40: 713–720.

Legendre P., Legendre L., 1994. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam, 853 p.

Leite T. A. 2018. Bivalves filtradores e a regulação da eutrofização estuarina – biofiltração da ostra do mangue, *Crassostrea rhizophorae*, na seção norte do sistema estuarino da Baía de Vitoria - ES, Brasil. Tese de doutorado, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 212 p.

Lovelock C. E., Sorrel B. K., Hancock N., Hua Q., 2010. Mangrove forest and soil development on a rapidly accreting shore in New Zealand. *Ecosystems* 13: 437-451. DOI:10.1007/s10021-010-9329-2.

Lovelock C. E., Ball M. C., Martin K. C., Feller I. C., 2009. Nutrient Enrichment Increases Mortality of Mangroves. *Plos One* 4(5): 1-4. DOI:10.1371/journal.pone.0005600.

Lovelock C. E., Ball M. C., Choat B., Engelbrecht B. M. J., Holbrook N. M., Feller I. C., 2006. Linking physiological processes with mangrove forest structure: phosphorus deficiency limits canopy development, hydraulic conductivity and photosynthetic carbon gain in dwarf *Rhizophora mangle*. *Plant, Cell and Environment* 29: 793–802. DOI:10.1111/j.1365-3040.2005.01446.x.

Lugo A. E., Medina E., McGinley K., 2014. Issues and Challenges of Mangrove conservation in the Anthropocene Desafíos de la conservación del mangle en el Antropoceno. *Madera y Bosques* 20: 11-38. DOI: 10.21829/myb.2014.200146.

Lugo A. E., Snedaker S. C., 1974. The Ecology of Mangroves. *Annual Reviews* 5: 39-64. DOI:[org/10.1146/annurev.es.05.110174.000351](https://doi.org/10.1146/annurev.es.05.110174.000351).

Madi A. P. L. M., Boeger M. R. T., Larcher L., Pelozo A., Sereneski C., Reissmann C. B., Padial A. A., 2016. Estrutura do componente de regeneração natural e arbóreo de dois manguezais no estado do Paraná. *Ciência Florestal* 26(1): 159-170. DOI: 10.5902/1980509821100.

Marchand C., Lallier-Verge's E., Baltzer F., 2003. The composition of sedimentary organic matter in relation to the dynamic features of a mangrove-fringed coast in French Guiana. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 119–130. DOI:10.1016/S0272-7714(02)00134-8.

Middleton B. A., Mckee K. L., 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. *Journal of Ecology* 89: 818-828. DOI:[org/10.1046/j.0022-0477.2001.00602.x](https://doi.org/10.1046/j.0022-0477.2001.00602.x).

Medina E. 1999. Mangrove physiology: The challenge of salt, heat, and light stress under recurrent flooding. In Yáñez-Arancibia A., Lara-Dominguez A. L. (ed.), *Ecosistemas de manglar en América Tropical*. INECOL/UICN/NOAA, México/Costa Rica/Estados Unidos, pp. 109-126.

Mohamed M. O. S., Neukermans G., Kairo J. G., Dahdouh-Guebas F., Koedam N., 2009. Mangrove forests in a peri-urban setting: the case of Mombasa (Kenya). *Wetlands Ecology and Management* 17: 243–255. DOI:10.1007/s11273-008-9104-8.

Nalesso R. C., Joyeux J. C., Quintana C. O., Torezani E., Otegui A. C. P., 2005. Soft-bottom macrobenthic communities of the Vitória Bay Estuarine System, South-Eastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 53(1/2): 23-38. DOI: 10.1590/S1679-87592005000100003.

Nielsen D. L., Brock M. A., 2009. Modified water regime and salinity as a consequence of climate change: prospects for wetlands of Southern Australia. *Climatic Change* 95: 523-533. DOI 10.1007/s10584-009-9564-8.

Parcial A. L. N., Rios E. S., Silva T. H. T., Almeida J. R., 2014. Adhesion models for analysis of the tropical ecosystem diametric structure. *Sustinere*, 2(1): 1-8. DOI: 10.12957/sustinere.2014.11804.

Parida A. K., Jha B., 2010. Salt tolerance mechanisms in mangroves: a review. *Trees* 24: 199-217. DOI: [10.1007/s00468-010-0417-x](https://doi.org/10.1007/s00468-010-0417-x).

Pellegrine J. A. C., Soares M. L. G., Chaves F. O., Estrada G. C. D., Cavalcanti V. F., 2009. A method for the classification of mangrove forest and sensitivity/vulnerability analysis. *Journal of Coastal Research* 56: 443-447.

PMV (Prefeitura Municipal de Vitória), 2008^a. Habitação e uso do solo. Agenda Vitória 2008-2028.

PMV (Prefeitura Municipal de Vitória), 2008^b. Meio Ambiente: Introdução e aspectos conceituais. Agenda Vitória 2008-2028.

Rebello E. R. G., Silva S. M., Silva J. F., 2011. Balanço hídrico de Vitória - ES para cenários de mudança climática. <http://www.sbagro.org.br/bibliotecavirtual/arquivos/3467.pdf>

Schaeffer-Novelli Y., Cintrón G., 1986. Guia para estudo de áreas de manguezal, estrutura, função e flora. *Caribbean Ecological Research*, São Paulo, 150 p.

Schaeffer-Novelli Y., Cintrón-Molero G., Adaime R. R., Camargo T. M., 1990. Variability of mangrove Brazilian coast. *Estuaries* 13(2): 204-218.

Schaeffer-Novelli Y., Cintrón-Molero G., Soares M. L. G., De-Rosa M. T., 2000. Brazilian Mangroves. *Aquatic Ecosystem Health And Management* 3: 561-570.

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

Servino R. N., Gomes L. E. O., Bernardino A. F., 2018. Extreme weather impacts on tropical mangrove forests in the Eastern Brazil Marine Ecoregion. *Science of the Total Environment* 628–629: 233–240. DOI: /10.1016/j.scitotenv.2018.02.068.

Smith III T. J., Chan H. T., McIvor C. C., Robblee M. B., 1989. Comparisons of Seed Predation in Tropical, Tidal Forests From Three Continents. *Ecology* 70(1): 146-151.

Soares M. L. G., 1999. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, Rj, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 59(3): 503-515. DOI: 10.1590/S0034-71081999000300016.

Soares M. L. G., Chaves F. O., Corrêa F. M., Silva Jr. C. M. G., 2003. Diversidade estrutural de bosques de mangue e sua relação com distúrbios de origem antrópica: o caso da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro). *Anuário do Instituto de Geociências* 26: 101-116.

Soares M. L. G., Estrada G. C. D., Fernandez V., Tognella M. M. P., 2012. Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: Assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 101: 44-53. DOI: 10.1016/j.ecss.2012.02.018.

Sobrado M. A., 2000. Relation of water transport to leaf gas exchange properties in three mangrove species. *Trees* 14: 258–262.

Souza I. C., Rocha L. D., Morozesk M., Bonomo M. M., Arrivabene H. P., Duarte I. D., Furlan L. M., Monferrán M. V., Mazik K., Elliot M., Matsumoto S. T., Milanez C. R. D., Wunderlin D. A., Fernandes M. N., 2015. Changes in bioaccumulation and translocation patterns between root and leaf of *Avicennia schaueriana* as adaptive response to different levels of metals in mangrove system. *Marine Pollution Bulletin* 94: 176–184. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.02.032.

Sterza J. M., Fernandes L. L., 2006. Zooplankton Community of the Vitória Bay Estuarine System (Southeastern Brazil). Characterization During A Three-Year Study. *Brazilian Journal of Oceanography* 54(2/3): 95-105. DOI: 10.1590/S1679-87592006000200001.

Suwa R., Deshar R., Hagihara, A., 2009. Forest structure of a subtropical mangrove along a river inferred from potential tree height and biomass. *Aquatic Botany* 91: 99–104. DOI: 10.1016/j.aquabot.2009.03.001.

Teubner Jr., F. J. 2016. Aporte de água e nutrientes para o Sistema Estuarino da Baía de Vitória (ES): Subsídios para a gestão ambiental integrada. Tese de doutorado, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 304 p.

Thom B. G., 1984. Coastal landforms and geomorphic processes. In Snedaker, S.C. (ed.), *The mangrove ecosystem: research methods*. UNESCO, Bungay, pp. 3–17.

Veronez P., Bastos A. C., Quaresma V. S., 2009. Morfologia e distribuição sedimentar em um sistema estuarino tropical: Baía de Vitória, ES. *Revista Brasileira de Geofísica* 27(4): 609-624. DOI: 10.1590/S0102-261X2009000400006.

Walsh G. E., 1974. Mangroves: a review. In Reimold R. J., Queen W. H (ed.), Ecology of Halophyte. Academic Press, New York, pp. 51-174.

Walters B. B., 2005. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. *Forest Ecology and Management* 206: 331–348. DOI:10.1016/j.foreco.2004.11.015.

Ward R. D., Friess D. A., Day R. H., Mackenzi R. A., 2016. Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability* 2(4): 1-25. DOI:10.1002/ehs2.1211.

Woodroffe C., 2000. Deltaic and estuarine environments and their Late Quaternary dynamics on the Sunda and Sahul shelves. *Journal of Asian Earth Sciences* 18: 393-413. DOI: [10.1016/S1367-9120\(99\)00074-7](https://doi.org/10.1016/S1367-9120(99)00074-7).

Zamprogno G. C., Tognella M. M. P., Quaresma V. S., Costa M. B., Pascoalini S. S., Couto G. F., 2016. The structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: Influence of environmental factors and anthropogenic stressors. *Brazilian Journal of Oceanography* 64(2): 157-172. DOI: [/10.1590/S1679-87592016111706402](https://doi.org/10.1590/S1679-87592016111706402).

Zamprogno G. C., 2015. Uso de fatores biológicos e ambientais na avaliação de níveis de vulnerabilidade aos impactos decorrentes da ocupação urbana no manguezal da Baía de Vitória, ES. Tese de doutorado, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 195 p.

Zar, J. H., 1996. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey, 620.

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

CAPÍTULO 2

**DISTRIBUIÇÃO DE TRONCOS EM UM MANGUEZAL PERI-URBANO
NO SUDESTE DO BRASIL: PERSPECTIVAS EM NÍVEL DE ESPÉCIE E
SÍTIO**

VITÓRIA
2019

RESUMO

Análises de distribuição de troncos por classe de diâmetro (histogramas) permitem avaliar o estágio de desenvolvimento da floresta. O estudo teve como objetivos ajustar e selecionar funções de densidade probabilística que caracterizam a estrutura diamétrica de populações e da comunidade do manguezal no Sistema Estuarino da Grande Vitória (SEGV) e relacionar variáveis estruturais às funções de densidade probabilística vencedoras no manguezal no SEGV. As funções testadas foram Gamma, Lognormal e Weibull para os tipos fisiográficos (franja e bacia), espécies (*Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*), estações (E1 a E4) e parcelas. O melhor ajuste foi selecionado por meio do Critério de Informação de Akaike (AIC). A função Lognormal descreveu a distribuição diamétrica dos tipos fisiográficos e das estações, indicando manutenção das florestas. Com relação às espécies, essas apresentaram comportamento Lognormal (*A. schaueriana* e *R. mangle*) e Weibull (*L. racemosa*). A função Lognormal descreveu 59% das parcelas, seguida da função Weibull (23%) e Gamma (18%). As funções descritas para as espécies *L. racemosa* e *A. schaueriana* sugerem que ambas estão em situação de fragilidade, a primeira por não apresentar troncos nas menores classes de diâmetro, o que permitiria sua manutenção no sistema e a segunda, em virtude da localização da sua colonização. A função Gamma descreve locais com desenvolvimento estrutural de intermediário à maduro sob pressão antrópica. Os locais descritos pela função Weibull são áreas mais maduras com maior DAP médio e altura.

Palavras-chave: Estrutura diamétrica; Lognormal; AIC.

1. INTRODUÇÃO

O manguezal compreende formações florestais presentes na zona costeira tropical e subtropical do mundo (Giri, 2011). Em função da sua localização, no último século o ecossistema sofreu intensa alteração ambiental, como desmatamento, corte em pequena escala, fogo, alteração da geomorfologia, sedimentação, mudança no fluxo hídrico, contaminação química e eutrofização (Lugo et al., 2014; Lovelock et al., 2009; Alongi e Carvalho, 2008; Duke et al., 2005). Além desses fatores, mais diretos, o manguezal terá que lidar no Antropoceno com o aumento do nível do mar, aumento do CO₂ atmosférico e o aquecimento global (Lugo et al., 2014), entre outros fatores em escala local acelerados pela ocupação da orla costeira.

Para a efetiva conservação do ecossistema, com a manutenção do fornecimento dos serviços ecossistêmicos é necessário gerar conhecimento básico acerca da estrutura do manguezal. Uma estratégia utilizada em análises estruturais em manguezal é a distribuição de troncos por classe de diâmetro (histogramas). Essa ferramenta permite avaliar o estágio de desenvolvimento da floresta, uma vez que fornece as proporções de troncos por intervalo de classe (Jiménez, 1985; Soares, 1999; Zamprognó et al., 2016). Em geral, florestas naturais apresentam essa distribuição de forma decrescente ou “J-invertido”, ou seja, maior contribuição nas classes de menor diâmetro com posterior redução (Jiménez, 1985; Rubin et al., 2006). Classicamente, esse tipo de análise é realizada em manguezal separando os troncos em três classes de diâmetro, isto é, menores que 2,5 cm, acima de 2,5 cm até 10,0 cm e acima deste diâmetro (Cintrón e Schaeffer-Novelli, 1983), com base nesta classificação sua floresta é definida em jovem, intermediária e madura, respectivamente. Entretanto, muitos estudos observam a necessidade do uso de mais classes, como Cole et al. (1999), Soares et al. (2003), Zamprognó et al. (2016) e Kiruba-Sankar et al. (2018) sendo utilizada para tomadas de decisões mais expeditas de gestão do recurso. De modo geral, essa análise é puramente descritiva, necessitando de abordagem estatística.

Na literatura, trabalhos de silvicultura e de florestas naturais abordando populações e comunidades vegetais utilizam a distribuição de diâmetro comparando-as aos modelos teóricos de distribuição probabilística para dados contínuos (Zasada e Cieszewski, 2005; Carvalho e Nascimento, 2009; Kayes et al., 2012; Sanquetta et al., 2014; Lima et al.; 2017). Especificamente, esses estudos comparam a distribuição de uma amostra de dados empíricos com uma ou mais distribuições hipotéticas (Gotelli e Ellison, 2011) e quando mais de uma distribuição é testada, recomenda-se utilizar algum critério

para seleção do modelo que apresente o melhor ajuste aos dados reais. Segundo Machado et al. (2009) a melhor forma de descrever a estrutura diamétrica de florestas ou espécies é por meio do emprego de funções de densidade probabilística.

Pesquisas em florestas úmidas utilizam modelos clássicos para a distribuição em classes de diâmetro, como Lognormal, Exponencial, Weibull e Gamma em suas investigações a respeito da estrutura da comunidade vegetal e das populações (Alves-Júnior et al., 2009; Machado et al., 2008; 2009; Carvalho e Nascimento, 2009). A aplicação de modelos teóricos contribui para ampliar o conhecimento ecológico dos ecossistemas uma vez que fornece estimativas de produção por classe de diâmetro e estágios de desenvolvimento florestal.

Modelagem para manguezal em nível de indivíduo está em ascensão para o ecossistema, destacando os estudos desenvolvidos por Berger et al. (2002; 2004) e Lima et al. (2018), os quais observam que durante o desenvolvimento da planta há uma fase de rápido crescimento inicial e, com o avanço do desenvolvimento, a força de competição atua sobre os indivíduos e, conseqüentemente, sobre a distribuição de troncos da floresta.

Apesar dos esforços de estudos em nível de indivíduo, estudos de distribuição diamétrica e modelagem aliados a abordagem estrutural clássica são escassos para florestas de mangue e para suas espécies. Eles permitem produzir prognósticos dos processos de colonização e de alterações nas variáveis ambientais sobre a estrutura. Em termos de espécies, fornecem informações a respeito das suas estratégias de automanutenção, além de subsidiar gestão e conservação dos ecossistemas, como tem sido com outros sistemas naturais ou manejados (Alves-Júnior et al., 2007; Machado et al., 2008; 2009; Carvalho e Nascimento, 2009; Kayes et al., 2012; Sanquetta et al., 2014; Lima et al.; 2017).

Zamprogno et al (2016) estudando o manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória (SEGV) utilizaram distribuição de diâmetro na sua análise, em conjunto com outras variáveis e notaram diferentes estágios de maturidade, recuperação e colonização que definiram como sendo desenvolvimento da floresta em pulsos nas áreas avaliadas como resposta local às variáveis ambientais e estressores antropogênicos. Soares et al. (2003) também traçam o perfil de estrutura diamétrica de manguezais na Baía de Guanabara (Rio de Janeiro) e identificam padrões estruturais e de dinâmica para florestas com e sem intervenção antrópica. A partir do exposto e com intuito de aumentar o conhecimento acerca da estrutura diamétrica de manguezais, este estudo busca avaliar as seguintes questões: funções de densidade probabilística são capazes de descrever e

identificar padrões estruturais para florestas de mangue? Tendo em vista as diferentes estratégias ecológicas das espécies de mangue, as curvas de distribuição por espécie são diferentes entre si?

A fim de responder às questões levantadas acima, o presente estudo propõe uma análise da estrutura diamétrica por meio de distribuições teóricas que permitam descrever a estrutura da floresta, tendo como objetivos: 1) ajustar e selecionar funções de densidade probabilística que caracterizam a estrutura diamétrica de populações e da comunidade do manguezal no SEGV; 2) relacionar variáveis estruturais às funções de densidade probabilística vencedoras no manguezal no SEGV.

2. ÁREA DE ESTUDO

Ver item Apresentação.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL

Quatro locais foram estudados no manguezal do SEGV (E1, E2, E3 e E4), de acordo com sua localização na baía, isto é, em sentido anti-horário da abertura norte para a sul. As estações selecionadas são próximas das avaliadas por Zamprogno et al. (2016), representando os extremos do manguezal do SEGV. Cada local de estudo foi dividido por tipos fisiográficos: franja (F) e bacia (B), segundo classificação de Schaeffer-Novelli et al. (2000), totalizando oito pontos de amostragem (E1F, E1B, E2F, E2B, E3F, E3B, E4F e E4B), com três réplicas em cada (parcelas), com exceção das bacias de E1 e E2 que possuem duas réplicas em cada, logo o total de parcelas analisadas foi de 22.

Os dados de estrutura da floresta foram coletados em 2015 e são apresentados no Capítulo 1 dessa tese. A metodologia adotada foi proposta por Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986), utilizando o método de parcelas.

3.2. ANÁLISE DA ESTRUTURA DIAMÉTRICA

3.2.1. Assimetria e curtose

Análises estatísticas descritivas como média, mediana, moda, mínimo, máximo, primeiro e terceiro quartil, coeficiente de assimetria e de curtose foram empregadas para avaliar a estrutura da população e da comunidade e para comparar a distribuição de diâmetros das parcelas, em uma avaliação prévia.

Forma de assimetria foi avaliada seguindo os critérios de Ruppert (2011) que estabelece que a assimetria é positiva quando moda < mediana < média aritmética e assimetria negativa, considerando moda > mediana > média aritmética. Especificamente, considera-se a assimetria moderada se seu coeficiente, em módulo, exibir valor entre 0,15 e 1, caso seja maior do que 1, é considerada forte (Crespo, 1998).

Em relação à curtose, esta é leptocúrtica ou platicúrtica se o valor do seu coeficiente for < 0,263 ou > 0,263, respectivamente. Caso, a curva apresente valor do coeficiente = 0,263, ela é considerada mesocúrtica (Crespo, 1998).

Diferentemente do preconizado para a análise clássica da estrutura em manguezal (Schaeffer-Novelli e Cintron, 1986), os dados médios neste estudo são resultados da média entre os diâmetros medidos em campo e não representam a árvore média esperada pela floresta com base na área basal total da amostra.

3.2.2. Modelando a distribuição de diâmetro

Inicialmente, histogramas (ou densidade) das distribuições de troncos vivos por classe de diâmetro foram gerados a partir dos dados obtidos em campo para cada parcela, estação, espécie e tipo fisiográfico. Em seguida, utilizando o pacote MASS e a função *fitdistrplus*, disponíveis no software R (R Core Team, 2015), ajustou-se funções de densidade de probabilidade (FDP) teóricas aos dados e os seus parâmetros foram estimados pelo método de Máxima Verossimilhança (Delignette-Muller e Dutang, 2015). As funções de densidade testadas são descritas na Tabela 1 e são as mesmas utilizadas por Lima et al. (2017) avaliando floresta tropical seca.

Tabela 1. Funções de densidade ajustadas aos dados empíricos (adaptado de Lima et al., 2017).

FDP	Funções de densidade testadas
Log-normal ¹	$f(x, \mu, \sigma) = \frac{\exp - \frac{1}{2} \left(\frac{\ln x - \mu}{\sigma} \right)^2}{x \sigma \sqrt{2\pi}}$
Gamma ²	$f(x, \alpha, \beta) = \frac{x^{\alpha-1} e^{-x/\beta}}{\beta^\alpha \Gamma(\alpha)}$
Weibull 2P ³	$f(x, \gamma, \beta) = \left(\frac{\gamma}{\beta} \right) \left(\frac{x}{\beta} \right)^{\gamma-1} \exp \left[- \left(\frac{x}{\beta} \right)^\gamma \right]$

μ é a média aritmética do logaritmo Neperiano do diâmetro (cm) na função 1; σ é o desvio padrão do logaritmo Neperiano do diâmetro (cm) na função 1; *exp* é exponencial; *ln x* é logaritmo Neperiano do diâmetro (cm) na função 1; Γ é a função gamma: $\Gamma(\alpha) = \int_0^\infty t^{\alpha-1} e^{-t} dt$; α e β são parâmetros das funções 2 e 3.

O Critério de Informação de Akaike ($AIC = -2 \ln(L) \pm 2k$), onde L é o *likelihood*, isto é, verossimilhança e k é o número de parâmetros, foi utilizado para avaliar a qualidade do ajuste e comparar os modelos avaliados. O AIC mede a distância do modelo candidato em relação ao desconhecido (observado) e permite comparar modelos com diferentes números de parâmetros. Este critério foi utilizado para selecionar a melhor função, onde quanto menor o valor do AIC maior a qualidade do ajuste.

3.3. RELACIONANDO FUNÇÕES DE DISTRIBUIÇÃO ÀS CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS E TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA NO SEDIMENTO

A avaliação da relação entre as funções de distribuição e a estrutura da floresta e o teor de matéria orgânica no sedimento foram conduzidas por meio de duas análises, a análise de variância e análise multivariada.

Foi realizado teste de normalidade (Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (Bartlett) nos dados a fim de escolher o teste adequado aos dados, assim usou-se Anova (F) e o teste não paramétrico Kruskal-Wallis (K-W), dependendo do parâmetro avaliado, para comparar as estações descritas pelas equações vencedoras entre si, ou seja, as equações vencedoras são consideradas tratamentos e as parcelas que são descritas por elas são suas réplicas na análise. Os dados estruturais (DAP médio, altura e densidade de troncos mortos) e o teor de matéria orgânica de cada parcela foram extraídos do Capítulo 1. O teste F e o K-W foram seguidos do teste de Scheffé e teste de comparações múltiplas *a posteriori*, respectivamente.

Para uma abordagem multivariada foi empregada a análise de componentes principais (ACP) utilizando dados bióticos transformados (altura média, DAP médio, densidade de troncos vivos, densidade de troncos mortos, relação troncos por indivíduo) produzidos no Capítulo 1, empregando-se matriz de correlação dos dados. A fim de verificar se as parcelas descritas pelas funções são diferentes estruturalmente entre si, utilizou-se polígonos referentes às funções vencedoras para cada parcela.

4. RESULTADOS

A Tabela 2 exhibe os parâmetros estruturais e teor de matéria orgânica descritos previamente no Capítulo 1.

Tabela 2. Dados referentes às parcelas avaliadas em cada estação no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Estações de amostragem (1- 4) e tipo fisiográfico (F: franja e B: bacia).

Parcela	Área (m ²)	Número de troncos	DAP médio	Altura média	Dens. tr. vivos (ha)	Dens. tr. mortos (ha)	Tr.ind ⁻¹	M.O. (%)
E1F1	225	111	8.35	5.65	4933	889	1.22	8.65
E1F2	100	52	7.58	5.90	5200	600	1.09	5.65
E1F3	100	58	7.35	7.17	5800	1,600	1.17	9.79
E1B1	280	115	8.47	4.26	4107	179	1.04	17.91
E1B2	225	90	7.19	4.04	4000	400	1.03	17.20
E2F1	240	33	12.23	8.27	1375	1,333	1.18	32.54
E2F2	225	101	7.35	5.49	4489	356	1.05	33.07
E2F3	165	108	5.73	4.35	6545	606	1.07	35.77
E2B1	572	40	18.42	7.45	699	70	1.26	52.35
E2B2	693	42	22.15	10.46	606	87	1.60	47.12
E3F1	225	40	15.26	7.34	1778	356	1.45	30.65
E3F2	225	82	7.53	4.43	3644	89	1.04	29.59
E3F3	225	60	10.34	6.08	2667	222	1.03	32.41
E3B1	428.75	111	10.19	5.23	2566	373	1.08	41.47
E3B2	520	103	10.36	4.57	1981	346	1.34	33.43
E3B3	560	34	18.01	8.93	607	89	1.30	35.51
E4F1	270	76	10.37	6.83	2815	407	1.98	29.86
E4F2	225	68	8.00	6.62	3022	578	2.13	31.89
E4F3	169	46	12.15	8.14	2604	710	1.81	30.75
E4B1	256	71	7.90	6.06	2773	508	2.47	35.21
E4B2	225	61	8.47	6.98	2711	533	2.15	37.72
E4B3	240	63	10.85	6.50	2625	708	2.16	39.51

Considerou-se densidade de troncos mortos como indicativo de degradação florestal, como observado no Capítulo 1. Em E1 e em E2F1 há incidência de corte seletivo de árvores (Capítulo 1).

4.1. DISTRIBUIÇÃO DE DIÂMETRO

A estatística descritiva do conjunto de dados de diâmetro é apresentada na Tabela 3. Observa-se que os valores da média dos diâmetros estão acima da mediana obtida para os tipos fisiográficos, estações, parcelas e espécies, com exceção de E2B1 (domínio de *R. mangle*) e para *L. racemosa*. Essas exceções ocorrem porque os termos estatísticos (média e mediana) apresentam valores próximos, refletindo nos valores de assimetria para a parcela e para a distribuição dos diâmetros da espécie, sendo considerado assimetria moderada (coeficiente < 1). Com relação à curtose, todas as curvas de distribuição exibiram comportamento platicúrtico. Em relação a análise dos dados de moda dos

diâmetros para as parcelas, os valores registrados variam de 1,00 até 3,60 cm, com muitas exibindo moda múltipla (Tabela 3). Esta análise identifica que quase todas as parcelas possuem um número elevado de indivíduos jovens. Contudo, examinando o 3º quartil, nota-se que 75% das observações contemplam indivíduos variando de 3,86 cm de diâmetro até 25,82 cm, portanto indivíduos maduros também estão representados. Sendo que os maiores diâmetros de tronco variaram entre 17,50 cm para E1F3 e o mais expressivo ocorreu em E2B2 com valor de 45,0 cm.

Os resultados da qualidade do ajuste da distribuição observada em relação às funções teóricas (Gamma, Lognormal e Weibull) são apresentados na Tabela 4. Com base no AIC, considerando os dados gerais de estrutura, a equação Lognormal descreveu a distribuição diamétrica da franja, da bacia e das estações. Com relação às espécies, essas são representadas pelas equações Lognormal (*A. schaueriana* e *R. mangle*) e Weibull (*L. racemosa*). A função Lognormal descreveu 59% das parcelas, seguida da função Weibull (23%) e Gamma (18%) (Tabela 4).

A distribuição de frequência por classe de DAP para cada tipo fisiográfico, estação de estudo e espécie é apresentada na Figura 1. Na análise da distribuição por tipo de floresta, por espécies e para as áreas de estudo, observa-se padrão considerado “J invertido” (distribuição exponencial negativo), com exceção da espécie *L. racemosa*.

A Figura 1 exhibe os diferentes padrões observados nas parcelas representados por cada equação teórica, sendo as parcelas E1F3 (Gamma), E2B2 (Weibull) e E3F3 (Lognormal). Os gráficos referentes às demais parcelas encontram-se no Anexo 1.

O ajuste dos modelos podem levar a superestimativa em diferentes classes de diâmetro para as parcelas e também para as espécies. Na análise visual realizada nos modelos e seus resultados, a função Lognormal superestimou a frequência de troncos nas classe iniciais em relação aos valores observados, com exceção de E1, E1F3 e na análise para a espécie *L. racemosa*. A superestimativa de todas as funções em relação aos valores de densidade foi registrada para a segunda classe diamétrica, exceto para as espécies *A. schaueriana*, *L. racemosa* e parcela E3F3, e nas classes intermediárias, excluindo *A. schaueriana*. Observa-se variação no número de classes e amplitude para os tipos fisiográficos, espécies, estações e parcelas, com destaque para a bacia, E2B2 e a espécie *R. mangle*. Estas apresentam maior número de classes (Figura 1).

As curvas de distribuição cumulativa são apresentadas na Figura 2 e Anexo 2. Nota-se forma diferenciada para a espécie *L. racemosa* e para a parcela E2B2 (Figura 2).

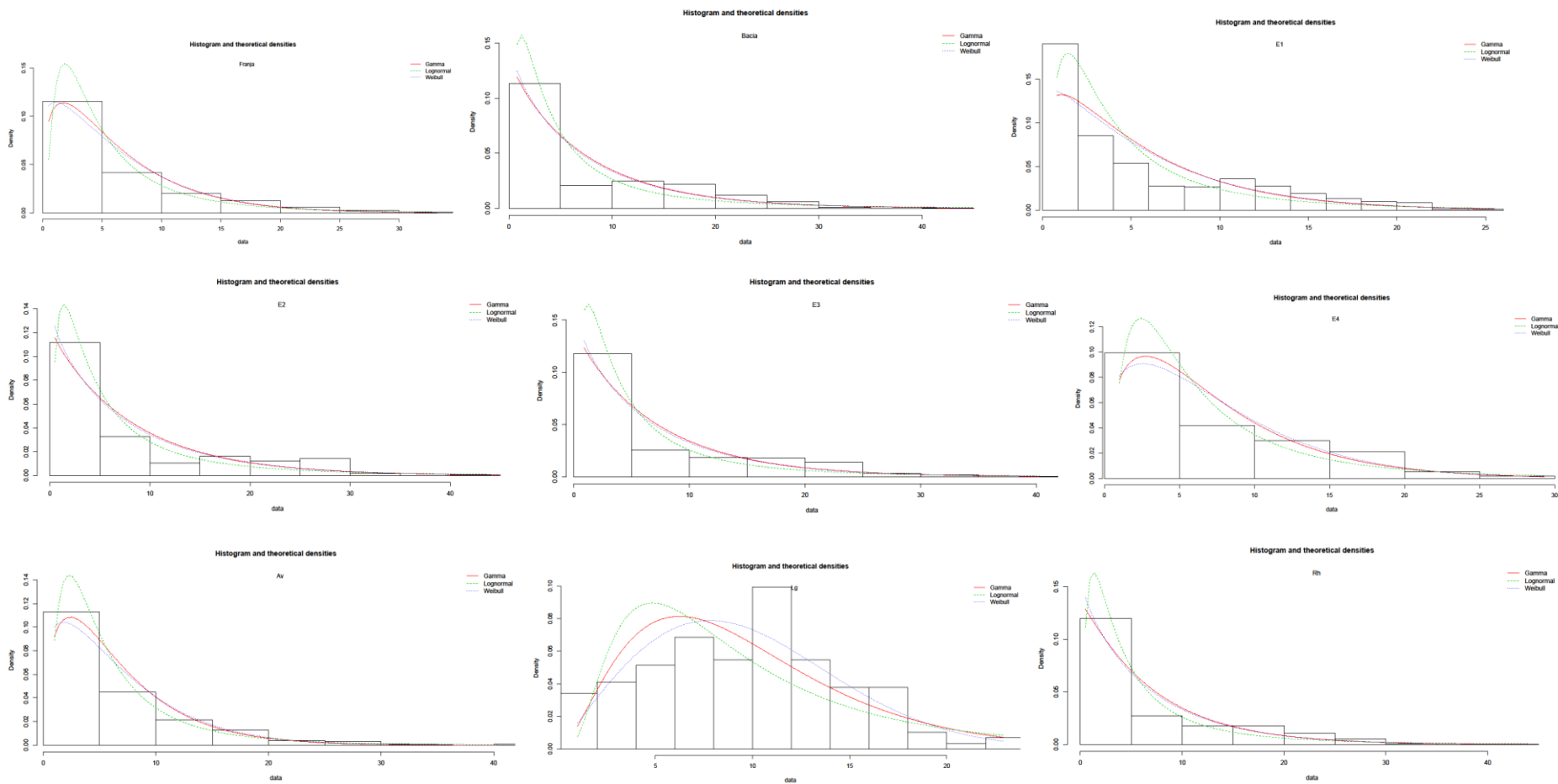
Tabela 3. Estatística descritiva dos dados de diâmetro do tronco (cm) para os tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia), estações (E1, E2, E3 e E4), espécies e parcelas no Sistema Estuarino da Grande Vitória.

Estrutura	DAP médio (cm)	Média (cm)	Mediana (cm)	Moda (cm)	Mínimo (cm)	Máximo (cm)	1 quartil (cm)	3 quartil (cm)	Coefficiente de Assimetria	Coefficiente de Curtose
F	-	6.48	4.20	1.50	0.50	33.20	1.90	8.55	1.66	5.49
B	-	7.77	3.40	1.00	0.80	45.00	1.50	13.30	1.16	3.59
E1	-	5.79	3.20	1.20	0.80	25.50	1.50	9.70	1.19	3.41
E2	-	8.30	4.25	1.50	0.50	45.00	1.60	12.12	1.31	3.67
E3	-	7.24	3.20	1.20	0.90	40.30	1.40	11.35	1.33	3.91
E4	-	7.48	5.20	1.00	1.00	29.30	2.90	11.90	1.00	3.20
<i>Av</i>	-	6.67	4.50	1.00	1.00	40.30	2.40	8.80	1.92	7.64
<i>Lg</i>	-	9.75	10.05	Múltipla	1.00	22.90	5.72	13.30	0.15	2.51
<i>Rh</i>	-	7.10	3.30	1.20	0.50	45.00	1.50	10.72	1.38	4.09
E1F1	8.35	6.63	4.40	3.00	0.90	22.90	2.80	10.25	1.19	3.73
E1F2	7.58	6.11	5.20	Múltipla	1.00	19.60	2.05	8.80	0.85	3.14
E1F3	7.35	6.06	5.00	3.60	1.00	17.50	2.50	9.02	0.92	3.27
E1B1	8.47	5.40	1.60	1.20	0.80	25.50	1.20	10.35	1.30	3.28
E1B2	7.19	4.46	1.55	1.20	0.80	21.10	1.20	3.95	1.59	4.03
E2F1	12.23	9.78	7.10	Múltipla	1.10	29.00	5.30	12.80	1.25	3.85
E2F2	7.35	5.02	3.20	1.50	0.50	30.80	1.60	5.02	2.75	11.87
E2F3	5.73	3.49	1.80	1.50	0.70	29.90	1.30	3.86	3.70	19.13
E2B1	18.42	15.28	19.45	2.50	1.20	32.00	2.50	24.55	-0.15	1.42
E2B2	22.15	20.76	20.10	Múltipla	2.80	45.00	17.32	25.82	0.18	4.54
E3F1	15.26	13.09	13.90	Múltipla	2.00	30.80	5.95	19.82	0.27	1.94
E3F2	7.53	4.78	2.75	1.00	1.00	33.20	1.32	5.10	2.82	11.82
E3F3	10.34	7.12	4.00	1.40	1.10	31.50	1.80	8.77	1.74	5.48
E3B1	10.19	7.14	2.30	1.40	0.90	24.50	1.50	13.30	0.91	2.39
E3B2	10.36	6.77	2.70	1.20	2.70	40.30	1.00	10.50	1.73	6.11
E3B3	18.01	7.62	2.00	1.20	1.00	30.70	1.20	13.45	1.11	2.69
E4F1	10.37	7.67	4.65	1.60	1.00	26.30	2.00	14.07	1.03	2.81
E4F2	8.00	5.49	4.00	Múltipla	1.00	29.30	2.47	7.85	2.02	8.03
E4F3	12.15	10.10	8.60	Múltipla	2.20	25.30	4.92	14.85	0.50	2.11
E4B1	7.90	6.18	3.90	Múltipla	1.00	17.80	2.05	9.55	0.79	2.33
E4B2	8.47	7.18	6.00	Múltipla	1.00	19.50	3.80	10.50	0.62	2.56
E4B3	10.85	8.72	6.50	1.00	1.00	23.70	3.25	14.05	0.61	2.13

Av: *Avicennia schaueriana*, *Lg*: *Laguncularia racemosa*, *Rh*: *Rhizophora mangle*

Tabela 4. Resultados do Critério de Informação de Akaike para distribuição de diâmetro (cm) para os tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia), estações (E1, E2, E3 e E4), espécies e parcelas.

		Função Gamma	Função Log Normal	Função Weibull 2P
Tipos	Franja	4751.40	4657.40	4772.00
	Bacia	4805.80	4720.40	4802.70
Estações	E1	2293.50	2246.20	2298.80
	E2	2023.80	1979.20	2022.40
	E3	2906.80	2830.30	2904.30
	E4	2281.30	2277.00	2287.30
Espécies	<i>A. schaueriana</i>	1820.00	1786.50	1832.70
	<i>L. racemosa</i>	896.10	928.40	881.40
	<i>R. mangle</i>	6587.50	6415.20	6585.70
Parcelas	E1F1	622.47	614.22	627.45
	E1F2	288.00	288.73	288.39
	E1F3	314.35	315.60	315.20
	E1B1	620.89	587.03	617.94
	E1B2	453.32	420.61	451.48
	E2F1	213.98	214.50	214.89
	E2F2	524.92	505.89	529.51
	E2F3	484.16	441.85	489.52
	E2B1	300.64	308.82	299.15
	E2B2	302.35	312.62	296.15
	E3F1	277.67	281.83	276.23
	E3F2	422.55	399.55	424.51
	E3F3	358.82	349.94	359.45
	E3B1	662.68	648.10	662.70
	E3B2	603.93	583.71	602.74
	E3B3	552.20	531.81	549.70
	E4F1	463.17	457.15	464.15
	E4F2	373.48	365.41	377.04
	E4F3	293.42	294.73	293.42
	E4B1	397.92	396.83	398.71
E4B2	348.99	353.62	348.36	
E4B3	395.65	399.28	395.45	



Continua...

Continuação...

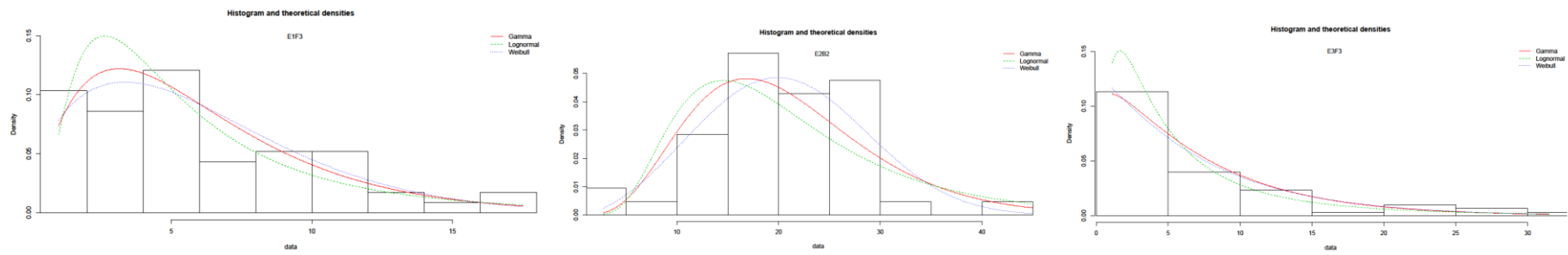
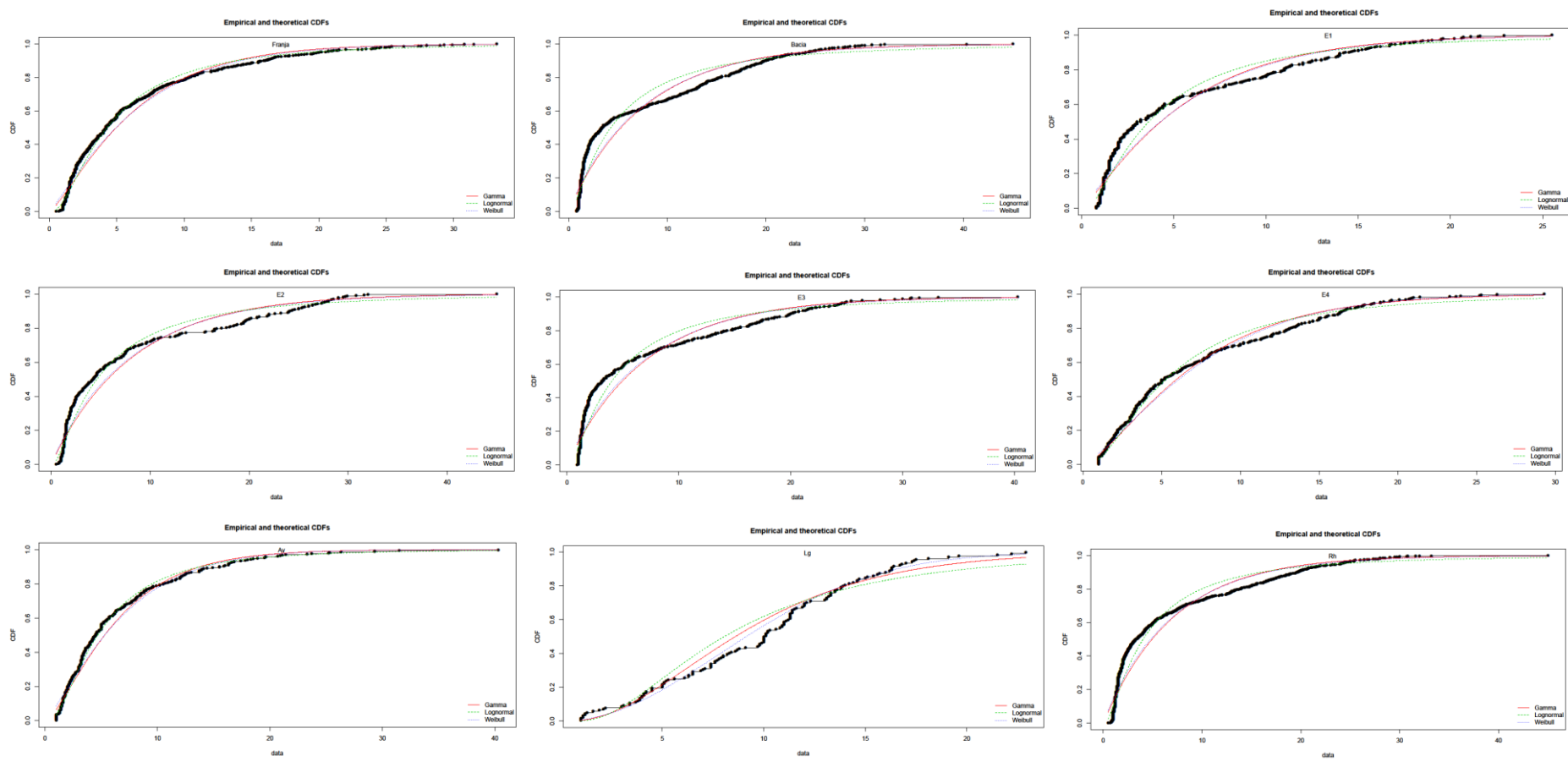


Figura 1. Densidade em função das classes de diâmetro (cm) e curvas ajustadas dos modelos testados (Gamma, LogNormal e Weibull) para os tipos fisiográficos: a) Franja b) Bacia; estações: c)1, d) 2, e) 3, f) 4; espécies: g) Av (*Avicennia shaueriana*), h) Lg (*Laguncularia racemosa*) e i) Rh (*Rhizophora mangle*); parcelas: j) E1F3, k) E2B2,l) E3F3.



Continuação...

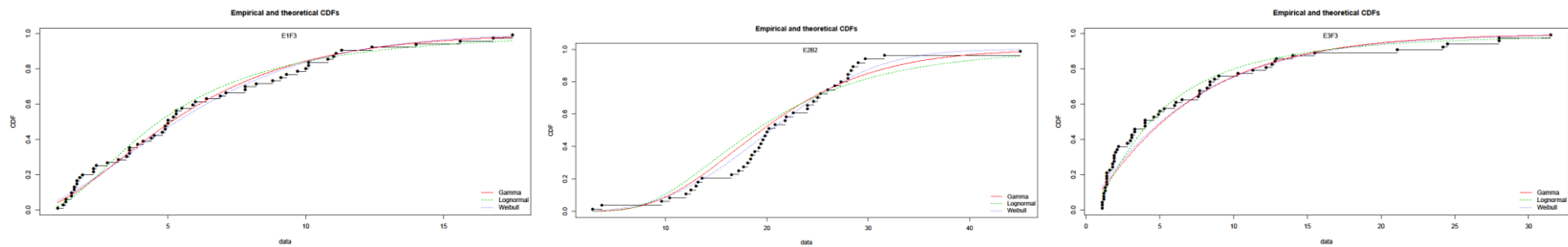


Figura 2. Função de Densidade Cumulativa (CDF) em função do diâmetro (cm) para as diferentes funções ajustadas (Gamma, Log-normal e Weibull) para os tipos fisiográficos: a) Franja b) Bacia; estações: c)1, d) 2, e) 3, f); espécies: g) Av (*Avicennia schaueriana*), h) Lg (*Laguncularia racemosa*) e i) Rh (*Rhizophora mangle*); parcelas: j) E1F3, k) E2B2,l) E3F3.

4.2. RELACIONANDO FUNÇÕES DE DISTRIBUIÇÃO ÀS CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS E TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA NO SEDIMENTO

A Figura 3 exibe comparação entre variáveis estruturais em função das equações teóricas. A partir da seleção da equação vencedora para cada parcela, foi realizado um teste de comparação (Anova ou Kruskal-Wallis) com as variáveis estruturais. Observa-se que as parcelas descritas pela função Weibull exibem as variáveis DAP médio (K-W = 6,31; $p = 0,0425$) e altura média (K-W = 8,86; $p = 0,0119$) mais elevadas, já a função Gamma descreve as parcelas com maior densidade de troncos mortos (F = 8,89; $p = 0,0018$) e os menores teores de matéria orgânica (K-W = 7,19; $p = 0,0274$).

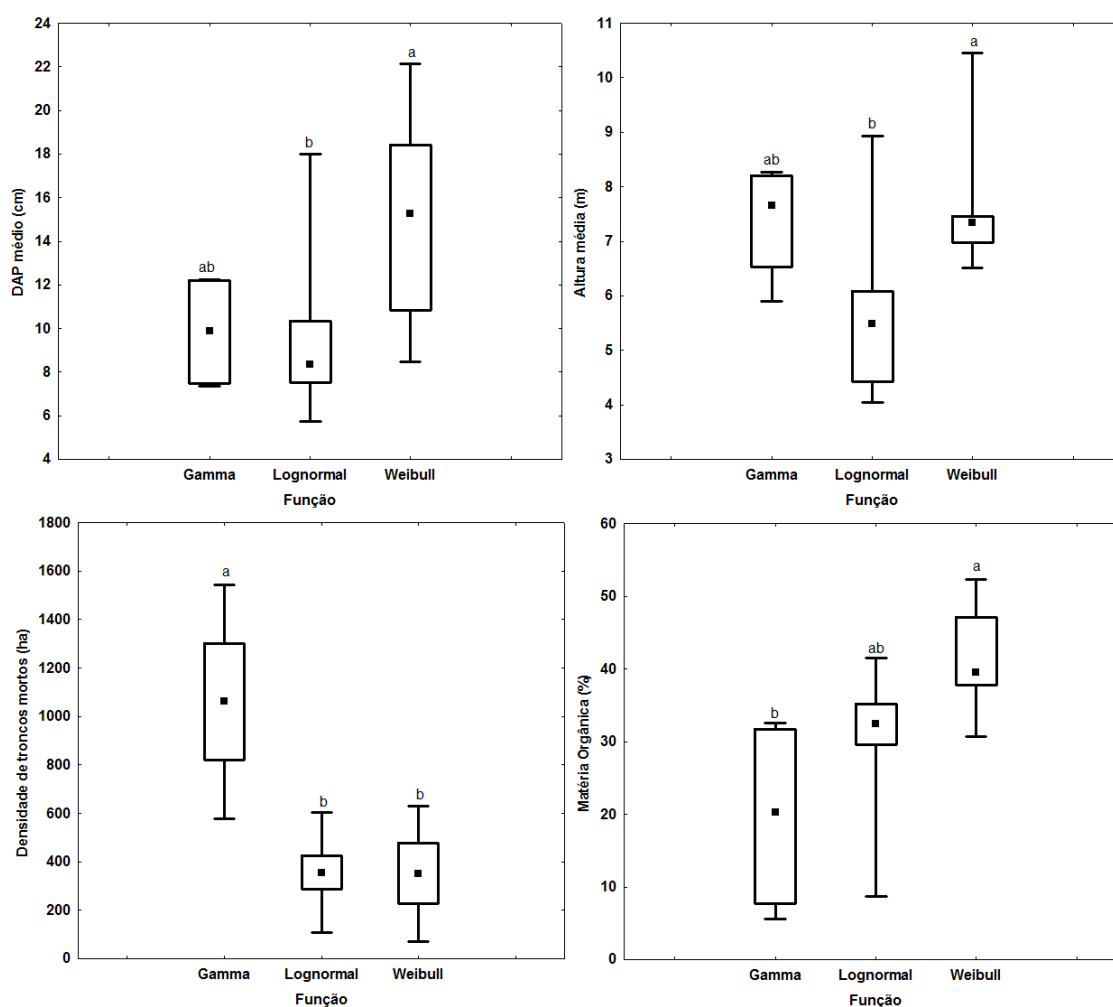


Figura 3. Variáveis estruturais: A) DAP médio (cm), B) altura média (m), C) densidade de troncos mortos (ha) e D) matéria orgânica (%) em função das funções testadas (Gamma, Lognormal e Weibull).

Baseado nos dados de estrutura (altura média, DAP médio, densidade de troncos vivos e densidade de troncos mortos) foi realizada Análise de Componentes Principais – ACP, cada polígono representa um conjunto de parcelas descrita por uma equação:

Gamma (azul), Lognormal (vermelho) e Weibull (verde) (Figura 4). As informações são explicadas pelos eixos horizontal (65,57%) e vertical (34,43%). A variável com maior peso positivo na componente 1 (eixo horizontal) é o DAP médio (0,99 – valor de correlação da ACP), a densidade de troncos vivos (-0,98) relaciona-se de forma negativa ao eixo. As parcelas correlacionadas positivamente com o eixo são E2B1 (2,57), E2B2 (3,84), E3F1 (1,46), E3B3 (2,88), E4F1 (0,21) e negativamente E1F1 (-1,51), E1F2 (-1,44), E2F2 (-1,11), E2F3 (-2,58), E4F2 (-0,38), E4B1 (-0,38).

As variáveis com maior peso positivo na componente 2 (eixo vertical) são densidade de troncos mortos (0,86) e altura média (0,77). As parcelas correlacionadas positivamente com o eixo são E1F3 (2,50), E2F1 (2,20), E4F3 (1,10), E4B2 (0,25), E4B3 (0,42) e negativamente E1B1 (-1,57), E1B2 (-1,66), E3B1 (-0,71), E3F2 (-1,52), E3F3 (-0,64) e E3B2 (-1,07) (Figura 4).

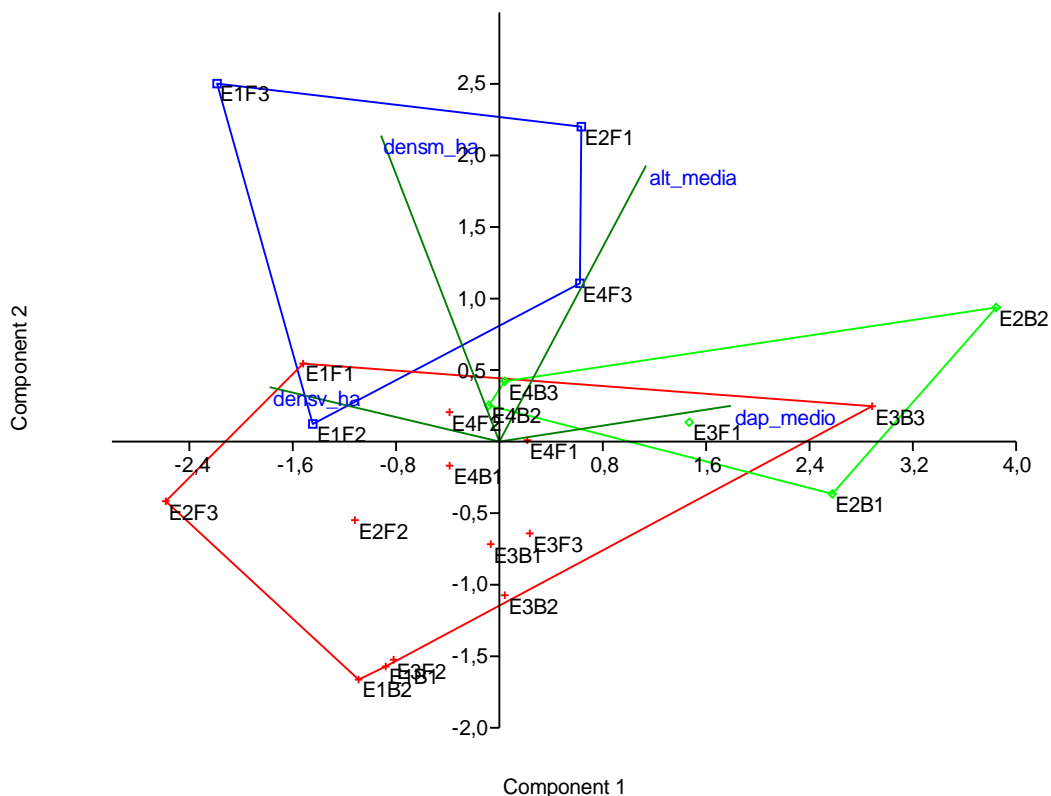


Figura 4. Análise de componentes principais da estrutura da vegetação em função dos valores de altura média (Alt_med), DAP médio (DAP_medio), densidade de troncos vivos (densv_ha), densidade de troncos mortos (densm_ha) por estações de amostragem (1- 4) e por tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia)

no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Polígonos representam as funções testadas azul (função Gamma), vermelho (função Lognormal) e verde (função Weibull).

A disposição desagregada dos polígonos na ACP referentes às equações Lognormal, Gamma e Weibull reforçam as diferenças entre as características estruturais para as parcelas descritas por cada função. Apenas em alguns pontos houve superposição dos polígonos (Figura 4).

5. DISCUSSÃO

As análises em fitossociologia para florestas naturais são importadas de técnicas em silvicultura que descrevem florestas de mesma idade plantadas e dentro desses estudos destacam-se as análises de distribuição de diâmetro (Shaeffer-Novelli e Cintrón, 1986). Elas permitem identificar padrões estruturais nos ecossistemas que as vezes estão mascarados em análises de estrutura (Zamprogno et al, 2016). Distribuição de diâmetro em florestas naturais exhibe padrão considerado “J invertido” ou exponencial negativo, no entanto alguns trabalhos observam desvios a partir desse padrão, tendo distribuições com forma sigmoide, normal, entre outras (Rubin et al., 2016).

Na literatura, nota-se uma tentativa de descrever a situação do local estudado em termos de manutenção do sítio, das espécies, distúrbios, maturidade e características do ambiente (Lima et al., 2014; 2017; Parcial, 2014; Carvalho e Nascimento, 2009; Machado et al., 2009; 2008; Alves-Júnior, 2007; Zasada e Cieszewski, 2005; Soares et al., 2003). Rubim et al. (2006) advogam que a mudança de padrão de “J invertido” para outra forma, está ligada ao tamanho da área amostrada e o aumento da área de amostragem propicia a observação do modelo. Entretanto, há pensamentos contrários ao pontuado por Rubim et al. (2006), na qual pesquisadores utilizam critérios para selecionar a melhor equação e encontraram a melhor função para seus respectivos estudos (Lima et al., 2017). Na realidade, muitos modelos selecionados aparentam possuir a forma de “J invertido”, como lognormal, por exemplo, mas devido a variedade de funções disponíveis outras são testadas e selecionadas.

A análise de curvas diamétricas em relação às funções teóricas é relatado na literatura para florestas plantadas e naturais, como as florestas tropicais (Lima et al., 2014, 2017; Machado et al., 2009). Entretanto, o tipo de avaliação realizada no presente estudo é novidade para o estudo de manguezal, visto que avaliações de distribuição de diâmetro

são realizadas de forma descritiva (Zamprogno et al., 2016; Sukardjo et al., 2014; Petri et al., 2011; Bernine e Resende, 2004; Soares et al., 2003).

O conhecimento acerca da distribuição de diâmetro em campo em relação às funções teóricas precisa avançar com uma perspectiva ecológica, principalmente em torno de investigações para manguezal, utilizando critérios para seleção da melhor função. O uso do AIC tem ganhado expressão nos últimos anos, Lima et al. (2018) utilizam o critério, juntamente com o coeficiente de determinação para descrever o crescimento de plântulas de mangue *in situ*.

No presente estudo observa-se que as curvas testadas descreveram a estrutura diamétrica da floresta. A literatura considera ambas as distribuições exponencial e lognormal como tendo o padrão “J invertido” de distribuição de troncos, onde as menores classes de diâmetro apresentam maior contribuição de troncos com uma redução gradual a medida que avança o número de classes (Sheykheslami et al. 2011; Lima et al., 2017). No presente estudo a distribuição exponencial foi testada juntamente com as demais, entretanto ela não foi a equação vencedora em nenhuma das análises, assim os resultados não foram exibidos. O padrão “J invertido” reflete a manutenção tanto da floresta quanto da espécie, visto que o elevado número de jovens nas menores classes de diâmetro garante a regeneração das espécies/sítio em fluxo contínuo (Machado et al., 2008; 2009; Sheykheslami et al. 2011). Contudo, Alves-Júnior et al. (2007) levantam questionamento contrário, pontuando que grande quantidade de indivíduos nas menores classes de DAP pode indicar que o regime de perturbação é relativamente intenso e contínuo ou que houve severa perturbação no passado. Assim, a maior densidade de indivíduos menores deve ser observada com cautela.

Percebe-se que quando as estações e os tipos fisiográficos são avaliados, as quatro estações e ambos os tipos fisiográficos são descritos pela função Lognormal, confirmando as considerações feitas por Rubim et al. (2006) em relação aos efeitos da área de amostragem. Os autores reforçam a necessidade de estudos em escala mais detalhada para avaliar o comportamento da floresta, uma vez que no âmbito da paisagem pontos pontuais são dispersos. Já a análise das parcelas, nota-se que Lognormal descreve as parcelas com características mais jovens (menor DAP médio e altura), mas não necessariamente estão sob constante perturbação, como levantado por Alves-Júnior et al. (2007). Essa variação nos resultados em função da área de amostragem aponta que faz mais sentido avaliar a distribuição de diâmetro tanto em escala de paisagem quanto em

escala de locais individuais, permitindo a verificação de padrões mais detalhados (Rubim et al., 2006).

A função Weibull foi desenvolvida para descrever sistemas sob estresse, apesar dessa ideia, ela já foi utilizada com sucesso para avaliar a distribuição de diâmetro de locais com árvores da mesma idade ou várias idades e não necessariamente envolvidos por estresse (Van Laar e Akça, 2007). No presente trabalho, as parcelas descritas pela função exibem menor contribuição de troncos nas classes de menor diâmetro, com posterior aumento, seguido de redução, esse padrão sugere fragilidade do bosque frente à alteração ambiental. Percebe-se também que a função Weibull descreve as parcelas mais maduras (maior DAP médio e altura) e com maior teor de matéria orgânica no sedimento.

No estudo, a função Gamma representa locais com desenvolvimento estrutural intermediário, mas com expressiva densidade de troncos mortos, locais com troncos mortos por corte ou mortos ainda em pé, além do menor teor de matéria orgânica no sedimento. Baseado nos resultados, a função descreve os locais onde o desenvolvimento estrutural está ocorrendo sob pressão antrópica. Assim, pode-se supor que em manguezais submetidos a corte em pequena escala, a função Gamma seja adequada para descrever o local. Alongi e Carvalho (2008) verificaram modificação na estrutura florestal em função de corte. Portanto, a relação estabelecida entre a função Gamma e degradação florestal, especificamente, degradação observada por meio de troncos mortos, é atribuída a trabalhos na literatura que utilizam densidade de troncos mortos ou área basal morta como forma de comparar áreas com e sem estresse antrópico (Walters, 2005; Alongi e Carvalho, 2008; Cavalcanti et al., 2009). Essas variáveis (densidade de troncos mortos ou área basal morta) podem estar relacionadas com o desenvolvimento da floresta, autodesbaste, mas aqui como avaliado no Capítulo 1, o corte foi substancial em determinadas parcelas descritas pela função Gamma, reforçando a premissa de que esta equação representa áreas degradadas.

Estatística descritiva, como assimetria e curtose, podem ajudar a selecionar modelos para descrever a distribuição de diâmetro. Ambas foram utilizadas para descrever a estrutura e as mudanças observadas no desenvolvimento da floresta por Berger et al. (2002), Machado et al. (2008) e Lima et al. (2017). Berger et al. (2002) apontam aumento na distribuição dos diâmetros com o decorrer do desenvolvimento, como resultado da competição entre as árvores em crescimento. Dependendo da vizinhança local, algumas árvores ficam desobstruídas, pelo menos por um tempo, facilitando seu crescimento, enquanto outras desaceleram. Assim, espera-se que uma

hierarquia de tamanho se desenvolva, na qual algumas árvores maiores dominariam muitas sobre outras menores, como resultado desse processo. Essa característica é considerada típica de população em auto-desbaste e pode ser rastreada por meio da assimetria da distribuição do diâmetro do caule. No presente trabalho todas as parcelas descritas pela função Weibull têm assimetria moderada. Nas análises realizadas observou-se que a equação em questão representa as parcelas mais desenvolvidas em termos de maturidade da floresta. A assimetria da parcela E2B1, descrita pela função Weibull, alcança valor negativo, segundo Berger et al. (2002) esse padrão é característico de locais com uma quantidade pequena de árvores menores quando comparadas com aquelas árvores de grande porte. As parcelas descritas pela equação Gamma também exibem assimetria moderada, com exceção de E2F1 (parcela com mais de 60% de corte), essa diferenciação pode estar relacionada ao fato que a mortalidade altera a assimetria (Berger et al., 2002). Segundo Berger (2002), quanto maior competição, maior é a assimetria, aqui as parcelas descritas pela equação Lognormal exibiram coeficiente de assimetria acima de 1, considerado assimetria forte, com exceção das parcelas E3B1 e E4B1 que exibem assimetria moderada. Assim, pode-se supor que as parcelas descritas pelas funções Weibull e Gamma já passaram por período de intensa competição, mas que estão em estágios de desenvolvimento distintos em respostas aos distúrbios/tensores.

O resultado dos coeficientes de curtose demonstra que as distribuições são platicúrticas e correspondem às curvas que são mais planas do que a curva normal (Lima et al., 2017). Machado et al. (2008) observaram alteração da curtose com a redução da densidade e aumento da produtividade, sendo que o achatamento das curvas aumenta da maior para a menor densidade e também registraram achatamento progressivo das curvas do sítio menos produtivo para o mais produtivo. Quanto melhor o sítio (mais produtivo), mais achatada e deslocada para a direita são as curvas, nesses locais ocorre maior amplitude de DAP, traduzindo o ritmo de crescimento mais intenso. No presente estudo, as parcelas descritas pelas funções Lognormal e Weibull exibiram maior amplitude de DAP. Com relação às parcelas descritas pela função Weibull, estas apresentaram comparativamente aquelas com maior teor de matéria orgânica no sedimento.

Pond e Froese (2015) destacam a importância da avaliação individual das espécies o que permite melhor entendimento dos padrões de manutenção. O fato de na maioria das parcelas, todas estações e tipos fisiográficos apresentarem o comportamento Lognormal pode indicar sua possível manutenção. Contudo, Schaal et al. (2006) destacam que a distribuição “J invertido” quando analisada em nível de espécie, deve levar em conta a

probabilidade da espécie se manter no local, ou seja, mesmo apresentando grande *pool* de jovens, a espécie pode não se perpetuar, esse tipo de interpretação, pode ser levantada para a espécie *A. schaueriana* no presente estudo, visto a presença expressiva da espécie em E4 e a vulnerabilidade da região às alterações antrópicas (Zamprogno, 2015). Estes resultados se mostram importantes para detectar processos sucessionais e de dinâmica e para análises de gestão, uma vez que processos de ocupação urbana podem causar pressões sobre espécies individuais e, conseqüentemente, pode haver extinção local de espécies com melhor resposta aos tensores globais inviabilizando a permanência do manguezal no sistema.

No presente trabalho, a espécie *L. racemosa* e as parcelas descritas pela função Weibull exibem menor contribuição de troncos nas classes de menor diâmetro, com posterior aumento, seguido de redução, esse padrão sugere fragilidade do bosque frente a uma mudança ambiental. Percebe-se também que a função Weibull descreve as parcelas mais maduras (maior DAP médio e altura).

No estudo, a função Gamma representa locais com desenvolvimento estrutural intermediário, mas com expressiva densidade de troncos mortos, locais com troncos mortos por corte ou mortos ainda em pé. Baseado nos resultados a função descreve locais avançando no desenvolvimento estrutural sob pressão antrópica.

6. CONCLUSÃO

A distribuição diamétrica das estações, tipos fisiográficos e maioria das parcelas avaliadas segue a função de distribuição Lognormal, indicando manutenção dos bosques.

As funções Weibull e Gamma refletem maturidade dos bosques e influência antrópica na estrutura, respectivamente. As funções descritas para as espécies *L. racemosa* e *A. schaueriana* sugerem que ambas estão em situação de fragilidade, a primeira por não estar presente nas menores classes de diâmetro, o que permitiria sua manutenção do sistema e a segunda, em virtude da localização da sua colonização.

O trabalho destaca-se por separar as parcelas descritas pelas funções e compará-las por meio das características estruturais, contribuindo para interpretação ecológica das áreas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alongi, D. M.; Carvalho, N. A. The effect of small-scale logging on stand characteristics and soil biogeochemistry in mangrove forests of Timor Leste. **Forest Ecology and Management**, V. 255, P. 1359–1366, 2008.

Alves-Júnior, F. T.; Ferreira, R. L. C.; Silva, J. A. A.; Marangon, L. C. Costa-Júnior, R. F. C. Estrutura diamétrica de um fragmento de Floresta Atlântica em matriz de cana-de-açúcar, Catende, Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, V.13 (3), P. 328–333, 2009.

Bernine, E.; Resende, C. E. Estrutura da vegetação em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Bot. Bras.** V. 18(3), P. 491-502, 2004.

Berger, U.; Hildenbrandt, H.; Grimm, V. Towards a standard for the individualbased modeling of plant populations: self-thinning and the field-of-neighborhood approach. **Natural Resource Modeling**, V. 15 (1), P. 39 – 54, 2002.

Berger, U.; Hildenbrandt, H.; Grimm, V. Age-related decline in forest production: modelling the effects of growth limitation, neighbourhood competition and self-thinning. **Journal of Ecology**, V. 92, P. 846-853, 2004.

Carvalho, F. A.; Nascimento, M. T. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de floresta Atlântica submontana (Silva Jardim-RJ, Brasil). **Revista Árvore**, V. 33 (2), P. 327-337, 2009.

Cavalcanti, V. R.; Soares, M. L. G.; Chaves, F. O. Evaluating mangrove conservation through the analysis of forest structure data. **Journal of Coastal Research**, V: 56, P. 390-394, 2009.

Cintron, G. e Schaeffer-Novelli, Y. **Introducion a la ecologia del manglar**. Unesco, 1983.

Cole, T. G.; Ewel, K. C.; Devoe, N. N. Structure of mangrove trees and forests in Micronesia. **Forest Ecology and Management**, V. 117, P. 95-109, 1999.

Crespo, A. A. **Estatística fácil**. Saraiva, 15^o edição, P. 224, 1998

Delignette-Muller, M. L.; Dutang, C. Fitdistrplus: An R Package for Fitting Distributions. **Journal of Statistical Software**, 2015.

Duke, N. C.; Bell, A. M.; Pederson, D. K.; Roelfsema, C. M.; Nash, S. B. Herbicides implicated as the cause of severe mangrove dieback in the Mackay region, NE Australia: consequences for marine plant habitats of the GBRWorld Heritage Area. **Marine Pollution Bulletin**, V. 51, P. 308–324, 2005.

Giri, C.; Ochieng, E.; Tieszen, L. L.; Zhu, Z.; Singh, A.; Loveland, T.; Masek, J.; Duke, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, V. 20, P. 154–159, 2011.

Gotelli, N. J.; Ellison, A. M. Princípios de Estatística em ecologia. Artmed, P. 528, 2011.

Jimenez, J. A.; Lugo, A. E.; Cintron, G. Tree Mortality in Mangrove Forests, **Biotropica**, V. 17, P. 177-185, 1985.

Kayes, I.; Deb., J. C.; Comeau, P.; Das, S. Comparing normal, lognormal and Weibull distributions for fitting diameter data from Akashmoni plantations in the north-eastern region of Bangladesh. **Southern Forests**, V. 74(3), P. 175–181, 2012.

Kiruba-Sankar, R.; Krishnan, P.; Roy, D.; Angeli, R. J.; Goutham-Bharathi, M. P.; Kumari, L.; Ragavanm P.; Kaliyamoorthy, M.; Muruganandam, R.; Rajakumari, S.; Purvaja, R.; Ramesh, R. Structural complexity and tree species composition of mangrove forests of the Andaman Islands, India. **Journal of Coastal Conservation**, V. 22, P. 217-234, 2018.

Lima, K. O. O.; Tognella, M. M. P.; Cunha, S. R.; Andrade, H. A. Growth models of *Rhizophora mangle* L. seedlings in tropical southwestern Atlantic. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, V. 207, P. 154–163, 2018.

Lima, R. B.; Bufalino, L.; Alves-Júnior, F. T. A.; Silva, J. A. A.; Ferreira, L. C. Diameter distribution in a Brazilian tropical dry forest domain: predictions for the stand and species. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, V. 89 (2), P. 1189-1203, 2017.

Lima, R. A. F.; Batista, J. L. F.; Prado, P. I. Modeling Tree Diameter Distributions in Natural Forests: An Evaluation of 10 Statistical Models. **Forest Science**, V. 60, P. 1-8, 2014.

Lovelock, C. E.; Ball, M. C.; Martin, K. C.; Feller, I. C. Nutrient enrichment increases mortality of mangroves. **PlosOne**, V. 4 (5), P. 1-4, 2009.

Lugo, A. E.; Medina, E.; McGinley, K. Issues and Challenges of Mangrove conservation in the Anthropocene Desafíos de la conservación del mangle en el Antropoceno. **Madera y Bosques**, V. 20, P. 11-38, 2014.

Machado, S. A.; Augustynczyk, A. L. D.; Nascimento, R. G. M.; Téó, S. J.; Miguel, E. P.; Figuran, M. A.; Silva, L. C. R. Funções de distribuição diamétrica em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista, **Ciência Rural**, V. 39, N. 8, 2009.

Machado, S. A.; Bartoszeck, A. C. P. S.; Filho, A. F. Oliveira, E. B. Efeito da densidade e do sitio sobre as curvas de distribuicao diametrica em Bracatingais Nativos

(*Mimosa scabrella* benth.) da região metropolitana de Curitiba. **Ambienc**, V. 4, P. 37-50, 2008.

Parcial, A. L. N.; Rios, E. S.; Silva, T. H. T.; Almeida, J. R. Adhesion models for analysis of the tropical ecosystem diametric structure. *Sustiner*, V. 2 (1), P. 1-8, 2014.

Pond, N. C.; Froese, R. E. Interpreting Stand Structure through Diameter Distributions. **Forest Science**, V. 61, (3), P. 429 - 437, 2015.

Petri, D. J. C.; Bernini, E.; Souza, L. M.; Rezende, C. E. Distribuição das espécies e estrutura do manguezal do rio Benevente, Anchieta, ES. *Biota Neotrop.*, V. 11 (3), P.107-116, 2011.

R Core Team, 2015. **R: a Language and an Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Rubin, B. D.; Manion, P. D.; Faber-Langendoen, D. Diameter distributions and structural sustainability in forests. **Forest Ecology and Management**, V. 222, P. 427–438, 2006.

Ruppert, D. *Statistics and data analysis for financial engineering*. Springer, P. 638, 2011.

Sanquetta, C. R.; Behling, A.; Corte, A. P.; Netto, S. P.; Rodrigues, A. L. R.; Simon, A. A. A Model Based on Environmental Factors for Diameter Distribution in Black Wattle in Brazil. *Plos One*, V. 9 (6), P. 1-11, 2014.

Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón, G. Guia para estudo de áreas de manguezal, estrutura, função e flora. **Caribbean Ecological Research**, P. 150, 1986.

Schaeffer-Novelli Y., Cintrón-Molero G., Soares M. L. G., De-Rosa M. T. Brazilian Mangroves. **Aquatic Ecosystem Health And Management**, 3: 561-570, 2000.

Schaal, L. B.; Filho, A. F.; Galvão, F.; Sanquetta, C. R. Alteração na estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista no período entre 1979 e 2000. **Revista Árvore**, V. 30(2), P.283-295, 2006.

Sheykheslami, A.; Pasha, K.; Lashaki, K. A. Study of Tree Distribution in Diameter Classes in Natural Forests of Iran (Case Study: Liresara Forest). **Annals of Biological Research**, V. 2 (5), P. 283-290, 2011.

Soares, M. L. G. Estrutura Vegetal e Grau de Perturbação dos Manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, Rj, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, V. 59(3), P.503-515, 1999.

Soares, M. L. G.; Chaves, F. O.; Corrêa, F. M.; Júnior, C. M. G. S. 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**, V. 26, P. 101-116, 2003.

Sukardjo, S.; Alongi, D. M.; Ulumuddin, Y. I. Mangrove community structure and regeneration potential on a rapidly expanding, river delta in Java. **Trees**, V. 28, P. 1105–1113, 2014.

Van Laar, A.; Akça, A. **Forest Mensuration**. Springer, 13^o edição, 2007.

Walters, B. B. Ecological effects of small-scale cutting of Philippine mangrove forests. **Forest Ecology and Management**, V. 206, P. 331–348, 2005.

Zamprogno, G. C.; Tognella, M. M. P.; Quaresma, V. S.; Costa, M. B.; Pascoalini, S. S.; Couto, G. F. The structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: Influence of environmental factors and anthropogenic stressors. **Brazilian Journal of Oceanography**, V. 64(2), P. 157-172, 2016.

Zamprogno, G. C. **Uso de fatores biológicos e ambientais na avaliação de níveis de vulnerabilidade aos impactos decorrentes da ocupação urbana no manguezal da Baía de Vitória, ES**. Tese de doutorado, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.

Zasada, M.; Cieszewski, C. J. A finite mixture distribution approach for characterizing tree diameter distributions by natural social class in pure even-aged Scots pine stands in Poland. **Forest Ecology and Management**, V. 204, P. 145–158, 2005.

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

CAPÍTULO 3

**EFICIÊNCIA FOTOSSINTÉTICA DE JOVENS DE *RHIZOPHORA MANGLE* L.
EM UM MANGUEZAL PERI-URBANO NO SUDESTE DO BRASIL**

VITÓRIA
2019

RESUMO

O estudo propõe avaliar assimilação de carbono fotossintética de *Rhizophora mangle* e alguns de seus fatores controladores em um manguezal urbanizado. O estudo é orientado pela hipótese de que fatores bióticos e abióticos controlam a eficiência fotossintética de *R. mangle* no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Utilizou-se a técnica de fluorescência da clorofila *a* para avaliar o desempenho fotoquímico, análise de trocas gasosas para estimar a assimilação de carbono e eficiência do uso da água e o índice de clorofila *a* e *b*. As análises foram realizadas em quatro estações distribuídas ao longo do estuário, onde amostrou-se as florestas de franja e de bacia, em duas campanhas (2016 e 2017). Concomitante às análises fisiológicas, foram realizadas medições de salinidade intersticial e coleta de sedimento para análise do teor de matéria orgânica (MO). Houve variação no teor de matéria orgânica (6,16 – 53,49 %, $p < 0,0001$) e salinidade (23,6 – 39,9, $p < 0,0001$) entre as estações. Há indícios que a MO contribui para melhor desempenho do fluxo de energia relacionado ao transporte de elétrons, como observado nas variáveis Ψ_o , ϕE_o e ET_o/RC . Em relação à salinidade, há danos negativos sobre os centros de reação, mas a plasticidade da espécie em relação ao sal pode ser comprovada pelo aumento na assimilação de carbono e no uso conservativo da água. Os resultados obtidos comprovam que a radiação fotossintética ativa disponível atua principalmente sobre as variáveis de fluorescência e em menor medida nas trocas gasosas. Quanto aos fatores bióticos controlando a eficiência fotossintética, o teor de clorofila *a* atua no desempenho das plantas em nível de transferência de elétrons e o PI_{Total} foi relacionado à assimilação fotossintética e ao uso conservativo da água. O estudo aponta para plasticidade ecológica da espécie para o local avaliado.

Palavras-chave: matéria orgânica, Teste JIP, trocas gasosas.

1. INTRODUÇÃO

Manguezal é um ecossistema florestal do tipo halofítico que cresce na zona intertidal ao longo das costas tropicais e subtropicais (Alongi, 2009). Está ameaçado em todo o mundo devido às pressões humanas que levam ao aumento demográfico na zona costeira e, juntamente, com a urbanização e industrialização alteram o regime hídrico e os fluxos de sedimentos e nutrientes para o ambiente. Além disso, em alguns locais pode haver o sinergismo destes fatores com as alterações no nível médio relativo do mar e, em última instância, pelas mudanças climáticas (Alongi, 2015), comprometendo serviços ecossistêmicos. Entender a ecofisiologia de suas espécies vegetais *in situ* é importante para determinar como será o comportamento do ecossistema frente às mudanças ambientais e sua perspectiva de manutenção em longo prazo (Schaeffer-Novelli et al., 1990; Pascoalini et al., 2014), contribuindo também para o gerenciamento costeiro.

Os estudos ecofisiológicos pioneiros em manguezais foram relacionados ao entendimento do comportamento das plantas em diferentes salinidades (Ball e Farquhar, 1984a; 1984b; Ball 1986; Ball, 1988; Naidoo et al., 2002; Parida et al., 2004; Barr et al., 2009), pois é considerado o principal fator abiótico que condiciona o desenvolvimento do mangue (Parida e Jha, 2010). Estes estudos foram realizados em condições de campo e de laboratório em diversas espécies vegetais, tais como *Avicennia marina*, *A. germinans*, *Bruguiera gymnorrhiza*, *Kandelia candel*, *Laguncularia racemosa*, *Rhizophora mangle* e *Rhizophora mucronata* (Ball e Farquhar, 1984a, b; Sobrado 1999; 2000; Naidoo et al., 2002; Kraus et al., 2006; Barr et al., 2009; Ru et al., 2009; Hoppe-Speer et al., 2011; Bomby et al., 2014). O conhecimento das relações com o sal diferencia as espécies de mangue em secretoras, acumuladoras e excludentes (Ball, 1988; Parida e Jha, 2010). Contudo, abordagens mais recentes estão avaliando a tolerância das espécies em função da variação diária de salinidade (Bompy et al., 2014) no seu habitat, contribuindo para o entendimento do nicho ecológico de cada uma delas.

Além da influência da salinidade sobre o desenvolvimento vegetal, há estudos que abordam outras variáveis que podem influenciar a aquisição de biomassa. Mas, em geral, são conduzidos em laboratório ou em campo, abordando extremos como áreas de mangue hipersalinas e/ou com deficiência de nutrientes (Lovelock et al., 2004; 2006^a; 2006^b; Martin et al., 2010). Logo, há uma necessidade de estudos que considerem o comportamento *in situ* das espécies submetidas a uma variedade de condições independente de ocorrer situações de estresse.

Dentre as espécies de mangue que foram alvo de estudos ecofisiológicos, destaca-se a *Rhizophora mangle* L. que é uma espécie amplamente distribuída na costa americana do Atlântico. Em geral, ela coloniza a zona intertidal baixa e média, com elevada frequência de inundação, além de substratos lamosos, submetidos à baixas salinidades (Cintron e Schaeffer-Novelli, 1983; Alongi, 2009; Barr et al., 2009; Bompoy et al., 2014; Lima et al., 2018). *R. mangle* é considerada uma espécie sal excludente, ou seja, ela evita a entrada de quantidade considerável de sódio e cloro já em nível de raiz (Parida e Jha, 2010). Essa estratégia é apresentada por plantas menos tolerantes à salinidade, ademais, a espécie é considerada a menos eficiente no uso conservativo de água e nutrientes em relação à outras halófitas neotropicais (Mckee, 1995; Parida e Jha, 2010; Soares et al. 2015; Tognella et al., 2016).

A fluorescência da clorofila *a* é uma das técnicas empregadas para avaliar o desempenho fotoquímico das plantas e ela fornece informação acerca da estrutura e funcionamento do fotossistema II, dos centros de reação (CR) e do fluxo de elétrons entre os fotossistemas II e I (FSII e FSI). A partir da indução da fluorescência em folhas adaptadas ao escuro, Strasser et al. (2000) derivaram várias equações sobre o aparato fotoquímico que são traduzidas por meio do Teste JIP. Apesar da técnica ser aplicada em vários estudos relacionados ao estresse hídrico e salino, seu uso no manguezal ainda é restrito, mas com crescimento potencial (Naidoo et al., 2002; Mendonza et al., 2007; Falqueto et al. 2008; 2012; Lopes, 2014; Pascoalini, 2014).

O uso de medições de trocas gasosas no manguezal é muito difundido e extremamente útil, pois fornece respostas sobre a assimilação fotossintética e a eficiência no uso da água de forma rápida e confiável em condições de campo (Medina, 1999; Soares et al., 2015). Então, avaliar o processo fotoquímico por meio de medições de fluorescência da clorofila *a* e a assimilação de carbono por meio das trocas gasosas são importantes para entender os drenos que interferem na fotossíntese, desde a coleta de luz pela folha até a liberação desta energia na forma química.

Estudos realizados no manguezal do Sistema Estuarino da Grande de Vitória (ES) por Falqueto (2008; 2012) registraram maior eficiência fotoquímica para *L. racemosa* em relação à *R. mangle*, entretanto, Pascoalini (2014) para o mesmo sistema não observou essa diferença quanto à fase fotoquímica da fotossíntese para as espécies, mas notou diferença na assimilação de carbono, com *L. racemosa* sendo mais tolerante à salinidade. Lopes (2014) observou a mesma tendência que Falqueto, mas uma maior assimilação de

carbono para *R. mangle*. Por sua vez, a espécie *A. schaueriana* apresenta tolerância ao aumento de salinidade, como esperado pela literatura (Pascoalini, 2014).

A fotossíntese no manguezal é controlada, principalmente por salinidade, mas a disponibilidade de nutrientes e de luz, oxigenação do substrato e contaminação do sedimento também atuam sobre o processo fotossintético em maior ou menor intensidade, dependendo da limitação imposta. Assim, pensando em manguezais urbanizados, sujeitos às inúmeras alterações ambientais, como é o caso do manguezal presente no Sistema Estuarino da Grande de Vitória (SEGV), este trabalho propõe avaliar a assimilação fotossintética de carbono de *R. mangle* em campo e alguns de seus fatores controladores, tais como salinidade, matéria orgânica, radiação fotossinteticamente ativa, teor de clorofila e desempenho fotoquímico. O estudo é orientado pela hipótese de que fatores bióticos e abióticos controlam a absorção de carbono desta espécie no SEGV.

2. ÁREA DE ESTUDO

Ver item Apresentação.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM

Parâmetros ecofisiológicos foram coletados nas quatro estações (E1, E2, E3 e E4) amostradas no SEGV, de acordo com sua localização na baía, isto é, em sentido anti-horário da abertura norte para a sul. Cada local foi dividido por tipo fisiográfico de floresta, segundo Schaeffer-Novelli et al (2000): franja (F) e bacia (B), totalizando oito pontos de amostragem (E1F, E1B, E2F, E2B, E3F, E3B, E4F e E4B). Em cada local, cinco folhas (segundo par do ápice para a base) foram amostrado em doze indivíduos (N=60).

Coletas representando o ano 2016 foram realizadas na maré baixa de sizígia entre os meses de julho e outubro, a partir das 8 horas da manhã. O ano de 2017 foi amostrado entre os meses de março e junho, sob as mesmas condições que 2016.

3.2. VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Dados climáticos para o município de Vitória foram disponibilizados pelo INCAPER para este estudo, referentes ao município de Vitória entre janeiro de 2016 e maio de 2017. A estação meteorológica está localizada nas coordenadas geográficas 20°31'56,0" S – 40°31'72,0" W, em uma altitude de 9 metros.

As coletas de sedimento para análise de matéria orgânica e medições de salinidade e temperatura da água intersticial foram realizadas concomitantes às coletas dos parâmetros fotossintéticos e índice de pigmentos. A salinidade e temperatura da água intersticial foram obtidas após percolação da água para o cano de PVC utilizando sensor do multiparâmetro marca Hach, calibrado com solução padrão. Água intersticial foi coletada usando três canos de PVC de 5 cm de diâmetro e 50 cm de comprimento de forma a atingir pelo menos 30 cm no sedimento, procedimento similar ao de Zamprogno et al. (2016).

Para a análise do conteúdo de matéria orgânica, amostras de sedimento superficial (primeiros 2 cm) foram coletadas, após retirada do material macroscópico depositado (*standing crop*). As amostras foram mantidas a -20 °C até o procedimento de liofilização. O conteúdo da matéria orgânica liofilizada foi determinado por meio do peso seco, após ignição em mufla por 4 horas em 550° C (Mook e Hoskin, 1982). As amostras foram tratadas de forma individualizadas compondo 3 amostras por cada estação e Campanha.

3.3. ÍNDICE DE CLOROFILA FALKER

Índice de clorofila foi medido utilizando-se um medidor portátil eletrônico ClorofiLOG (Falker Automação Agrícola) o qual fornece o índice de Clorofila *a*, *b* e total. Essas variáveis foram coletadas apenas na Campanha 1.

3.4. FLUORESCÊNCIA DA CLOROFILA A

A fluorescência da clorofila *a* foi medida usando o fluorômetro HandyPEA (Hansatech Instruments Ltd., King's Lynn, Norfolk, UK) com elevado tempo de resolução (10 μ s). As folhas foram adaptadas ao escuro usando clipes foliares por 30 minutos (Falqueto et al., 2008; 2012) para a oxidação de todos os centros de reação (Strasser et al. 2000). As amostras de folhas de 4 mm de diâmetro adaptadas ao escuro dentro de cada clipe foram iluminadas com pulso de luz no comprimento de onda de 650 nm sendo esse pulso saturante, isto é, com 3.000 μ mol de fótons m⁻² s⁻¹ por 1 segundo (Strasser et al. 2000).

Com base nos valores de fluorescência obtidos, vários parâmetros bioenergéticos podem ser derivados de acordo com as equações propostas pelo Teste JIP que é baseado na Teoria de Fluxo em Biomembranas (Strasser et al., 2000; 2004), usando para isto o programa BIOLYSER (Strasser, R.J. University of Geneva, Laboratory of Bioenergetics). Foram registrados os parâmetros: extraídos e calculados, de fluxos

específicos expressos por centro de reação, de rendimento, bem como, as razões de fluxos e os índices de desempenho (Quadro 1).

Os parâmetros extraídos e calculados foram Área (área acima da Curva OJIP, entre F_0 e F_m), F_0 (fluorescência inicial), F_m (fluorescência máxima) e F_v/F_0 . Com relação aos fluxos específicos, ABS/RC , TR_o/RC , DI_o/RC e ET_o/RC , temos ABS referindo-se à absorção de fótons por moléculas de clorofilas no complexo antena. Parte dessa energia absorvida é capturada (TR) pelo centro de reação do FSII (fotossistema II) enquanto o restante é dissipado (DI) como calor ou fluorescência. Da energia capturada, parte é convertida para redução da Q_A dirigindo o transporte de elétrons (ET).

Os parâmetros de rendimento e razões de fluxos são: o rendimento quântico máximo do fotossistema II ($\phi P_o = TR/ABS = F_v/F_m$), o rendimento quântico máximo de de-excitação não fotoquímica ($\phi D_o = DI/ABS$) e a probabilidade que uma excitação capturada mova um elétron além da Q_A ($\Psi_o = ET/TR$), rendimento quântico de transporte de elétrons da Q_A para o intersistema de aceptores de elétrons ($\phi E_o = ET/ABS$) e a eficiência que um elétron move os aceptores de elétrons reduzidos no intersistema para os aceptores finais do FSI – fotossistema 1 ($\delta R_o = RE_o/ET_o$).

Por último temos, os Índice de Desempenho ou Performance – PI_{ABS} e PI_{Total} , o primeiro utiliza os valores de ABS/RC , ϕP_o e Ψ_o ; enquanto o segundo usa o PI_{ABS} e a redução dos aceptores do FSI (Mehta et al. 2010, Yusuf et al. 2010).

Quadro 1. Fórmulas e definições dos parâmetros do Teste JIP (Pascoalini, 2014). Adaptado a partir de Strasser et al. (2000, 2004) e Yusuf et al. (2010).

Parâmetros da fluorescência	Descrição
<i>Parâmetros extraídos e derivados</i>	
Área	Área complementar total entre a indução da curva de fluorescência e F_m
F_i	Intensidade de fluorescência no tempo t após início da iluminação actínica
F_o	Intensidade de fluorescência mínima a 50 μs , nessa intensidade de fluorescência todos os centros de reação estão abertos
$F_m = (F_P)$	Fluorescência máxima no passo P, quando todos os centros de reação estão fechados
F_i	Intensidade de fluorescência em 2 ms
F_j	Intensidade de fluorescência em 30 ms
F_v/F_o	Eficiência dos RC ativos
$V_j = (F_{2\text{ ms}} - F_o) / (F_m - F_o)$	Fluorescência variável relativa no passo J (2 ms)
$V_l = (F_{30\text{ ms}} - F_o) / (F_m - F_o)$	Fluorescência variável relativa no passo l (30 ms)
$M_b = 4 (F_{300\ \mu s} - F_o) / (F_m - F_o)$	Declividade inicial (em ms^{-1}) da fluorescência transiente $V = f(t)$
<i>Fluxos específicos ou atividades expressas por centro de reação (RC)</i>	
$ABS/RC = M_b \times (1/V_j) \times (1/\phi P_o)$	Fluxo de absorção por RC ou tamanho efetivo da antena de um RC ativo
$TR_o/RC = M_b/V_j$	Fluxo de energia capturado por RC em $t = 0$
$ET_o/RC = (M_b/V_j) \times \psi_o = (M_b/V_j) \times (1 - V_j)$	Fluxo de transporte de elétrons por RC em $t = 0$
$DI_o/RC = (ABS/RC) - (TR_o/RC)$	Dissipação de um RC ativo
<i>Rendimentos e razões de fluxo</i>	
$\phi P_o = TR_o/ABS = 1 - F_o/F_m = F_v/F_m$	Rendimento quântico máximo fotoquímico primário
$\phi E_o = \phi P_o \cdot \psi_o = 1 - (F_j/F_m) = ET_o/ABS$	Rendimento quântico de transporte de elétrons de Q_A para o intersistema de aceptores de elétrons
$\psi_o = ET_o/TR_o = 1 - V_j$	Probabilidade que um exciton capturada move um elétron na cadeia de transporte de elétrons após Q_A
$\delta R_o = RE_o/ET_o = (1 - V_l) / (1 - V_j)$	Probabilidade que um elétron tem de ser transportado desde os aceptores reduzidos do intersistema até oceptor final do elétrons do FSI
$\phi D_o = DI_o/ABS = 1 - \phi P_o = (F_o/F_m)$	Rendimento quântico máximo de de-excitação não-fotoquímica
<i>Índice de Desempenho</i>	
$PI_{abs} = (RC/ABS) \times (\phi P_o / (1 - \phi P_o)) \times (\psi_o / (1 - \psi_o))$	Índice de desempenho da absorção
$PI_{total} = (RC/ABS) \times (\phi P_o / (1 - \phi P_o)) \times (\psi_o / (1 - \psi_o)) \times (\delta R_o / (1 - \delta R_o))$	Índice de desempenho total, medindo o desempenho até os aceptores finais de elétrons do FSI

3.5. TROCAS GASOSAS

A taxa de assimilação líquida de carbono (A - $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$), condutância estomática (g_s - $\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$), concentração intercelular de CO_2 (C_i - vpm), taxa de transpiração foliar (E - $\text{mmol m}^{-2}\text{s}^{-1}$), temperatura foliar (T °C), radiação fotossinteticamente ativa (RFA - $\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$) foram obtidas nas mesmas folhas utilizadas para medição de fluorescência da clorofila a , usando um sistema portátil LCI (ADC, BioScientific Ltd. Hoddesdon, England). A câmara de gás foi mantida em condições ambientais, a média de densidade de fluxo de fótons na câmara foi de $257 \mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$,

com uma concentração média de CO₂ de 372 vpm e temperatura foliar alçando 32 °C em média. A estimativa da eficiência do uso da água (EUA) foi calculada e determinada como eficiência intrínseca do uso da água – EUA int (A/gs – μmol mol m⁻²s⁻¹) (Sobrado, 2005) e eficiência instantânea do uso da água – EUA ins (A/E – μmol mmol m⁻²s⁻¹) (Krauss et al., 2006).

3.6. CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL

Os dados de estrutura da floresta foram coletados em 2015 e são apresentados no Capítulo 1 desta tese. A metodologia adotada foi proposta por Schaeffer-Novelli e Cintrón (1986), utilizando o método de parcelas.

3.7. ANÁLISES DOS DADOS

Os dados abióticos e fisiológicos não apresentaram normalidade e, assim, o teste não paramétrico Kruskal-Wallis foi utilizado para as comparações entre estações de estudo, seguido do teste de comparações múltiplas *a posteriori*. Na comparação entre os tipos fisiográficos (franja e bacia) empregou-se o teste de Mann-Witney. Para comparação entre as Campanhas (2016 e 2017) também utilizou-se o teste Mann-Witney (Zar 1996).

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi construída por Campanha amostrada utilizando os dados bióticos transformados pela média e desvio padrão para compor a matriz de correlação dos dados (Hair Jr. 2009).

A relação entre as variáveis foi verificada por meio do coeficiente de regressão e correlação linear, calculado entre as variáveis abióticas (RFA, salinidade e temperatura da água intersticial, matéria orgânica, temperatura foliar) e variáveis bióticas e, também, entre variáveis bióticas.

Considerou-se o α igual a 0,05 para todos os testes.

4. RESULTADOS

4.1. VARIÁVEIS ABIÓTICAS

Os dados de temperatura e precipitação disponibilizados pelo INCAPER para este estudo referentes ao município de Vitória entre janeiro de 2016 e junho de 2017 mostram que os meses de novembro 2016 e junho em 2017 apresentaram maior precipitação na demonstração abaixo, durante o período de amostragem (Tabela 1).

Tabela 1. Dados de temperatura (°C) média (med.), mínima (mín.) e máxima (max.), umidade relativa (U.R.) e precipitação (mm) ocorrida (P) e esperada (P e) durante o período de estudo para o município de Vitória, ES (20°31'56,0" S – 40°31'72,0" W).

Mês/Ano	Temperatura			U. R.	P (mm)	P e (mm)
	Med.	Mín.	Max.			
jan/16	26,7	23,8	31,1	76,1	221,2	76,1
fev/16	28,2	23,9	33,8	69,2	12	69,2
mar/16	27,4	23,6	32,1	75,0	90	75,0
abr/16	26,5	22,6	31,4	74,4	29,4	74,4
mai/16	24,0	20,2	29,0	73,4	24,2	73,4
jun/16	21,6	18,5	25,7	79,7	109,6	79,7
jul/16	21,9	18,1	26,6	78,0	80,6	78,0
ago/16	22,7	18,9	27,6	74,3	29,4	74,3
set/16	23,7	20,3	28,1	72,3	26,8	72,3
out/16	23,8	21,1	27,4	77,3	101,4	77,3
nov/16	24,6	21,5	28,5	78,8	199,6	78,8
dez/16	26,3	23,1	30,9	76,2	96,2	76,2
jan/17	27,6	23,5	32,7	68,4	58,8	68,4
fev/17	26,6	22,7	31,8	76,7	61,6	76,7
mar/17	26,4	22,1	32,2	71,2	41,8	71,2
abr/17	24,8	21,0	29,9	76,5	43,2	76,5
mai/17	22,6	18,9	27,7	79,0	168,6	79,1
jun/17	22,8	18,7	28,5	76,0	128	75,0

Para a Estação 4, os resultados referentes às variáveis abióticas mostram a salinidade mais elevada na floresta de franja (Tabela 2) e a temperatura da água intersticial foi maior para a floresta de bacia. Maior teor de matéria orgânica no sedimento ocorreu na Estação 2 (Floresta de Bacia). A análise estatística dos parâmetros identifica diferença para a salinidade entre as estações de amostragem (Tabela 3), reforçando o observado para o maior valor de mediana para a estação 4 que se localiza próxima a abertura sul do sistema. A porcentagem da matéria orgânica no sedimento variou entre as estações de estudo, com menor valor para E1 (abertura norte). Com relação aos tipos fisiográficos, nenhuma diferença estatística foi observada para as variáveis avaliadas. A temperatura da água, de acordo com a análise Mann-Whitney, foi mais elevada para o ano de 2017.

Tabela 2. Dados abióticos do sedimento com coleta dos parâmetros salinidade intersticial, temperatura da água (°C) e matéria orgânica (%) por estações de amostragem (1- 4) e por tipos fisiográficos (F: franja e B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória, representados pelos valores de medianas (Med), máximos (Max) e mínimos (Min).

Estação	Salinidade intersticial			Temperatura da água (°C)			Matéria orgânica (%)		
	Med	Min	Max	Med	Min	Max	Med	Min	Max
E1F	27.60	25.60	31.20	24.15	21.70	26.10	13.61	11.24	14.57
E1B	32,00	30.30	35.10	25.40	24.60	26.30	12.14	6.16	17.53
E2F	32.20	28.10	34.90	25.45	24.40	26.30	33.53	32.26	37.94
E2B	27.55	23.60	32.40	25.20	24.60	25.50	48.79	47.88	53.49
E3F	31.75	29.50	36.90	25.45	24.00	27.50	32.43	30.18	35.20
E3B	31.40	28.40	32.30	24.45	23.10	25.60	32.60	22.79	36.10
E4F	37.85	37.20	38.80	24.70	23.90	25.20	33.24	31.94	38.41
E4B	35.15	31.70	39.90	26.80	24.00	30.60	36.62	25.63	40.84

Tabela 3. Análise Kruskal-Wallis (H) e comparações múltiplas *a posteriori* para as variáveis abióticas entre as estações e Mann-Whitney (U) entre os tipos fisiográficos e ano de amostragem. Valores dos testes estão acompanhados do grau de liberdade (GL), juntamente com seus respectivos valores de *p*.

Variável	Fonte de variação	G.L	Valor do teste	<i>p</i>	Teste de comparações
Salinidade	Estação	3	20,29	0,0001*	4 > 1, 2, 3
	Tipo	1	265	N. S.	-
	Ano	1	249	N. S.	-
Temperatura	Estação	3	0,68	N. S.	-
	Tipo	1	263	N. S.	-
	Ano	1	27	< 0,0001*	2017 > 2016
Matéria orgânica	Estação	3	26,73	< 0,0001*	2, 3, 4 > 1
	Tipo	1	222	N. S.	-
	Ano	1	243	N. S.	-

* *p* significativo (< 0.05)

4.2. ESTRUTURA

A Tabela 4 exibe os parâmetros estruturais descritos previamente no Capítulo 1. Nota-se maior DAP médio e menor densidade de troncos vivos em E2B. A análise de variância exibida no Capítulo 1, quanto à dominância de espécies, codominância em E1 para *L. racemosa* e *R. mangle*. A estação 2 representa uma floresta monoespecífica de *R. mangle*, esta espécie domina E3. A estação 4 é caracterizada como uma floresta mista.

Tabela 4. Parâmetros estruturais das estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória representados pelos valores médios. Alt: altura média, Dens. tr. vivos: densidade de troncos vivos, ABRT: área basal relativa total, Av: *Avicennia schaueriana*, Lg: *Laguncularia racemosa*, Rh: *Rhizophora mangle*.

Estação	DAP médio (cm)	Alt (m)	Dens. tr. vivos (ha)	ABRT (%)		
				Av	Lg	Rh
E1F	7,8	6,2	5311	5,5	65,3	29,2
E1B	7,8	4,1	4054	0,0	9,3	90,7
E2F	8,4	6,0	4136	0,0	0,0	100,0
E2B	20,3	9,0	653	0,0	0,0	100,0
E3F	11,0	6,0	2696	10,9	0,0	89,1
E3B	12,9	6,2	1718	17,1	5,9	77,0
E4F	10,2	7,2	2814	56,5	13,1	30,4
E4B	9,1	6,5	2703	34,6	36,2	29,2

4.3. ÍNDICE DE CLOROFILA

Os resultados obtidos para o índice de clorofila *a*, *b* e total são apresentados na Figura 1. Observa-se maior índice de clorofila *a* em E4 (K-W = 12,51; p = 0,0058) e na bacia. Clorofila *b* tem maior índice nas estações 1 e 2 (K-W = 13,15; p = 0,0043). Não foi registrado diferença estatística para o IC total entre as estações, em contrapartida a bacia exibiu maior valor para o índice.

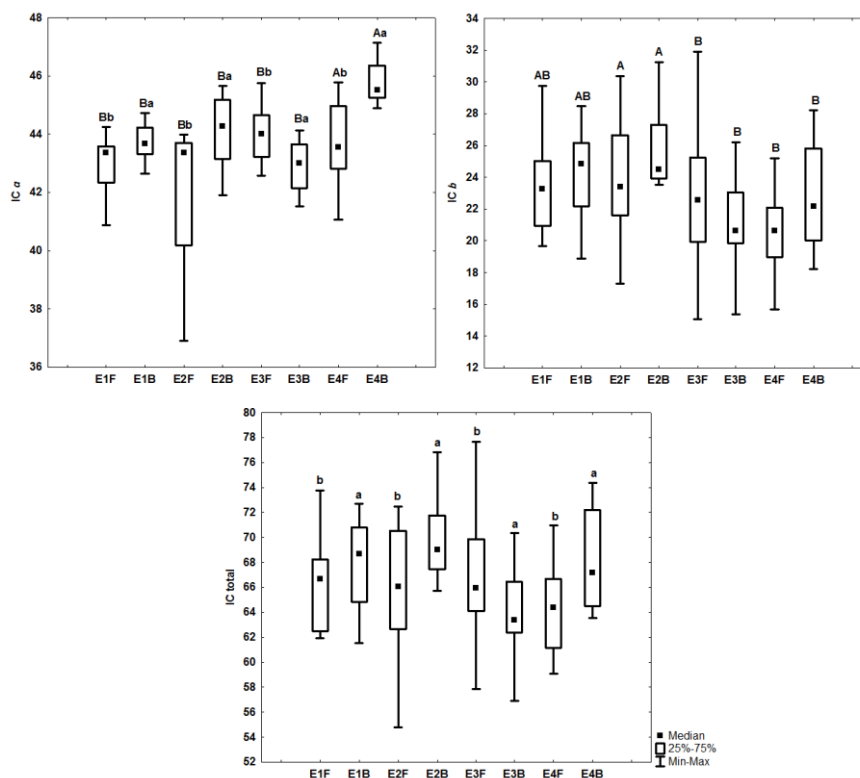


Figura 1. Dados estatísticos básicos do Índice de Clorofila (IC) *a*, *b* e total em cada estação de estudo com descrição das Medianas (quadrado interno), Quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo

e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).

4.4. FLUORESCÊNCIA DA CLOROFILA A – TESTE JIP

Os resultados obtidos para os parâmetros do Teste JIP são apresentados na Figura 2. Registrou-se redução da Área acima da curva em E1, E3 e E4 ($K-W = 13,29$; $p = 0,0040$). As estações 1, 3 e 4 exibiram maior valor de F_o ($KW = 15,67$; $p = 0,0013$). A fluorescência máxima (F_m) ($KW = 25,32$; $p = 0,0000$) e F_v/F_o foram mais elevados em E1 ($KW = 24,10$; $p = 0,0000$). Para os tipos fisiográficos, maior valor de F_o ($M-W = 3475,0$; $p = 0,00325$) foi registrado na franja e F_v/F_o foi mais elevado na bacia ($M-W = 2859,0$; $p = 0,000006$).

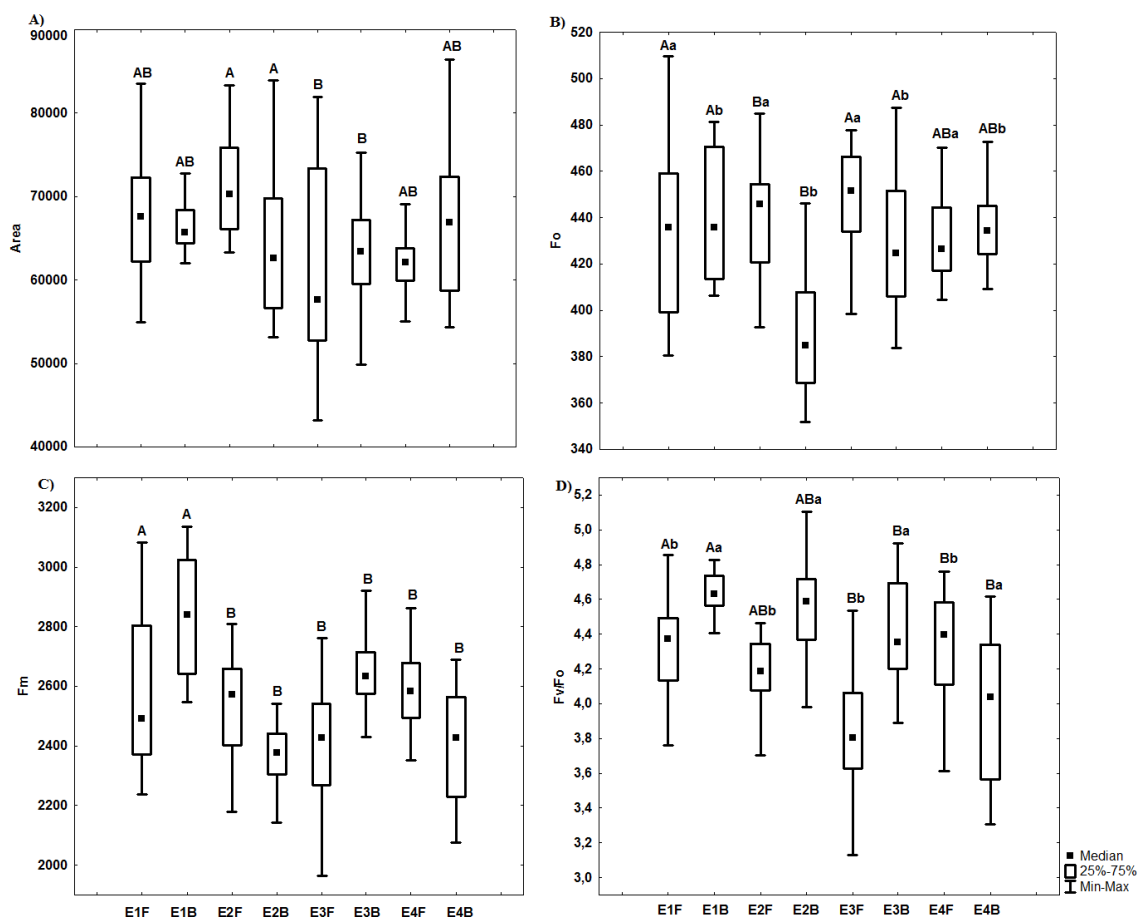


Figura 2. Dados estatísticos básicos de fluorescência transiente da clorofila *a* extraídos e calculados com descrição das Medianas (quadrado interno), quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. F_o : fluorescência inicial, F_m : Fluorescência máxima, F_v/F_o : eficiência dos centros de reação ativos. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).

Os fluxos de energia específicos expressos por CR, ABS/RC (absorção) (K-W = 40,24; $p = 0,0000$), TR_o/RC (captura) (K-W = 41,30; $p = 0,0000$), ET_o/RC (transporte) (K-W = 40,66; $p = 0,0000$) e DI_o/RC (dissipação) (K-W = 31,68; $p = 0,0000$) foram maiores em E3 e E4. E1 também exibiu maior valor da mediana para TR_o/RC, juntamente com E3 e E4 (Figura 3). Maiores valores de ABS/RC (M-W = 3401,0; $p = 0,001718$), TR_o/RC (M-W = 3646,0; $p = 0,012465$) e DI_o/RC (M-W = 2974,0; $p = 0,000022$) foram registrados para as florestas de franja, comparativamente à floresta de bacia.

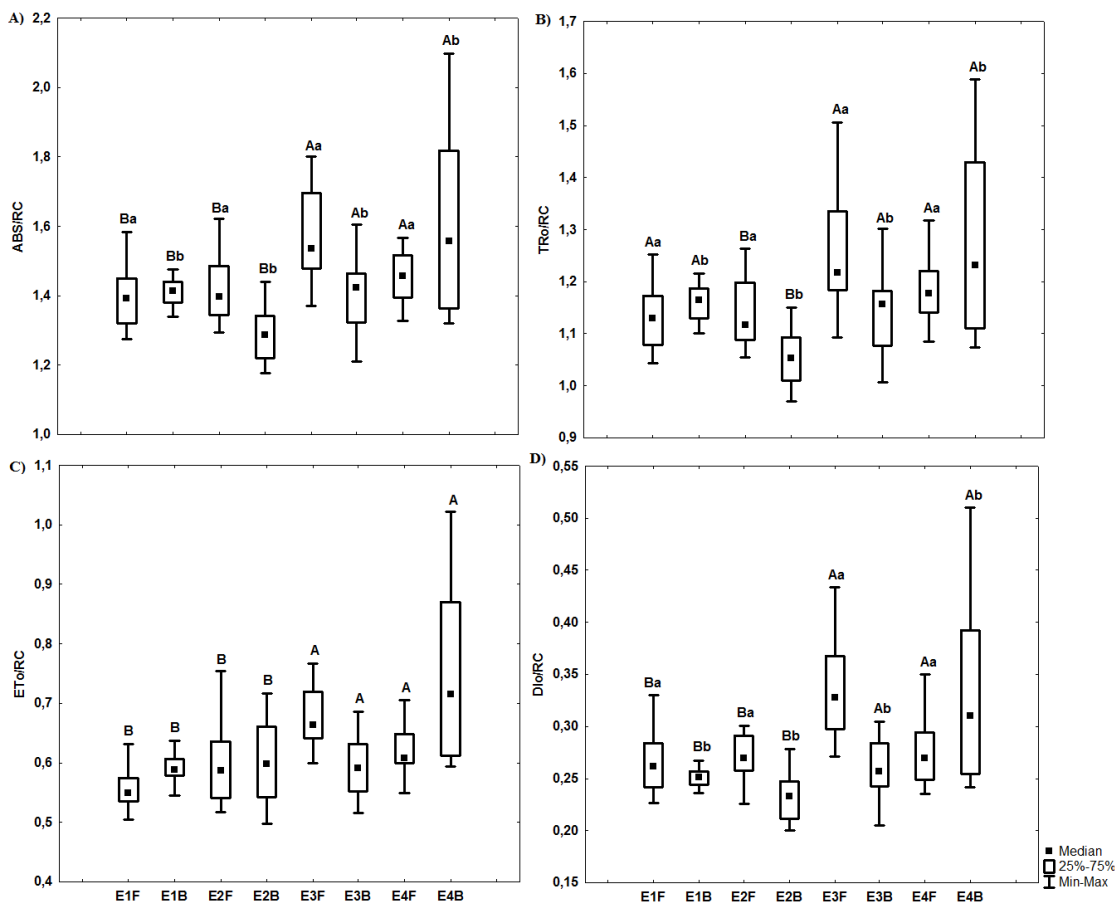


Figura 3. Dados estatísticos básicos dos Fluxos Específicos (ABS/RC: absorção, TR_o/RC: captura), ET_o/RC: transporte e DI_o/RC: dissipação) por centro de reação, deduzidos a partir de análises do Teste JIP, com as medianas (quadrado interno), quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).

Com relação às variáveis de rendimento, a eficiência quântica máxima da fotoquímica primária do FSII ($\phi P_o = Tr_o/ABS = F_v/F_m$) foi maior nas estações 1 e 2 (K-

$W = 23,52$; $p = 0,0000$) e maior na bacia ($M-W = 2822,0$; $p = 0,000004$). Observou-se maior transferência de elétrons além da Quinona A nas estações 2, 3 e 4 ($\Psi_o = ET_o/TR_o$ e $\phi E_o = ET_o/ABS$) ($K-W = 34,37$; $p = 0,0000$ e $K-W = 26,58$; $p = 0,0000$), as florestas de bacia também exibem maior valor para as variáveis Ψ_o ($M-W = 3351,0$; $p = 0,001095$) e ϕE_o ($M-W = 2966,0$; $p = 0,00002$). A eficácia com que um elétron move os aceptores de elétrons reduzidos no intersistema para os aceptores finais do FSI ($\delta R_o = RE_o/ET_o$) foi maior para as estações 2 e 4 (Figura 4), seguido de E3 ($K-W = 33,27$; $p = 0,0000$). A eficiência máxima de de-excitação não fotoquímica ($\phi D_o = DI_o/ABS$) foi maior para E3 e E4 ($K-W = 23,56$; $p = 0,0000$) e nas florestas de franja ($M-W = 2822,0$; $p = 0,000004$). E1 apresenta menor dissipação (Figura 4). Maiores valores de PI_{abs} ($K-W = 19,43$; $p = 0,0002$) e PI_{total} ($K-W = 48,36$; $p = 0,0000$) ocorrem nas estações 2 e 4 (Figura 5), em relação aos tipos fisiográficos, a bacia exibiu maior PI_{abs} ($M-W = 2815,0$; $p = 0,000003$) e PI_{total} ($M-W = 3114,0$; $p = 0,000104$) do que a franja.

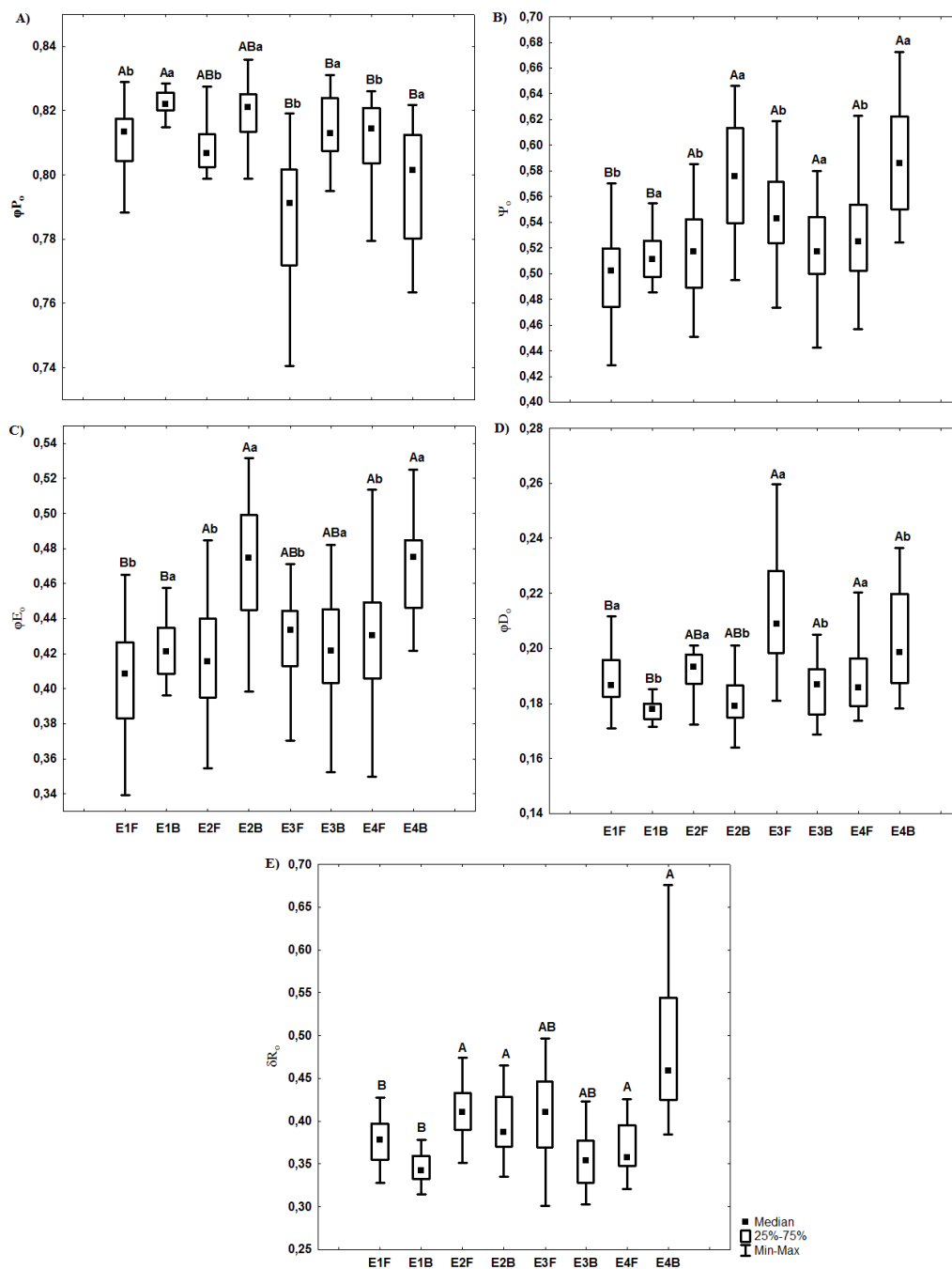


Figura 4. Dados estatísticos básicos dos dados de rendimento e razões de fluxos, deduzidos a partir de análises do Teste JIP, com as Medianas (quadrado interno), quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. ϕP_o : eficiência quântica máxima da fotoquímica primária do FSII, Ψ_o : probabilidade que uma excitação capturada mova um elétron além da Q_A , ϕE_o : rendimento quântico de transporte de elétrons da Q_A para o intersistema de aceptores de elétrons, ϕD_o : rendimento quântico máximo de de-excitação não fotoquímica, δR_o : eficiência que um elétron move os aceptores de elétrons reduzidos no intersistema para os aceptores finais do FSI. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).

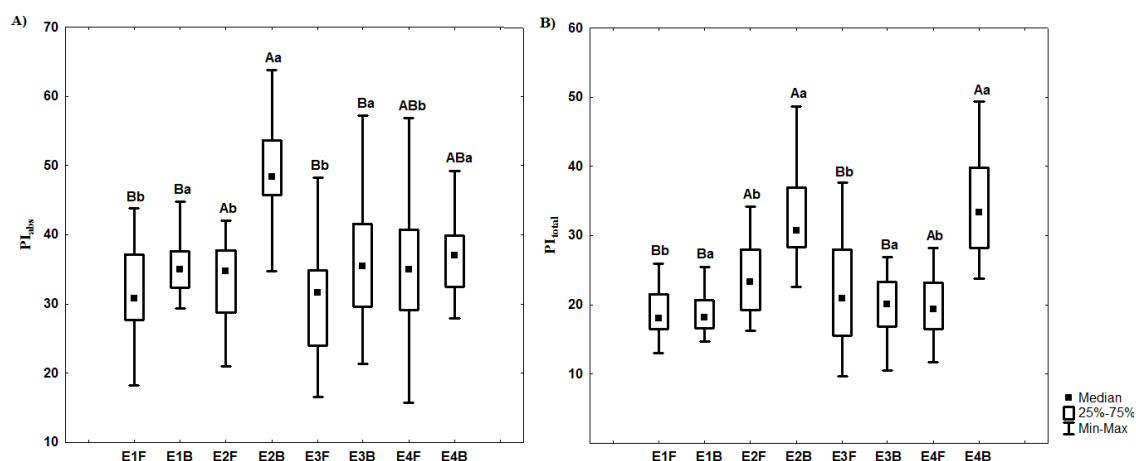


Figura 5. Dados estatísticos básicos dos Índices de desempenho da absorção e total (PI_{abs} e PI_{total}), deduzidos a partir de análises do Teste JIP, com as Medianas (quadrado interno), quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).

4.5 TROCAS GASOSAS

As análises referentes às trocas gasosas indicaram que as estações apresentaram diferenças estatística para o parâmetro Radiação Fotossintética Ativa (RFA), sendo que E1 exibe o menor valor (Figura 6) ($K-W = 9,06$; $p = 0,0284$). A concentração de carbono intercelular (C_i) é mais elevada nas estações 1 e similares estatisticamente para as estações 2 e 3 ($K-W = 8,04$; $p = 0,0450$). A assimilação fotossintética (A) foi estatisticamente mais elevada em E2 e E4, seguida de E3 ($K-W = 17,27$; $p = 0,0006$). E2 apresentou a maior condutância estomática (g_s) ($K-W = 7,17$; $p = 0,0456$). Em relação à economia hídrica, a Eficiência Intrínseca do Uso da Água (A/g_s) é similar estatisticamente para as estações 2, 3 e 4 (Figura 6) ($K-W = 7,89$; $p = 0,0483$).

A comparação entre os tipos fisiográficos indica que a floresta de bacia exibe os valores da temperatura foliar ($M-W = 3018,5$; $p = 0,00003$) e assimilação fotossintética ($M-W = 3817,5$; $p = 0,04004$) mais elevados em relação à floresta de franja (Figura 6).

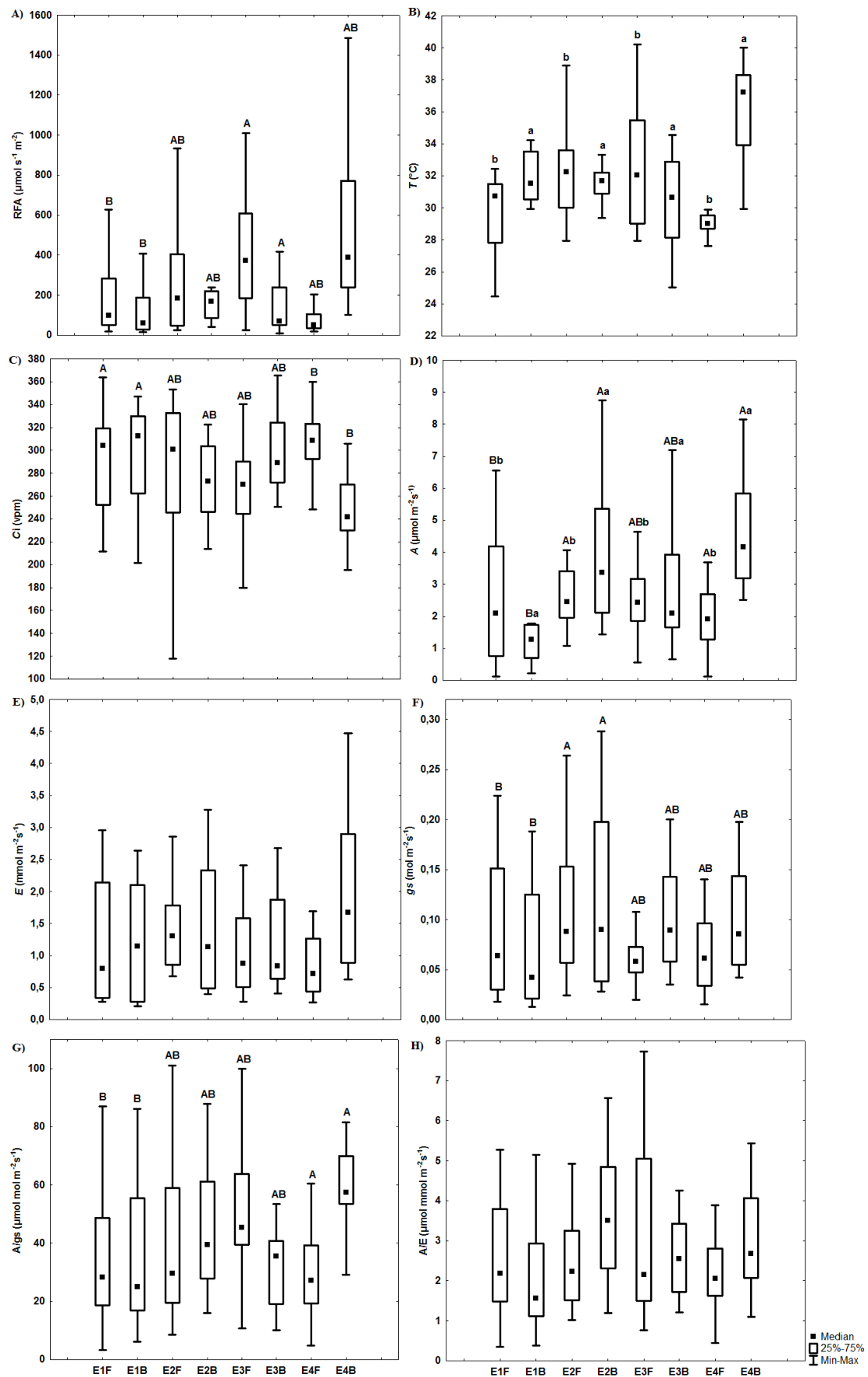


Figura 6. Dados estatísticos de trocas gasosas com Medianas (quadrado interno), quartis superior e inferior (caixas) e Min: mínimo e Max: máximo (barras) coletados em 2016 e 2017 referentes às estações

de amostragem (1 a 4) e tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. A) RFA, radiação fotossintética ativa; B) T°C, temperatura foliar; C), Ci, concentração de carbono interno; D) A, assimilação de carbono; E) E, transpiração; F) gs, condutância estomática; G) A/gs, eficiência intrínseca do uso da água; H) A/E, eficiência instantânea do uso da água. Letras maiúsculas indicam diferença entre estações e minúsculas entre tipos fisiográficos ($p < 0,05$).

4.6. COMPARAÇÃO ENTRE ANOS

A Tabela 5 mostra a comparação entre os anos de amostragens para as variáveis de fluorescência e trocas gasosas. Em 2016, maiores valores de Área, F_o , F_m e PI_{abs} foram registrados. As variáveis referentes aos fluxos de energia específicos expressos por CR (ABS/RC , TR_o/RC e DI_o/RC) foram maiores em 2017. Valores de RFA, A/gs e A/E foram significativamente maiores em 2016, enquanto temperatura foliar, Ci, A, E, gs foram maiores em 2017 (Tabela 5).

Tabela 5. Teste de Mann-Witney entre os anos para as variáveis de Índice de Clorofila, Fluorescência da clorofila e Trocas gasosas.

Variáveis	Fonte de variação	Graus de liberdade	P	Resultado
Área	Ano	1	<0,001*	2016 > 2017
F_o	Ano	1	<0,001*	2016 > 2017
F_m	Ano	1	<0,001*	2016 > 2017
F_v/F_o	Ano	1	<0,01*	2016 = 2017
ϕP_o	Ano	1	>0,05	2016 = 2017
Ψ_o	Ano	1	<0,001*	2016 = 2017
ϕE_o	Ano	1	<0,001*	2016 = 2017
ϕD_o	Ano	1	>0,05	2016 = 2017
δRo	Ano	1	>0,05	2016 = 2017
ABS/RC	Ano	1	<0,001*	2017 > 2016
TR_o/RC	Ano	1	<0,001*	2017 > 2016
ET_o/RC	Ano	1	>0,05	2016 = 2017
DI_o/RC	Ano	1	<0,01*	2017 > 2016
$PI (abs)$	Ano	1	<0,001*	2016 > 2017
$PI (total)$	Ano	1	<0,001*	2016 = 2017
RFA	Ano	1	<0,001*	2016 > 2017
T °C foliar	Ano	1	<0,001*	2017 > 2016
Ci	Ano	1	<0,001*	2017 > 2016
A	Ano	1	<0,001*	2017 > 2016
E	Ano	1	<0,001*	2017 > 2016
gs	Ano	1	<0,001*	2017 > 2016
A/gs	Ano	1	<0,001*	2016 > 2017
A/E	Ano	1	<0,001*	2016 > 2017

4.7. ANÁLISES MULTIVARIADAS POR ANO

Baseado nos dados de índice de clorofila, fluorescência da clorofila *a* e trocas gasosas foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) para os dados coletados no ano de 2016 (Figura 7). Os resultados revelam que duas componentes principais explicam 71% da variação dos dados, sendo 46% no eixo principal (PC1) e 25% no segundo eixo (PC2) (Figura 7).

Na componente 1 (eixo horizontal), as variáveis mais expressivas são A/g_s (0,85 valor de correlação da ACP), A/E (0,84), A (0,78), clorofila *a* (0,75), δR_o (0,68), PI_{total} (0,62) e PI_{abs} (0,43), e aquelas com pesos negativos correlacionados ao eixo são E (-0,88), C_i (-0,87) e g_s (-0,86). A estação que mais se relaciona positivamente com esse eixo foi 4B (4,78). Entretanto, as estações 1F (-2,93), 1B (2,92) e 2F (-1,25) descrevem correspondência negativa com esse eixo (Figura 7). Na correspondência positiva com o eixo 1 observa-se que as variáveis que mais se correlacionam positivamente são aquelas que descrevem diferenças significativas entre as florestas na assimilação de carbono (Tabela 4).

Na componente 2 (eixo vertical), as variáveis com maior peso positivo foram ϕD_o (0,87), DI_0/RC (0,75) e clorofila *b* (0,27) e negativo foi ϕP_0 (-0,87). As estações que mais se relacionaram positivamente com esse eixo foram 3F (3,66) e 2B (0,88) e, negativamente, 4F (-1,79) e 3B (-0,93) (Figura 7).

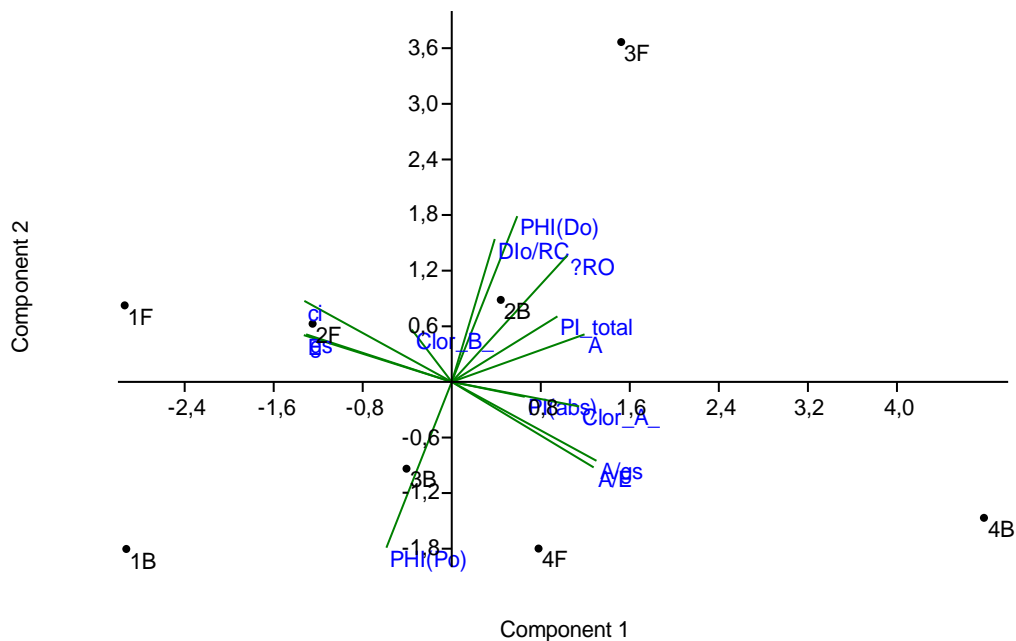


Figura 7. Análise de componentes principais para o ano de 2016, utilizando valores de Índice de clorofila *a* e *b*, dissipação de energia por centro de reação (DI_0/RC), rendimento quântico máximo do fotossistema II (ϕP_0), rendimento quântico máximo de de-excitação não fotoquímica (ϕD_0), eficiência que um elétron move os aceptores de elétrons reduzidos no intersistema para os aceptores finais do PSI (δR_0), Índice de desempenho (IP_{abs} e IP_{total}), concentração de carbono interno (C_i), assimilação fotossintética (A), transpiração (E), condutância estomática (gs), eficiência no uso da água (A/g_s e A/E), em cada estação de amostragem. Estações: 1 a 4, B: bacia, F: franja.

A Figura 8 exibe a ACP realizada para os dados referentes ao ano de 2017. Os eixos horizontal e vertical explicam 40 e 37 % da variação dos dados, respectivamente e reforça as diferenças observadas para as variáveis entre os anos (Tabela 5). Na componente 1 (eixo horizontal), as variáveis com maiores pesos positivos são ϕP_0 (0,89), PI_{abs} (0,71), gs (0,70), A/E (0,57) e as variáveis com pesos negativos correlacionados ao eixo são DI_0/RC (0,97), ϕD_0 (0,89) e A/g_s (0,61). As estações com relação positiva com esse eixo foram 2B (3,49), 3B (1,03) e 1F (0,55), a estação 3F (3,99) possui correspondência negativa com esse eixo.

Na componente 2 (eixo vertical), as variáveis com maior peso positivo foram E (0,91), PI_{total} (0,99), A (0,84) e δR_0 (0,80), o C_i (-0,63) exibiu relação negativa com o eixo.

A estação 4B (3,80) teve maior relação positiva com a componente 2 e, negativamente, houve correspondência com as estações 4F (-2,40), 1B (-2,27) e 2F (-0,46) (Figura 8).

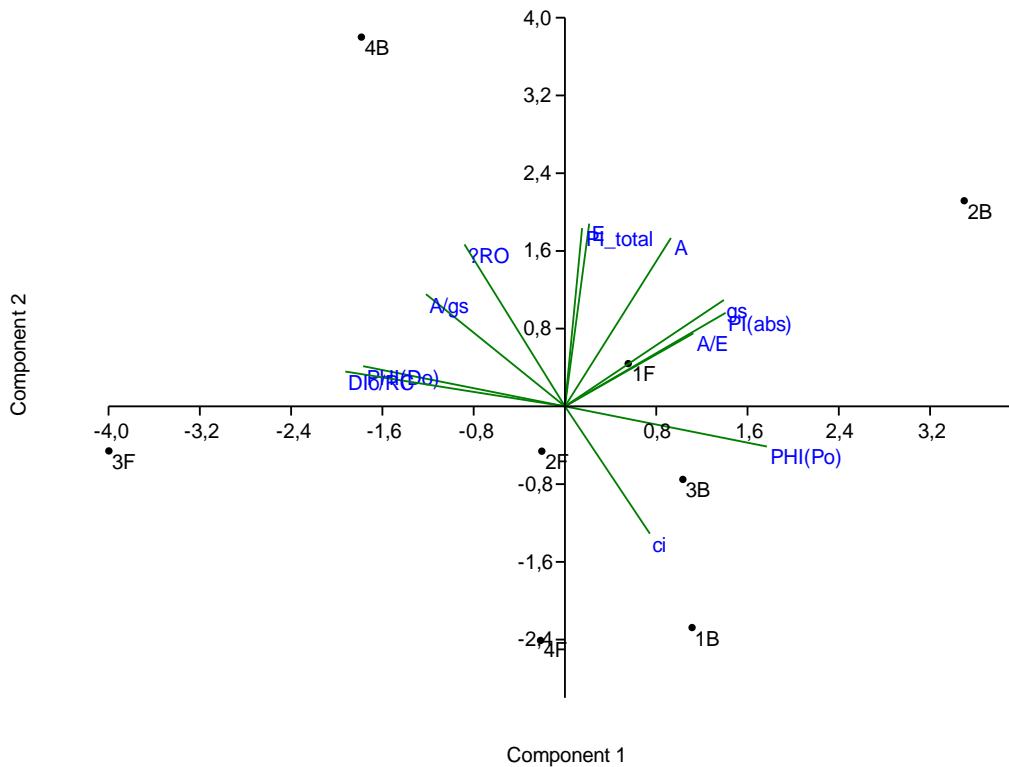


Figura 8. Análise de componentes principais para o ano de 2017, utilizando valores de dissipação de energia por centro de reação (DI_0/RC), rendimento quântico máximo do fotossistema II (ΦP_0), rendimento quântico máximo de de-excitação não fotoquímica (ΦD_0), eficiência que um elétron move os aceptores de elétrons reduzidos no intersistema para os aceptores finais do PSI (δR_0), Índice de desempenho (IP_{abs} e IP_{total}), concentração de carbono interno (Ci), assimilação fotossintética (A), transpiração (E), condutância estomática (gs), eficiência no uso da água (A/gs e A/E), em cada estação de amostragem. Estações: 1 a 4, B: bacia, F: franja.

4.8. ANÁLISE DE REGRESSÃO E CORRELAÇÃO LINEAR

Conforme apresentado na Tabela 6, houve regressão e correlação linear significativa entre variáveis abióticas (salinidade e temperatura da água intersticial, matéria orgânica e radiação fotossinteticamente ativa) e bióticas e entre variáveis bióticas.

Tabela 6. Regressão e correlação linear entre variáveis abióticas e bióticas e entre variáveis bióticas coletados no manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória.

Variável independente	Variável dependente	R ²	R	P
Temperatura	Ψ_o	0.55	0.74	0.0330
	δR_o	0.63	0.79	0.0180
	ET _o /RC	0.72	0.85	0.0072
	Ci	0.68	-0.82	0.0110
	A/gs	0.72	0.84	0.0075
	E	0.50	0.71	0.0481
Matéria orgânica	F _m	0.58	-0.76	0.0274
	Ψ_o	0.53	0.73	0.0393
	ϕE_o	0.54	0.74	0.0354
	A/E	0.66	0.81	0.0142
RFA	F _v /F _o	0.75	-0.86	0.0054
	ϕP_o	0.74	-0.86	0.0056
	ϕD_o	0.74	0.86	0.0056
	ABS/RC	0.58	0.76	0.0267
	ET _o /RC	0.72	0.85	0.0075
	DI _o /RC	0.73	0.85	0.0062
	δR_o	0.86	0.93	0.0007
	Ci	0.83	-0.91	0.0015
Temperatura foliar	A/gs	0.79	0.89	0.0028
	ET _o /RC	0.63	0.79	0.0174
	δR_o	0.70	0.83	0.0094
	Ci	0.68	-0.82	0.0115
	E	0.68	0.83	0.0107
	A/gs	0.64	0.80	0.0170
	PI total	0.50	0.71	0.0484
Clorofila <i>a</i>	Ψ_o	0.62	0.79	0.0188
	ϕE_o	0.55	0.74	0.0339
	ET _o /RC	0.64	0.8	0.0166
	Ci	0.53	-0.73	0.0394
	A/gs	0.56	0.75	0.0320
PI total	A	0.67	0.82	0.0126
	A/gs	0.60	0.78	0.0222

A = assimilação fotossintética líquida; A/gs = eficiência do uso da água intrínseca; A/E = eficiência do uso da água instantâneo; E = transpiração; Ci = concentração de carbono interno; RFA = radiação fotossinteticamente ativa; F_m = fluorescência máxima; F_v/F_o = eficiência dos centros de reação ativos; ABS/RC, ET_o/RC e DI_o/RC = fluxos de energia específicos expressos por centro de reação (absorção, transporte e dissipação, respectivamente); ϕP_o = eficiência quântica máxima da fotoquímica primária do FSII; ϕE_o = rendimento quântico da transferência de elétrons além da Q_A; Ψ_o = probabilidade de movimento de elétrons na cadeia transportadora de elétrons; ϕD_o = eficiência máxima de de-excitação não

fotoquímica; δR_o = eficiência na transferência de elétrons do intersistema até os aceptores finais do PSI; PI_{total} = Índice de desempenho total.

5. DISCUSSÃO

Entender padrões de assimilação de carbono das espécies vegetais é importante em um contexto de mudanças climáticas uma vez que elevações na temperatura e no nível médio relativo do mar vão induzir expansão/retração de biomas e ecossistemas (Wong et al., 2014). Além disto, podem também provocar situações de perda de qualidade dos habitats por meio de introdução/extinção de populações e comunidades. Entretanto, há que se avaliar a resposta ecofisiológica da espécie em processos de competição com outras plantas. As respostas dos processos de distribuição das espécies no manguezal estão muito relacionadas às variáveis ambientais, como frequência de inundação, salinidade e distribuição de nutrientes (Lovelock et al., 2004; 2006b; Cunha et al., 2006; Krauss, et al., 2006; Lugo et al., 2007; Medina et al., 2010; Tognella et al., 2016). Entretanto, pouca atenção tem sido dada para as interações entre os processos bioquímicos em nível de fluxo de energia, eficiência fotoquímica, assimilação de carbono e de nutrientes que vão intervir na incorporação de biomassa pelo indivíduo.

Avaliações da fluorescência da clorofila *a* vão identificar a eficiência do uso da energia luminosa pela planta em condições de luz. A variável Área (*i. e.* Área entre F_o e F_m) é proporcional ao tamanho do *pool* de aceptores de elétrons no lado redutor da FSII. Caso a transferência de elétrons a partir do centro de reação para o *pool* de plastoquinonas esteja bloqueada, a Área será drasticamente reduzida (Mehta et al., 2010). Neste estudo, menores valores da Área foram observados para a estação 3, seguida de E1 e E4. A redução em Área já foi observada em situações de estresse associado à elevada irradiância e salinidade (Gonçalves e Júnior, 2005; 2007; Mehta et al. 2010). A salinidade foi mais elevada para a estação 4, a estação 1 exibe menor teor de matéria orgânica e a mediana da radiação fotossinteticamente ativa foi maior em E3, indicando que os parâmetros interferem na eficiência do uso da luz. Maior valor da fluorescência inicial (F_o) pode ser devido ao comprometimento da transferência de energia entre o complexo coletor de luz e o centro de reação, isto é, conectividade energética, e danos aos centros de reação do FSII (Yamane et al. 1997, Toth et al. 2007). Assim, aumento de F_o pode indicar algum estresse ambiental. Neste estudo, E1 e E3 e E4 exibiram os maiores valores de F_o . Falqueto et al. (2008, 2012) observaram que espécies tolerantes à salinidade, como é o

caso de *R. mangle*, podem apresentar redução no valor de F_o com o aumento em salinidade do substrato, contudo este padrão não foi observado aqui.

A redução da fluorescência máxima nas estações 2, 3 e 4 pode indicar inibição no transporte de elétrons do lado doador do FSII resultando em acúmulo de P680* e/ou diminuição do *pool* de quinona A^- (Mehta et al. 2010).

O parâmetro ABS/RC é calculado como o número total de fótons absorvidos pelas moléculas de clorofila a partir de todos os centros de reação, divididos pelo número total de centros de reação ativos (Mehta et al., 2010). Elevados valores para ABS/RC são interpretados de duas formas: 1) aumento no tamanho da antena, responsável pela absorção de fótons que fornece energia de excitação aos centros de reação ativos; 2) redução nos centros de reação ativos por estresse (Strasser e Stirbet, 1998; Yusuf et al., 2010). No presente estudo, a elevação em ABS/RC observada em E3 e E4 pode ser interpretada considerando a segunda explicação, visto associação da variável com maior DI/RC registrada tanto em E3 quanto em E4. DI/RC indica perda de energia como calor ou fluorescência ou transferência de energia a outros sistemas, como para redução do nitrato ou criação de espécies reativas de oxigênio – ROS (Strasser et al., 2000). A maior dissipação de energia observada em E3 e em E4, juntamente com a menor eficiência dos centros de reação ativos (F_v/F_o) e os maiores valores de ABS/RC que ambas as estações apresentam, pode indicar susceptibilidade à elevada irradiância. Este fato pode ser consequência de danos causados aos centros de reação ativos que resultam em menor eficiência fotoquímica, como visto para a variável ϕP_o em ambas as estações (Gonçalves e Júnior, 2005; 2007). O comportamento das variáveis expostas acima também já foi associado ao estresse hídrico (Mehta et al., 2010; Falqueto et al., 2017). Entretanto, há aparente recuperação em função do aumento no fluxo de energia correspondente ao transporte de elétrons, como em ET_o/RC , Ψ_o e ϕE_o .

A eficiência da fotoquímica primária (ϕP_o) já foi muito utilizada na literatura para avaliação do estresse em plantas. Aqui, observa-se que ϕP_o é maior na estação 1. Apesar dessa estação apresentar maior valor de F_v/F_o , já apresenta danos no início da indução da fluorescência, como visto no parâmetro F_o . Ademais, E1 exibe menor valor em Ψ_o , implicando em menor eficiência na produção de poder redutor (NADPH) e também na redução do *pool* de plastoquinona no estado oxidado e inibição da reoxidação da Quinona A (Q_A) (ϕE_o). A estação 1 apresenta indícios de danos ao transporte de elétrons como observado nos menores valores de ET_o/RC , Ψ_o , ϕE_o e δR_o (Gonçalves e Júnior, 2005).

Os Índices de Desempenho PI_{abs} e PI_{total} são considerados variáveis eficientes para identificar estratégias da planta quanto ao uso de energia (Gonçalves et al., 2010). A partir do PI_{abs} é possível analisar ϕP_o , além das variáveis ABS/RC e a probabilidade de que uma excitação capturada mova um elétron além da $Q_A - \Psi_0 = ET_0/TR_0$ (Mehta et al. 2010, Yusuf et al. 2010). O PI_{total} , além de considerar os mesmos parâmetros que o PI_{abs} , pondera também a redução dos aceptores do FSI, inserindo o parâmetro δR_o (Yusuf et al. 2010). Assim, a análise apenas do ϕP_o pode mascarar o verdadeiro estado da planta. Por exemplo, nota-se maior valor de ϕP_o na estação 1, mas nesse local menores valores de PI_{abs} e PI_{total} foram registrados, juntamente com a estação 3. A estação 3 apresenta mesma tendência que a estação 1 quanto à eficiência fotoquímica primária (ϕP_o), PI_{abs} e PI_{total} e revela que os parâmetros relacionados ao fluxo de elétrons ao intersistema estão em bom estado, mas com danos aos FSII e FSI, evidenciados por meio da análise dos valores de δR_o .

Estudando o efeito da irradiância sobre a fluorescência da clorofila *a*, Gonçalves e Júnior (2005; 2007) observaram que elevada irradiância leva à aumento de ABS/RC e TR_o/RC e redução em F_v/F_o , ϕP_o , Ψ_o e ϕE_o , δR_o , PI_{abs} e PI_{total} . Alterações em algumas dessas variáveis também foram obtidas em plantas submetidas ao estresse hídrico e salino. Reduções em Ψ_o , ϕE_o , PI_{abs} e PI_{total} já foram reportados na literatura em função desses estressores (Mehta et al. 2010; Redillas et al. 2011; Silvestre et al., 2014, Falqueto et al., 2017). No presente estudo, foi observada que a estação mais salina exibiu maiores valores em fluxos de energia específicos por centro de reação (ABS/RC, TR_o/RC , ET_o/RC e DI_o/RC), o que demonstra sensibilidade da espécie à salinidade, pelo menos quanto a redução nos centros de reação ativos (ABS/RC) e maior aprisionamento no fluxo de energia (TR_o/RC) (Strasser et al., 2004), visto que E4 (estação mais salina) maior valor de PI_{total} foi observado.

Estudos realizados *in situ* são difíceis em identificar uma única causa ao estresse observado, apesar da haver indicação de estresse por irradiância na estação 3, esta avaliação pode ser feita levando-se em consideração os valores de ABS/RC, DI/RC , F_v/F_o , ϕP_o , PI_{abs} e PI_{total} , bem como a regressão linear negativa entre RFA e F_v/F_o . Nenhuma estação de estudo apresentou elevados valores em RFA. De qualquer forma, supõem-se que as estações 1 e 3 possuem algum dreno de energia. No que diz respeito a estação 1, esse dreno está mais ligado ao fluxo de energia correspondente ao transporte de elétrons além da Q_A - e na estação 3 ao FSII e FSI, além do menor teor de clorofila *a* e *b*. A redução em pigmentos fotossintéticos pode representar uma estratégia protetora na

qual a captura de fótons é reduzida (Christian, 2005). A floresta da estação 3 possui domínio de *R. mangle* e os resultados apontam como sendo a área com RFA mais elevado, aspecto que compromete a eficiência fotossintética, além disso Teubner Júnior et al. (2018) apontam que o rio Bubu, local onde está inserido E3, apresenta um dos menores aportes de nutrientes (nitrogênio e fósforo) para o SEGV. Outras forças energéticas, como um aporte constante de água doce parecem compensar o dreno energético permitindo que a espécie seja dominante na floresta. *R. mangle* é considerada por Farnworth e Ellison (1996) como uma espécie flexível ao sol e sombra, com variações ontogenéticas

A região do manguezal ao redor de Estação 1 exibe elevado teor de areia no sedimento, como observado por Zamprogno et al. (2016). Além disso, a região do estuário próxima à estação apresenta mesma tendência (Grilo et al., 2016), exibindo menor teor de matéria orgânica no sedimento e com sedimento visualmente mais grosseiro quando comparado aos outros locais de estudo (observação pessoal). Estudos prévios mostraram que essa estação apresenta grande contribuição de *L. racemosa* em área basal e que, possivelmente, esta espécie vem sendo substituída por indivíduos de *R. mangle*, visto a contribuição dessa última espécie em menores classes de diâmetro em função de mudanças hidrodinâmicas na região, resultado do processo de construção da Ponte da Passagem. Em geral, locais com sedimento mais grosseiro favorecem *L. racemosa*, pois a espécie utiliza de forma mais eficiente os nutrientes, que são mais escassos em áreas arenosas (Cintron e Schaeffer-Novelli, 1986). Rigo (2004) observou maior velocidade da maré vazante no Canal da Passagem (abertura norte do SEGV) (próximo a E1).

O índice de clorofila é utilizado de forma extensiva em agronomia, pois ele fornece uma confiável relação entre o conteúdo de clorofila e a concentração de nitrogênio foliar (Paris et al. 2011; Raim et al., 2012; Conforto et al., 2014; Schlichting et al., 2015). Nitrogênio é considerado um dos nutrientes mais importantes para a vegetação e ao redor do mundo há áreas de manguezal com limitação no crescimento/estrutura em função da deficiência desse nutriente (Lovelock & Feller, 2003, Lovelock et al., 2006^a; 2006^b; Alongi, 2011; Estrada et al., 2013). No presente estudo, foi estabelecida relação entre o índice de clorofila *a* e as variáveis correspondentes ao fluxo de elétrons (Ψ_o , ϕE_o , ET_o/RC), e *A/g*s por meio de regressão linear. A estação 4 exibiu os maiores valores obtidos para as variáveis comparativamente às outras estações avaliadas. Logo, pode-se ponderar que maior contribuição de nutrientes em dada região pode favorecer o fluxo de energia e a eficiência no uso da água. Em contrapartida, E1,

considerada dentro do estudo uma região pobre em nutrientes, em função das suas características do sedimento, este aspecto justificaria as reduções nos índices de clorofila *a* e *b*, nos fluxos de energia da cadeia transportadora de elétrons e índices de desempenho (PI_{abs} e PI_{total}). Além disso, a regressão linear também registrou relação entre o teor de matéria orgânica com variáveis relativas ao fluxo de energia na cadeia transportadora de elétrons e A/E.

Espécies de manguezal são reconhecidas por apresentarem comportamento conservativo da água, ou seja, à medida que há o aumento em salinidade normalmente é acompanhado pela redução em perda de água, refletindo em maior eficiência no uso da água. A intensidade desta relação depende da espécie (Sobrado et al., 2000; Soares et al., 2015) e do nível de salinidade e de sua variação (Ball et al., 1988; Bompy et al., 2014). *R. mangle* é retratada na literatura como espécie mais sensível à salinidade, pensando em espécies neotropicais. Em geral, ela apresenta menor assimilação e menor eficiência no uso da água em maiores salinidades quando comparadas com às outras espécies (Ball et al., 1988; Sobrado et al., 2000). Entretanto, novos estudos vêm apontando que em alguns locais ela é a espécie dominante em elevada salinidade (Bompy et al., 2014; Estrada et al., 2013) havendo necessidade de maiores estudos das relações fisiológicas em situações de campo e contemplando maior diversidade populacional desta espécie.

Pascoalini (2014) avaliou a assimilação de carbono pela espécie na Baía de Vitória e observou redução na absorção de carbono com o aumento de salinidade (salinidade média de 21 e 28). No presente trabalho, esse padrão não foi observado, mas sim respostas a novos tensores no sistema, como menor assimilação para a estação com menor teor de matéria orgânica (E1). A assimilação em E2 e E4 mostram-se estatisticamente similar, seguidos por E3. Contudo, duas situações se destacam: E2 e E4. E4 é o local de maior salinidade, possui um bosque misto, com *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle* e está submetido a interferência antrópica. Esse manguezal está próximo do porto de Vitória e, conseqüentemente, das dragagens realizadas no canal central do estuário, bem como de toda a contaminação proveniente das atividades portuárias. Também recebe efluentes urbanos e industriais de um município metropolitano (Vila Velha) através do rio Aribiri e de emissários. A literatura destaca a presença de metais no sedimento do manguezal e no estuário acima do esperado para a região, além do manguezal possuir contaminantes orgânicos no seu sedimento (Jesus et al., 2004; Zamprogno, 2015). Entretanto, os indivíduos de E4 mostraram-se eficientes fotossinteticamente, tanto para os parâmetros de fluorescência da clorofila *a* quanto para trocas gasosas, o que pode ser reflexo da

plasticidade ecológica da espécie, uma das características de *R. mangle* é a possibilidade de reter sais e contaminantes em nível de raiz (Souza et al., 2014), preservando o aparato fotossintético dos drenos de energia.

Outra estação que se destaca é E2, situada em uma região do estuário na qual o teor de matéria orgânica alcança 50%, apesar de ser similar estatisticamente a E3 e E4. Outra característica do local é que E2 vêm sofrendo salinização estuarina resultante da variabilidade climática. Os anos de 2015, 2016 e 2017 exibiram precipitação abaixo dos 1000 mm por ano para o município de Vitória, com 2016 sendo o mais crítico (INCAPER, 2018). Os valores de PI_{abs} , PI_{total} , assimilação fotossintética e eficiência no uso da água foram similares à E4 e seria esperado que a vegetação respondesse ao aumento da salinidade, visto que essa baixa precipitação refletiu na salinidade do estuário, como previamente descrito no Capítulo 1 e por Leite (2018) e Teubner Jr. (2016). Segundo a literatura, para os anos de 2000/2001, a região estuarina próxima a E2 registrou salinidade menor do que 10 (Jesus et al., 2004) e cerca de 30 em 2015 (Leite, 2018). Para a água intersticial no sedimento do manguezal, Zamprogno et al. (2016) registraram valores variando 11 até 21 para os anos de 2012 e 2013.

Dentre as variáveis analisadas, a eficiência fotossintética parece ser controlada pela RFA e matéria orgânica, visto que há relação entre elas com variáveis de fluorescência da clorofila *a* e eficiência do uso da água, verificada por meio de regressão linear. Observa-se controle da concentração da clorofila, observado neste estudo pelo IC *a*, no desempenho das plantas em nível de fluxo de energia na cadeia transportadora de elétrons e uso conservativo da água. Por outro lado, também há controle do PI_{total} na assimilação líquida de carbono e no uso conservativo da água. Os resultados descrevem que salinidade exerce controle em menor grau sobre a eficiência fotossintética, sendo visível apenas nas variáveis relacionadas aos centros de reação, exibindo interação negativa. Por outro lado, observa-se que a estação mais salina (E4) exibe maior desempenho fotossintético, assim como E2, reafirmando o papel da eficiência das plantas de mangue na economia hídrica quando em condições de aporte significativo de nutrientes.

O aporte de nitrogênio ($5,6 \text{ ton. km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) e fósforo ($2,8 \text{ ton. km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$) para o SEGV são elevados quando comparados a outras bacias hidrográficas de tamanho intermediário no Brasil, mas menores quando comparados a outros locais do mundo. A contribuição de nutrientes do Rio Santa Maria para a Baía de Vitória é mais expressiva quando comparada às outras bacias que aportam no sistema, mesmo com retenções ao longo do seu fluxo (Teubner et al., 2018) devido as barragens para captação de água e

produção de energia. A pecuária é a maior fonte de nutrientes para o SEGV, seguido de efluentes domésticos, entretanto, considerando a área das bacias avaliadas por Teubner Júnior et al. (2018), os autores apontam como sendo os efluentes domésticos os responsáveis pela maior pressão no sistema. Os autores associam o rio Aribiri dentre outras bacias urbanas do local como a região de maior densidade populacional e maior rendimento de nutrientes, principalmente nitrogênio

No presente trabalho não houve saturação de luz e, possivelmente, os indivíduos são capazes de elevar sua assimilação em condições mais favoráveis. A baixa assimilação obtida no presente trabalho pode ser devido à atenuação de luz pela vegetação que ocorre nas estações de estudo promovendo a proteção da fotooxidação da clorofila *a*, aspecto evidenciado para a espécie como uma estratégia para permanecer longos períodos sob o dossel até a abertura de clareiras aumentando a competição intraespecífica, além de reduzir o crescimento em condições de baixa luminosidade (Lima et al., 2018), mantendo-se no sistema como uma fonte de contribuição nos processos de regeneração/substituição de indivíduos. O Índice de Área Foliar em manguezais é um dos mais baixos para florestas tropicais e sua folhagem está em maior parte agrupada na parte superior da copa, possuem filotaxia que diminui o sobreamento entre folhas (Tomlinson, 1986). Além disso, o ecossistema não possui um sub-bosque característico das florestas tropicais úmidas (Cintrón e Schaeffer-Novelli, 1986). Apesar dessas singularidades, alguns bosques são mais fechados do que outros, resultando em um controle de luz para os indivíduos jovens. Portanto, esse compartimento da floresta pode exibir menor assimilação de carbono quando comparada com a copa (Alongi, 2009).

Sedimentos enriquecidos com nitrogênio favorecem o aumento da eficiência no transporte de elétrons em *A. germinans* e *R. mangle*, bem como ao acúmulo deste nas folhas senescentes (Feller et al., 2003). As plantas da estação 4B em 2016 e 2017 exibem melhor desempenho fotossintético, tanto para variáveis da fase fotoquímica quanto da fase bioquímica, comportamento observado por meio da ACP. Esse melhor desempenho é principalmente observado para 2016, no qual as variáveis de EUA também foram associadas a esta estação, exibindo comportamento conservativo quanto ao uso de água. Além disso, a estação 4 apresenta os maiores valores de IC *a* e assimilação de carbono; a literatura aponta para um processo de eutrofização no estuário e, se realmente o manguezal apresentar uma relação entre IC e concentração de nitrogênio foliar, pode-se supor que a vegetação esteja respondendo ao enriquecimento nutricional. Em um primeiro momento o manguezal é favorecido pelo enriquecimento nutricional como já observado

na literatura (Lovelock et al., 2006a). Entretanto, Lovelock et al. (2009) observaram aumento na mortalidade com enriquecimento nutricional em longo prazo, e essa maior mortalidade é observada no manguezal do rio Aribiri, por meio da densidade de indivíduos mortos em E4 (Capítulo 1). Ademais, como citado anteriormente, essa área de mangue apresenta elevados teores de contaminantes orgânicos e metais, e a resposta da vegetação em curto prazo, principalmente no compartimento jovens, pode ser indiferente às elevadas concentrações, pois *R. mangle* exibe mecanismos morfo-fisiológicos, como placas de ferro nas raízes, que auxiliam na exclusão de sal por ultrafiltração, e também regulam a absorção de metais. Além disso, lignificação e suberização evitam o *input* excessivo de metais para as raízes (Scholander et al., 1962; Souza et al., 2014).

Apesar da salinidade e matéria orgânica não terem diferido estatisticamente entre os anos, a temperatura da água mostrou-se mais elevada em 2017, acompanhada do aumento em assimilação de carbono. Entretanto, este aspecto deve ser melhor estudado para compreensão desta relação.

Com relação aos tipos fisiográficos, notou-se que as plantas presentes na bacia possuem maiores valores em IC *a* e IC total, F_v/F_o , ϕP_o , Ψ_o , ϕE_o , PI_{abs} e PI_{Total} , com as plantas deste tipo fisiográfico tendo maior desempenho fotoquímico do que a franja, este comportamento refletiu nos valores de assimilação líquida de carbono, com a bacia registrando maior valor. Em contrapartida, os parâmetros com maiores valores registrados na franja estão relacionados ao estresse em plantas, tais como F_o , ϕD_o , ABS/RC , TR_o/RC e DI_o/RC . O manguezal ao redor do SEGV possui as florestas de bacia com maior desenvolvimento estrutural e as áreas de franja são mais vulneráveis, com características de florestas que sofrem alterações que podem ser variações nos padrões de inundação, processos erosivos e deposicionais e vazão irregular de água doce (Zamprogno, 2015; Zamprogno et al., 2016; Teubner Júnior et al., 2018).

A integração dos resultados de trocas gasosas, fluorescência da clorofila *a* e índice de clorofila associados aos dados abióticos que condicionam o desenvolvimento do mangue e a competição das espécies reforçam os resultados obtidos entre as diferentes estações e analisados comparativamente aos dados de estrutura permitem identificar a plasticidade da espécie para ocupar diferentes habitats no manguezal o que corrobora a importância da gestão desta espécie em regiões metropolitanas, contribuindo para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e, conseqüentemente, da diversidade biológica, de habitats e genética (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

6. CONCLUSÃO

O presente trabalho indica a plasticidade ecofisiológica de *R. mangle* em um manguezal urbanizado. A eficiência fotossintética da espécie é controlada pela disponibilidade de radiação incidente e teor de matéria orgânica. A salinidade atua sobre os centros de reação, reduzindo-os ou inativando-os. Por outro lado, em relação as trocas gasosas, a salinidade atua sobre a perda de água, que leva a redução da condutância estomática e, com isto, aumento da eficiência do uso da água em situações de maior salinidade. Maior disponibilidade de matéria orgânica parece ter relação direta com nutrientes e, conseqüentemente, ao maior fluxo de energia para a cadeia transportadora de elétrons na fase fotoquímica da fotossíntese. A RFA é um importante fator de controle da eficiência fotossintética por atuar, principalmente, sobre as variáveis da fluorescência da clorofila e também sobre a eficiência no uso da água. As variáveis bióticas identificadas no controle da eficiência fotossintética são a concentração da clorofila *a* (observada aqui por meio do IC) e o PI_{Total} . A primeira por contribuir no desempenho das plantas em nível de fluxo de energia para a cadeia transportadora de elétrons e no uso conservativo da água e o PI_{Total} por atuar sobre a assimilação líquida de carbono e, também, no uso conservativo da água. Os resultados obtidos no trabalho evidenciam que a fluorescência da clorofila *a* e trocas gasosas, juntamente com a análise do sedimento, são bons parâmetros para avaliar a absorção de carbono de *R. mangle* em manguezais urbanizados.

Os estudos sobre assimilação do carbono em condições de campo são importantes para a gestão do ecossistema, para manutenção dos serviços ecossistêmicos e para incorporação do manguezal no mercado de carbono.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alongi, D. M. **The Energetics of Mangrove Forests**. Springer. Austrália, 2009.
- Alongi, D. M. Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constraints and uncertainties of sequestration potential. **Environmental science & policy**, V. 14, P. 462–470, 2011.
- Alongi, D. M. The Impact of Climate Change on Mangrove Forests. **Current Climate Change Reports**, V. 1, P. 30-39, 2015.
- Ball, M. C.; Farquhar G. D. Properties of Thylakoid Membranes of the Mangroves, *Avicennia germinans* and *Avicennia marina*, and the Sugar Beet, Beta

vulgaris, Grown under Different Salinity Conditions, **Plant Physiology**, V. 76, P. 531-535, 1984a.

Ball, M. C.; Farquhar G. D. Photosynthetic And Stomatal Responses Of 2 Mangrove Species, *Aegiceras corniculatum* and *Avicennia marina*, to long-term salinity and humidity conditions. **Plant Physiology**, V. 74, P. 1-6, 1984b.

Ball, M. C. Ecophysiology Of Mangroves. **Trees**, V. 2, P. 129-142, 1988.

Ball, M. C. Photosynthesis In Mangroves. **Wetlands**, V. 6(1), P. 12-22, 1986.

Barr, J. G.; Fuentes, J. D.; Engel, V.; Zieman, J. C. Physiological Responses Of Red Mangroves To The Climate In The Florida Everglades. **Journal Of Geophysical Research**, V. 114, 2009.

Bompy, F. L.; Felix, G.; Imperty, D.; Dulormne, D. Increasing fluctuations of soil salinity affect seedling growth performances and physiology in three Neotropical mangrove species. *Plant and Soil*, V. 380(1-2), P. 399-413, 2014.

Cintron G., Schaeffer-Novelli Y., 1983. Introduccion a la ecologia del manglar. ROSTLAC, Montevideo, 109 p.

Conforto, E. C.; Cornélio, M. L.; Andreoli, R. P.; Gonçalves, E. C. P. Validação das unidades arbitrárias do teor de clorofilas obtido em folhas intactas de seringueira. **Revista Agro@ambiente On-line**, V. 8(2), P. 288-292, 2014.

Cunha, S. R.; Tognella-De-Rosa, M. M. P.; Costa, C. S. B. Salinity and flooding frequency as determinant of mangrove forest structure in Babitonga Bay, Santa Catarina state, southern Brazil. *Journal of Coastal Research*, SI 39 (Proceedings of the 8th International Coastal Symposium), 1175 - 1180. Itajaí, SC, Brazil, 2006.

Estrada, G. C. D.; Soares, M. L. G.; Chaves, F. O.; Cavalcanti, V. F. Analysis of the structural variability of mangrove forests through the physiographic types approach. **Aquatic Botany**, V. 111, P. 135-143, 2013.

Falqueto, A. R.; Silva, D. M.; Fontes, R. V. Photosynthetic Performance Of Mangroves *Rhizophora mangle* And *Laguncularia racemosa* Under Fields Conditions. **Revista Árvore**, V. 32, P. 577-582, 2008.

Falqueto, A. R.; Silva, D. M.; Fontes, R. V. Analysis Of Chlorophyll a Fluorescence Of Two Mangrove Species Of Vitória Bay (ES, Brazil) To Natural Variation Of Tide. **Revista Biociências**, V. 18 (2), P. 14-23, 2012.

Gonçalves, J. F. C.; Júnior, U. M. S. Utilization of the chlorophyll a fluorescence technique as a tool for selecting tolerant species to environments of high irradiance. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, V. 17(3), P. 307-313, 2005.

Gonçalves, J. F. C.; Júnior, U. M. S.; Júnior, A. R. N.; Chevreuil, L. R. Energetic flux and performance index in copaíba (*Copaifera multijuga* Hayne) and mahogany (*Swietenia macrophylla* King) seedlings grown under two irradiance environments. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, V. 19(3), P. 171-184, 2007

Gonçalves, J. F. C.; Silva, C. E.; Guimarães, D. G.; Bernardes, R. S. Análise Dos Transientes Da Fluorescência Da Clorofila A De Plantas Jovens De *Carapaguianensis* e de *Dipteryx odorata* Submetidas A Dois Ambientes De Luz. **Acta Amazonica**, V. 40 (1), P. 89-98, 2010.

Grilo, C. F.; Boina, C. D.; Pinto, T. K. O.; Vicente, M. A.; Castro, E. V. R.; Barroso, G. F.; Neto, R. R.; Santos, C. C. A survey of the eutrophication state of an urbanized tropical estuary, the case of the great vitória estuarine system, brazil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, V. 20(1), P. 21-28, 2016

Hair Jr J. F., Black W. C., Babin B. J., Anderson, R. E., Tatham, R. L. 2009. Análise multivariada de dados. Bookman, Porto Alegre, 688 p.

INCAPER (Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural), acesso in 2018. Disponível em <http://www.incaper.es.gov.br/>.

Jesus H. C., Costa E. A., Mendonça A. S. F., Zandonate E., 2004. Distribuição de metais pesados em sedimentos do Sistema Estuarino da Ilha de Vitória. *Química Nova* 27(3): 378-386.

Krauss, K. W.; Twilley, R. R.; Doyle, T. W.; Gardiner, E. S. Leaf gas exchange characteristics of three neotropical mangrove species in response to varying hydroperiod. **Tree Physiology**, V. 26, P. 959–968, 2006.

Leite T. A. 2018. Bivalves filtradores e a regulação da eutrofização estuarina – biofiltração da ostra do mangue, *Crassostrea rhizophorae*, na seção norte do sistema estuarino da Baía de Vitoria - ES, Brasil. Tese de doutorado, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 212 p.

Lima, T. M. J. **Efeito Da Frequência De Inundação Na Estrutura Do Manguezal Da Baía De Vitória, Espírito Santo, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Universidade Federal Do Espírito Santo, Vitória. 2011.

Lopes, D. M. S. Relação da estrutura e fotossíntese em espécies de mangue no rio São Mateus. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Tropical) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2014

Lovelock, C. E.; Feller, I. C. Photosynthetic performance and resource utilization of two mangrove species coexisting in a hypersaline scrub forest. **Oecologia**, V. 134, P. 455–462, 2003.

Lovelock, C. E.; Feller, I. C.; Kee, K. L. M.; Engelbrecht, M. J.; Ball, M. C. The Effect Of Nutrient Enrichment On Growth, Photosynthesis And Hydraulic Conductance Of Dwarf Mangroves In Panamá. **Functional Ecology**, V. 18, P. 25-33, 2004.

Lovelock, C. E.; Ball, M. C.; Martin, K. C.; Feller, I. C. Nutrient enrichment increases mortality of mangroves. **PlosOne**, V. 4 (5), P. 1-4, 2009.

Lovelock, C. E.; Ball, M. C.; Feller, I. C.; Engelbrecht, B. M. J.; Ewe, M. L. Variation in hydraulic conductivity of mangroves: influence of species, salinity, and nitrogen and phosphorus availability. **Physiologia Plantarum**, V. 127, P. 457–464, 2006a.

Lovelock, C. E.; Ball, M. C.; Choat, B.; Engelbrecht, B. M. J.; Holbrook, N. M.; Feller, I. C. Linking Physiological Processes With Mangrove Forest Structure: Phosphorus Deficiency Limits Canopy Development, Hydraulic Conductivity And Photosynthetic Carbon Gain In Dwarf *Rhizophora mangle*. **Plant, Cell and Environment**, V. 29, P. 793-802, 2006b.

Lugo, A. E.; Medina, E.; Cuevas, E.; Cintrón, G.; Nieves, E. N. L.; Schaeffer-Novelli, Y. Ecophysiology of a Mangrove Forest in Jobos Bay, Puerto Rico. **Caribbean Journal of Science**, V. 43 (2), P. 200-219, 2007.

Martin, K. C.; Bruhn, D.; Lovelock, C. E.; Feller, I. C.; Evans, J. R.; Ball, M. C. Nitrogen Fertilization Enhances Water-Use Efficiency In A Saline Environment. **Plant, Cell And Environment**, V. 33, P. 344-357, 2010.

Mckee, K. L. Interspecific Variation in Growth, Biomass Partitioning, and Defensive Characteristics of Neotropical Mangrove Seedlings: Response to Light and Nutrient Availability. **American Journal of Botany**, V. 82(3), P. 299-307, 1995.

Medina, E. Mangrove physiology: the challenge of salt, heat, and light stress under recurrent flooding, p. 109-126. *In*: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.). Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p, 1999.

Medina, E.; Cuevas, E.; Lugo, A. E. Nutrient relations of dwarf *Rhizophora mangle* L. mangroves on peat in eastern Puerto Rico. **Plant Ecology**, V. 207, P. 13–24, 2010.

Mehta, P.; Jajoo, A.; Mathur, S.; Bharti, S. Chlorophyll a fluorescence study revealing effects of high salt stress on Photosystem II in wheat leaves. **Plant Physiology and Biochemistry**, V. 48, P. 16-20, 2010.

Mendonza, D. G.; Gil, F. E.; Santamaría, J. M.; Perez, O. Z. Multiple Effects of Cadmium on the Photosynthetic Apparatus of *Avicennia germinans* L. as Probed by OJIP Chlorophyll Fluorescence Measurements. **Verlag der Zeitschrift für Naturforschung**, V. 939, P. 265-272, 2007.

Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press, Washington, DC, 2005.

Mook, D. H.; Hoskin, C. M. Notes and Discussions Organic Determinations Caution Advised by Ignition : n. 298, p. 697–699, 1982.

Naidoo G.; Tuffers A. V.; Von Willert D. J. Changes In Gas Exchange And Chlorophyll Fluorescence Characteristics Of Two Mangroves And A Mangrove Associate In Response To Salinity In The Natural Environment. **Trees-Structure And Function**, V. 16, P. 140–146, 2002.

Parida, A. K.; Das, A. B.; Mitra, B. Effects Of Salt On Growth, Ion Accumulation, Photosynthesis And Leaf Anatomy Of The Mangrove, *Bruguiera parviflora*. **Trees**, V. 18, P. 167-174, 2004.

Parida, A. K.; Jha, B. Salt Tolerance Mechanisms In Mangroves: A Review. **Trees**, V. 24, P. 199-217, 2010.

Paris, C. M.; Andreotti, M.; Bergamaschine, A. F.; Buzetti, S.; Costa, R. N.; Cavallini M. C.; Nelson, A. U.; Luiggi, F. G. Yield, chemical composition and chlorophyll relative content of Tanzania and Mombaça grasses irrigated and fertilized with nitrogen after corn intercropping. **Revista Brasileira de Zootecnia**, V. 40(4), P. 728-738, 2011.

Pascoalini, S. S.; Lopes, D. M. S.; Falqueto, A. R.; Tognella, M. M. P. Abordagem ecofisiológica dos manguezais: uma revisão. **Biotemas**, V. 27 (3), P. 1-11, 2014.

Pascoalini, S. S. Eficiência fotossintética nos manguezais na Baía de Vitória, ES. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental), Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. 2014.

Raim, P. G.; Zoffoli, B. C.; Zonta, E.; Araújo, A. P. Diagnose nutricional de nitrogênio em folhas de feijoeiro pela análise digital de imagens. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, V. 47(10), P. 1546-1549, 2012.

Redillas, M. C. F. R.; Strasser, R. J.; Jeong, J. S.; Kim, Y. S.; Kim, J. K. 2011. The use of JIP test to evaluate drought-tolerance of transgenic rice overexpressing *OsNAC10*. **Plant Biotechnology Reports**, V. 5, P. 69–175, 2011.

Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero G.; Adaime, R. R.; Camargo, T. M. Variability of Mangrove Brazilian Coast. **Estuaries**, V. 13 (2), P. 204-218, 1990.

Schlichting, A. F.; Bonfim-Silva, E. M.; Silva, M. C.; Pietro-Souza, W.; Silva, T. J. A.; Farias, L. N. Efficiency of portable chlorophyll meters in assessing the nutritional status of wheat plants. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, V. 19(12), P. 1148–1151, 2015.

Scholander, P. F.; Hammel, H. T.; Hemmingsen, E. A.; Garey. Salt Balance In Mangroves. **Plant Physiology**, V. 37: 722-729, 1962.

Silvestre, S.; Araújo, S. S.; Patto, M. C. V.; Silva, J. M. Performance index: An expeditious tool to screen for improved drought resistance in the *Lathyrus* genus. **Journal of Integrative Plant Biology**, V.56, P.610-621, 2014.

Soares, M. L. G.; Tognella, M. M. P.; Cuevas, E.; Medina, E. Photosynthetic capacity and intrinsic water-use efficiency of *Rhizophora mangle* at its southernmost western Atlantic range. **Photosynthetica**, V. 53 (3), P. 464-470, 2015.

Sobrado, M. A. Leaf photosynthesis of the mangrove *Avicennia germinans* as affected by NaCl. **Photosynthetica**, V. 36(4), P. 547-555, 1999.

Sobrado, M. A. Relation Of Water Transport To Leaf Gas Exchange Properties In Three Mangrove Species. **Trees**, V. 14, P. 258-262, 2000.

Souza, I. C.; Morozesk, M.; Duarte, I. D.; Bonomo, M. M.; Rocha, L. D.; Furlan, L. M.; Arrivabene, H. P.; Monferrán, M. V.; Matsumoto, S. T.; Milanez, C. R. D.; Wunderlin, D. A.; Fernandes, M. N. Matching pollution with adaptive changes in mangrove plants by multivariate statistics. A case study, *Rhizophora mangle* from four neotropical mangroves in Brazil. **Chemosphere**, V. 108, P. 115–124, 2014.

Strasser, R. J.; Srivasta, A.; Tsimilli-Michael, M. The Fluorescence Transiente As A Tool To Characterize And Screen Photosynthetic Samples. In: Yunus, M.; Pathre, U.; Mohanty, P. (Ed.) **Probing Photosynthesis: Mechanism, Regulation and Adaptation**. Taylor and Francis, London, P. 443-480, 2000.

Strasser, R. J.; Tsimilli-Michael, M.; Srivasta, A. Analysis Of The Chlorophyll *a* Fluorescence Transiente. In: Papageorgiou, G. C.; Govindjee (Ed.) **Chlorophyll *a* Fluorescence: A Signature Of Photosynthesis**, Arizona State University, Arizona, P. 321-362, 2004.

Teubner Jr., F. J. 2016. Aporte de água e nutrientes para o Sistema Estuarino da Baía de Vitória (ES): Subsídios para a gestão ambiental integrada. Tese de doutorado, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 304 p.

Toth, S.; Schansker, G.; Strasser, R. J. A Non-Invasive Assay of the Plastoquinone Pool Redox State Based On The OJIP-Transient. **Photosynth Research**, V. 93: P. 193-203, 2007.

Wong, P. P.; Losada, I. J.; Gattuso, J.-P.; Hinkel, J.; Khattabi, A.; McInnes, K. L.; Saito, Y.; Sallenger, A. In: Coastal systems and low-lying areas. In: Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 361-409, 2014.

Yamane, Y.; Kashino, Y.; Koike, H.; Satoh, K. Increases In The Fluorescence Fo Level And Reversible Inhibition Of Photosystem II Reaction Center By High-Temperature Treatments In Higher Plants. **Photosynthesis Research**, V. 52, P. 57-64, 1997.

Yusuf, M. A.; Kumar, D.; Rajwanshi, R.; Strasser, R. J.; Tsimilli-Michael, M.; Govindjee; Sarin, N. B. Overexpression Of γ -tocopherol Methyl Transferase Gene In Transgenic *Brassica juncea* Plants Alleviates Abiotic Stress: Physiological And Chlorophyll *a* Fluorescence Measurements. **Biochimica et Biophysica Acta**, V. 1797, P. 1428-1238, 2010.

Zamprogno, G. C.; Tognella, M. M. P.; Quaresma, V. S.; Costa, M. B.; Pascoalini, S. S.; Couto, G. F. The structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: Influence of environmental factors and anthropogenic stressors. **Brazilian Journal of Oceanography**, V. 64(2), P. 157-172, 2016.

Zamprogno G. C., 2015. Uso de fatores biológicos e ambientais na avaliação de níveis de vulnerabilidade aos impactos decorrentes da ocupação urbana no manguezal da Baía de Vitória, ES. Tese de doutorado, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 195 p.

Zar, J. H., 1996. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, New Jersey, 620.

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

CAPÍTULO 4

**DISTRIBUIÇÃO DO ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA ACIMA DO
SOLO EM UM MANGUEZAL PERI-URBANO E SUA MANUTENÇÃO**

VITÓRIA
2019

RESUMO

Manguezais são sistemas altamente produtivos e representam importantes sumidouros de carbono. O trabalho tem como objetivos: 1) avaliar a distribuição do carbono na biomassa aérea por classe de diâmetro e espécie, 2) determinar e comparar espacialmente o estoque de carbono na vegetação de um manguezal peri-urbano; e, 3) avaliar alguns fatores bióticos e abióticos controladores do estoque de carbono e que podem afetar sua manutenção. A estimativa média do estoque de carbono da biomassa aérea obtida neste estudo foi de 80,0 ton. ha⁻¹, revelando que estas florestas constituem grande estoque de carbono e que ele foi associado ao teor de matéria orgânica ($R = 0,43$, $p < 0,05$) e controlado pela salinidade ($R = - 0,30$, $p < 0,05$). Além disso, o manguezal exibe variação espacial do estoque de carbono entre as regiões no sistema, sendo o maior estoque associado às florestas mais maduras e aos locais com maior aporte de água e nutrientes. Com relação a avaliação entre os tipos fisiográficos, foi registrado redução do estoque na biomassa aérea da franja para a bacia ($M-W = 209,0$; $p = 0,0098$). A manutenção deste estoque depende das características biológicas das espécies que colonizam as áreas e das condições abióticas do sistema em escala local e regional como salinidade, fluxos de água doce, nutrientes e sedimento, além da precipitação e de fatores associados a erosão.

Palavras-chave: serviços ecossistêmicos, restrições ambientais, distribuição de estoque carbono

1. INTRODUÇÃO

A elevação de CO₂ atmosférico nas últimas décadas (Global Carbon Project, 2016) vem impulsionando a busca de alternativas de mitigação dos impactos relacionados ao aumento do carbono por emissões humanas. Manguezais são considerados importantes sumidouros de carbono, armazenando esse elemento na vegetação e no sedimento (Lovelock et al., 2011; Pendleton, et al.; 2012; Adame et al., 2013; Castañeda-Moya, et al., 2013; Rodrigues et al., 2014; Estrada e Soates, 2017).

Estudos a respeito do armazenamento de carbono pelos manguezais, primeiro tinham como objetivo identificar seu potencial como armazenadores de carbono, comparando-os com outros ecossistemas costeiros e com os terrestres (Donato et al., 2011). Atualmente, vários locais do mundo já contam com a quantificação do armazenamento de carbono na vegetação do manguezal, entretanto, existem lacunas no conhecimento, assim alguns autores recomendam estudos que visam entender melhor a distribuição deste elemento, por classe de diâmetro e estágio sucessional, em função da heterogeneidade estrutural das florestas de mangue (Ray et al., 2011; Kauffman e Donato, 2012; Rahman et al. 2015). Há recomendações também da necessidade de quantificação do estoque de carbono no sedimento (Barreto et al., 2016; Santos et al., 2017; Rovai et al., 2018) uma vez que esse reservatório possui um tempo de residência muito maior que na biomassa aérea.

Além disso, é necessário entender a vulnerabilidade do armazenamento de carbono quanto às mudanças no uso da terra, às mudanças climáticas, ao aumento no nível do mar e, impactos antrópicos, como poluição e eutrofização (Ray et al., 2011; Kauffman et al. 2011; Mcleod et al. 2011).

O ecossistema manguezal, além de lidar com o aumento do CO₂ como um tensor, sofre inúmeros impactos que estão relacionados ao crescimento urbano (Ellison e Zouh, 2012; Zamprogno et al., 2016; Teubner Júnior et al., 2018), tais como: desmatamento, que provoca assoreamento dos corpos hídricos e degradação da qualidade ambiental, em função do grande aporte de contaminantes e de efluentes domésticos e industriais que recebe. Todos os impactos causados pela urbanização podem torná-lo vulnerável às mudanças ambientais futuras (Kauffman et al., 2011) e, conseqüentemente, alterar a manutenção do carbono já armazenado na vegetação e sedimento que vão incrementar na atmosfera com gases do efeito estufa resultantes da perda das funções ecossistêmicas.

Os principais problemas enfrentados pela zona costeira brasileira advém da ocupação desordenada do solo e da exploração predatória dos recursos naturais (Scherer et al., 2010). O manguezal no Sistema Estuarino da Grande Vitória (SEGV), ES, é heterogêneo do ponto de vista estrutural, refletindo a maturidade de alguns bosques e as alterações humanas às quais o ecossistema foi submetido de forma mais específica, como as alterações observadas nos locais mais próximos à urbanização que apresentam maior mortalidade das árvores e florestas com características de sucessão secundária (Zamprogno et al., 2016). Ainda que maior vulnerabilidade seja observada em determinadas regiões do sistema, outros locais dentro da baía podem aumentar sua vulnerabilidade atual, devido as pressões provocadas pelo crescimento urbano (Zamprogno, 2015) que tem se acentuado neste século (Teubner Júnior et al., 2018).

Apesar de todas as intervenções que o manguezal do SEGV sofreu nas últimas décadas, quase toda sua área se encontra dentro de unidades de conservação e as que não estão dentro, estão em vias de serem protegidas, embora manguezais sejam considerados Áreas de Preservação Permanente pela Lei 12.651/92. Portanto, contabilizar o estoque de carbono na biomassa acima do solo no manguezal no SEGV é importante haja vista a Política Estadual de Mudança Climática (Lei 9.531-ES), além de cientificamente, contribuir com a quantificação de carbono espacialmente e aventar sobre as perspectivas de sua manutenção em um ambiente urbanizado.

O trabalho tem como objetivos 1) avaliar a distribuição do carbono acima do solo por classe de diâmetro e espécie; 2) determinar e comparar espacialmente o estoque de carbono na vegetação de um manguezal peri-urbano; e, 3) avaliar alguns fatores, bióticos e abióticos, controladores do estoque de carbono na biomassa acima do solo e que podem afetar sua manutenção.

2. ÁREA DE ESTUDO

Ver item Apresentação.

3. MATERIAL E MÉTODOS

A estimativa de biomassa e estoque de carbono na vegetação do manguezal do SEGV foi obtida a partir de dados estruturais apresentados no Capítulo 1, além dos dados coletados por Zamprogno et al. (2016) e Lima (2011). No total foram avaliadas 54 parcelas.

3.1. ESTIMATIVA DE BIOMASSA ACIMA DO SOLO

A partir do DAP e altura de cada tronco/indivíduo, obtido na análise estrutural, a biomassa acima do solo foi calculada por meio de equações alométricas propostas por Soares e Schaeffer-Novelli (2005) para as espécies *Rhizophora mangle* L. e *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn e por Estrada et al. (2014) para *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman ex Moldenke. Abaixo são descritas as equações utilizadas.

Avicennia schaueriana (indivíduos vivos)

$$\text{Ln (total)} = 4,8017 + 2,5282 \times \text{Ln(DAP)}$$

Avicennia schaueriana (indivíduos mortos)

$$\text{Ln(Troncos + Galhos Principais)} = 4,4117 + 2,5578 \times \text{Ln(DAP)}$$

Laguncularia racemosa (indivíduos vivos)

$$\text{Ln (total)} = 14,2536 + 0,4985 \times \text{Ln (DAP}^2 \times 0,00007854)^2 \times \text{altura}$$

Laguncularia racemosa (indivíduos mortos)

$$\text{Ln (Troncos + Galhos Principais)} = 4,9308 + 2,2951 \times \text{Ln (DAP)}$$

Rhizophora mangle (indivíduos vivos)

$$\text{Ln (total)} = 14,9105 + (0,5261 \times \text{Ln (DAP}^2 \times 0,00007854)^2 \times \text{altura}$$

Rhizophora mangle (indivíduos mortos)

$$\text{Ln (Troncos + Galhos Principais)} = 4,9851 + (2,5142 \times \text{Ln (DAP)}$$

A utilização destas equações já anteriormente estabelecidas é importante, pois de acordo com os autores Soares e Schaeffer-Novelli (2005) e Estrada et al. (2014), a metodologia para avaliação direta de biomassa implica no corte de um número elevado de árvores por classe de diâmetro previamente estabelecida. As variáveis climáticas nas áreas onde foram estabelecidas as amostragens que determinaram as equações são bastante similares em comportamento (estações secas e chuvosas, amplitude térmica, entre outros) com o SEGV.

3.2. ESTIMATIVA DE ESTOQUE DE CARBONO NA VEGETAÇÃO ACIMA DO SOLO

A partir da obtenção dos dados indiretos de biomassa por tronco e por espécie foi utilizado o fator de conversão (0,441) proposto por Rodrigues et al. (2014) para fim de estimar o estoque de carbono para a vegetação do manguezal em Guaratiba (RJ). Na literatura esse fator varia de 0,45 – 0,50 (Kauffman e Donato, 2012).

3.3. DISTRIBUIÇÃO DE CARBONO NA BIOMASSA ACIMA DO SOLO POR CLASSE DE DAP E POR ESPÉCIE

Foram construídos 22 histogramas referentes à distribuição de estoque de carbono na biomassa acima do solo por classe de DAP referentes aos dados levantados no Capítulo 1 desta tese. As informações contidas no histograma consideram o estoque de carbono em troncos vivos e mortos por espécie de forma relativa.

3.4. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA ACIMA DO SOLO

A distribuição espacial de estoque de carbono na biomassa da vegetação de mangue foi verificada utilizando dados levantados no Capítulo 1 desta tese, além dos dados coletados por Zamprogno et al. (2016) e Lima (2011). Na análise foi considerado quatro regiões sob influência de diferentes bacias de drenagem (Teubner Júnior et al. 2018), isto é, Canal da Passagem, Santa Maria, Rio Bubu e Rio Aribiri que correspondem às estações 1, 2, 3 e 4 avaliadas nos capítulos 1, 2 e 3 desta tese.

Os dados de estrutura e estoque de carbono não apresentaram normalidade e com isto usou-se o teste não paramétrico Kruskal-Wallis para comparação entre as regiões, juntamente com o teste de comparações múltiplas *a posteriori*. Nesse teste, as parcelas amostradas em cada região, independente do tipo fisiográfico, foram consideradas réplicas. A comparação entre os tipos fisiográficos (franja e bacia) foi realizada utilizando o teste de Mann-Witney, as parcelas amostradas em cada tipo fisiográfico são analisadas como réplicas (Zar, 1996).

3.5. ANÁLISE DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN

A relação entre as variáveis foi verificada por meio do coeficiente de correlação de Spearman, calculado entre as variáveis abióticas (matéria orgânica e salinidade) e variáveis bióticas (DAP médio, altura média, densidade de troncos vivos, área basal, biomassa acima do solo, estoque de carbono em troncos vivos e em troncos mortos) e,

também, entre as variáveis bióticas (DAP médio, altura média e densidade de troncos vivos).

As correlações estabelecidas utilizando a matéria orgânica são referentes aos dados levantados no Capítulo 1 desta tese e por Zamprogno et al. (2016).

3.6. ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA

Utilizando dados bióticos (altura média, área basal total, DAP médio, densidade de troncos vivos, densidade relativa de troncos mortos, relação troncos por indivíduo, área basal relativa de *Avicennia schaueriana*, *Laguncularia racemosa* e *Rhizophora mangle*) e abióticos (salinidade e teor de matéria orgânica), transformados por meio da divisão pelo comprimento Euclidiano do vetor da variável, foi gerada uma análise de correspondência canônica (ACC) e o teste de permutação correspondente (Legendre & Legendre 1994) com a finalidade de verificar se as regiões do manguezal do SEGV são diferentes estrutural e funcionalmente.

3.7. ESTOQUE DE CARBONO ACIMA DO SOLO NO SISTEMA ESTUARINO DA GRANDE VITÓRIA

A área estimada por Teubner Júnior et al. (2018) para o manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória (24,8 km²) foi utilizada, juntamente com o valor médio de estoque de carbono na vegetação acima do solo, para extrapolar a quantidade de carbono armazenada na vegetação de mangue no SEGV. Com os dados desta extrapolação foi calculado o valor monetário do carbono armazenado na biomassa aérea para o manguezal do SEGV, utilizando o preço da tonelada de carbono – € 28,28 ton., para julho de 2019 (Investing, 2019).

4. RESULTADOS

4.1. DISTRIBUIÇÃO DE CARBONO NA BIOMASSA ACIMA DO SOLO POR CLASSE DE DAP E POR ESPÉCIE

Na Figura 1 é apresentada a distribuição de carbono por classe de DAP e por espécie. Na maioria das estações observa-se aumento gradativo do estoque de carbono a medida que a classe de DAP aumenta, com posterior redução.

R. mangle é a espécie com maior contribuição para o armazenamento de carbono no SEGV, considerando principalmente E2 e E3. Na estação 1, *L. racemosa* e *R. mangle* são as espécies com considerável contribuição, com destaque para *L. racemosa* na franja

e *R. mangle* na bacia. Há contribuição das três espécies no estoque de carbono estimado para E4.

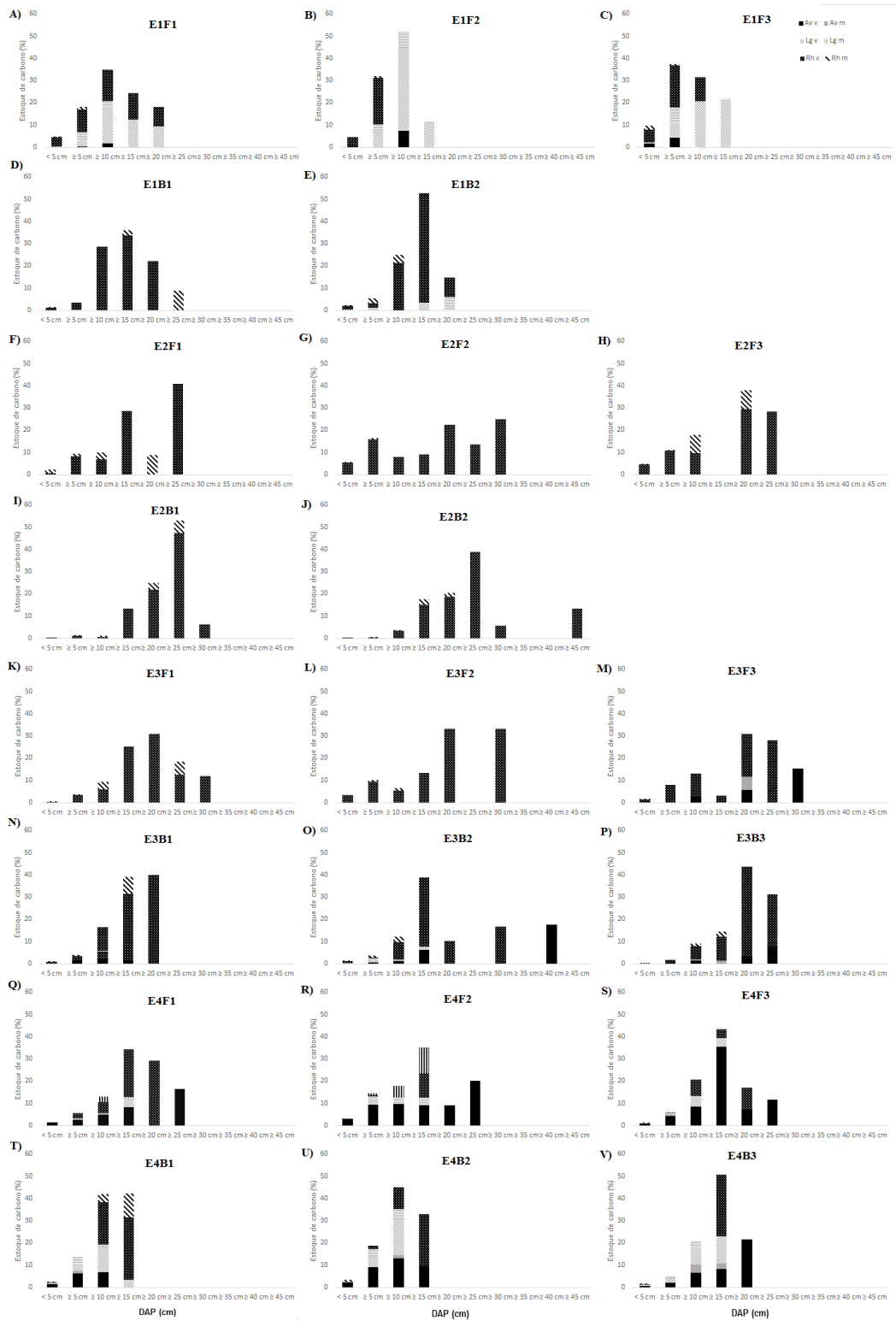


Figura 1. Distribuição relativa de estoque de carbono por classe de DAP e por espécie das estações de amostragem (1 a 4), tipos fisiográficos (F: franja, B: bacia) e as réplicas (1, 2 e 3) no Sistema Estuarino da Grande Vitória.

4.2. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE ESTOQUE DE CARBONO NA BIOMASSA ACIMA DO SOLO

Os resultados obtidos para os parâmetros estruturais e de estoque de carbono são exibidos na Figura 2. Observa-se que a área de manguezal presente na região do rio Santa Maria exibe maior valor da mediana para as variáveis de DAP médio (K-W = 13,39; $p = 0,0038$), altura média (K-W = 16,77; $p = 0,0008$) e área basal (K-W = 9,02; $p = 0,0290$). O manguezal do Canal da Passagem exibe maior densidade de troncos vivos (K-W = 10,59; $p = 0,0141$). O manguezal presente no rio Aribiri exibiu menor variabilidade para os parâmetros de DAP médio e altura média em relação às outras regiões do SEGV, visto a proximidade entre o valor mínimo, máximo, 1° e 3° quartil e mediana.

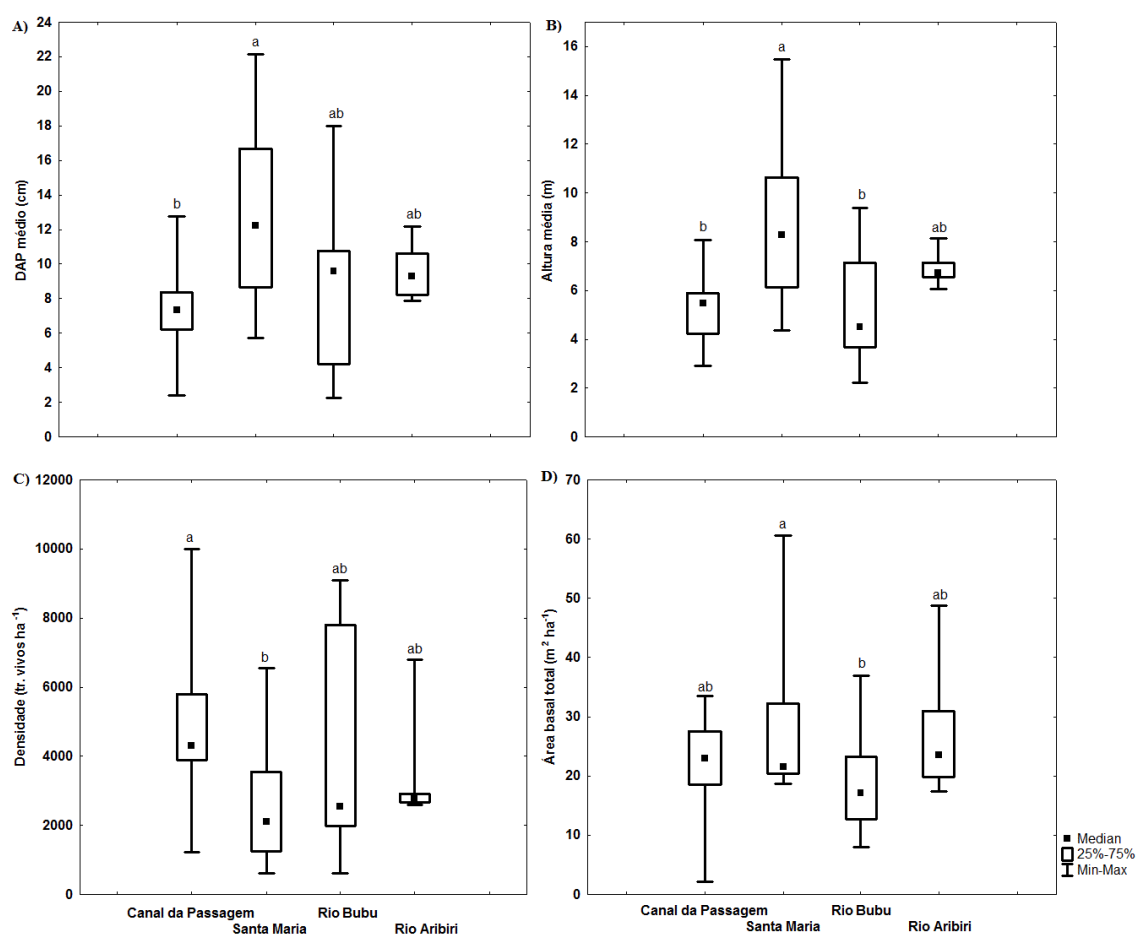


Figura 2. Dados estatísticos referentes ao A) DAP médio (cm); B) altura média (m); C) densidade de troncos vivos por hectare (tr. vivos há⁻¹); D) área basal (m² há⁻¹) no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Letras maiúsculas indicam diferença entre regiões ($p < 0,05$).

A vegetação de manguezal do SEGV apresenta valores estimados para o estoque de carbono em troncos vivos variando de 353,2 à 2,4 ton.C ha⁻¹, com valor médio de 80,0 ton.C ha⁻¹. A Figura 3A destaca a variabilidade dos dados de estoque de carbono em troncos vivos por meio dos valores mínimos e máximos e 1º e 3º quartil. Observeu-se proximidade da mediana (65,3 ton.C ha⁻¹) com o 1º quartil (54,5 ton.C ha⁻¹), ademais extrai-se da análise que 75% das parcelas amostradas exibem valores de estoque de carbono abaixo de 91,4 ton.C ha⁻¹ (Figura 3A). Nota-se que o manguezal sob influência do rio Santa Maria da Vitória e uma das parcelas da floresta de bacia no Canal da Passagem apresentam os maiores e menores valores, respectivamente. Estatisticamente, o estoque de carbono em troncos vivos (K-W = 12,93; p = 0,0048) foi maior na região do Rio Santa Maria da Vitória (Figura 3).

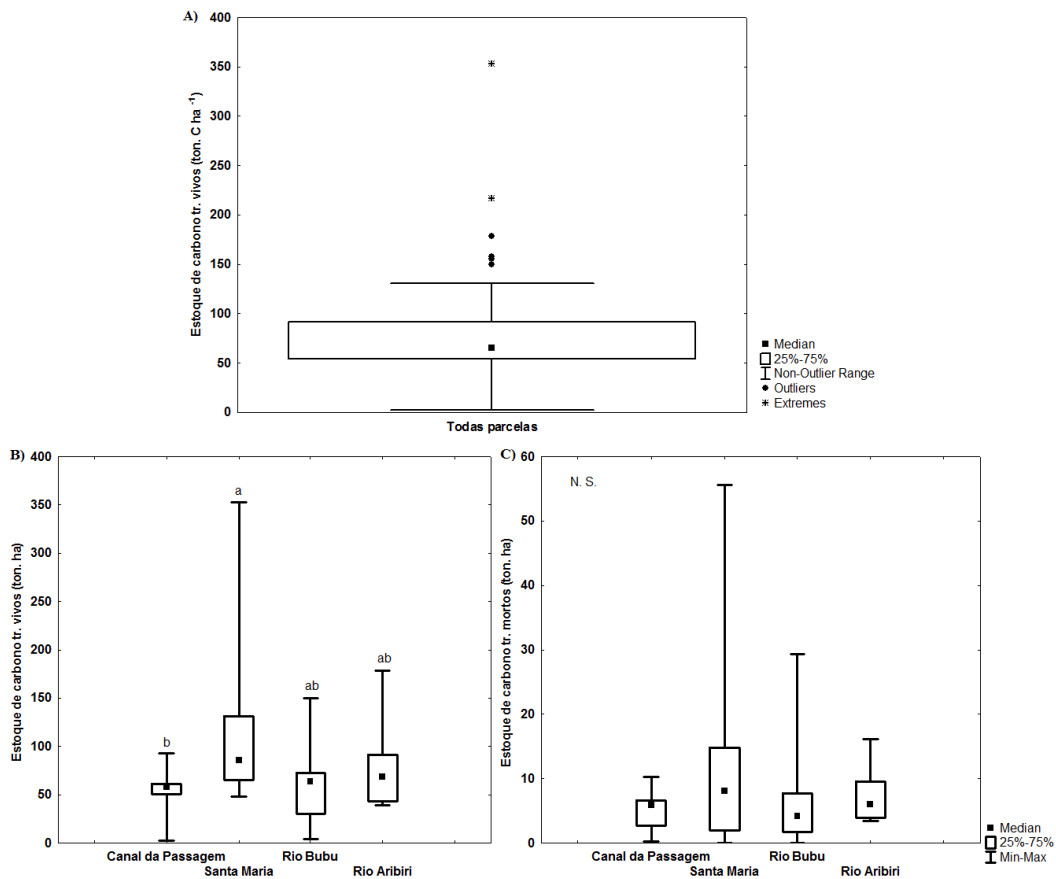


Figura 3. Dados estatísticos referentes à A) variação no estoque de carbono em troncos vivos no manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória; B - C) estoque de carbono em troncos vivos e mortos nas regiões de manguezal no Canal da Passagem, no Santa Maria, no rio Bubu e no rio Aribiri. Letras maiúsculas indicam diferença entre regiões (p < 0,05).

Com relação aos tipos fisiográficos (Figura 4), o DAP médio, a altura média e a densidade troncos vivos não diferiram entre a franja e a bacia ($p > 0,05$), entretanto foi registrado maior valor da mediana para as variáveis de área basal (M-W = 222,0; $p = 0,0186$) e estoque de carbono em troncos vivos para a franja (M-W = 209,0; $p = 0,0098$).

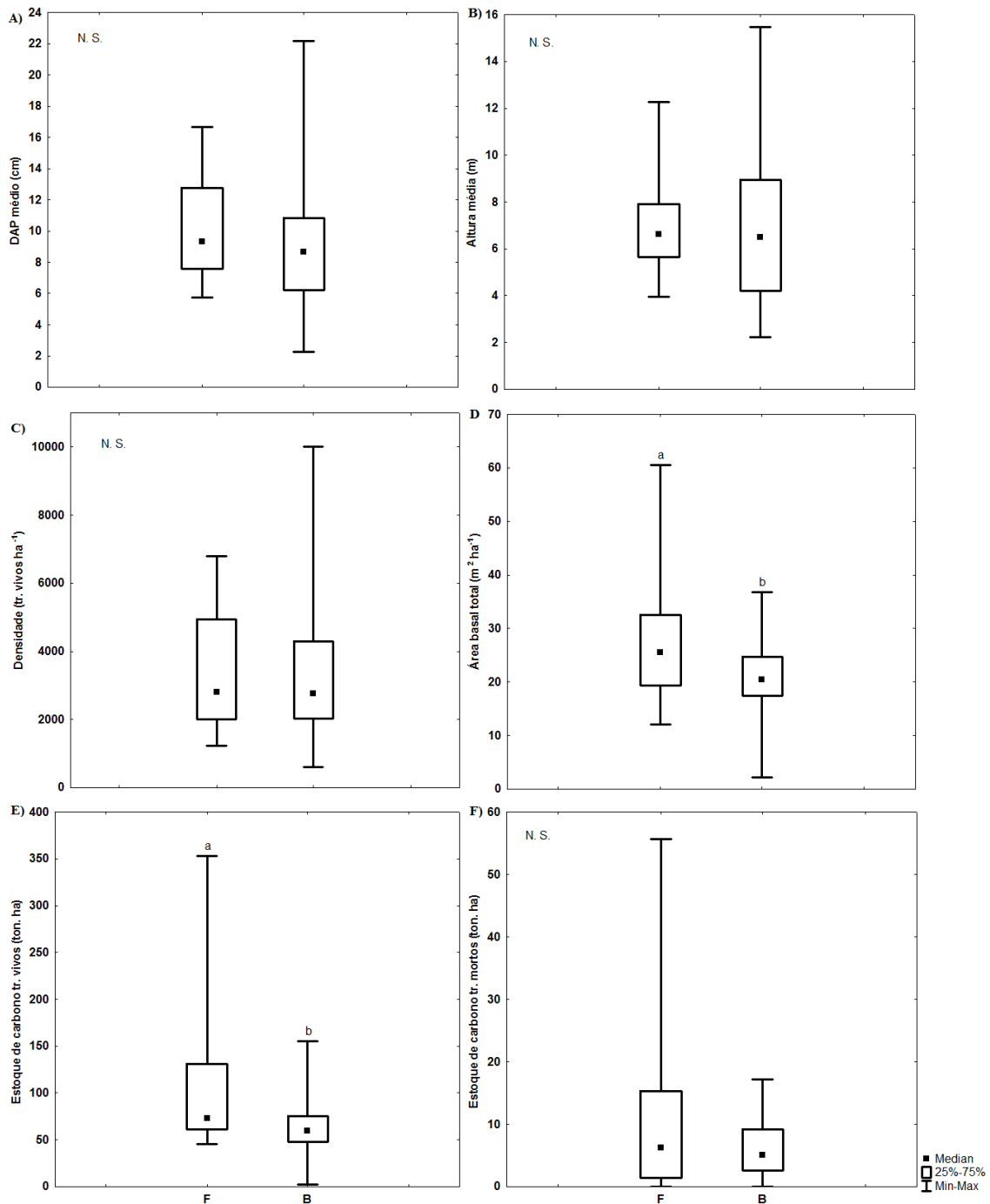


Figura 4. Dados estatísticos referentes ao A) DAP médio; B) altura média; C) densidade de troncos vivos por hectare; D) área basal; E) biomassa acima do solo; F - G) estoque de carbono em troncos vivos e mortos no Sistema Estuarino da Grande Vitória. Letras maiúsculas indicam diferença entre tipos

fisiográficos – F: franja, B: bacia ($p < 0,05$). Av: *Avicennia schaueriana*; Lg: *Laguncularia racemosa*; Rh: *Rhizophora mangle*; v: vivo; m: morto.

4.3. ANÁLISE DE CORRELAÇÃO DE SPEARMAN

Conforme apresentado na Tabela 1, foi estabelecida correlação positiva significativa entre o teor de matéria orgânica e DAP médio, altura média, estoque de carbono em troncos vivos e mortos. A matéria orgânica foi correlacionada negativamente a densidade de troncos vivos. Aumento em salinidade foi acompanhado pela redução em área basal, estoque de carbono em troncos vivos e mortos. O DAP médio foi correlacionado positivamente a altura média e, negativamente, a densidade de troncos vivos.

Tabela 1. Correlação de Spearman entre variáveis abióticas e bióticas e entre variáveis bióticas obtidas no manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória.

Variáveis		R	p
Matéria orgânica	DAP médio	0.56	< 0,05
	Altura média	0.48	< 0,05
	Densidade de troncos vivos	-0.46	< 0,05
	Estoque de carbono em troncos vivos	0.43	< 0,05
	Estoque de carbono em troncos mortos	0.37	< 0,05
Salinidade	Área basal	-0.29	< 0,05
	Estoque de carbono em troncos vivos	-0.30	< 0,05
	Estoque de carbono em troncos mortos	-0.30	< 0,05
DAP médio	Altura média	0.81	< 0,05
	Densidade	-0.86	< 0,05

4.4. ANÁLISE DE CORRESPONDÊNCIA CANÔNICA

De acordo com esta análise houve separação dos polígonos referentes as regiões de manguezal avaliadas, com alguns pontos de sobreposição (Figura 5). No teste de permutação houve significância ($p = 0,009901$) em relação componente 1, sendo que este eixo explica 99,86 % dos dados ambientais e biológicos. A componente 2 demonstra significância ($p = 0,0297$) e explica 0,14% da variabilidade dos dados.

A matéria orgânica foi relacionada negativamente a componente 1 (- 0,57). As variáveis da vegetação relacionados negativamente a este eixo foram estoque de carbono em troncos vivos (-0,96) e mortos (-1,43). A salinidade foi relacionada à componente 2 (0,38) e as variáveis biológicas relacionadas positivamente foram DAP médio (0,55), altura (0,51), relação troncos por indivíduo (0,55) e densidade relativa de troncos mortos

(0,23). Por sua vez, a densidade de troncos vivos (- 1,01) e área basal (-0,39) foram relacionadas negativamente à componente 2 (Figura 5).

Observa-se domínio de *A. schaueriana* na componente 1 positiva, mostrando-se regulada pela salinidade. *L. racemosa* é dominante nos bosques mais densos, conforme nota-se sua relação com a componente 1 positiva. *R. mangle* predomina nos bosques com maior teor de matéria orgânica e mais produtivos (componente 1 negativa) (Figura 5).

A partir da análise, nota-se maior estoque de carbono no manguezal sob influência do rio Santa Maria, algumas regiões ao redor do sistema estuarino tem elevado estoque de carbono na vegetação e, assim, há sobreposição dos polígonos. Observa-se o rio Aribiri sendo regido pela salinidade, com resposta positiva (maior DAP médio e altura) de *A. schaueriana* a limitação imposta, embora a densidade relativa de troncos mortos também esteja relacionado ao local. O Canal da Passagem regulado pelo menor teor de matéria orgânica e pela densidade de troncos, principalmente troncos de *L. racemosa* (Figura 5).

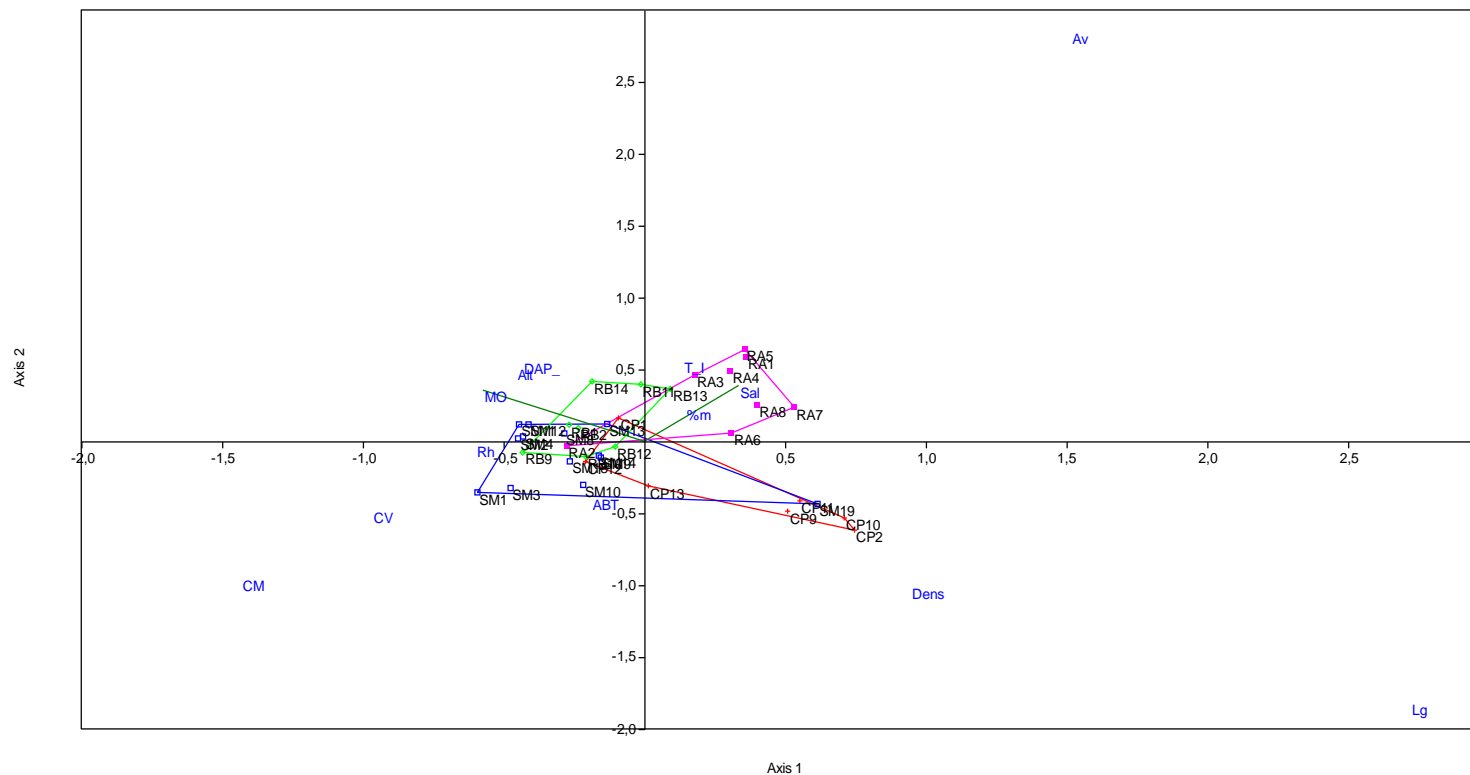


Figura 5. Análise de Correspondência Canônica utilizando dados biológicos da vegetação – valores de altura média (Alt), área basal total (ABT), estoque de carbono, DAP médio (DAP), densidade de troncos vivos (dens), densidade relativa de troncos mortos (% mortos), relação troncos por indivíduo (T_I), área basal relativa de *Avicennia schaueriana* (Av), *Laguncularia racemosa* (Lg) e *Rhizophora mangle* (Rh) e variáveis abióticas – salinidade (Sal) e teor de matéria orgânica (MO) no manguezal ao redor do Canal da Passagem (CP – polígono vermelho), rio Santa Maria (SM – polígono azul), rio Bubu (RB – polígono verde) e rio Aribiri (RA – polígono rosa) no Sistema Estuarino da Grande Vitória.

4.5. DETERMINAÇÃO DO ESTOQUE DE CARBONO ACIMA DO SOLO NO SISTEMA ESTUARINO DA GRANDE VITÓRIA

A Tabela 1 compara o estoque de carbono máximo e mínimo obtido em outros estudos com os obtidos nesta pesquisa. A variação de carbono armazenado na vegetação de manguezal do SEGV extrapola o obtido para algumas regiões, mas está dentro da faixa de variação mundial encontrada na análise de Estrada e Soares (2017).

Empregando os valores obtidos para a determinação da área de manguezal (24,8 km²) do Sistema Estuarino da Grande Vitória estimada por Teubner Júnior et al. (2018) e o valor médio de estoque de carbono na vegetação acima do solo obtido no presente estudo para o conjunto de bosques avaliados, em um exercício de extrapolação do teor de carbono armazenada na vegetação de mangue no SEGV registrou-se a quantidade de 198.482,31 ton. C. Considerando o valor do carbono, € 28,28 ton., estima-se um valor de € 5.613.079,97 para o carbono armazenado na biomassa aérea no SEGV.

Tabela 2. Estimativa de estoque de carbono na biomassa acima do solo de manguezais encontrados na literatura. Valores mínimos e máximos.

Local	Estoque de carbono (ton. C ha ⁻¹)	Referência
Vitória, ES	2,4 - 353,2	Presente estudo
Glogal	0,9 - 418,0	Estrada e Soares, 2017
México	50,4 - 84,48	Adame et al., 2013
Filipinas	98,6 - 250,6	Camacho et al., 2011
Índia	55,0 - 155,57	Rahman et al., 2015
Indonésia	50,0 - 255,0	Murdiyarso et al., 2015

5. DISCUSSÃO

O carbono é armazenado como biomassa viva, tanto acima quanto abaixo do solo, como biomassa morta (não viva) e como matéria orgânica no sedimento (Donato et al., 2011). O foco deste trabalho foi abordar o estoque de carbono acumulado na biomassa acima do solo. O acúmulo de biomassa neste reservatório é determinado pela idade, maturidade e por fatores abióticos atuando em diferentes escalas espaciais sobre a floresta (Camacho et al., 2011; Ray et al., 2011; Estrada e Soares, 2017). A literatura que avalia o acúmulo de carbono em manguezais aumentou na última década (Donato et al., 2011; Kauffman et al., 2011; Adame et al., 2013; Rahman et al., 2015; Alongi, 2014; Murdiyarso et al., 2015; Estrada e Soares, 2017); nestes trabalhos os autores ressaltam a necessidade de estimar a capacidade do ecossistema em estocar carbono e sua variação

em diferentes manguezais ao redor do mundo, além de compreender os fatores atuantes sobre o armazenamento de carbono por manguezais (Donato et al., 2011; Mcleod et al., 2011). Essa corrida por levantamentos ocorreu em função das lacunas de informações sobre os tópicos citados e a necessidade de subsidiar a entrada/manutenção de manguezais em planos REDD e REDD+, visando a conservação da floresta “em pé” (Fernandez, 2014).

Ainda que tenham ocorrido vários levantamentos sobre o tema ainda há necessidade de maior aprofundamento nas análises, contribuindo para melhor gestão do ecossistema. Kauffman e Donato (2012) recomendam dividir o ecossistema em compartimentos para apresentar os dados, como por exemplo, a distribuição do estoque de carbono na biomassa acima do solo por classe de diâmetro. Particionar o estoque de carbono no ecossistema é necessário para comparar diferentes ecossistemas, no caso da distribuição do estoque por classe de diâmetro possibilita a visualização de padrões de acúmulo em determinadas classes, permite também determinar mudanças ao longo do tempo e quando a análise considera a proporção por espécie sobre estoque de carbono, permite avaliar a contribuição de cada espécie para o compartimento.

Entretanto, essa abordagem ainda é restrita nos estudos em manguezais, destaca-se o trabalho realizado por Ray et al. (2011) que registram aumento da biomassa acima do solo (valores absolutos) e, conseqüentemente, estoque de carbono, a medida que a classe de diâmetro aumenta, com posterior redução dos valores de biomassa nas classes finais. No presente trabalho foi registrado o mesmo padrão, há um incremento contínuo no estoque de carbono a medida que ocorre o aumento do diâmetro, com posterior redução. Áreas mais maduras como E2 e alguns pontos de E3 alcançam grandes diâmetros, com características de pulsos de colonização, conforme abordado por Zamprogno et al. (2016). A observação destes padrões refletem o papel de algumas áreas numa análise espacial mais ampla que vão atuar como grandes sumidouros de carbono, além de demonstrar necessidade de proteção do local para efetiva conservação do carbono armazenado, tendo em vista a forte pressão para a supressão das áreas de manguezal no sistema, quer por moradias irregulares ou por expansão de atividades vinculadas ao transporte marítimo. Além de tudo, o histograma permite observar a importância de *R. mangle* na absorção de carbono no manguezal, principalmente nas áreas mais internas, o que nos leva a reforçar o cuidado que se deve ter com a gestão dos recursos hídricos nas bacias hidrográficas que desembocam no sistema, uma vez que esta espécie preferencialmente se desenvolve em áreas menos salinas (Ball, 1988). As estações 1 e 4,

que contemplam as extremidades do sistema, são colonizadas por *A. schaueriana*, *L. racemosa* e *R. mangle*, reforçando a necessidade de preservação dessas florestas, uma vez que estas regiões exercem forte pressão nos manguezais por expansão de moradias. A manutenção destas florestas vai reforçar a diversidade biológica funcionando como um banco de estoque de propágulos para as regiões mais internas.

O SEGV está inserido em uma região metropolitana e tem sido um sistema chave de suporte para desenvolvimento regional. As atividades econômicas desenvolvidas no estuário compreendem a pesca e a coleta de moluscos e caranguejos no manguezal, suportando comunidades de baixa renda. A região conta com um complexo portuário com nove terminais que suportam a intensa atividade industrial da região, eles recebem diferentes tipos de cargas, e em função das características do estuário motivam dragagens em regiões específicas do estuário. O sistema também recebe efluentes domésticos da região, sua população é na maioria urbana. Além disso, recebe o fluxo de dez bacias hidrográficas que drenam para o SEGV, com o rio Santa Maria da Vitória tendo o fluxo de maior importância. Portanto, o manguezal avaliado está situado em um complexo submetido a distintos usos da terra tanto no seu entorno quanto nas bacias de hidrográficas que deságuam no SEGV (Veronez Júnior et al., 2019; Grillo et al., 2013, 2016; Teubner Júnior et al., 2018).

O manguezal do SEGV é reconhecido pelo desenvolvimento estrutural e prestação de serviços ecossistêmicos (Zamprogno, 2015; Zamprogno et al., 2016; Leite, 2018; Leite et al., submetido). Com a avaliação do estoque de carbono da biomassa aérea desenvolvido neste estudo, o manguezal revelou-se ser um grande reservatório para o estoque de carbono ($80,0 \text{ ton. ha}^{-1}$), comparável a outras regiões do mundo conhecidas pela grande quantidade de carbono armazenado na vegetação. Estrada e Soares (2017) observaram que o estoque de carbono na biomassa acima do solo em florestas de mangue atinge em média 78 ton. ha^{-1} e é similar ao das florestas decíduas e florestas temperadas oceânicas, mas menor do que florestas tropicais e sub-tropicais úmidas, entretanto, maior do que florestas tropicais e subtropicais secas. Contudo, esses valores ignoram as diferenças latitudinais envolvidas no armazenamento de carbono. Assim, os autores avançam na análise dos dados e considerando as regiões latitudinais avaliam novamente o estoque de carbono. Eles registram que entre a latitude de $0 - 10^{\circ}\text{S}$ predominam áreas onde o manguezal exibiu estoque de carbono ($103,7 \text{ ton. ha}^{-1}$) menor apenas do que florestas tropicais úmidas (135 ton. ha^{-1}). As florestas presentes entre $10 - 25^{\circ}$ de latitude

têm um estoque médio ligeiramente menor, 75 ton. ha⁻¹, do que a média geral para manguezal (78 ton. ha⁻¹), ocupando a mesma posição que as florestas terrestres.

O valor médio calculado para o estoque neste manguezal equivale à média para a latitude correspondente, entretanto alguns bosques exibem valores discrepantes da média, em função de fatores ambientais e a distância da urbanização favorecendo o acúmulo de carbono na vegetação em longo prazo, como consequência também de um menor número de distúrbios. O manguezal sob influência do rio Santa Maria da Vitória exhibe os maiores valores de estoque de carbono na vegetação e recebe maior fluxo de água e nutrientes, seguido do manguezal do rio Bubu e do rio Aribiri. A vegetação de mangue exhibe menor estoque de carbono ao redor do Canal da Passagem, este padrão pode ser associado ao menor teor de matéria orgânica no sedimento, ao maior teor de areia, e menor descarga de água doce e, conseqüentemente, nutrientes, além de modificações antrópicas, como a construção da ponte da Passagem, realizadas ao longo do estuário, que alteram a dinâmica local.

Como apontado anteriormente, Estrada e Soares (2017) registram redução no estoque de carbono na biomassa aérea com aumento da latitude, entretanto regional e localmente o estoque é controlado por outros fatores, tais como aporte de água doce, precipitação, nutrientes, frequência de inundação, entre outros. Assim redução no estoque de carbono na vegetação da franja para a bacia, como observado aqui, pode ser reflexo das condições abióticas regionais e locais. O mesmo padrão, isto é, redução do estoque da franja para a bacia e para a região de transição com apicuns foi observado por Estrada e Soares (2017) utilizando dados de manguezais ao redor do mundo. Schaeffer-Novelli et al. (1990) destacam a similaridade entre os valores de precipitação e evapotranspiração para a região de Vitória, o que limitaria o crescimento do manguezal, uma vez que ocorre meses com déficit hídrico. A literatura aponta redução do gradiente estrutural em manguezais em costas secas (Medina, 1999). A redução em estoque de carbono obtida aqui pode estar ligada as condições citadas acima, também os pulsos observados por Zamprogno et al. (2016) que fazem com que as florestas tenham maiores densidades de indivíduos contribuindo para aumento da biomassa aérea (Camacho et al., 2011). Ao contrário do observado aqui, Kauffman et al. (2011) e Tue et al. (2014) registraram aumento no estoque de carbono na biomassa aérea da franja para o interior da floresta. Donato et al. (2011) observaram a mesma tendência, mas não houve significância estatística nos resultados deste estudo.

Rahman et al. (2015) ressaltam que pouca atenção tem sido dada à variação espacial do estoque de carbono entre diferentes tipos de vegetação de mangue, tanto variação acima quanto abaixo do solo. A heterogeneidade das florestas de mangue em função de grande área de cobertura vegetal, zona de salinidade, espécie dominante, atributos estruturais (área basal, DAP, cobertura da copa etc.) podem influenciar o estoque de carbono acima e abaixo do solo podendo ser de grande interesse ecológico. Donato et al. (2011) avaliando estoque de carbono em manguezais no Indo-Pacífico, sob diferentes domínios geomorfológicos, registraram que as florestas estuarinas armazenam mais carbono do que as florestas oceânicas. Ray et al. (2011), Adame et al. (2013) e Rahman et al. (2015) registraram redução do estoque de carbono com aumento da salinidade; a concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, também está associada ao estoque de carbono, mas exibindo padrão inverso ao da salinidade (Ray et al., 2011; Adame et al., 2013). O pH e o teor de carbono orgânico no sedimento também foram relacionados ao estoque de carbono (Ray et al.).

A ACC permite a visualização dos padrões de acúmulo de carbono associados às características estruturais entre as regiões avaliadas no manguezal do SEGV. Reforçando que o manguezal sob influência do rio Santa Maria da Vitória exhibe maior estoque de carbono na biomassa aérea, juntamente com maior teor de matéria orgânica no sedimento, refletindo no teor de carbono orgânico no sedimento. O resultado indica *R. mangle* como a espécie responsável pelo estoque de carbono no sistema (Rahman et al., 2015). Ao contrário do padrão observado para o manguezal do rio Santa Maria da Vitória, o Canal da Passagem exhibe menor teor de matéria orgânica no sedimento, juntamente com menor estoque na biomassa aérea. *Laguncularia racemosa* foi associada ao local, juntamente com a maior densidade de troncos. A ACC aponta tolerância de *A. schaueriana* às condições impostas no manguezal do rio Aribiri, como contaminação química, descarga de efluentes domésticos e salinidades mais elevadas dentro do sistema, contudo novamente a região é associada a maior densidade relativa de troncos mortos, alertando novamente para a vulnerabilidade da região e, conseqüentemente, manutenção da espécie na região fornecendo serviços ecossistêmicos.

Pode-se considerar que o manguezal do SEGV atua como um grande estoque de carbono para a região da Grande Vitória, tendo um papel importante na conectividade dessas bacias hidrográficas com o sistema costeiro, pois parte deste carbono armazenado pode ser exportado na forma de matéria orgânica particulada e dissolvida (Twilley, 1985; Alongi, 2014). Além disso, o valor monetário estimado para o estoque de carbono na

biomassa aérea do SEGV (€ 6.183.374,68) representa um possível benefício econômico proporcionado pelos manguezais do sistema na retenção do carbono atmosférico e sua incorporação em biomassa vegetal. Este valor é representativo da contribuição dos manguezais no serviço ecológico de amenizar o aquecimento global, sendo importante ser considerado como um patrimônio ambiental do Estado.

Zamprogno (2015) propõe um índice de vulnerabilidade para os manguezais da Baía de Vitória e discute a possibilidade de mudanças nas categorias de vulnerabilidade para cada local avaliado, sendo o manguezal do rio Aribiri o mais vulnerável e o Santa Maria menos, mas com potencial de aumento na vulnerabilidade. Kauffman et al. (2011) expõem preocupação com a pouca atenção dada a vulnerabilidade do estoque de carbono no manguezal, tanto pelas mudanças no uso da terra e quanto pelas climáticas. Eles apontam que é necessário determinar como a mudança no clima e a dinâmica dentro da comunidade de manguezal interagem para afetar a persistência desses ecossistemas costeiros. Donato et al. (2011) apontam que mudanças no uso da terra tem potencial para grande emissão de carbono devido perturbação num reservatório de carbono com grande concentração. A retirada de floresta de mangue implica em considerável aumento na emissão de CO₂ a partir do sedimento, como consequência ao desmatamento há redução de estoque de carbono nos sedimentos também (Lovelock et al., 2011; Mcleod et al., 2011). Assim, atividades humanas que resultam em distúrbios ou exposição ao processo de erosão nos sedimentos, aumentam a lixiviação do carbono orgânico dissolvido (Mcleod et al., 2011). Ademais, mudanças no uso da terra não envolvem apenas o desmatamento do manguezal propriamente dito, mas mudanças ao redor das bacias hidrográficas que drenam para o sistema tensesores que podem alterar seu funcionamento, comprometendo a resiliência do ecossistema (Donato et al., 2011; Mcleod et al., 2011).

Outro problema, principalmente em manguezais peri-urbanos, é a prolongada eutrofização, ela pode aumentar o sequestro de carbono e, conseqüentemente o estoque, contudo sabe-se que avaliar o impacto da eutrofização sobre ecossistemas costeiros vegetados é complexo, tendo em vista o trabalho de Lovelock et al. (2009) sobre mortalidade de árvores em ambientes fertilizados. Grilo et al. (2013 e 2016) alertam para eutrofização que está ocorrendo no SEGV, aspecto que reforça os cuidados que a gestão pública deve ter com estes sistemas e a qualidade ambiental. Outro ponto de preocupação é com a resposta do ecossistema ao aumento relativo do nível do mar, ela depende da acreção de sedimento, crescimento da vegetação (raiz) e espécies dominantes, caso contrário haverá erosão ou inundação o manguezal (Mcleod et al., 2011). Sabe-se que as

franjas do SEGV estão sofrendo erosão, comprometendo a permanência do carbono armazenado no sistema, esse tipo fisiográfico já possui maior densidade de troncos mortos (Zamprogno, 2015). Somado a todas estas questões, aumento na temperatura induz degradação de matéria orgânica no sedimento, comprometendo o estoque de carbono abaixo do solo (Kathiresam et al., 2013), aumentando a acidificação das águas costeiras.

Apesar do exposto a respeito da incerteza da manutenção do estoque de carbono nos manguezais, Alongi (2014) sugere outra visão, apontando que a fase de maturidade da floresta pode ser prolongada quando esta é perturbada, redefinindo o desenvolvimento florestal para estado estável. Isso implica que distúrbios como mudança climática podem facilitar a absorção de carbono em florestas de mangue por décadas. Entretanto, essa manutenção depende de cada sistema e das restrições naturais e antrópicas impostas a ele.

6. CONCLUSÃO

O manguezal do SEGV mostrou-se um grande reservatório de carbono acumulado na biomassa aérea, com o estoque de carbono variando espacialmente. O estoque de carbono foi associado ao teor de matéria orgânica no sedimento e maturidade da floresta, sendo controlado pela salinidade. A manutenção deste estoque depende das características biológicas das espécies que colonizam as áreas e das condições abióticas do sistema em escala local e regional, como salinidade, fluxos de água doce, nutrientes e sedimento, além da precipitação e de fatores associados a erosão.

No que diz respeito ao carbono e ao mercado de carbono na atualidade, o manguezal do SEVG é um importante contribuinte. Essas observações devem ser reiteradas na gestão pública deste recurso, uma vez que a contribuição econômica demonstrada neste estudo com o estoque de carbono da região é elevada. Devemos pensar que além deste serviço ecossistêmico, estes manguezais produzem outros bens e serviços que reforçam sua conservação, tendo um elevado valor cultural com a produção de panelas de barro, patrimônio capixaba de grande relevância social.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adame, M. F.; Kauffman, J. B.; Medina, I.; Gamboa, J. N.; Torres, O.; Caamal, J. C.; Reza, M.; Herrera Silveira, J. A. H. Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. **PlosOne**, 8: (2), 1-13, 2013.

Alongi, D. M. Carbon Cycling and Storage in Mangrove Forests. **Annual Review of Marine Science**, V. 6, P. 195–219, 2014.

Ball M. C., 1988. Ecophysiology of mangroves. **Trees** 2: 129-142.

Barreto, M. B.; Mónaco, S. L.; Díaz, R.; Barreto-Pittol, E.; López, L.; Peralba, M. C. R. Soil organic carbon of mangrove forests (*Rhizophora* and *Avicennia*) of the Venezuelan Caribbean coast. **Organic Geochemistry**, V. 100, P. 51–61, 2016.

BRASIL, de 16 de setembro de 2010, Lei nº 9.531-ES. Institui a Política Estadual de Mudanças Climáticas - PEMC, contendo seus objetivos, princípios e instrumentos de aplicação.

BRASIL, de 25 de maio de 2012, Lei nº 12.651/92. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa.

Camacho, L. D.; Gevana, D. T.; Carandang, A. P.; Camacho, S. C.; Combalicer, E. A.; Rebugio, L. L.; Youn, Y. C. Tree biomass and carbon stock of a community-managed mangrove forest in Bohol, Philippines. **Forest Science and Technology**, 7: (4), 161-167, 2011.

Castañeda-Moya, E.; Rivera-Monroy, V.; Twilley, R. Allocation of biomass and net primary productivity of mangrove forests along environmental gradients in the Florida Coastal Everglades, USA. **Forest Ecology and Management**, V. 307, P.226-241, 2013

Donato, D. C.; Kauffman, J. B.; Murdiyarso, D.; Kurnianto, S.; Stidham, M.; Kanninen, M. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature geoscience**, V. 4, P. 293-297, 2011.

Ellison, J. C.; Zouh, I. **Vulnerability to Climate Change of Mangroves: Assessment from Cameroon, Central Africa**. *Biology*, 1(3): 617–638, 2012.

Estrada, G. C. D.; Soares, M. L. G.; Santos, D. M. C.; Fernandez, V.; Almeida, P. M.; Estevam, M. R. M.; Machado, M. R. O. Allometric models for aboveground biomass estimation of the mangrove *Avicennia schaueriana*. **Hydrobiologia**, V. 734 P. 171–185, 2014.

Estrada, G. C. D.; Soares, M. L. G. Global patterns of aboveground carbon stock and sequestration in mangroves. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, V. 89 (2), P. 973-989, 2017.

Fernandez, V. **Para onde vamos com o sequestro de carbono? A rede sociotécnica do carbono assimilado por manguezais**. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade Estadual Do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2014.

Global Carbon Project. Disponível em: <http://www.globalcarbonproject.org/> Acesso em 2016.

Grilo, C. F.; Neto, R. R.; Vicente, M. A.; Castro, E. V. R.; Figueira, R. C. L.; Carreira, R.S. Evaluation of the influence of urbanization processes using mangrove and fecal markers in recent organic matter in a tropical tidal flat estuary. **Applied Geochemistry**, V. 38, P. 82–91, 2013.

Grilo, C. F.; Boina, C. D.; Pinto, T. K. O.; Vicente, M. A.; Castro, E. V. R.; Barroso, G. F.; Neto, R. R.; Santos, C. C. A Survey Of The Eutrophication State Of An Urbanized Tropical Estuary, The Case Of The Great Vitória Estuarine System, Brazil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, V. 20(1), P. 21-28, 2016.

Investing.com. Disponível em: <https://br.investing.com/> Acesso em julho de 2019.

Kathiresan, K.; Anburaj, R.; Gomathi, V.; Saravanakumar, K. Carbon sequestration potential of *Rhizophora mucronata* and *Avicennia marina* as influenced by age, season, growth and sediment characteristics in southeast coast of India. **Journal of Coastal Conservation**, V. 17, P. 397-408, 2013.

Kauffman, J. B.; Donato, D. C. **Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests**. Bogor: Indonésia, 2012, P.50.

Kauffman, J. B.; Heider, C.; Cole, T. G.; Dwire, K. A.; Donato, D. C. Ecosystem Carbon Stocks of Micronesian Mangrove Forests. **Wetlands**, V. 31, P. 343–352, 2011.

Leite T. A. 2018. **Bivalves filtradores e a regulação da eutrofização estuarina – biofiltração da ostra do mangue, *Crassostrea rhizophorae*, na seção norte do sistema estuarino da Baía de Vitoria - ES, Brasil**. Tese de doutorado, Departamento de Oceanografia e Ecologia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 212 p.

Lima, T. M. J. **Efeito Da Frequência De Inundação Na Estrutura Do Manguezal Da Baía De Vitória, Espírito Santo, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Universidade Federal Do Espírito Santo, Vitória. 2011.

Lovelock C. E., Ball M. C., Martin K. C., Feller I. C. Nutrient Enrichment Increases Mortality of Mangroves. **Plos One** V. 4 (5), P. 1-4, 2009.

Lovelock, C. E.; Ruess, R.W.; Feller, I.C. CO₂ Efflux from Cleared Mangrove Peat. **Plos One**, V. 6, P. 1-5, 2011.

Mcleod, E.; Chmura, G. L.; Bouillon, S.; Salm, R.; Bjork, M.; Duares, C. M.; Lovelock, C. E.; Schlesingers, W. H.; Silliman, B. R. A blueprint for blue carbon: toward

na improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. **Frontiers in Ecology and the Environment**, V. 9 (10), P. 552-560, 2011.

Medina, E. Mangrove Physiology: The Challenge Of Salt, Heat, And Light Stress Under Recurrent Flooding. In: Yáñez-Arancibia, A.; Lara-Dominguez, A. L. (Ed.) **Ecosistemas De Manglar Em América Tropical**. Instituto de Ecología A. C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS, Silver Spring, MD, Estados Unidos, 1999. P. 109-126.

Murdiyarmo, D.; Purbopuspito, J.; Kauffman, B. K.; Warrens, M. W. Sasmito, S. S.; Donato, D. C.; Manuri, S.; Krisnawati, H.; Taberima, S.; Kurnianto, S. The potential of Indonesian mangrove forests for global climate change mitigation. **Nature Climate Change**, V. 5, P. 1089-1902, 2015.

Pendleton, L.; Donato, D. C.; Murray, B. C.; Crooks, S.; Jenkins, W. A.; Sifleet, S.; Craft, C.; Fourqurean, J. W.; Kauffman, J. B.; Marba, N.; Megonigal, P.; Pidgeon, E.; Herr, D.; Gordor, D.; Baldera, A. Estimating Global “Blue Carbon” Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. **PlosOne**, V. 7(9), P. 1-7, 2012.

Rahman, M.; Khan, N. I; Hoque, A. K. F.; Ahmed, I. Carbon stock in the Sundarbans mangrove forest: spatial variations in vegetation types and salinity zones. **Wetlands Ecol Manage**, 23: 269–283, 2015.

Ray, R.; Ganguly, D.; Chowdhury, C.; Dey, M.; Das, S.; Dutta, M. K.; Mandal, S. K.; Majumder, N.; De, T. K.; Mukhopadhyay, S. K.; Jana T. K. Carbon sequestration and annual increase of carbon stock in a mangrove forest. **Atmospheric Environment**, V. 45, P. 5016-5024, 2011.

Rodrigues, D. P.; Hamacher, C.; Estrada, G. C. D.; Soares, M. L. G. Variability of carbon content in mangrove species: Effect of species, compartments and tidal frequency. **Aquatic Botany**, V. 120B, P. 346-351, 2014.

Rovai, A. S.; Twilley, R. R.; Casteñeda-Moya, E.; Riul, P.; Cifuentes-Jara, M.; Manrow-Villalobos, M.; Horta, P. A.; Simonassi, J. C.; Fonseca, A. L.; Pagliosa, P. R. **Nature Climate Change**, P. 534-538, 2018.

Santos, D. M. C.; Estrada, G. C. D.; Fernandez, V.; Estevam, M. R. M.; Souza, B. T.; Soares, M. L. G. First Assessment of Carbon Stock in the Belowground Biomass of Brazilian Mangroves. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, V. 89 (3), P. 1579-1589, 2017.

Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero G.; Adaime, R. R.; Camargo, T. M. Variability of Mangrove Brazilian Coast. **Estuaries**, V. 13 (2), P. 204-218, 1990.

Soares, M. L. G.; Schaeffer-Novelli, Y. Above-ground biomass of mangrove species. I. Analysis of models. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, V. 65, P. 1–18, 2005.

Scherer, M.; Sanches, M.; Negreiros, D. H. Gestão Das Zonas Costeiras E As Políticas Públicas No Brasil: Um Diagnóstico. Muñoz, J. M. B. (Org). **Manejo Costero Integrado y Política Pública en Iberoamérica: Un Diagnóstico. Necesidad de Cambio**. Cádiz: Red Ibermar (Cyted), 2010, 291-330.

Teubner Júnior, F. J.; Lima, A. T.; Barroso, G. F. Emission rates of nitrogen and phosphorus in a tropical coastal river basin: a strategic management approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, V. (190), P. 1-20, 2018.

Tue, N. T.; Dung, L. V.; Nhuan, M. T.; Omori, K. Carbon storage of a tropical mangrove forest in Mui Ca Mau National Park, Vietnam. **Catena**, V. 121, P. 119–126, 2014.

Twilley, R. R. The Exchange of Organic Carbon in Basin Mangrove Forests in a Southwest Florida Estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, V. 20, P. 543-557, 1985.

Veronez, P.; Bastos, A. C.; Quaresma, V. S. Morfologia E Distribuição Sedimentar Em Um Sistema Estuarino Tropical: Baía De Vitória, ES. **Revista Brasileira de Geofísica**, V. 27 (4), P. 609-624, 2009.

Zamprogno, G. C. **Uso de fatores biológicos e ambientais na avaliação de níveis de vulnerabilidade aos impactos decorrentes da ocupação urbana no manguezal da Baía de Vitória, ES**. Tese de doutorado, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2015.

Zamprogno, G. C.; Tognella, M. M. P.; Quaresma, V. S.; Costa, M. B.; Pascoalini, S. S.; Couto, G. F. The structural heterogeneity of an urbanised mangrove forest area in southeastern Brazil: Influence of environmental factors and anthropogenic stressors. **Brazilian Journal of Oceanography**, V. 64(2), P. 157-172, 2016.

Zar, J. H., 1996. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, New Jersey, 620.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente tese teve como objetivo descrever a absorção e manutenção de carbono em florestas de manguezais peri-urbanos. Ao final de toda avaliação pôde-se levantar algumas conclusões, ponderações e perspectivas para o manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória (SEGV) que poderão ser aplicados em outras regiões do metropolitanas. É de conhecimento geral que a região metropolitana ao redor do SEGV sustenta o crescimento regional, portanto está sujeita a todos problemas comuns à zona costeira no Brasil e no mundo, além de sofrer influência das bacias hidrográficas. Na tese, o manguezal foi dividido em estações de estudo e por tipo fisiográfico (franja e bacia). Cada estação de estudo foi escolhida com a intenção de verificar a variabilidade do manguezal em função de diferentes parâmetros e distúrbios naturais ou induzidos pelo homem, tais como bacias hidrográficas (vazão dos rios e fluxos de nutrientes), salinidade intersticial, matéria orgânica, contaminação do sedimento, descarga de efluentes domésticos, dragagens de canais, entre outros.

O manguezal presente no SEGV é o maior no estado do Espírito Santo em termos de área e fornece inúmeros serviços ecossistêmicos. Este estudo estimou o carbono armazenado na biomassa das árvores e também o carbono que está sendo absorvido atualmente, via fotossíntese. Para realizar essa levantamento alguns caminhos foram determinados, em um primeiro momento houve necessidade em vislumbrar as florestas sob uma perspectiva estrutural e os Capítulos 1 e 2 representam esta etapa. Neles avaliou-se a distribuição de espécies, maturidade, grau de perturbação/degradação e conservação das florestas. Ambos os capítulos são importantes uma vez que a partir deles e em associação com a bibliografia é discutido ao longo da tese a manutenção das florestas e, conseqüentemente, do estoque de carbono por segmento de bacia hidrográfica. O estudo sobre a absorção de carbono no manguezal propriamente dito foi iniciado com as medidas de fotossíntese (Capítulo 3), ou seja, ele avaliou a assimilação fotossintética de carbono em escala de indivíduo, com aprofundamento na absorção e transferência de energia na etapa fotoquímica da fotossíntese, juntamente com a avaliação das trocas gasosas e uso da água, todas as etapas citadas refletem na absorção de carbono. O Capítulo 4 encerra a tese estimando o estoque de carbono nas árvores e sua variação dentro da floresta, além de discutir a manutenção das funções ecológicas, sob perspectiva da conservação das florestas.

O Quadro abaixo descreve as principais conclusões obtidas na tese e ponderações dos resultados associados às informações disponíveis na literatura.

Quadro 1. Esquema de resposta do manguezal do Sistema Estuarino da Grande Vitória aos tensores.

<p style="text-align: center;">Estação 1 Canal da Passagem</p> <ul style="list-style-type: none"> • Maior densidade de troncos; • Menor eficiência fotossintética; • Pressão antrópica atuando sobre a vegetação; • Fluxos de N e P menores na região*; • Menor teor de MO no sedimento; • Menor estoque de carbono na vegetação. 	<p style="text-align: center;">Estação 2 Rio Santa Maria da Vitória</p> <ul style="list-style-type: none"> • Floresta mais madura; • Influência da descarga do RSMV e do uso da terra na bacia • Melhor desempenho da fotossíntese • Bosque monoespecífico de <i>R. mangle</i> • Maior estoque de carbono na vegetação 	
<p style="text-align: center;">Estação 3 Rio Bubu</p> <ul style="list-style-type: none"> • Floresta dominada por <i>R. mangle</i>; • Desempenho fotossintético intermediário; • Estoque de carbono intermediário; • Menor fluxo de N e P influenciando na aborção de carbono*. 	<p style="text-align: center;">Estação 4 Rio Aribiri</p> <ul style="list-style-type: none"> • Floresta mista; • Maior contribuição de troncos mortos; • Contaminação do sedimento**; • Melhor desempenho da fotossíntese; • Estoque de carbono intermediário; • Maior aporte de N e P de efluentes urbanos*; • Fragilidade do sistema. 	
<p style="text-align: center;">Franja</p> <ul style="list-style-type: none"> • Característica de floresta degradada (densidade de troncos mortos e parâmetros fotossintéticos); • Maior estoque de carbono; • Fragilidade do carbono armazenado. 	<p style="text-align: center;">Bacia</p> <ul style="list-style-type: none"> • Floresta mais desenvolvida (madura); • Maior eficiência fotossintética. 	<p style="text-align: center;">Distribuição de troncos</p> <ul style="list-style-type: none"> • Função Gamma indica áreas afetadas antropicamente; • <i>A. schaueriana</i> e <i>L. racemosa</i> mostram-se as espécies mais sensíveis em algumas análises.

* Teubner Jr. et al. (2018)

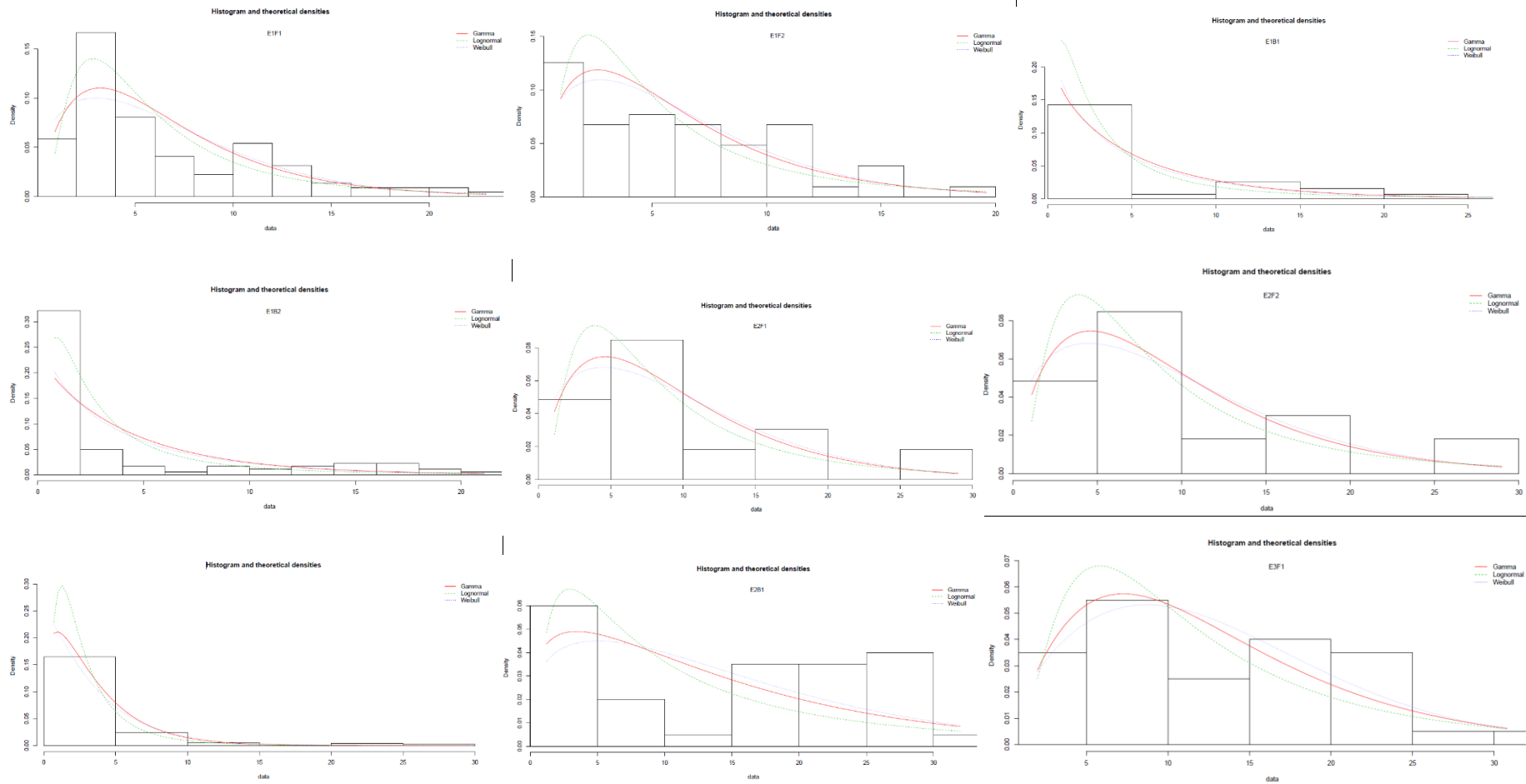
** Jesus et al. (2004); Zamprogno (2015)

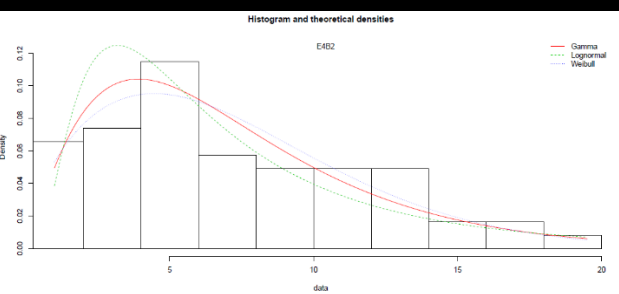
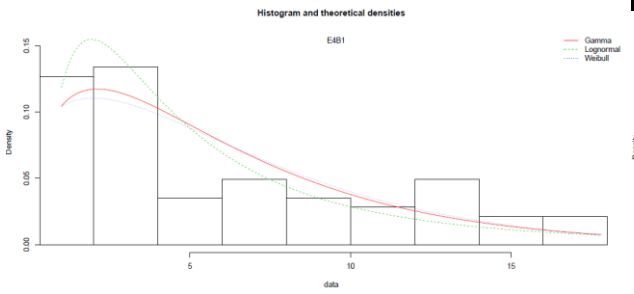
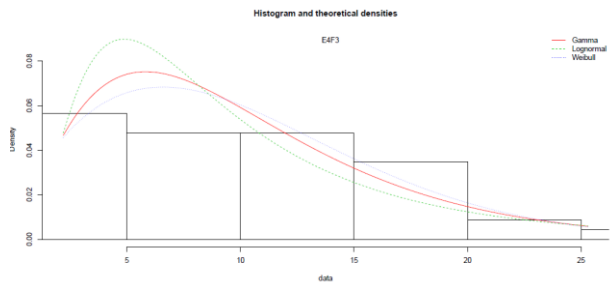
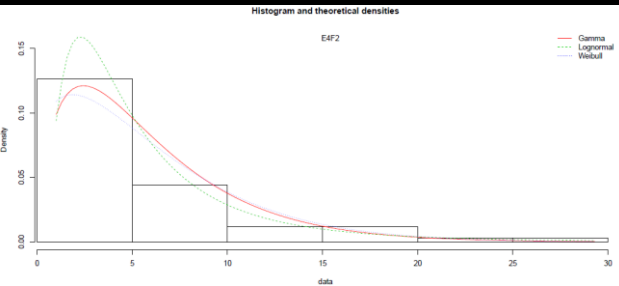
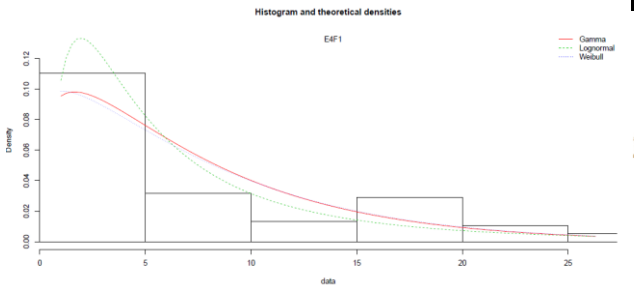
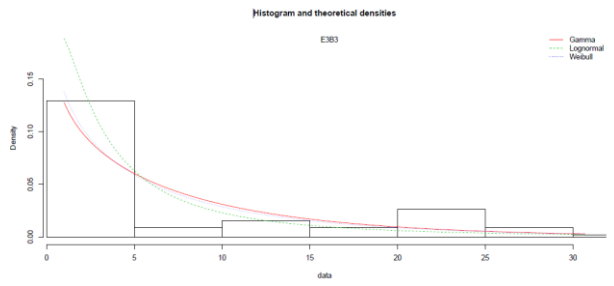
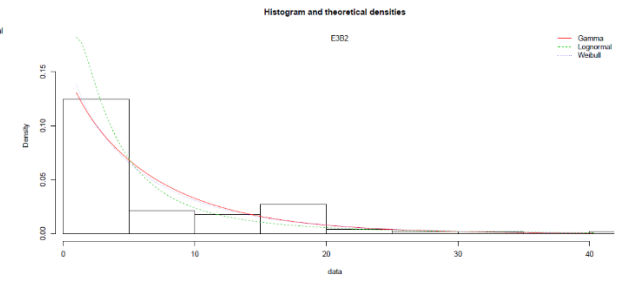
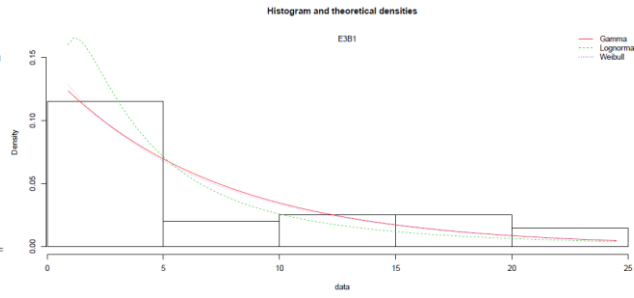
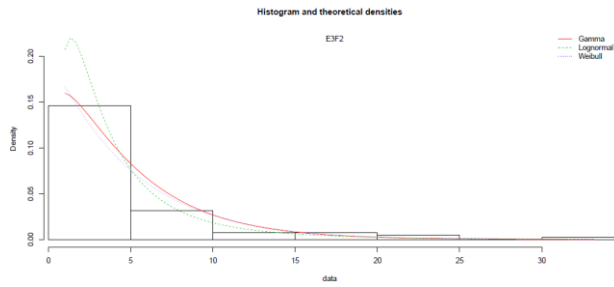
A Estação 1 exibe menor produção primária e sua floresta apresenta indícios de degradação florestal, em razão de menor troca de fluxo com o sistema marinho e pressão antrópica. A floresta da estação 2 é caracterizada como sendo uma floresta madura dentro do sistema, suportando grande estoque de carbono acima do solo, além de reter matéria orgânica no sedimento. A Estação 3 tem produção primária intermediária dentre as áreas avaliadas, conjectura-se que essa produção seja reflexo dos menores fluxos de nitrogênio e fósforo que alcançam a estação. Apesar da eficiência fotossintética na Estação 4 ser elevada, em virtude do aporte de nutrientes que recebe, o estoque de carbono é reduzido na floresta que apresenta sinais de degradação florestal e fragilidade, em razão da elevada pressão urbana. Em uma análise geral dos tipos fisiográficos, as florestas de franja têm menor assimilação de carbono e exibem características de florestas degradadas, contudo exibem maior estoque de carbono. As florestas de bacia são mais maduras e mais eficientes fotossinteticamente.

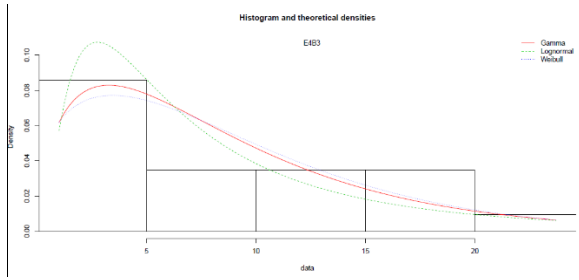
Por fim, as variáveis densidade de troncos vivos e mortos, equações Lognormal, Weibull e Gamma, área basal, estoque de carbono em troncos vivos, matéria orgânica, salinidade, variáveis de fluorescência e trocas gasosas foram eficazes na avaliação da absorção de carbono e sua manutenção desenvolvida na tese. A análise de estoque de carbono destaca o fornecimento de serviços ecossistêmicos pelo manguezal do SEGV e reforça a importância das políticas públicas para a conservação do ecossistema.

ANEXO 1

Densidade em função das classes de diâmetro (cm) e curvas ajustadas dos modelos testados (Gamma, LogNormal e Weibull).







ANEXO 2

Função de distribuição cumulativa por classes de diâmetro (cm) e curvas ajustadas dos modelos testados (Gamma, LogNormal e Weibull).

