

**DINÂMICA DA BIOMASSA ARBÓREA EM FRAGMENTOS DE  
FLORESTA ESTACIONAL DO NORTE FLUMINENSE, RJ**

**IGOR SANTIAGO BROGGIO**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE - UENF**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ**

**FEVEREIRO 2018**



**DINÂMICA DA BIOMASSA ARBÓREA EM FRAGMENTOS DE  
FLORESTA ESTACIONAL DO NORTE FLUMINENSE, RJ**

**IGOR SANTIAGO BROGGIO**

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Dora Maria Villela

Coorientador: Prof. Dr. Marcelo Trindade Nascimento

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE - UENF**

**CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ**

**FEVEREIRO 2018**

FICHA CATALOGRÁFICA

Preparada pela Biblioteca do Centro de Biociências e Biotecnologia  
da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

747 / 2018

Broggio, Igor Santiago

Dinâmica da biomassa arbórea em fragmentos de floresta estacional  
do Norte Fluminense, RJ. / Igor Santiago Broggio. -- Campos dos  
Goytacazes, 2018.

90, [1] f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) –  
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de  
Biociências e Biotecnologia. Laboratório de Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ecologia de Ecossistemas

Orientador: José, Dora Maria Villela

Bibliografia: f. 65-83

1. Dinâmica florestal 2. Estoque de carbono 3. Floresta de Tabuleiro  
4. Fragmentação I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy  
Ribeiro II. Título

577  
B866d

**DINÂMICA DA BIOMASSA ARBÓREA EM FRAGMENTOS DE FLORESTA  
ESTACIONAL DO NORTE FLUMINENSE, RJ**

**IGOR SANTIAGO BROGGIO**

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovado em 28 de fevereiro de 2018.

Comissão examinadora:

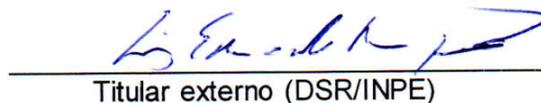
Dr<sup>a</sup>. Dora Maria Villela

  
Orientadora (LCA/CBB/UENF)

Dr. Marcelo Trindade Nascimento

  
Coorientador (LCA/CBB/UENF)

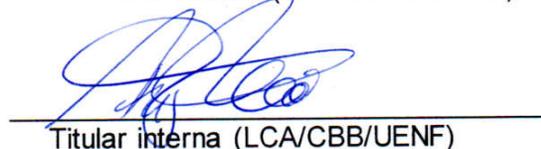
Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz  
de Aragão

  
Titular externo (DSR/INPE)

Dr<sup>a</sup>. Deborah Guerra Barroso

  
Titular interna (LFIT/CCTA/UENF)

Dr<sup>a</sup>. Angela Pierre Vitória

  
Titular interna (LCA/CBB/UENF)

*Dedico a Joselia Barroso Broggio e Caetano  
Cesar Doracio Broggio*

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, por me iluminar durante os erros e acertos no processo de formação ao longo desses dois anos de curso.

À Dr<sup>a</sup> Dora Villela, pelo aceite de me orientar nesse trabalho, pela supervisão e liderança, por todo o conhecimento transmitido, pela sabedoria durante a orientação, pela dedicação e empenho em cada etapa, por toda energia positiva que me passou, pela confiança, por estimular a fé na minha capacidade e sobretudo pelo aprendizado que absorvi. Tenho muita gratidão por ter tido a oportunidade ser orientado por você. Muito obrigado.

Ao Dr. Marcelo Trindade Nascimento, pela coorientação, pela experiência, pelo apoio durante todo trabalho, desde a elaboração, execução até a revisão. Por me guiar na busca de colaborações, por me incentivar no caminho da pesquisa e ao crescimento profissional. Também pela percepção de até onde vão os limites de cada um e dessa forma buscar o melhor resultado possível. Muito obrigado.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo financiamento através do Projeto Universal: Biomassa e fluxos de carbono como base para as previsões de alterações na estrutura e funcionamento da comunidade arbórea na Mata Atlântica, frente à fragmentação florestal e mudanças climáticas, coordenado pela Dr<sup>a</sup>. Dora Villela.

A Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) e ao Fundo Newton, pelo financiamento, através do Projeto de Pesquisa em parceria RBGE/JBRJ/UENF/Univ. Edinburgh: O Bioma Floresta Estacional no Brasil: biodiversidade e serviços ecossistêmicos coordenado pelo Dr. Haroldo Cavalcante de Lima.

Ao Programa de Pesquisas em Biodiversidade na Mata Atlântica (PPBio MA) pelo apoio, pelos cursos e eventos oferecidos que contribuíram bastante para minha formação.

Ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA), pela disponibilização de equipamentos e instalações para o desenvolvimento deste estudo, em especial à Gilda, ao técnico Gerson e à Dona Lúcia, pelo carinho com todos nós alunos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN) da UENF, pelo apoio logístico e pela infraestrutura. Em especial à Elizabete Costa.

Aos membros da banca examinadora Dr<sup>a</sup>. Angela Vitória, Dr<sup>a</sup>. Deborah Guerra, Dr. Luiz Aragão, pela disponibilidade.

À toda equipe do Herbário do Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (HUENF), pelo apoio e pelo cuidado na prospecção das exsicatas e de todo o material botânico. Também ao Herbário RB, pelo recebimento de duplicatas do material coletado.

A cada um dos que se disponibilizaram a me ajudar nas coletas: Caroline Pessanha, Larah Alves, Herick Viana, Marcelita Marques, Marcelo Paixão, Yasmim Rocha e, em especial, à Mariana Faitanin. Mariana, você foi fundamental! Muito obrigado.

À Dr<sup>a</sup>. Karla Abreu, pela colaboração com os dados e metadados da área de estudo e dados do primeiro inventário, que possibilitaram a realização deste estudo.

Ao Dr. Haroldo Cavalcante de Lima, pelo apoio na verificação do material botânico, principalmente para Leguminosae. Pelo apoio também no campo. Muito obrigado, sua participação foi fundamental no desenvolvimento desse trabalho.

Aos demais especialistas, pela ajuda na identificação do material botânico: Michel Ribeiro (Lecythidaceae), Dr. Marcelo da Costa Souza (Myrtaceae).

Ao Dr. Luiz Aragão pela colaboração neste estudo.

Ao colegiado do PPGERN. Aprendi muito com todas as reuniões durante o período que fiz parte da representação discente, agradeço em especial à professora Ilana Rosental Zalmon, pela atitude providencial sempre que necessário, como coordenadora da Pós-Graduação.

Ao corpo docente do PPGERN/LCA, técnicos e servidores que contribuíram para minha formação.

Aos servidores e motoristas da Assessoria de Transporte da UENF (ASTRAM), pelo apoio nas investidas de campo, mesmo em tempos difíceis de greve e crise financeira, meu muito obrigado. Em especial a Rodrigo e Edwiges.

Ao Valmir, técnico da Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado do Rio de Janeiro (EMATER) e ao Projeto de Gerenciamento Integrado de Agro ecossistemas no Norte-Noroeste Fluminense (RIO RURAL/GEF), pelo apoio durante as atividades de campo e pelo contato com os produtores rurais que permitiram o acesso aos fragmentos florestais.

Ao Instituto Estadual do Ambiente (INEA) e a Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG), pela infraestrutura e apoio a este estudo durante as coletas. Aos guarda-parques e toda equipe da EEEG, em especial à Vânia Coelho e Dona Angela.

A Bianca Nunes, Diego Lacerda e Mariana Faitanin, pela amizade, pela perseverança durante os desafios enfrentados no curso, na dissertação e nas disciplinas. Vocês tornaram tudo mais tranquilo através do companheirismo ao longo desses dois anos de mestrado.

À Aline Alves e Tatiane Souza, pela amizade e aprendizado durante todo o curso. Sou muito grato a vocês.

A todo o grupo de alunos da ecologia vegetal do LCA que convivi durante esses dois anos de mestrado: Aimée Cruz, Aline Alves, Bianca Nunes, Caroline Pessanha, Daniela Rocha, Herick Viana, Marcelo Paixão, Maryana Belan, Mariana Faitanin, Nathalie Loureiro, Paola Lo Sardo, Thaline Guedes, Vitor Cyrino, Waleska Carvalho e Yasmin Rocha.

Aos meus familiares de Campos por me acolherem em 2015 durante o processo seletivo, em especial aos meus tios Marcelo Nascimento Brandão e Márcia Quintanilha, minhas primas Flávia Brandão e Mariana Quintanilha.

À minha família que sempre me apoiou e me incentivou no caminho da vida acadêmica. Em especial aos meus avós e a minha mãe Vania Santiago.

*"Oh! não deixeis apagar a chama! mantida de século em século nesta escura caverna, neste templo sagrado! sustentada por puros ministros do amor! não deixeis apagar esta divina chama!"* Três Iniciados – O Caibalion.

## SUMÁRIO

RESUMO .....	xiv
ABSTRACT.....	xv
1. INTRODUÇÃO.....	16
2. HIPÓTESES .....	23
3. OBJETIVOS.....	24
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	25
4.1. Área de estudo .....	25
4.4. Estrutura arbórea e identificação de material botânico .....	31
4.6. Estimativa de biomassa arbórea e carbono .....	32
4.7. Dinâmica da comunidade arbórea, ganho e perda de biomassa .....	33
5. RESULTADOS .....	36
5.1. Estrutura florestal e composição florística .....	36
5.2. Variação da biomassa arbórea viva acima do solo .....	39
5.3. Dinâmica temporal da comunidade arbórea e da biomassa acima do solo para FESTB do norte fluminense.....	47
6. DISCUSSÃO.....	51
6.1. Estrutura e composição florística dos sítios e alterações ao longo do tempo.....	51
6.2. Dinâmica temporal da BAS em fragmentos de floresta estacional semidecidual do norte fluminense .....	55
6.3. Taxas de recrutamento e mortalidade, ganho e perda e rotatividade ..	56
6.4. Efeito da fragmentação no estoque de BAS e carbono.....	57
7. CONCLUSÃO .....	63
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	64
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65
10. ANEXOS.....	84

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características gerais dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros amostrados neste estudo. Fonte: Abreu, 2013 – Adaptado.....26

Tabela 2 – Datas de medição das árvores para cada parcela, censo 1 referente ao estudo de Abreu (2013) e censo 2 referentes ao presente estudo. Cod. Sítio amostral = sigla do sítio amostral; Cod. Parcela = sigla da unidade amostral (parcela) dentro de cada sítio; Datas censo 1 e Datas censo 2 = data em que cada parcela foi medida e remeida respectivamente;  $\Delta t$  dias = variação de censo em dias entre os inventários;  $\Delta t$  anos = variação de censo em anos entre os inventários. Para sete sítios localizados em seis fragmentos de floresta estacional do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.....30

Tabela 3 – Posição fitossociológica das 20 espécies mais importantes amostradas para seis fragmentos de FES do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Os valores nas linhas estão classificados pelo IVC. Adaptado (ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014). .....32

Tabela 4 – Estrutura arbórea entre as medições realizadas (censo 1 = 2007 - 2010; censo 2 = 2016) em parcelas permanentes alocadas em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro na Região norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Os valores médios (de área basal total e densidade absoluta de árvores entre os censos foram comparados utilizando teste t de *student*, sem diferenças significativas ( $P > 0,05$ ).  $\pm$  = desvio padrão. ....36

Tabela 5 – Média da variação da biomassa e carbono arbóreos em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual de Tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.  $\pm$  desvio padrão. ....40

Tabela 6 - Estoque de biomassa pelas principais espécies, para toda a comunidade arbórea do tipo florestal avaliado no presente estudo (7 sítios). Valores do número de indivíduos (N) e biomassa arbórea viva acima do solo (BAS %) para as 20 espécies mais importantes amostradas em fragmentos de floresta estacional Semidecidual do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro...44

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1– Simplificação do ciclo do carbono em florestas, os principais processos são representados pelas setas e destaca-se neste ciclo o processo de alocação de biomassa dentro do polígono de moldura vermelha. Fonte: Mahli, Y., (2012). Adaptado..... 17

Figura 2 – Localização dos fragmentos de floresta estacional semidecidual de tabuleiro no município de São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil, selecionados para este estudo. 1 – Fazenda Imburi (13 ha), 2 – Fazenda Santana (35 ha), 3 – Fazenda Palmeiras (49 ha), 4 – Fazenda Santo Antônio (55 ha), 5 – Mata do Funil (128 ha), 6 – Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (1190 ha). Fonte cartográfica: IBGE. .... 25

Figura 3 – Precipitação média anual (barras), temperatura média anual (linha contínua), média histórica de precipitação anual (linha tracejada) e média da precipitação do período entre censos (2010 a 2015) (linha pontilhada) para a região norte fluminense. Fonte: INMET, 2017..... 28

Figura 4 – Precipitação e temperatura média mensal do período de estudo (2007 a 2016) na região norte fluminense. Fonte: INMET, 2017..... 28

Figura 5 – Curvas de rarefação do número de indivíduos para a riqueza de espécies, com bootstrap de 1000 repetições para cada amostragem em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Os intervalos são de 95% de confiança com limites superiores e inferiores. A linha pontilhada representa o censo 1(2007-2010) e a linha contínua representa o censo 2 (2016). a = Fazenda Imburi, b = Fazenda Santana, c = Fazenda Palmeiras, d = Fazenda Santo Antônio, e = Mata do Funil, f = EEEG – A , Estação E. E de Guaxindiba (corte seletivo), g = EEEG B, Estação E .E de Guaxindiba (sem corte seletivo), h = todos os sítios. .... 37

Figura – 6 Distribuição do número de indivíduos arbóreos por classes de diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Todos os sítios seguem o padrão de distribuição J-reverso (Klomogorov-Smirnov  $p > 0,05$ ). Barras pretas representam o censo 1 (2007-2010), barras cinza representam o censo 2 (2016), a = Fazenda Imburi, b = Fazenda Santana, c = Fazenda

Palmeiras, d = Fazenda Santo Antônio, e = Mata do Funil, f = Estação E. E de Guaxindiba-A (corte seletivo), g = Estação E. E de Guaxindiba-B (sem corte seletivo), h = todos os sítios. ....38

Figura 7 – Variação da biomassa arbórea acima do solo (BAS) em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual de Tabuleiro do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. A variação entre os censos 1 (2007-2010) e censo 2 (2016) não foi significativa para o mesmo fragmento pelo teste t de *student*. FI = Fazenda Imburi, FS = Fazenda Santana, FP = Fazenda Palmeiras, FSA = Fazenda Santo Antônio, MF = Mata do Funil, EEEG A = Estação E.E de Guaxindiba (corte seletivo), EEEG B = Estação E.E de Guaxindiba (sem corte seletivo). Caixas cinza escuro representam o censo 1 e caixas cinza claro o censo 2. ....39

Figura 8 – Variação da BAS pelas classes de diâmetro a altura do peito cm (DAP)  $\geq 5$  cm para fragmentos de FES de tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. (\*) Diferença significativa para o estoque de BAS da classe de DAP entre os tempos avaliados ( $p < 0,05$ , teste t de Student). Barras de dispersão = desvio padrão. ....41

Figura 9 – Relação entre tamanho do fragmento e biomassa arbórea acima do solo (árvores  $< 15$  cm DAP) para fragmentos de FES de tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. FI = Fazenda Imburi, FS = Fazenda Santana, FP = Fazenda Palmeiras, FSA = Fazenda Santo Antônio, MF = Mata do Funil, EEEG = Estação E. E de Guaxindiba (setor B – sem corte seletivo). ....42

Figura 10 – Variação da BAS pelos grupos funcionais para fragmentos de FES de tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. NC = não classificada; PI = pioneiras; SI = secundárias iniciais; ST = secundárias tardias. (\*) Diferença significativa para o estoque de BAS da classe de DAP entre os tempos avaliados ( $p < 0,05$ , teste t de Student). Barras de dispersão = desvio padrão. ....43

Figura 11 – Estoque de biomassa pelas principais espécies em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Biomassa arbórea viva acima do solo (BAS %) para as 10 espécies mais importantes amostradas. a = Fazenda Imburi, b = Fazenda Santana, c = Fazenda Palmeiras, d = Fazenda Santo Antônio, e = Mata do Funil, f = EEEG – A, Estação E. E de Guaxindiba (corte seletivo), g = EEEG B, Estação E. E de Guaxindiba (sem corte seletivo), h = todos os sítios. ....46

Figura 12 – Taxas de dinâmica da comunidade de árvores ( $\geq 5$  cm DAP): taxa de mortalidade, taxa de recrutamento, taxa de ganho de biomassa e taxa de perda de biomassa ( $\% \text{ ano}^{-1}$ ) em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Os intervalos que variam de 6 a 9 anos entre os dois censos realizados. FI = Fazenda Imburi, FS = Fazenda Santana, FP = Fazenda Palmeiras, FSA = Fazenda Santo Antônio, MF = Mata do Funil, EEEG A = Estação E. E de Guaxindiba (corte seletivo), EEEG B = Estação E. E de Guaxindiba (sem corte seletivo). Letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5%. Barras de dispersão = desvio padrão. ....48

Figura 13 – Taxas de dinâmica da comunidade de árvores ( $\geq 5$  cm DAP): taxa de rotatividade, taxa de rotatividade de biomassa, taxa de balanço líquido em número de indivíduos e taxa de balanço de biomassa ( $\% \text{ ano}^{-1}$ ) em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Os intervalos que variam de 6 a 9 anos entre as duas medições realizadas. FI = Fazenda Imburi, FS = Fazenda Santana, FP = Fazenda Palmeiras, FSA = Fazenda Santo Antônio, MF = Mata do Funil, EEEG A = Estação E. E de Guaxindiba (corte seletivo), EEEG B = Estação E. E de Guaxindiba (sem corte seletivo). Letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5%. Barras de dispersão = desvio padrão. ....49

Figura 14 – Perda de BAS por mortalidade ( $\%$ ) para as classes de diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm em fragmentos de floresta estacional semidecidual do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Barras de dispersão = desvio padrão.....50

## RESUMO

As florestas tropicais possuem importante papel no estoque, ciclagem e assimilação do carbono contido em sua biomassa. Todavia esses processos podem ser influenciados pelo clima e pela fragmentação, podendo transformar essas florestas de sumidouro a fonte de carbono. O presente estudo avaliou a comunidade arbórea e a dinâmica da biomassa arbórea acima do solo (BAS) de florestas estacionais semidecíduais (FES) de tabuleiro, em por período de 9 anos (2007 – 2016). Foram testadas as hipóteses de que existe um incremento na densidade de indivíduos arbóreos, na área basal total e na BAS ao longo do tempo e para BAS de acordo com o aumento do tamanho dos fragmentos. Foram utilizados dados de estrutura da vegetação de seis fragmentos de FES coletados entre 2007 e 2010, cujos dados foram novamente levantados em 2016 através da remedição de árvores em 5 parcelas de 20 m por 20 m em cada fragmento. Não foram evidenciadas alterações ao longo do tempo amostrado na densidade de indivíduos, sendo de  $1410 \pm 40 \text{ N ha}^{-1}$  a  $1820 \pm 119 \text{ N ha}^{-1}$  (censo 1),  $1345 \pm 66 \text{ N ha}^{-1}$  a  $1880 \pm 89 \text{ N ha}^{-1}$  (censo 2) ou na área basal total, que foi de  $19,83 \pm 4,27 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  a  $28,03 \pm 4,18 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  (censo 1) e  $18,07 \pm 3,43 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  a  $28,88 \pm 6,06 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  (censo 2). O estoque total de BAS também não diferiu, estimada em  $133,94 \pm 29,60 \text{ Mg ha}^{-1}$  a  $250,84 \pm 142,25 \text{ Mg ha}^{-1}$  (censo 1) e de  $134,07 \pm 47,42 \text{ Mg ha}^{-1}$  a  $200,49 \pm 35,35 \text{ Mg ha}^{-1}$  (censo 2). As taxas de perda e ganho de BAS e recrutamento e mortalidade de árvores não diferiram de uma forma geral, não acarretando diferenças significativas no estoque de BAS total dos fragmentos entre os censos avaliados. Não foi observada relação entre o estoque de BAS e tamanho dos fragmentos para o censos 2. O estoque de BAS dos fragmentos de FES de tabuleiro do norte fluminense concentrou-se nas maiores árvores,  $>25$  cm de DAP (38,76 % censo 1 e 36,89 % censo 2), na categoria das secundárias tardias (59,66 % censo 1; 63,00 % censo 2) e na dominância de algumas espécies, como por exemplo, *Metrodorea nigra* A.St.-Hil., *Pseudopiptadenia contorta* (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima e *Astronium concinnum* Schott. Em conclusão, as hipóteses de aumento de BAS com o tempo e entre o tamanho dos fragmentos foram rejeitadas. Tal fato pode estar relacionado a baixa precipitação no período após o primeiro levantamento (2010 a 2015), sugerindo que essa seca que pode ter afetado o crescimento das árvores, e ao grau de degradação dos fragmentos, mas não a diferença entre fragmentos.

**Palavras chave:** Dinâmica florestal, estoque de carbono, floresta de tabuleiro, fragmentação

## ABSTRACT

Tropical forests play an important role in carbon storage and release, contained in their biomass, but these processes can be affected by climate change and fragmentation, transforming these forests from carbon sink to source. The present study evaluated changes in forest structure and dynamics of aboveground biomass (AGB) of a seasonally dry Atlantic forest of northern Rio de Janeiro in a 9-year period (2007-2016). We hypothesized that there was an increase in tree density, total basal area and AGB over time and for AGB according to fragments size. We used vegetation structure data from six fragments collected between 2007 and 2010, whose data were re collected in 2016 by remeasuring trees in 5 plots of 20 m by 20 m in each fragment. There were no changes in stem density  $1410 \pm 40 \text{ N ha}^{-1}$  at  $1820 \pm 119 \text{ N ha}^{-1}$  (census 1),  $1345 \pm 66 \text{ N ha}^{-1}$  at  $1880 \pm 89 \text{ N ha}^{-1}$  (census 2), in the area basal  $19.83 \pm 4.27 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  at  $28.03 \pm 4.18 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  (census 1),  $18.07 \pm 3.43 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  at  $28.88 \pm 6.06 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  (census 2). The rates of AGB loss and gain and tree recruitment and tree mortality were not sufficient to cause significant differences in the total AGB fragments inventory and also between the evaluated censuses. No relation was observed between the AGB stock and fragments size for census 2. Biomass stock is concentrated in the largest trees  $> 25 \text{ cm}$  of DAP (38,76 % census 1 and 36,89 % census 2), in the late secondary category (59,66 % census 1, 63,00 % census 2) and in the dominance of some species such as, for example, *Metrodorea nigra* A.St.-Hil., *Pseudopiptadenia contorta* (DC.) GPLewis & MPLima and *Astronium concinnum* Schott. In conclusion, the hypotheses of AGB increase over time and depending on fragments size were rejected. This fact may be related to a low rainfall in the period after the first survey (2010 to 2015), suggesting a possible drought that may have affected tree growth, and the level of fragments degradation, nevertheless the difference between fragments.

**Key words:** Carbon stock, lowland forest, forest dynamics, fragmentation.

## 1. INTRODUÇÃO

### 1.1. Dinâmica e estoque de biomassa e carbono em florestas tropicais

O maior reservatório terrestre de carbono está contido nos biomas florestais (MALHI; BALDOCCHI e JARVIS, 1999). Nesse contexto, as florestas tropicais representam importantes reservatórios de carbono, que pode ser estocado tanto abaixo como acima do solo (VIEIRA *et al.*, 2011; VILLELA *et al.*, 2012; MALHI *et al.*, 2014). Esse elemento fica retido na biomassa viva e morta e através da decomposição, vai lentamente sendo devolvido à atmosfera (MALHI; GRACE, 2000; LUYSSAERT *et al.*, 2008). Nesse cenário, as florestas tropicais ganham destaque pelo papel que desempenham no ciclo de carbono (BAKER *et al.*, 2007; LUYSSAERT *et al.*, 2007; MALHI, 2012).

O entendimento da dinâmica de carbono em florestas tropicais está relacionado com a sua produtividade vegetal que pode ser estimada do nível do indivíduo ao nível do bioma (STUART CHAPIN; MATSON e VITOUSEK, 2012). A assimilação do CO<sub>2</sub> pela fotossíntese é computada na produtividade primária bruta (PPB). Quando se desconta a respiração autotrófica é obtida produtividade primária líquida (PPL) que pode ser exemplificada por processos como, o crescimento de tronco e recrutamento de árvores. Já a produtividade primária do ecossistema (PPE) leva em consideração processos tais como, a respiração heterotrófica que devolve a atmosfera o CO<sub>2</sub> proveniente da decomposição do material vegetal sobre o solo, nessa etapa estão envolvidos outros processos como eventos de mortalidade. Ampliando esse escopo para um nível maior, produtividade primária do bioma leva em consideração distúrbios que podem afetar a produtividade dos ecossistemas, dessa forma pode ser feito um balanço de carbono a nível da paisagem, quando se junta a perda de carbono pela respiração heterotrófica associada ao efeito dos distúrbios (STUART CHAPIN; MATSON e VITOUSEK, 2012).

A retirada do dióxido de carbono da atmosfera é realizada através da fotossíntese, e sua liberação através da respiração e decomposição da matéria orgânica. Parte desse carbono retirado é armazenado no tronco das árvores (SIMPSON; BOTKIN, 1992). O ciclo do carbono em ecossistemas florestais pode ser esquematizado abaixo pela figura 1:

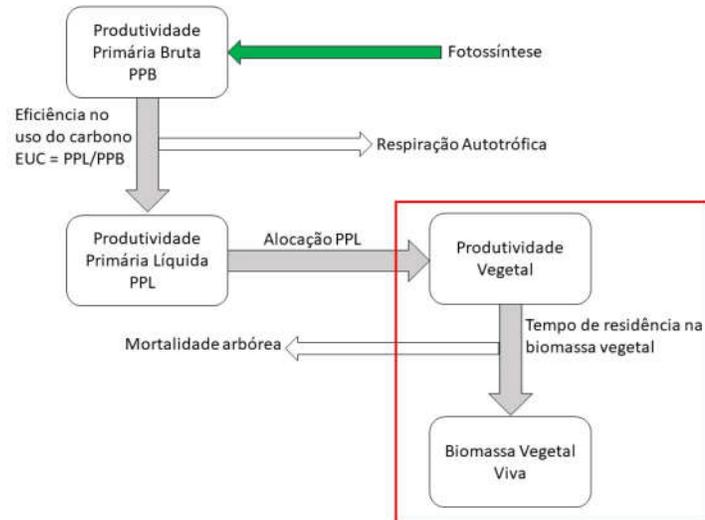


Figura 1– Simplificação do ciclo do carbono em florestas, os principais processos são representados pelas setas e destaca-se neste ciclo o processo de alocação de biomassa dentro do polígono de moldura vermelha. Fonte: Mahli, Y., (2012). Adaptado.

Várias partes da árvore são responsáveis pela alocação do carbono essencial ao metabolismo. Cerca de 40% da PPL em florestas, é responsável pelo incremento de biomassa na forma de madeira (caules, raízes grossas e ramos), permanecendo estocada durante a vida desses indivíduos arbóreos (MALHI, 2012). Segundo Liu *et al.*, (2015) florestas tropicais contem cerca de 44% de carbono estocado na biomassa acima do solo. Essas florestas têm relevante importância no processo de ciclagem do carbono, contribuindo com 36% da troca líquida de carbono entre a atmosfera e a vegetação (MELILLO *et al.*, 1993).

Tem sido amplamente discutido o papel das florestas tropicais como sumidouro e fonte de CO<sub>2</sub> (CHAMBERS *et al.*, 2001; SALESKA *et al.*, 2003; LUYSSAERT *et al.*, 2008; MALHI, 2010). Sendo assim, distúrbios antrópicos ou naturais podem implicar em mudanças das florestas tropicais de sumidouro a fonte de carbono para atmosfera (MALHI; GRACE, 2000). Processos antrópicos como mudanças de uso do solo, substituição das florestas por agricultura, queimadas, urbanização entre outros podem implicar em grande quantidade de carbono a ser liberado para atmosfera em um curto tempo (PALACE *et al.*, 2007; ARAGÃO *et al.*, 2014).

A quantificação da biomassa em comunidades vegetais é importante para compreensão dos fluxos de carbono, justamente pelos fenômenos de impacto supracitados. De acordo com Vieira *et al.*, (2011), os critérios e métodos utilizados para a determinação de biomassa se diferenciam conforme as restrições e objetivos

de um determinado estudo. Sendo assim, a estimativa do estoque de carbono da vegetação pode ser obtida pela biomassa florestal (HIGUCHI *et al.*, 2004; AVITABILE *et al.*, 2016).

## **1.2. Fragmentação, dinâmica da biomassa arbórea e clima**

A fragmentação de habitat pode ser considerada como o tipo de intervenção humana que mais causa alterações no ambiente natural, sendo responsável por diversos distúrbios na comunidade (CERQUEIRA; NASCIMENTO e PARDINI, 2005), constatação que vem sendo discutida por vários autores (BIERREGAARD *et al.*, 1992; KAPOs *et al.*, 1997; LAURANCE *et al.*, 2002; TABARELLI; CARDOSO DA SILVA e GASCON, 2004; NASCIMENTO; LAURANCE, 2006; LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; MAGNAGO *et al.*, 2015; MAGNAGO *et al.*, 2017). A diminuição da cobertura vegetal, gerada por processos de fragmentação, e o efeito de borda podem causar alterações na estrutura e funcionamento das comunidades vegetais, levando a perda de biodiversidade (GASCON *et al.*, 1999). A Dinâmica da comunidade arbórea é alterada principalmente pela relação entre as taxas de mortalidade e recrutamento, no qual eventos de mortalidade alteram de forma diferenciada a produção de biomassa arbórea em florestas tropicais (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO e GUILHERME, 2005; PHILLIPS *et al.*, 2009). Estudos têm revelado que alterações na diversidade arbórea e a diminuição da biomassa podem interferir de forma significativa no estoque e aporte de nutrientes no ambiente, e também afetar o estoque e ciclagem do carbono (MARTINELLI *et al.*, 2000; VILLELA e PROCTOR, 2002).

O cenário climático atual modificado pelo homem muito se difere do passado geológico, onde o aquecimento e o resfriamento do planeta ocorreram de forma gradativa ao decorrer de milhares de anos (JOLY, 2007). O aumento dos níveis atmosféricos de CO<sub>2</sub> está levando a mudanças no ciclo hidrológico e no aumento da temperatura média do ar, ocasionada, principalmente, pelo aumento do efeito estufa na atmosfera terrestre, fenômeno frequentemente referido como aquecimento global (KARDOL *et al.*, 2010). Com o aquecimento global, espera-se um cenário de mudanças no clima, principalmente, com aumento de temperatura, modificações nos padrões de chuvas e alterações na distribuição de extremos climáticos tais como secas, inundações, frentes frias, geadas, tempestades severas, vendavais, granizo, etc. (NOBRE, 2001; PBMC, 2014).

Como resposta a esse cenário de mudanças climáticas, a fisiologia e o crescimento das plantas poderão ser afetados nos seguintes processos: fotossíntese líquida e respiração; condutância estomática e a eficiência do uso da água; alocação de carbono e crescimento; estrutura da planta e fenologia, e concentração de nutrientes (BUCKERIDGE, 2007). Em uma escala maior, essas mudanças climáticas globais apresentam efeitos sobre os processos que regem os ecossistemas de floresta tropical (MALHI *et al.*, 2009; MARENGO *et al.*, 2009), como em níveis regionais e até nível global (GRACE *et al.*, 2001; GRACE; MEIR e MALHI, 2001; MALHI, 2010; GATTI *et al.*, 2014). Isso ocorre pelo fato desses ambientes de floresta apresentarem a capacidade de estocar o carbono em sua biomassa (LUYSSAERT *et al.*, 2007, 2008; MALHI, 2012; BRIENEN *et al.*, 2015).

Segundo o Primeiro Relatório da avaliação nacional sobre Mudanças climáticas, possíveis mudanças climáticas afetam fortemente os processos responsáveis pela absorção de carbono pela floresta (PBMC, 2014). Nesse cenário a Mata Atlântica é destaque no que diz respeito a quantidades de carbono e nitrogênio estocados em seus solos (VILLELA *et al.*, 2012), principalmente em maiores altitudes (VIEIRA *et al.*, 2011). Os supostos aumentos para temperatura do ar na região Sudeste do Brasil provocariam um aumento nos processos de respiração e decomposição, gerando um aumento nas perdas de carbono e nitrogênio para a atmosfera (VIEIRA *et al.*, 2011).

Vários estudos recentes têm mostrado resultados que corroboram a descrições supracitadas, demonstrando que o sequestro de carbono nas florestas tropicais é vulnerável a impactos antrópicos diversos (VILLELA *et al.*, 2012), como fragmentação (LAURANCE, 1997; LIMA; VILLELA e MANZATTO, 2008), corte de árvores (VILLELA *et al.*, 2006, em preparação; PBMC, 2014), fogo (ARAGÃO *et al.*, 2007; ARAGÃO; SHIMABUKURO, 2010), aquecimento (VILLELA *et al.*, 2012; PMBC, 2014) e intensificação de períodos de seca (ROLIM *et al.*, 2005; NASCIMENTO *et al.*, 2007; GATTI *et al.*, 2014; VILLELA *et al.*, em preparação). A fragmentação é um processo de forte impacto, visto que o tamanho do fragmento é um dos principais fatores que interferem no estoque e fluxo do carbono, bem como na ciclagem de nutrientes, principalmente em fragmentos menores que são mais vulneráveis aos impactos da fragmentação (LAURANCE; LAURANCE e DELAMONICA, 1998; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; VIDAL *et al.*, 2007; LIMA; VILLELA e MANZATTO, 2008; PROCÓPIO

DE OLIVEIRA *et al.*, 2008; SILVA, 2009). Segundo Lima, Villela e Manzatto, (2008), o efeito do tamanho do fragmento em formações de floresta ombrófila da Mata Atlântica mostrou diminuição da biomassa aérea em fragmentos menores em relação aos fragmentos maiores, sugerindo os autores um efeito indireto do tamanho do fragmento. No entanto, é preciso considerar que as características de cada fragmento como estrutura, diversidade florística e dominância de espécies secundárias resultantes dos efeitos da fragmentação parecem ter um efeito incisivo sobre estes aspectos da comunidade (LIMA, 2009).

Além disso, a intensificação da perda de biomassa pode ocorrer devido a um efeito sinérgico ocasionado por dois ou mais fatores, tais como alterações bruscas no clima e a fragmentação podendo trazer um risco ainda maior para as florestas tropicais (ARAGÃO *et al.*, 2014). Um exemplo notório é o estudo realizado na Mata do Carvão que faz parte da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, localizada na região Sudeste do Brasil em floresta estacional da Mata Atlântica, onde foi observada diminuição mais acentuada da biomassa arbórea em fragmentos que sofreram corte seletivo de madeira, associado a um período de seca intenso (VILLELA *et al.*, em preparação).

### **1.3. As florestas estacionais semidecíduais da Mata Atlântica**

As florestas tropicais sazonalmente secas geralmente ocorrem na América do Sul quando a precipitação anual é menor do que 1600mm e a estação seca é substancial, com duração de 4 a 6 meses nos quais a precipitação geralmente é inferior a 100 mm por mês (GENTRY, 1995; MEIR e PENNINGTON, 2011). Além do déficit hídrico, as florestas tropicais secas também estão associadas a fatores edáficos específicos, principalmente solos ricos em nutrientes (VARGAS e ALLEN, 2008; MEIR e PENNINGTON, 2011). As florestas sazonalmente secas apresentam um grande número de espécies decíduas e semidecíduas, as copas são fechadas e o subbosque apresenta pouca densidade de gramíneas porém, é abundante o elemento suculento da flora, que é especialmente característico das formações secas (PENNINGTON; LAVIN e OLIVEIRA-FILHO, 2009).

Na Mata Atlântica uma fisionomia seca de destaque é a Floresta Estacional Semidecidual (FES) que se caracteriza por apresentar estacionalidade climática, tendo um período de maior pluviosidade no verão seguido por estiagens acentuadas no inverno (RADAM BRASIL, 1983; VELOSO; RANGEL FILHO e LIMA, 1991;

OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Essa alternância de estações associada à deficiência hídrica e queda de temperatura tem efeito no comportamento fenológico de algumas espécies, onde a porcentagem de indivíduos caducifólios pode variar de 20 a 50% nessas formações vegetacionais (IBGE, 2012).

Um tipo fisionômico existente de FES no norte fluminense é a Floresta Estacional Semidecidual de Terras baixas, que inclui as florestas de tabuleiro, estas apresentam abrangência disjunta desde Pernambuco até o Rio de Janeiro (RIZZINI, 1976; OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000). Entre essas florestas de tabuleiro, podemos destacar esse tipo fisionômico que ocorre nas áreas litorâneas sobre os sedimentos cenozoicos e segundo RADAM BRASIL, (1983) não são abundantes na área da Mata Atlântica, estando limitados aos depósitos arenosos e argilo-arenosos de cores vivas da Formação Barreiras.

A intensa fragmentação da Mata Atlântica durante séculos reduziu sua área em aproximadamente 12,5% de seu território original (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2012). Segundo Rodrigues, (2004), a complexidade e a diversidade de habitats, constituindo um mosaico complexo com grande variação estrutural e funcional é o principal responsável pela riqueza de espécies da Mata Atlântica fluminense. Mas devido às pressões antrópicas exercidas pela crescente demanda da sociedade, estas paisagens têm sido continuamente fragmentadas ficando isoladas por matrizes como pastos, monoculturas e áreas de desenvolvimento urbano restando apenas manchas florestais impactadas geralmente inferiores a 1000 ha (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2012). Na atualidade o cenário da Mata Atlântica mostra que mais de 80% dos fragmentos possuem menos de 50 ha de área e mesmo com essa intensa fragmentação esse bioma possui as mais altas riquezas de espécies e taxas de endemismos do planeta (RIBEIRO *et al.*, 2009).

A diminuição da biomassa em pequenos fragmentos ocasionada pela fragmentação foi reportada para florestas ombrófilas (LIMA; VILLELA e MANZATTO, 2008), assim como a produtividade (SILVA, 2009). Entretanto, este conhecimento é ainda escasso nas FES (VILLELA *et al.*, 2012). Dado o estado avançado de fragmentação da Floresta Atlântica, o cenário futuro de mudanças climáticas globais deve ser potencializado (VILLELA *et al.*, em preparação). Em especial na região centro-norte fluminense destacada por Oliveira-Filho e Fontes (2000) como a “falha de Campos dos Goytacazes”, onde há uma interrupção da floresta ombrófila, que

ocupa toda a faixa do litoral brasileiro, sendo substituída nesta região por FES, fato que está intimamente ligado ao clima da região. Estudos anteriores na região norte fluminense demonstraram que os fragmentos maiores e mais bem preservados, na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG), apresentaram maior estrutura e diversidade (ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014). Espera-se, portanto, que estes tenham maior potencial estocador de carbono.

Neste sentido, estudos que permitem fazer análises do estoque de biomassa das FES de tabuleiro em associação com diversas variáveis estruturais e florísticas da vegetação e distúrbios antrópicos, poderão auxiliar o entendimento de como esses ecossistemas reagem na estocagem de biomassa acima do solo. Além disso, tais conhecimentos permitirão saber o que isso poderá implicar para o bioma Mata Atlântica e as respostas quanto à dinâmica do carbono ao longo de uma série temporal.

Sendo assim, o presente trabalho visa contribuir com resultados para ampliar o entendimento da dinâmica do carbono e de biomassa em fragmentos da Mata Atlântica, principalmente de florestas estacionais. Diante disso, este trabalho visa responder à seguinte pergunta: Existe um incremento no estoque de biomassa e carbono nas florestas estacionais semidecíduais de tabuleiro do norte fluminense de acordo com o tempo e com o tamanho dos fragmentos?

## 2. HIPÓTESES

Diante do que foi exposto, espera-se que exista variação no estoque de biomassa arbórea acima do solo e carbono em relação ao estágio sucessional intermediário e tamanho dos fragmentos de FES de tabuleiro do norte fluminense. Portanto, as seguintes hipóteses foram definidas:

**H1** – Há um incremento no número de indivíduos arbóreos e na área basal total nos fragmentos com do tempo.

**H2** – Há um incremento de BAS e carbono com o tempo.

**H3** – As taxas de perdas de biomassa arbórea são maiores e ganho são menores nos menores fragmentos.

**H4** – Existe relação positiva entre o tamanho do fragmento e o estoque de BAS.

**H5** – O estoque da biomassa e aquisição de carbono são dependentes das espécies, grupos ecológicos e classes de diâmetro.

### 3. OBJETIVOS

O presente trabalho teve como objetivo geral avaliar a variação da biomassa arbórea viva acima do solo (BAS) em fragmentos de Floresta estacional semidecidual de tabuleiro do norte fluminense para testar possíveis diferenças entre fragmentos e relacioná-las com o tamanho dos fragmentos. Para conduzir esta análise, estes objetivos específicos foram definidos:

**O1** – Avaliar se existem alterações nos padrões gerais de estrutura e florística da comunidade arbórea dos fragmentos entre os dois censos avaliados.

**O2** – Quantificar temporalmente o estoque de BAS e do carbono arbóreo para testar se estes variam ao longo do tempo para fragmentos de FES de tabuleiro do norte fluminense.

**O3** – Caracterizar a dinâmica temporal dos fragmentos avaliados através do cálculo de taxas de recrutamento, mortalidade, rotatividade e mudança da comunidade arbórea, e taxas de perda, ganho, rotatividade e mudança no estoque de BAS para verificar a relação do estoque de BAS com a dinâmica arbórea.

**O4** – Quantificar a variação espacial do estoque de BAS e carbono e relacioná-los com o tamanho dos fragmentos de FES de tabuleiro do norte fluminense.

**O5** – Quantificar o estoque de BAS de acordo com a classe de diâmetro a altura do peito (DAP), os grupos funcionais e as principais espécies de árvores para avaliar a contribuição de cada um desses fatores no estoque de biomassa.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. Área de estudo

Os fragmentos selecionados para o presente estudo localizam-se no município de São Francisco do Itabapoana (RJ) e estão classificados como floresta estacional semidecidual de tabuleiro, são eles: Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG), Fazenda Santo Antônio, Fazenda Santana, Fazenda Imburi, Fazenda Palmeiras e Mata do Funil (figura 2). Nestes, estudos de fitossociologia (SILVA e NASCIMENTO, 2001; ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014), produtividade e ciclagem de nutrientes (VILLELA *et al.*, 2006), impacto da seca no estoque de biomassa e carbono (VILLELA *et al.*, em preparação) foram conduzidos.

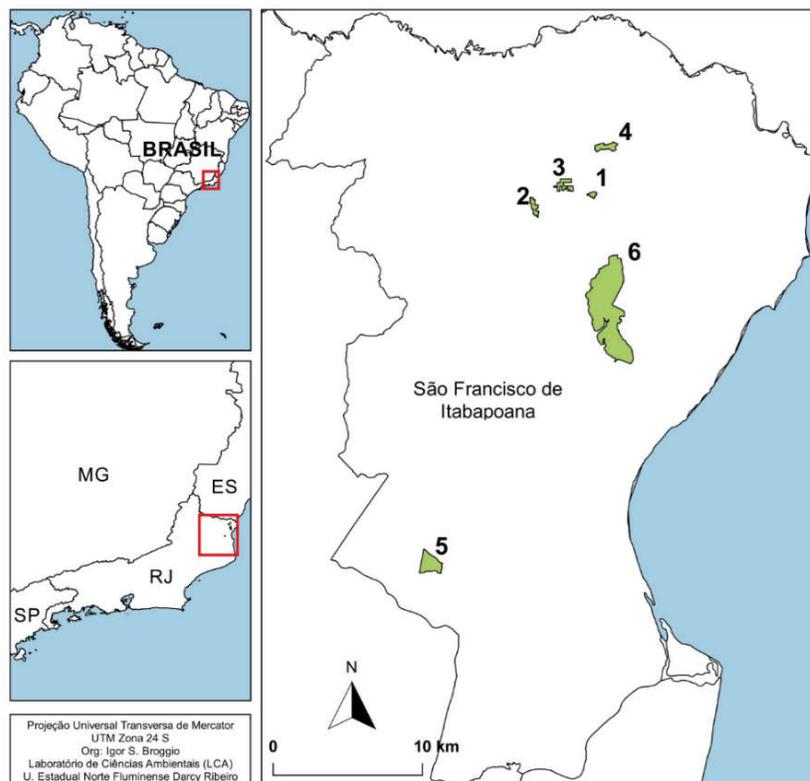


Figura 2 – Localização dos fragmentos de floresta estacional semidecidual de tabuleiro no município de São Francisco do Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil, selecionados para este estudo. 1 – Fazenda Imburi (13 ha), 2 – Fazenda Santana (35 ha), 3 – Fazenda Palmeiras (49 ha), 4 – Fazenda Santo Antônio (55 ha), 5 – Mata do Funil (128 ha), 6 – Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (1190 ha). Fonte cartográfica: IBGE.

Remanescentes de FES de tabuleiro da região norte fluminense encontram-se ainda à mercê de pressões antrópicas diversas, como queimadas, corte seletivo de madeira e caça, sendo poucos preservados ou protegidos legalmente (ABREU; BRAGA; NASCIMENTO, 2014) (tabela 1).

Tabela 1 – Características gerais dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros amostrados neste estudo. Fonte: Abreu, 2013 – Adaptado.

Fragmentos	Coordenadas geográficas	Distância EEEG (km)	Área (ha)	Estado de preservação	Matriz circundante	Breve caracterização fisionômica	Tipo de solo	Relevo	Classificação das sp. com maior VI
Fazenda Imburi	21° 19' 39.37"S 41° 06' 05.18"O	5	13	Vestígios de corte de árvores; pequenas trilhas no interior; presença eventual de armadilhas utilizadas para caça; cerca em seu interior com a finalidade de limite de propriedades.	Pastagem, plantio de cana-de-açúcar e mandioca.	Dossel descontínuo; altura média de 12m; sub-bosque fechado; presença de lianas, cipós e epífitas.	Latossolo amarelo coeso	Plano	Secundária tardia
Fazenda Santana	21° 20' 07.78"S 41° 08' 21.55"O	6	35	Vestígios de corte de árvores; fragmento cortado por uma estrada rural; cercado na borda da estrada.	Pastagem e plantio de cana-de-açúcar.	Dossel descontínuo; altura média de 10m; sub-bosque pouco desenvolvido; presença de árvores caídas; clareiras eventuais.	Argissolo vermelho-amarelo distrófico.	Plano	Secundária tardia
Fazenda Palmeiras	21° 19' 17.76"S 41° 07' 17.95"O	6	49	Vestígios de corte de árvores; largas trilhas de passagem em seu interior.	Pastagem e plantio de cana-de-açúcar.	Dossel descontínuo; alta incidência de luz; altura média de 12 m; sub-bosque fechado; incidência de lianas e cipós.	Argissolo vermelho-amarelo distrófico.	Plano	Secundária tardia
Fazenda Santo Antônio	21° 17' 55.63"S 41° 05' 44.40"O	8	55	Afastado de beira de estrada, possuindo acesso mais restrito; cercado em todo o seu perímetro e também ao longo de uma trilha que corta seu interior, utilizada para passagem de gado. Largas trilhas em seu interior que possibilitam a constante passagem de veículos, carroças e motocicletas; vestígio de corte de árvores; fácil acesso sendo constante a presença de pessoas na borda ou no interior do fragmento.	Pastagem.	Dossel contínuo; altura média de 12 m; sub-bosque fechado; presença de lianas e cipós; menor incidência de árvores caídas do que outros fragmentos; epífitas.	Argissolo vermelho-amarelo distrófico.	Elevações suaves	Secundária tardia
Mata do Funil	21° 33' 07.70"S 41° 12' 03.83"O	18	128	Largas trilhas em seu interior que possibilitam a constante passagem de veículos, carroças e motocicletas; vestígio de corte de árvores; fácil acesso sendo constante a presença de pessoas na borda ou no interior do fragmento.	Plantio de cana-de-açúcar e abacaxi.	Dossel descontínuo; árvores de pequeno e médio porte; pouquíssima incidência de emergentes; clareiras recorrentes por todo o fragmento; alta incidência de lianas e cipós formando emaranhados.	Latossolo amarelo coeso	Plano	Secundária inicial
EEEG	21° 25' 18.79"S 41° 04' 50.57"O	—	1190	Impactos de vários tipos; diferentes estágios de conservação observados, possui áreas com corte seletivo e áreas de mata preservada.	Estradas, pastagem, área de reflorestamento.	Dossel contínuo; altura média de 15 m; sub-bosque pouco desenvolvido; presença de lianas e cipós; ocorrência de árvores caídas; eventuais formações de clareira.	Latossolo amarelo coeso	Plano	Secundária tardia

## 4.2. Clima

O clima da área de estudo está classificado como sazonalmente seco, com uma estação seca marcada, de maio a agosto. A média anual de precipitação baseada em uma série temporal de 1961-2012 foi de 986 mm, com o período mais chuvoso entre novembro e dezembro (159 e 150 mm mês<sup>-1</sup>) e o mais seco em agosto (28 mm mês<sup>-1</sup>). A média da temperatura anual foi de 24,5°C (VILLELA *et al.*, em preparação).

A variação climática que engloba o período do presente estudo (2007-2016) foi feita a partir de dados obtidos da estação meteorológica de Campos dos Goytacazes, administrada pelo Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil (INMET - <http://www.inmet.gov.br/>). A estação fica a 45 km de distância da EEEG. Os dados da série histórica de  $\approx$  50 anos feita pelo estudo de Villela *et al.*, (em preparação) foram obtidos dessa mesma estação. Ela foi escolhida por apresentar a série temporal longa mais completa do que as séries de outras estações próximas da região.

Para o período posterior ao primeiro inventário realizado (2010 a 2015), a média anual de precipitação foi de 782 mm, com ocorrência de sete meses (abril a outubro) com precipitação média mensal inferior a 100 mm (figuras 3 e 4). Neste período todos os anos apresentaram precipitação anual inferior à média histórica de 986 mm, enquanto que a média da pluviosidade anual entre os anos de 2007 e 2009 foi de 1.326 mm, superior aos demais anos do estudo (2010 a 2016).

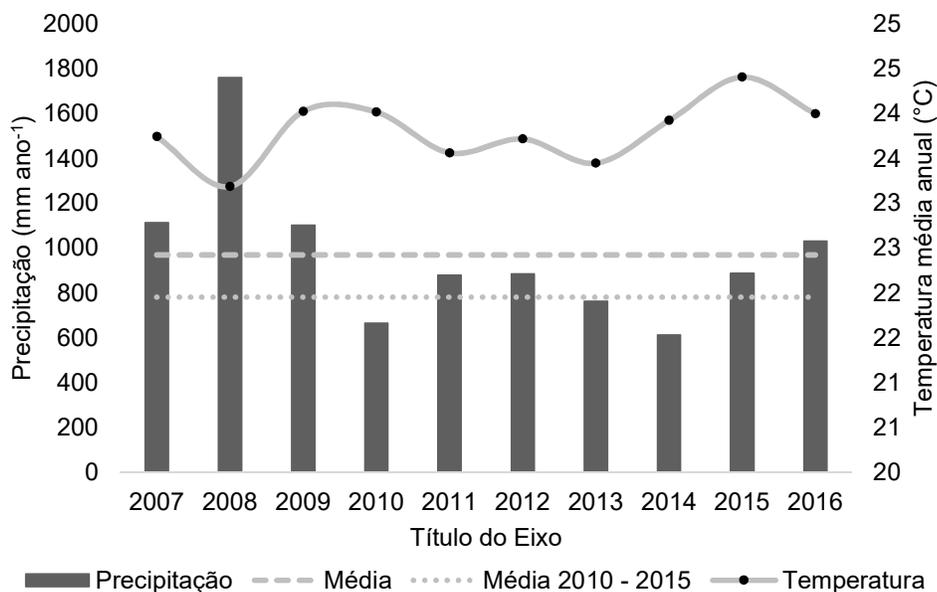


Figura 3 – Precipitação média anual (barras), temperatura média anual (linha contínua), média histórica de precipitação anual (linha tracejada) e média da precipitação do período entre censos (2010 a 2015) (linha pontilhada) para a região norte fluminense. Fonte: INMET, 2017.

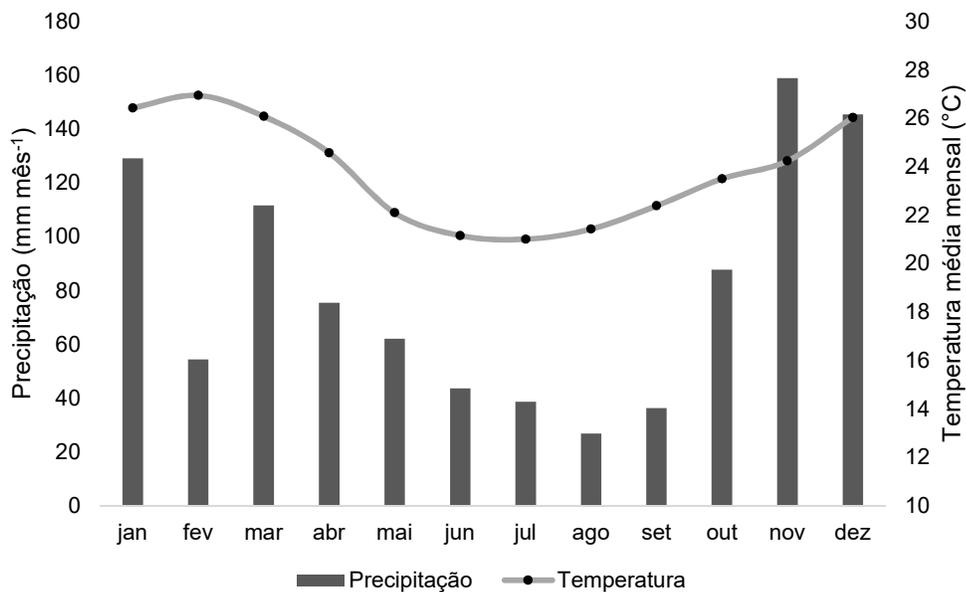


Figura 4 – Precipitação e temperatura média mensal do período de estudo (2007 a 2016) na região norte fluminense. Fonte: INMET, 2017.

### **4.3. Delineamento experimental e unidade amostral**

Os dados foram obtidos em 5 parcelas (20 m por 20 m) em cada um dos seis fragmentos. Para a EEG foram utilizados dois sítios amostrais dentro desse mesmo fragmento; EEG – A área que sofreu corte seletivo no passado, há mais de 50 anos; EEG – B área sem vestígios de árvores cortadas (SILVA e NASCIMENTO, 2001; VILLELA *et al.*, 2006). O método utilizado foi a de parcela fixa (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974). As parcelas foram implementadas em estudos anteriores (ABREU, 2013), elas foram alocadas entre 2007 e 2010 nos fragmentos avaliados de forma aleatória e distantes a pelo menos 30 metros da borda (ABREU, 2013). As remedições do presente estudo ocorreram de julho a outubro de 2016. Portanto, o intervalo de tempo entre a amostragem anterior (censo 1) e a realizada pelo presente estudo (censo 2) varia de 6 a 9 anos (tabela 2).

Tabela 2 – Datas de medição das árvores para cada parcela, censo 1 referente ao estudo de Abreu (2013) e censo 2 referentes ao presente estudo. Cod. Sítio amostral = sigla do sítio amostral; Cod. Parcela = sigla da unidade amostral (parcela) dentro de cada sítio; Datas censo 1 e Datas censo 2 = data em que cada parcela foi medida e remediada respectivamente;  $\Delta t$  dias = variação de censo em dias entre os inventários;  $\Delta t$  anos = variação de censo em anos entre os inventários. Para sete sítios localizados em seis fragmentos de floresta estacional do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

<b>Fragmento de FES</b>	<b>Cod. Sítio amostral</b>	<b>Área do fragmento (ha)</b>	<b>Datas censo 1</b>	<b>Datas censo 2</b>	<b><math>\Delta t</math> dias</b>	<b><math>\Delta t</math> anos</b>
Fazenda Imburi	FI	13	15/06/2008	12/07/2016	2949	8,08
Fazenda Imburi	FI	13	15/06/2008	13/07/2016	2950	8,08
Fazenda Imburi	FI	13	16/06/2008	13/07/2016	2949	8,08
Fazenda Imburi	FI	13	16/06/2008	15/07/2016	2951	8,08
Fazenda Imburi	FI	13	09/09/2008	12/07/2016	2863	7,84
Fazenda Santana	FS	35	06/10/2008	08/08/2016	2863	7,84
Fazenda Santana	FS	35	06/10/2008	08/08/2016	2863	7,84
Fazenda Santana	FS	35	06/10/2008	08/08/2016	2863	7,84
Fazenda Santana	FS	35	07/10/2008	29/07/2016	2852	7,81
Fazenda Santana	FS	35	07/10/2008	29/07/2016	2852	7,81
Fazenda Palmeiras	FP	49	16/09/2008	22/09/2016	2928	8,02
Fazenda Palmeiras	FP	49	16/09/2008	23/09/2016	2929	8,02
Fazenda Palmeiras	FP	49	16/09/2008	23/09/2016	2929	8,02
Fazenda Palmeiras	FP	49	30/09/2008	23/09/2016	2915	7,99
Fazenda Palmeiras	FP	49	30/09/2008	22/09/2016	2914	7,98
Fazenda Santo Antônio	FSA	55	27/08/2007	27/07/2016	3257	8,92
Fazenda Santo Antônio	FSA	55	27/08/2007	27/07/2016	3257	8,92
Fazenda Santo Antônio	FSA	55	28/08/2007	27/07/2016	3256	8,92
Fazenda Santo Antônio	FSA	55	28/08/2007	28/07/2016	3257	8,92
Fazenda Santo Antônio	FSA	55	03/09/2007	28/07/2016	3251	8,91
Mata do Funil	MF	128	30/03/2010	15/09/2016	2361	6,47
Mata do Funil	MF	128	30/03/2010	15/09/2016	2361	6,47
Mata do Funil	MF	128	31/03/2010	11/10/2016	2386	6,54
Mata do Funil	MF	128	31/03/2010	11/10/2016	2386	6,54
Mata do Funil	MF	128	06/04/2010	16/09/2016	2355	6,45
Mata do Carvão - EEEG – com corte	EEEG - A	1190	01/02/2010	06/07/2016	2347	6,43
Mata do Carvão - EEEG – com corte	EEEG - A	1190	11/08/2009	06/07/2016	2521	6,91
Mata do Carvão - EEEG – com corte	EEEG - A	1190	01/02/2010	07/07/2016	2348	6,43
Mata do Carvão - EEEG – com corte	EEEG - A	1190	11/08/2009	07/07/2016	2522	6,91
Mata do Carvão - EEEG – com corte	EEEG - A	1190	11/08/2009	08/07/2016	2523	6,91
Mata do Carvão - EEEG - sem corte	EEEG - B	1190	29/07/2009	09/07/2016	2537	6,95
Mata do Carvão - EEEG - sem corte	EEEG - B	1190	29/07/2009	10/07/2016	2538	6,95
Mata do Carvão - EEEG - sem corte	EEEG - B	1190	29/07/2009	10/07/2016	2538	6,95
Mata do Carvão - EEEG - sem corte	EEEG - B	1190	26/01/2010	11/07/2016	2358	6,46
Mata do Carvão - EEEG - sem corte	EEEG - B	1190	26/01/2010	11/07/2016	2358	6,46

A Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba vem sendo estudada com a implementação de parcelas desde 1996. São parcelas permanentes monitoradas periodicamente para estudos de longa duração em fitossociologia (SILVA e NASCIMENTO, 2001), ciclagem de nutrientes (VILLELA *et al.*, 2006), estoque de carbono e biomassa (VILLELA *et al.*, em preparação), necromassa (SILVA, 2013). Nesses estudos dois setores diferenciados da floresta foram avaliados, um onde houve corte seletivo de madeira expressivo, principalmente nas décadas de 1960 e 1970 e outro onde vestígios desse corte não são observados, aqui denominados (EEEG – A, com corte; EEG – B, sem corte).

Para a realização do estudo proposto essas parcelas foram localizadas, remarcadas e georreferenciadas para as coletas de dados (remedição de árvores). Sendo assim, foram avaliadas 35 unidades amostrais de 400 m<sup>2</sup> cada, totalizando 1,4 ha de floresta amostrada em todos os seis fragmentos.

#### **4.4. Estrutura arbórea e identificação de material botânico**

As variáveis obtidas pela remedição foram: altura, através de observação e o diâmetro à altura do peito (DAP) através de fita métrica, incluindo-se todas as árvores com um DAP  $\geq$  5 cm.

Os indivíduos arbóreos que foram localizados com a base inserida na parcela e tiveram DAP  $\geq$  5 cm, mas que não foram marcados e medidos na amostragem anterior, foram marcados com plaqueta, coletados para identificação e medidos. Indivíduos já inseridos na amostragem, que foram remedidos, eventualmente também foram coletados, quando férteis ou apresentassem necessidade de conferências na identificação realizada no passado, bem como alteração de nome científico. Essa etapa é fundamental, uma vez que é necessária a identificação mais correta possível para a determinação da densidade da madeira e conseqüentemente da biomassa. As amostras férteis foram herborizadas e depositadas nos herbários da UENF(HUENF) e do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB).

A identificação do material foi feita segundo APG III (REVEAL e CHASE, 2009), através de consultas a especialistas, ou por comparações com outros materiais depositados em herbários e disponíveis na rede pela plataforma JABOT. Exsiccatas e duplicatas de espécimes foram depositadas nos herbários HUENF e RB.

#### 4.5. Determinação das principais espécies para os fragmentos de FESTB

Foi considerado para efeito desse estudo, a escolha das espécies mais importantes de acordo com as 20 espécies arbóreas de maiores Índices de Valor de Cobertura (IVC) para os seis fragmentos avaliados (tabela 3). Essa escolha foi feita segundo o trabalho de Abreu, Braga e Nascimento, (2014) que avaliou a estrutura e florística dos mesmos fragmentos avaliados neste estudo.

Tabela 3 – Posição fitossociológica das 20 espécies mais importantes amostradas para seis fragmentos de FES do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. FI = Fazenda Imburi, FS = Fazenda Santana, FP = Fazenda palmeiras, FSA = Fazenda Santo Antônio, MF = Mata do Funil, EEEG A = Estação Estadual Ecológica de Guaxindiba – corte seletivo, EEEG = Estação Estadual Ecológica de Guaxindiba – sem corte seletivo. Os valores nas linhas estão classificados pelo IVC. Adaptado (ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014).

Espécie	FI	FS	FP	FSA	MF	EEEG A	EEEG B
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	1	1	1	1	4	1	1
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P. Lima	3	7	2	3	2	2	3
<i>Astronium concinnum</i> Schott	25	2	3	5	22	26	-
<i>Trigoniodendron spiritusantense</i> E.F. Guim. & Miguel	4	8	6	4	39	8	16
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	7	54	5	6	29	6	24
<i>Parapiptadenia pterosperma</i> (Benth.) Brenan	15	30	27	-	1	11	14
<i>Astronium</i> sp.	37	10	4	7	8	29	10
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	17	13	8	16	11	7	6
<i>Copaifera lucens</i> Dwyer	8	3	9	12	6	-	29
<i>Melicococcus oliviformis</i> subsp. <i>intermedius</i> (Radlk.) Acev. -Rodr.	20	11	18	8	12	13	4
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	6	4	38	27	65	21	11
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	9	15	22	2	19	22	50
<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhlman	5	24	47	-	13	5	48
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	63	37	10	43	14	10	7
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	-	6	13	17	5	39	22
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	-	19	52	39	16	3	15
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	10	22	11	-	18	33	9
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M. Johnst.	62	-	15	21	-	4	12
<i>Metternichia princeps</i> J.C. Mikan	41	-	-	-	-	9	2
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	2	85	7	-	-	31	-

#### 4.6. Estimativa de biomassa arbórea e carbono

A estimativa da biomassa acima do solo (BAS) foi feita, através da equação alométrica (Eq. 1) sugerida por Chave *et al.* (2005) para florestas secas:

$$BAS = \rho \times \exp(-0.667 + 1.784 \times \ln(D) + 0.207 \times (\ln(D))^2 - 0.028 \times (\ln(D))^3) \quad (1)$$

Onde **BAS** é biomassa acima do solo,  **$\rho$**  é a densidade específica da madeira ( $\text{g cm}^3$ ), **D** é o diâmetro a altura do peito (cm).

Para a obtenção dos valores de  $\rho$  utilizados no cálculo de BAS através da equação (1) foram consultados os trabalhos de Fearnside, (1997), Chave *et al.*, (2005), Nogueira *et al.*, (2007) e também o Banco de Dados Global de Densidade de Madeira, *Global wood density database*, disponível através da base de dados do repositório digital DRYAD (CHAVE *et al.*, 2009; ZANNE *et al.*, 2009). Os valores de  $\rho$  para espécies em que não se tem informação publicada em literatura foram estimados através da média de todas as espécies do gênero.

Para conversão de biomassa em carbono (C), foi assumido que a biomassa é 47,3% de C (MALHI, 2012).

#### 4.7. Dinâmica da comunidade arbórea, ganho e perda de biomassa

O ganho e perda de biomassa entre as duas amostragens, foram feitos utilizando-se as medições existentes em cada parcela, onde se tem dados estruturais e florísticos no período 2007-10 (censo 1) (ABREU, 2013), comparando-se as remedições realizadas em 2016 (censo 2) por este estudo. As mudanças na estrutura e dinâmica da comunidade foram avaliadas através da medição de indivíduos com DAP  $\geq 5$  cm e cálculo da biomassa acima do solo, número de árvores mortas e perfilhadas, tal como descrito acima.

As taxas de dinâmica foram analisadas em número de indivíduos arbóreos (recrutas, mortos e sobreviventes) e em biomassa, baseado em Sheil, Burslem e Alder, (1995); Lewis *et al.*, (2011). As taxas anuais médias de mortalidade (**M**) (Eq. 2) e recrutamento (**R**) (Eq. 3) de árvores individuais e taxas anuais médias de perda de biomassa (**P**) (Eq. 4) e ganho de biomassa (**G**) (Eq. 5) das árvores foram calculadas por meio das expressões exponenciais abaixo:

$$M = \{1 - [(N0 - m) / N0]^{1/t}\} \times 100 \quad (2);$$

$$R = [1 - (1 - r/Nt)^{1/t}] \times 100 \quad (3);$$

$$P = \{1 - [(BAS_t - BAS_m - BAS_d) / BAS_0]^{1/t}\} \times 100 \quad (4);$$

$$G = \{1 - [1 - (BAS_r + BAS_i) / BAS_t]^{1/t}\} \times 100 \quad (5).$$

As taxas de mudança líquida para o número de árvores (**MN**) (Eq. 6) e mudança em biomassa (**MBAS**) (Eq. 7) também foram estimadas (KORNING e BALSLEV, 1994). Também foram calculadas as taxas de rotatividade para o número de árvores (**RN**) (Eq. 8) e rotatividade de biomassa (**RBAS**) (Eq. 9) através das equações abaixo:

$$\mathbf{MN} = \mathbf{[(Nt/N0)^{1/t} - 1] \times 100} \quad \mathbf{(6);}$$

$$\mathbf{MBAS} = \mathbf{[(BASt/BAS0)^{1/t} - 1] \times 100} \quad \mathbf{(7);}$$

$$\mathbf{RN} = \mathbf{(M + R)/2} \quad \mathbf{(8);}$$

$$\mathbf{RBAS} = \mathbf{(P + G)/2} \quad \mathbf{(9).}$$

Sendo **t** Variação de tempo entre os inventários, **N0** e **Nt**, respectivamente, as contagens inicial e final de árvores individuais; **m** e **r** são, árvores mortas e recrutadas; **BAS0** e **BASt** são, a biomassa inicial e final das árvores; **BASm** a biomassa das árvores mortas, **BASr** é a biomassa dos recrutadas; e **BASd** e **BASi** são, o decremento (por meio de quebra ou perda parcial do tronco) e o incremento em biomassa das árvores sobreviventes.

#### 4.8. Análise dos dados e análises estatísticas

Para verificação da premissa de normalidade das distribuições foi realizado o teste de Shapiro-Wilks ( $p < 0,05$ ) e também avaliação dos gráficos diagnósticos e dos quantis normais (QQ/plot) (verificação visual).

Transformações (logarítmicas, quadráticas entre outras) foram usadas nas variáveis, caso a mesma não seguisse a distribuição normal. A avaliação da melhor transformação possível foi escolhida através do método de Box-Cox. Isso foi feito para aumentar a probabilidade de se obter distribuição normal e assim garantir as premissas de homocedasticidade das variâncias quando as variáveis apresentaram distribuições assimétricas e heterocedásticas.

A comparação da BAS nos dois censos para um mesmo sítio foi feita utilizando, teste-t de *student* ( $p < 0,05$ ). Já, a comparação entre sítios diferentes foi feita utilizando-se ANOVA aninhada (*nested designed anova*) e apenas os dados do censo 2 foram utilizados nesta análise. Para comparar as taxas de dinâmica da comunidade arbórea e da biomassa entre sítios diferentes foi utilizada ANOVA.

Quando encontradas diferenças significativas o teste a posteriori para comparações múltiplas entre as médias usado foi Tukey.

As análises foram realizadas pelo programa R versão 3.3.2, executadas no ambiente R Studio® (R Studio, 2012).

## 5. RESULTADOS

### 5.1. Estrutura florestal e composição florística

A área basal total, entre sítios, variou de  $19,83 \pm 4,27 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  a  $28,03 \pm 4,18 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  (censo 1),  $18,07 \pm 3,43 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  a  $28,88 \pm 6,06 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  (censo 2). A densidade absoluta de árvores nos sítios variou de  $1410 \pm 40 \text{ N ha}^{-1}$  a  $1820 \pm 119 \text{ N ha}^{-1}$  (censo 1),  $1345 \pm 66 \text{ N ha}^{-1}$  a  $1880 \pm 89 \text{ N ha}^{-1}$  (censo 2). Sem diferença significativa entre os censos amostrados. Para os índices de diversidade e equidade também não foram observadas diferenças entre os fragmentos estudados (tabela 4).

Tabela 4 – Estrutura arbórea entre as medições realizadas (censo 1 = 2007 - 2010; censo 2 = 2016) em parcelas permanentes alocadas em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro na Região norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Os valores médios (de área basal total e densidade absoluta de árvores entre os censos foram comparados utilizando teste t de *student*, sem diferenças significativas ( $P > 0,05$ ).  $\pm$  = desvio padrão.

Fragmentos de FES	Área basal ( $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ )		Densidade ( $\text{N} \cdot \text{ha}^{-1}$ )		Diversidade ( $H'$ )		Equidade ( $J'$ )	
	Censo 1	Censo 2	Censo 1	Censo 2	Censo 1	Censo 2	Censo 1	Censo 2
Fazenda Imburi (13 ha)	$28.03 \pm 4.2$	$28.88 \pm 6.06$	$1505 \pm 27$	$1290 \pm 65$	3.52	3.51	0.79	0.80
Fazenda Santana (35 ha)	$23.29 \pm 6.1$	$26.55 \pm 7.69$	$1535 \pm 22$	$1375 \pm 64$	3.79	3.76	0.85	0.84
Fazenda Palmeiras (49 ha)	$21.88 \pm 6.5$	$22.05 \pm 5.57$	$1560 \pm 77$	$1350 \pm 126$	3.43	3.41	0.80	0.79
Fazenda Sto. Antônio (55 ha)	$22.36 \pm 2.8$	$22.72 \pm 2.39$	$1410 \pm 40$	$1345 \pm 66$	2.59	2.44	0.64	0.62
Mata do Funil (128 ha)	$21.36 \pm 3.2$	$22.34 \pm 2.38$	$1590 \pm 121$	$1580 \pm 129$	3.74	3.57	0.87	0.84
EEEG A - corte (1190 ha)	$19.83 \pm 4.3$	$18.07 \pm 3.43$	$1805 \pm 92$	$1620 \pm 81$	3.26	3.14	0.76	0.74
EEEG B - sem corte (1190 ha)	$22.19 \pm 3.3$	$23.45 \pm 2.38$	$1820 \pm 119$	$1880 \pm 89$	3.21	3.12	0.75	0.74

As curvas de rarefação não mostraram diferenças significativas no número total de espécies da comunidade, visto pela sobreposição dos intervalos de confiança (95%) para todos sete sítios avaliados (figura 5a até g) e para todos os fragmentos juntos (figura 5h).

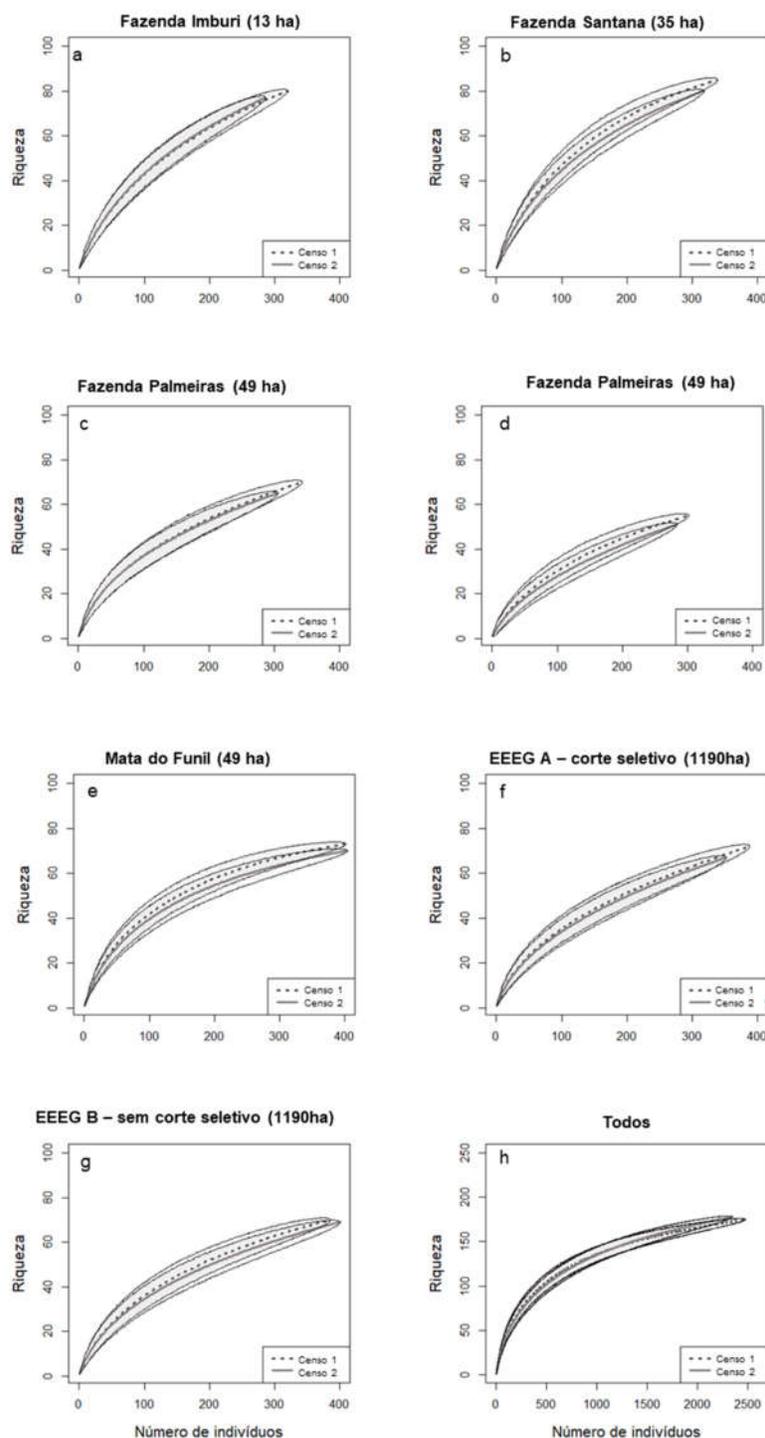


Figura 5 – Curvas de rarefação do número de indivíduos para a riqueza de espécies, com bootstrap de 1000 repetições para cada amostragem em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Os intervalos são de 95% de confiança com limites superiores e inferiores. A linha pontilhada representa o censo 1(2007-2010) e a linha contínua representa o censo 2 (2016). a = Fazenda Imburi, b = Fazenda Santana, c = Fazenda Palmeiras, d = Fazenda Santo Antônio, e = Mata do Funil, f = EEEG – A , Estação E. E de Guaxindiba (corte seletivo), g = EEEG B, Estação E. E de Guaxindiba (sem corte seletivo), h = todos os sítios.

A distribuição dos indivíduos arbóreos vivos nas diferentes classes de diâmetro não diferiu pelo teste Kolmogorov – Smirnov ( $p > 0,05$ ) entre os censos para todos os fragmentos avaliados. O padrão evidenciado foi de J – reverso (figura 6).

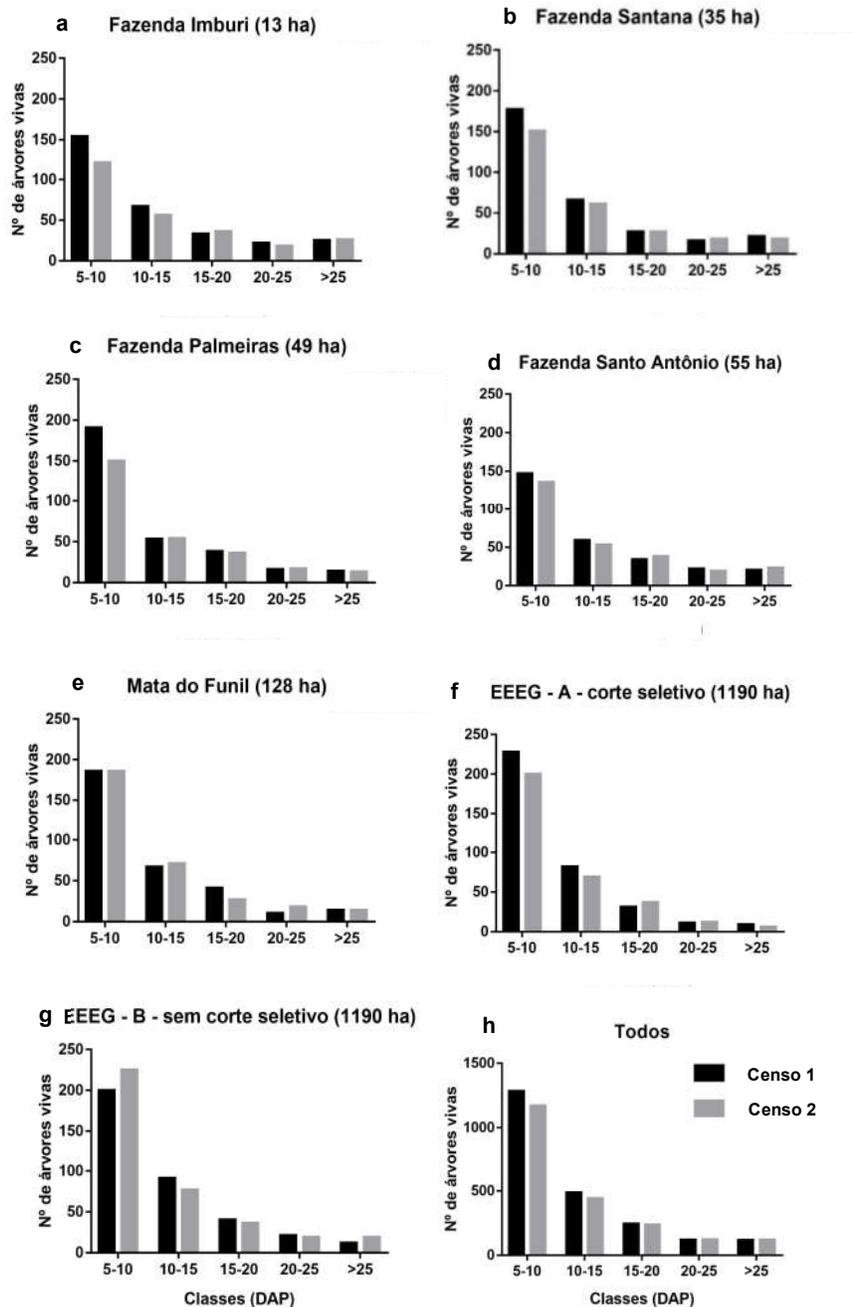


Figura – 6 Distribuição do número de indivíduos arbóreos por classes de diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Todos os sítios seguem o padrão de distribuição J-reverso (Kolmogorov-Smirnov  $p > 0,05$ ). Barras pretas representam o censo 1 (2007-2010), barras cinza representam o censo 2 (2016), a = Fazenda Imburi, b = Fazenda Santana, c = Fazenda Palmeiras, d = Fazenda Santo Antônio, e = Mata do Funil, f = Estação E. E de Guaxindiba-A (corte seletivo), g = Estação E. E de Guaxindiba-B (sem corte seletivo), h = todos os sítios.

O número total de indivíduos vivos aumentou do menor fragmento para o maior fragmento, tanto no censo 1 como no censo 2. Sendo claro esse incremento de indivíduos apenas para as classes de diâmetro de 5-10 cm e 10 – 15 cm (figura 6).

## 5.2. Variação da biomassa arbórea viva acima do solo

A média do estoque total da BAS arbórea viva acima do solo para os todos os sítios avaliados foi de  $177,65 \pm 40,18 \text{ Mg ha}^{-1}$  (censo 1) e  $168,07 \pm 25,50 \text{ Mg ha}^{-1}$  (censo 2). Não foi observada diferença significativa pelo teste t (FI,  $p=0.97$ ; FS,  $p=0.44$ ; FP,  $p=0.71$ ; FSA,  $p=0.78$ ; MF,  $p=0.76$ ; EEG – A,  $p=0.57$ ; EEG – B,  $p=0.34$ ) entre os censos, para um mesmo sítio (figura 7) (anexo 1).

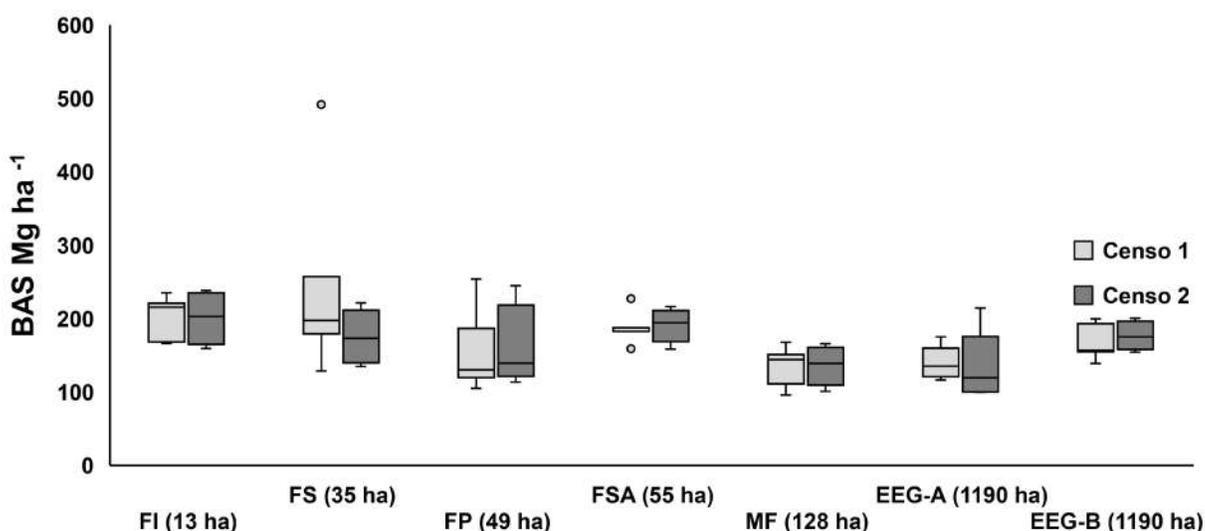


Figura 7 – Variação da biomassa arbórea acima do solo (BAS) em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual de Tabuleiro do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. A variação entre os censos 1 (2007-2010) e censo 2 (2016) não foi significativa para o mesmo fragmento pelo teste t de *student*. FI = Fazenda Imburi, FS = Fazenda Santana, FP = Fazenda Palmeiras, FSA = Fazenda Santo Antônio, MF = Mata do Funil, EEG A = Estação E.E de Guaxindiba (corte seletivo), EEG B = Estação E.E de Guaxindiba (sem corte seletivo). Caixas cinza escuro representam o censo 1 e caixas cinza claro o censo 2.

O estoque de BAS foi semelhante entre os sítios avaliados para o censo 2 (2016), não foram observadas diferenças significativas através da ANOVA ( $p > 0,05$ ) (anexo 2), também não foi observada relação positiva do tamanho dos fragmentos com a média da BAS total viva acima do solo  $N = 7$  sítios ( $R^2 = 0,2985$ ,  $p = 0,2044$ ) (anexo 3). O estoque de carbono total arbóreo foi  $84,03 \pm 19,01 \text{ Mg C ha}^{-1}$  no censo 1 e  $73,45 \pm 11,15 \text{ Mg C ha}^{-1}$  no censo 2 (tabela 5).

Tabela 5 – Média da variação da biomassa e carbono arbóreos em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual de Tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. FI = Fazenda Imburi, FS = Fazenda Santana, FP = Fazenda Palmeiras, FSA = Fazenda Santo Antônio, MF = Mata do Funil, EEEG A = Estação E. E de Guaxindiba (corte seletivo), EEEG B = Estação E. E de Guaxindiba (sem corte seletivo).  $\pm$  desvio padrão.

Sítio amostral	Censo 1		Censo 2	
	BAS (Mg ha <sup>-1</sup> )	C (Mg ha <sup>-1</sup> )	BAS (Mg ha <sup>-1</sup> )	C (Mg ha <sup>-1</sup> )
FI (13 ha)	201.19 $\pm$ 31.96	95.16 $\pm$ 15.12	200.49 $\pm$ 35.35	87.62 $\pm$ 15.45
FS (35 ha)	250.84 $\pm$ 142.25	118.65 $\pm$ 67.28	175.01 $\pm$ 36.80	76.48 $\pm$ 16.08
FP (49 ha)	158.97 $\pm$ 61.36	75.19 $\pm$ 29.02	163.67 $\pm$ 54.12	71.52 $\pm$ 23.65
FSA (55 ha)	188.72 $\pm$ 24.45	89.27 $\pm$ 11.57	190.60 $\pm$ 22.79	83.29 $\pm$ 9.96
MF (128 ha)	133.94 $\pm$ 29.60	63.35 $\pm$ 14.00	135.77 $\pm$ 26.79	59.33 $\pm$ 11.71
EEEG A (1190 ha)	141.41 $\pm$ 25.21	66.89 $\pm$ 11.93	134.07 $\pm$ 47.42	58.59 $\pm$ 20.72
EEEG B (1190 ha)	168.47 $\pm$ 26.46	79.69 $\pm$ 12.51	176.85 $\pm$ 19.54	77.29 $\pm$ 8.54

A BAS estocada acima do solo se concentrou na classe de maior tamanho (> 25 cm DAP) nos dois censos avaliados (37 % censo 1 e 39% censo 2). Não foi observada diferença significativa (teste t,  $p > 0,05$ ), (anexo 4) entre os censos no mesmo sítio, com exceção do sítio EEEG – B que diferiu significativamente para a classe > 25 DAP ( $p = 0,05$ ) (figura 8). Quando foram consideradas apenas as árvores jovens ( $\leq 15$  cm de DAP), ocorreu aumento em BAS de acordo com o tamanho do fragmento ( $R^2 = 0,68$ ;  $p = 0,04$ ) (figura 9).

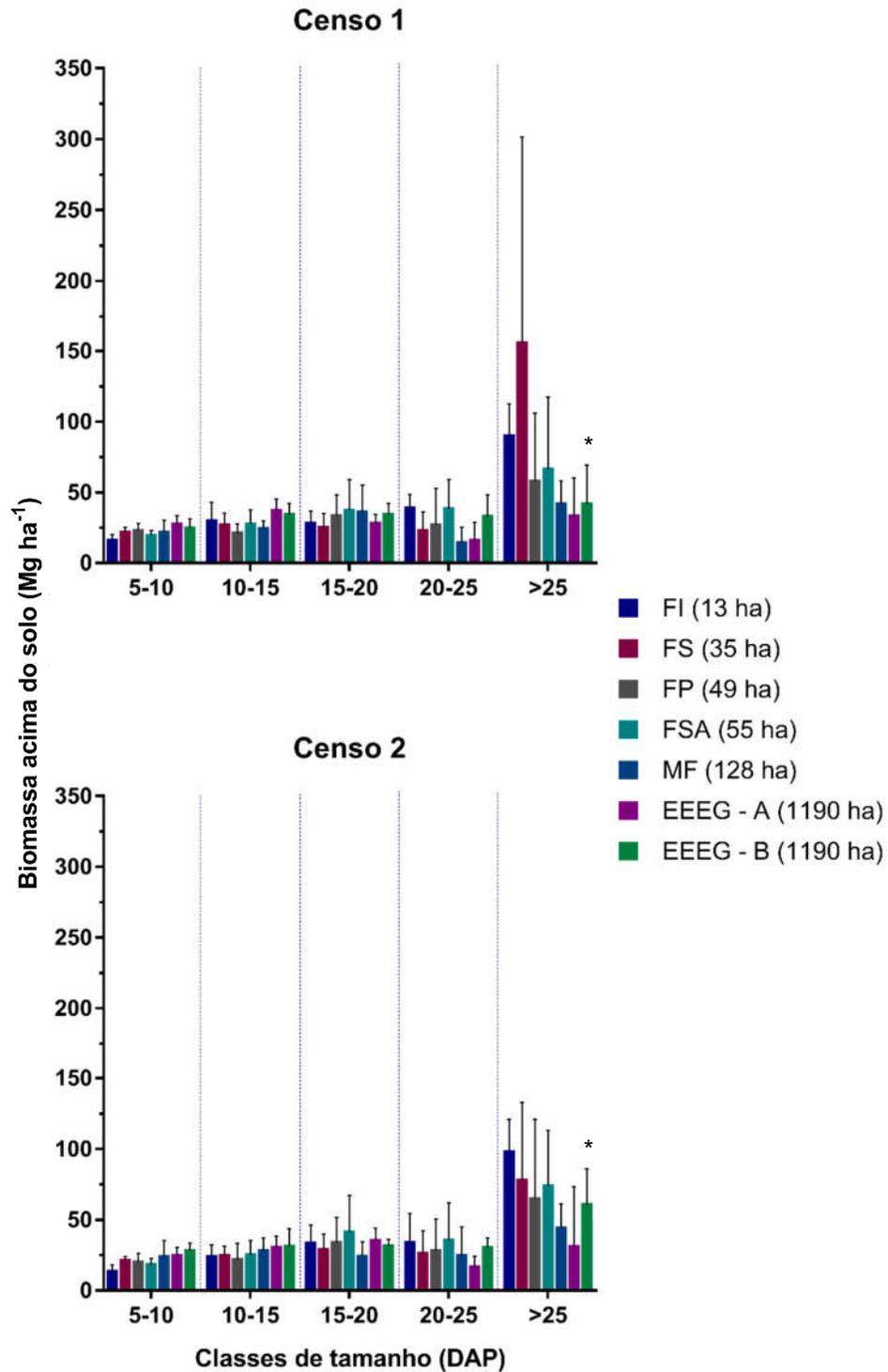


Figura 8 – Variação da BAS pelas classes de diâmetro a altura do peito cm (DAP)  $\geq 5$  cm para fragmentos de FES de tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. (\*) Diferença significativa para o estoque de BAS da classe de DAP entre os tempos avaliados ( $p < 0,05$ , teste t de Student). Barras de dispersão = desvio padrão.

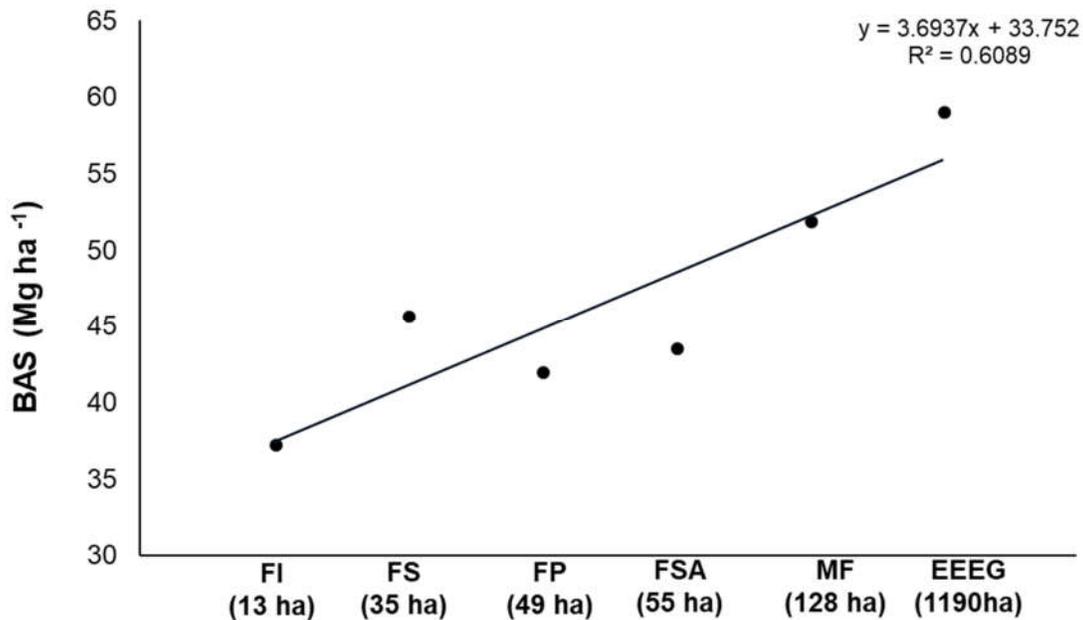


Figura 9 – Relação entre tamanho do fragmento e biomassa arbórea acima do solo (árvores < 15 cm DAP) para fragmentos de FES de tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. FI = Fazenda Imburi, FS = Fazenda Santana, FP = Fazenda Palmeiras, FSA = Fazenda Santo Antônio, MF = Mata do Funil, EEEG = Estação E. E de Guaxindiba (setor B – sem corte seletivo).

Entretanto, entre fragmentos, diferenças significativas (Anova  $p < 0,005$ ) foram evidenciadas para a classe de 5 – 10 cm DAP. O menor fragmento (FI, 13 ha  $13,6 \pm 1,9$  Mgha<sup>-1</sup>) apresentou BAS inferior do que os demais, sendo significativamente diferente do maior fragmento (para os dois sítios amostrados, EEEG – A, 1190 ha  $24,5 \pm 2,4$  Mgha<sup>-1</sup>; EEEG – B, 1190 ha  $27,8 \pm 2,0$  Mgha<sup>-1</sup>) (anexo 5, 6).

Para os grupos funcionais avaliadas o estoque de BAS se concentrou nas categorias secundária inicial (27 % censo 1; 26 % censo 2) e secundária tardia (59 % censo 1; 63% censo 2). Não foi observada diferença significativa (teste t,  $p > 0,05$ ) entre os censos no mesmo sítio, com exceção do sítio EEEG – B que diferiu significativamente para o grupo das secundárias tardias ( $p < 0,05$ ) (figura 10). Entre fragmentos, diferenças significativas foram observadas apenas para as secundárias tardias, sendo os sítios FI, FSA e EEEG – B com maior estoque de BAS para esse grupo, diferindo de MF (anexos 7 e 8).

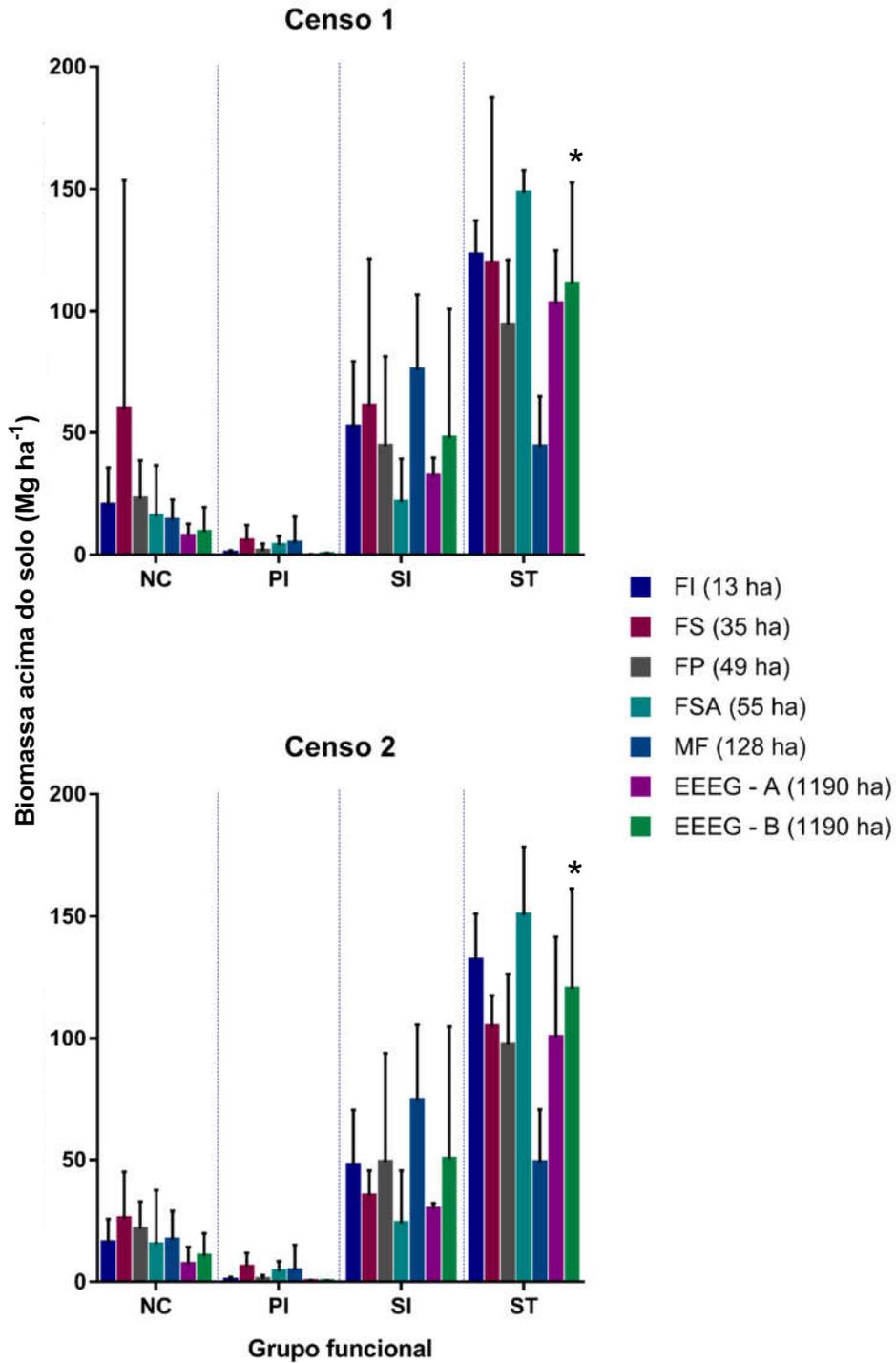


Figura 10 – Variação da BAS pelos grupos funcionais para fragmentos de FES de tabuleiro do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. NC = não classificada; PI = pioneiras; SI = secundárias iniciais; ST = secundárias tardias. (\*) Diferença significativa para o estoque de BAS da classe de DAP entre os tempos avaliados ( $p < 0,05$ , teste t de Student). Barras de dispersão = desvio padrão.

A avaliação do estoque de BAS para as principais espécies consolidou as três espécies de maior IVC (*Metrodorea nigra* A.St.-Hil., *Pseudopiptadenia contorta* (DC.) G.P.Lewis & M.P. Lima e *Astronium concinnum* Schott) como as de maior potencial estocador de BAS para todos os sítios avaliados. Destacam-se também as espécies *Paratecoma peroba* (Record) Kuhl. (posição 7 no censo 1, posição 5 no censo 2) e *Trigoniodendron spiritusanctense* E.F.Guim. & Miguel (posição 5 no censo 1, posição 4 no censo 2) para ganho de BAS. A espécie *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose também se destacou, porém, perdendo entre os inventários (posição 4 no censo 1, posição 10 no censo 2). As demais espécies não mudaram bruscamente de posição no ranking (tabela 6).

Tabela 6 – Estoque de biomassa pelas principais espécies, para toda a comunidade arbórea do tipo florestal avaliado no presente estudo (7 sítios). Valores do número de indivíduos (N) e biomassa arbórea viva acima do solo (BAS %) para as 20 espécies mais importantes amostradas em fragmentos de floresta estacional Semidecidual do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Espécie	Censo 1			Censo 2		
	BAS (%)	N	Ranking	BAS (%)	N	Ranking
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	27.01	537	1	28.49	544	1
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	7.31	109	2	8.28	92	2
<i>Astronium concinnum</i> Schott	4.88	50	3	5.63	49	3
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	4.24	29	4	2.02	19	10
<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i> E.F.Guim. & Miguel	3.59	44	5	4.18	38	4
<i>Parapiptadenia pterosperma</i> (Benth.) Brenan	3.21	49	6	3.15	36	7
<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhl.	3.16	15	7	3.79	15	5
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	3.14	30	8	2.87	27	8
<i>Astronium</i> Jacq.	3.08	65	9	3.56	60	6
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	1.80	44	10	2.24	47	9
<i>Copaifera lucens</i> Dwyer	1.72	49	11	1.99	48	11
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	1.55	28	12	1.65	23	13
<i>Melicoccus oliviformis</i> subsp. <i>intermedius</i> (Radlk.) Acev.-Rodr.	1.43	56	13	1.74	55	12
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	1.42	46	14	1.53	50	14
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	1.42	86	15	1.32	73	15
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	1.39	50	16	0.52	44	18
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	1.02	45	17	1.06	41	16
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	0.85	44	18	0.68	35	17
<i>Metternichia princeps</i> J.C.Mikan	0.49	52	19	0.42	44	19
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	0.32	52	20	0.17	29	20
Outras	26.98	764		24.72	719	
Total	100	2244		100	2088	

Esse padrão de estoque de biomassa aérea de forma geral também pode ser visto ao se avaliar cada fragmento em separado. Entretanto, algumas mudanças

podem ser percebidas. Para o fragmento fazenda Imburi as espécies que mais estocaram biomassa foram: *Metrodorea nigra*, *Paratecoma peroba* e *Trigoniodendron spiritusanctense* E.F.Guim. & Miguel para os dois censos (figura 11-a, anexo 9).

O fragmento fazenda Santana mostrou alteração no estoque de biomassa entre os censos no que diz respeito as principais espécies avaliadas neste estudo. Ressalta-se o ganho de biomassa para *Copaifera lucens* Dwyer (posição 7 para posição 4), *Pseudopiptadenia contorta* (posição 9 para posição 5) e *Paratecoma peroba* (posição 12 para posição 9). No que diz respeito a perda, também foram observadas mudanças. As espécies *Neoraputia alba* (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki (posição 6 para posição 14), *Senegalia polyphylla* (posição 1 para posição 7) e *Trigoniodendron spiritusanctense* E.F.Guim. & Miguel (posição 8 para posição 11). As demais espécies não mudaram bruscamente de posição no ranking (figura 11-b, anexo 10).

Para o fragmento Fazenda Palmeiras foram poucas as alterações do estoque de biomassa pelas espécies. Destaca-se apenas a espécie *Paratecoma peroba* (posição 18 para posição 9) (figura 11-c, anexo 11)

No fragmento Fazenda Santo Antônio são destacadas *Astronium* sp. (posição 8 para 2) e *Astronium concinnum* (posição 7 para 4) como as espécies que mais aumentaram a biomassa. No entanto, as espécies *Chrysophyllum lucentifolium* Cronquist (posição 2 para 6), *Melicoccus oliviformis subsp. intermedius* (Radlk.) Acev.-Rodr. (posição 4 para 9) e *Senefeldera verticillata* (Vell.) Croizat (posição 3 para 7) perderam biomassa (figura 11-d, anexo 12).

Os fragmentos Mata do Funil e os dois sítios da Mata do Carvão (EEEG – A com corte; EEEG – B sem corte) não apresentaram mudanças acentuadas no estoque de biomassa das principais espécies entre os censos avaliados. Neste fragmento as espécies em destaque no ranking foram *Parapiptadenia pterosperma*, *Pseudopiptadenia contorta*, *Acosmium lentiscifolium* (figura 11-e, anexo 13).

Para o sítio EEEG – A ( com corte) a espécie *Senegalia polyphylla* se destacou na perda de biomassa (posição 11 para 18). Na área da EEEG sem corte a espécie em destaque foi *Trichilia lepidota* Mart. (posição 6 para 12) (figura 11-f, anexo 14). Para a EEEG – B não foram evidenciadas mudanças marcantes no estoque de BAS para as espécies (figura 11-g, anexo 15).

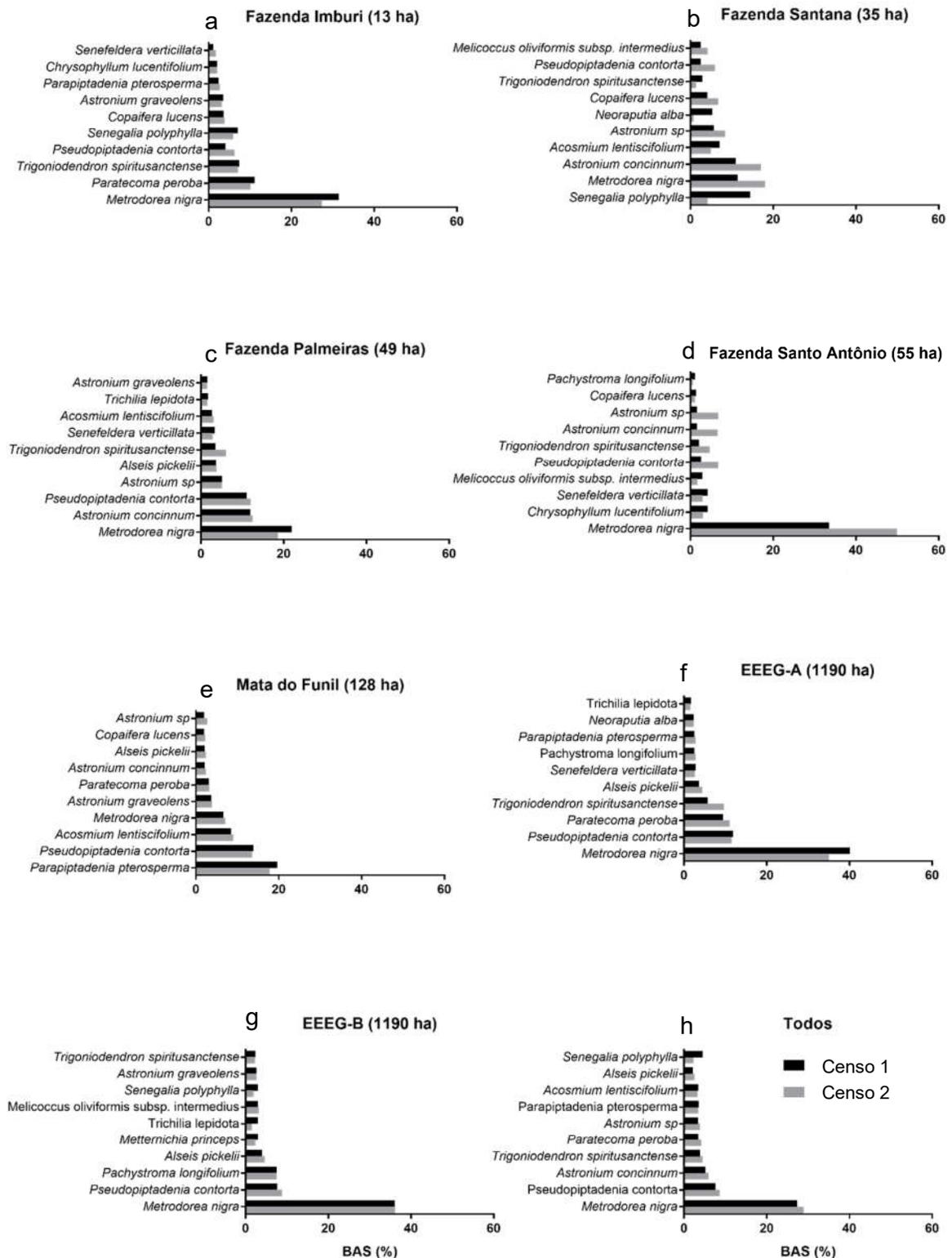


Figura 11 – Estoque de biomassa pelas principais espécies em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Biomassa arbórea viva acima do solo (BAS %) para as 10 espécies mais importantes amostradas. a = Fazenda Imburi, b = Fazenda Santana, c = Fazenda Palmeiras, d = Fazenda Santo Antônio, e = Mata do Funil, f = EEG – A, Estação E. E de Guaxindiba (sem corte seletivo), g = EEG B, Estação E. E de Guaxindiba (sem corte seletivo), h = todos os sítios.

### 5.3. Dinâmica temporal da comunidade arbórea e da biomassa acima do solo para FESTB do norte fluminense

Entre os censos amostrados, um total de 191 recrutas foram encontrados para todos os fragmentos de FESTB avaliados, variando de 9 (Fazenda Palmeiras, 49 ha) a 52 (EEEG – B setor sem corte, 1190 ha). A taxa de recrutamento anual não diferiu significativamente entre os sítios avaliados, ( $0,42 \pm 0,3 \text{ \% ano}^{-1}$  a  $2,74 \pm 0,6 \text{ \% ano}^{-1}$ ) (figura 12)

Para as árvores mortas entre os censos foi encontrado um total de 197, variando de 19 (FSA, 55 ha) a 38 (EEEG – A corte, 1190 ha). A taxa de mortalidade anual dos sítios variou de  $0,79 \pm 0,21 \text{ \% ano}^{-1}$  a  $1,63 \pm 0,2 \text{ \% ano}^{-1}$ , mas essa variação não foi significativa (figura 12).

A taxa de ganho de BAS variou significativamente entre os sítios (ANOVA,  $p < 0,05$ ), sendo menor no menor fragmento (FI, 13 ha;  $1,96 \pm 0,20 \text{ \% ano}^{-1}$ ) e a maior no maior fragmento EEEG (1190), especificamente no sítio onde houve corte (EEEG – A;  $3,93 \pm 0,49 \text{ \% ano}^{-1}$ ) (figura 12).

A taxa de perda não variou significativamente  $0,54 \pm 1,75 \text{ \% ano}^{-1}$  –  $1,72 \pm 2,38 \text{ \% ano}^{-1}$ , sendo semelhante para todos os sítios avaliados (figura 12).

A taxa de rotatividade diferiu significativamente (ANOVA,  $p < 0,05$ ) entre os fragmentos estudados, sendo Fazenda Santana (35 ha,  $0,86 \pm 0,16 \text{ \% ano}^{-1}$ ), Fazenda Palmeiras (49 ha,  $0,80 \pm 0,15 \text{ \% ano}^{-1}$ ) menores do que EEEG – B (sem corte) (1190 ha  $2,73 \pm 0,62 \text{ \% ano}^{-1}$ ). Para a rotatividade de biomassa, não foram observadas diferenças significativas, variando de  $0,69 \pm 0,15 \text{ \% ano}^{-1}$  a  $2,26 \pm 1,17 \text{ \% ano}^{-1}$  nos sítios avaliados, assim como para perda (figura 13).

O balanço líquido do número de indivíduos diferiu (ANOVA,  $p < 0,05$ ) entre os fragmentos, sendo essa diferença nos dois setores da EEEG (não significativamente a 5%, porém a 8%). A taxa de mudança de BAS não diferiu sendo semelhante entre todos os sítios avaliados (figura 13).

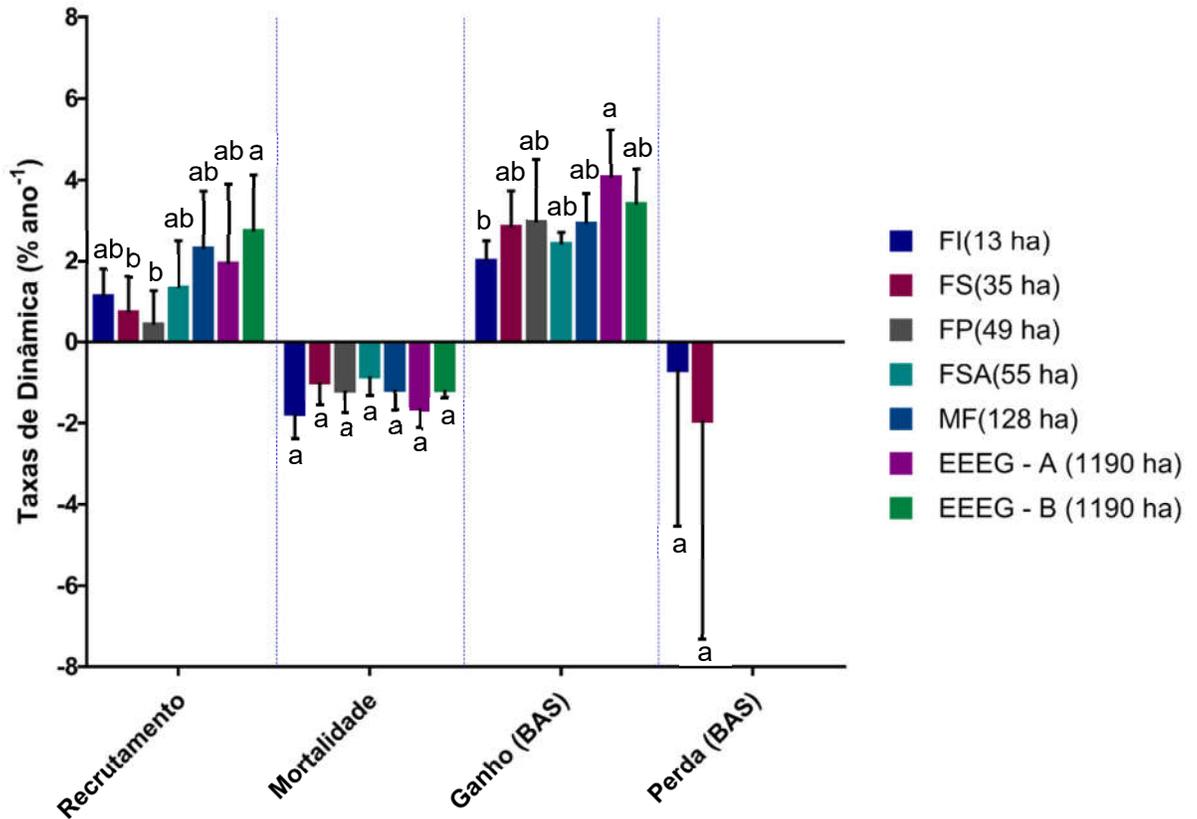


Figura 12 – Taxas de dinâmica da comunidade de árvores ( $\geq 5$  cm DAP): taxa de mortalidade, taxa de recrutamento, taxa de ganho de biomassa e taxa de perda de biomassa (% ano<sup>-1</sup>) em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Os intervalos que variam de 6 a 9 anos entre os dois censos realizados. FI = Fazenda Imburi, FS = Fazenda Santana, FP = Fazenda Palmeiras, FSA = Fazenda Santo Antônio, MF = Mata do Funil, EEEG A = Estação E. E de Guaxindiba (corte seletivo), EEEG B = Estação E. E de Guaxindiba (sem corte seletivo). Letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5%. Barras de dispersão = desvio padrão.

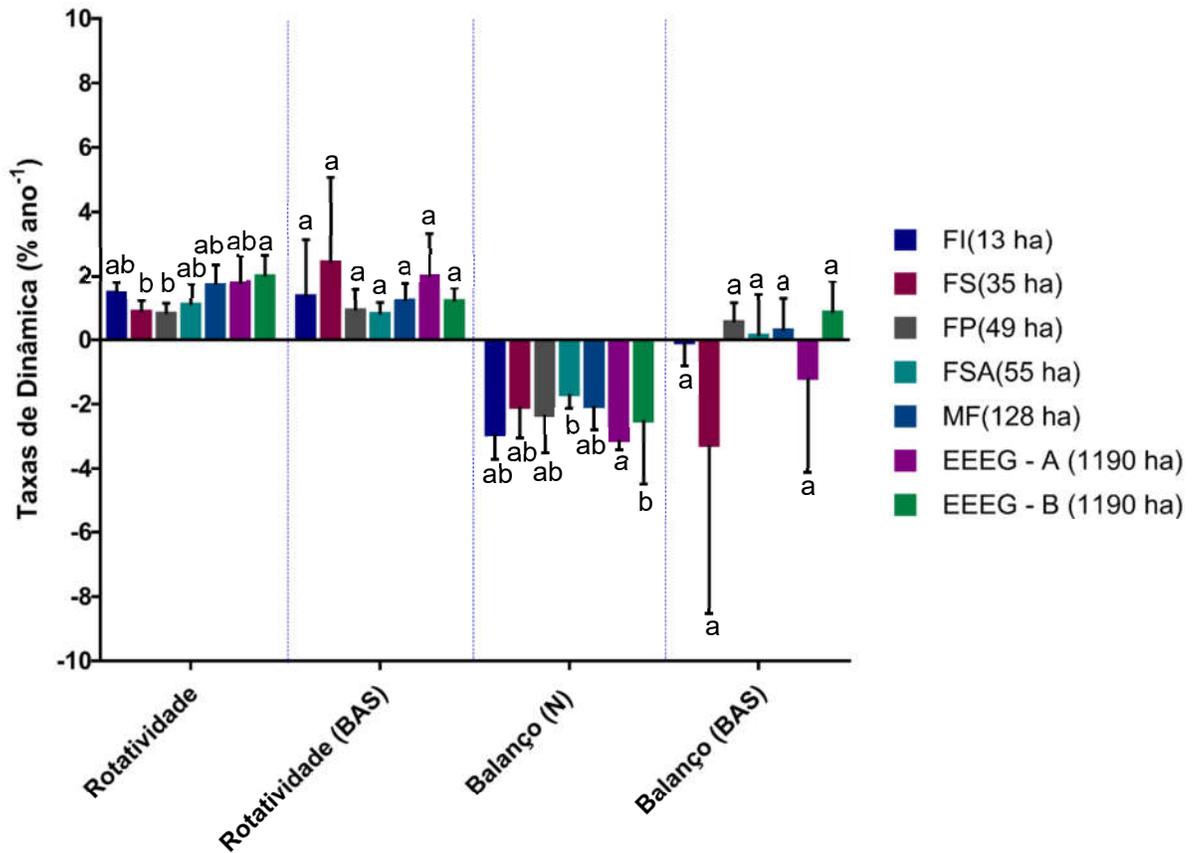


Figura 13 – Taxas de dinâmica da comunidade de árvores ( $\geq 5$  cm DAP): taxa de rotatividade, taxa de rotatividade de biomassa, taxa de balanço líquido em número de indivíduos e taxa de balanço de biomassa (% ano<sup>-1</sup>) em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Os intervalos que variam de 6 a 9 anos entre as duas medições realizadas. FI = Fazenda Imburi, FS = Fazenda Santana, FP = Fazenda Palmeiras, FSA = Fazenda Santo Antônio, MF = Mata do Funil, EEEG A = Estação E. E de Guaxindiba (corte seletivo), EEEG B = Estação E. E de Guaxindiba (sem corte seletivo). Letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey a 5%. Barras de dispersão = desvio padrão.

A classe de tamanho que mais perdeu BAS por mortalidade foi a maior que 25 cm DAP para todos os sítios avaliados, com exceção de MF que apresentou maior perda de BAS na classe 20 – 25 cm DAP (figura 14).

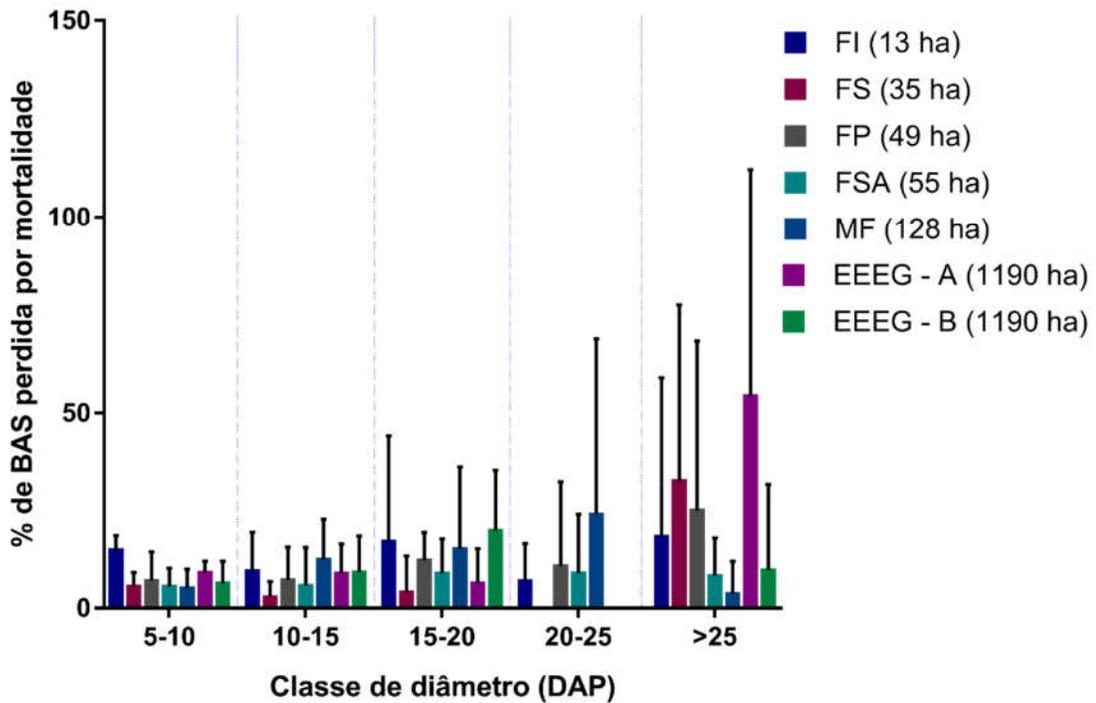


Figura 14 – Perda de BAS por mortalidade (%) para as classes de diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq$  5 cm em fragmentos de floresta estacional semidecidual do norte fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. Barras de dispersão = desvio padrão.

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1. Estrutura e composição florística dos sítios e alterações ao longo do tempo

Todos os sítios avaliados no presente estudo apresentaram área basal variando de 18 a 28 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>, que em relação a florestas secundárias ou em estádios intermediários de regeneração avaliados no Rio de Janeiro, mostram-se semelhantes, podendo inclusive serem superiores ao que tem sido visto na literatura (CARVALHO *et al.*, 2006; ABREU, 2013; ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014). Entretanto, esses valores de área basal são inferiores ao reportado para florestas maduras, tanto estacionais quanto ombrófilas da Mata Atlântica (MORENO; NASCIMENTO e KURTZ, 2003; NASCIMENTO *et al.*, 2007, 2014) e também da Amazônia (OLIVEIRA *et al.*, 2008). A área basal total encontrada para as florestas estacionais semidecíduais de tabuleiro está de acordo com o reportado para áreas perturbadas desse mesmo tipo florestal (PEIXOTO; ROSA e JOELS, 1995; ANDRADE e RODAL, 2004; ROLIM *et al.*, 2005; CARVALHO *et al.*, 2006; PEIXOTO *et al.*, 2008; ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014).

A densidade de árvores reportada neste estudo é concordante com a literatura para florestas tropicais semidecíduais (ROLIM *et al.*, 2005; SIMONELLI *et al.*, 2008; ABREU, 2013). Importante ressaltar que a densidade de árvores não apresentou o mesmo padrão da área basal, não diferindo das áreas impactadas ou em estádios intermediários de regeneração quando comparada com áreas de florestas maduras.

Para o índice de diversidade de Shannon, de forma geral, os valores encontrados no presente estudo (2,44 a 3,76) foram próximos aos de outros estudos desenvolvidos em florestas secundárias do Rio de Janeiro (SILVA e NASCIMENTO, 2001; CARVALHO; NASCIMENTO e BRAGA, 2006; ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014) e em outras florestas estacionais de tabuleiro no Brasil (ANDRADE e RODAL, 2004; PEIXOTO *et al.*, 2008; SIMONELLI *et al.*, 2008). Porém, inferiores quando comparado a florestas maduras ombrófilas da Mata Atlântica e também da Amazônia (MORENO; NASCIMENTO e KURTZ, 2003; OLIVEIRA *et al.*, 2008), e superiores a florestas estacionais da Amazônia (NASCIMENTO *et al.*, 2014). Especialmente para o sítio Fazenda Santo Antônio amostrado no presente estudo no qual o valor do índice de Shannon foi baixo (2,44), que é reportado para florestas

intensamente alteradas (CARVALHO *et al.*, 2006), e considerados inferiores para florestas tropicais (GUSSON *et al.*, 2009).

Para florestas tropicais é possível utilizar a área basal como parâmetro de comparação de diferentes fases de sucessão secundária. Quando os valores de área basal variam de 31,03 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> a 57,28 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> pode se considerar a área como preservada, mas, se os valores se encontram abaixo de 30 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> é possível considerar como uma área com perturbação antrópica (NASCIMENTO e VIANA, 1999). De acordo com Machado *et al.*, (2004), para florestas tropicais espera-se uma relação inversa entre densidade e área basal.

Dessa forma, a diminuição da densidade de indivíduos arbóreos nas menores classes de diâmetro e conseqüentemente o aumento em diâmetro das árvores maiores é capaz de caracterizar áreas em avançado estágio de sucessão (FONSECA e RODRIGUES, 2000; NUNES *et al.*, 2003; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007; HIGUCHI *et al.*, 2008). Sendo assim, os resultados encontrados no presente estudo para área basal total, densidade absoluta e diversidade ratificam o que foi verificado no passado para esses fragmentos (SILVA e NASCIMENTO, 2001; VILLELA *et al.*, 2006; ABREU; BRAGA; NASCIMENTO, 2014), ou seja, que eles encontram-se em estádios intermediários de sucessão.

Os valores de área basal e densidade de indivíduos em todos os sete sítios avaliados não apresentaram alteração entre os censos avaliados. Isso não era esperado, dado o fato destes sítios estarem em processo de regeneração. Assim, este resultado não corrobora estudos em florestas tropicais decíduas e semidecíduas secundárias ou em estágios sucessionais, onde foi observado ganho de área basal com o passar do tempo (WERNECK e FRANCESCHINELLI, 2004; APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO e GUILHERME, 2005; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007; HIGUCHI *et al.*, 2008; GASTAUER e MEIRA NETO, 2013). Conforme já ressaltado por Whitmore (1989) e Richards (1996), em florestas tropicais maduras, é de se esperar um padrão de estabilidade ao longo do tempo para os parâmetros estruturais (área basal e densidade de árvores), conforme observado por trabalhos em florestas estacionais semidecíduas na Amazônia (NASCIMENTO *et al.*, 2013), na Mata Atlântica (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2001; ROLIM *et al.*, 2005; PEIXOTO *et al.*, 2008).

Esta constância nos parâmetros estruturais observados entre os dois censos pelo presente estudo provavelmente não é devida a perturbação pretérita dos sítios aqui avaliados, ou por efeitos da fragmentação e impactos antrópicos como corte de madeira (ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014). Visto que a maioria dos estudos em florestas tropicais que revelaram variação temporal dentro da mesma faixa do presente estudo (Variando de entre 5 até no máximo 10 anos entre a primeira e a última medição) evidenciaram ganho em área basal, por serem áreas em regeneração (WERNECK e FRANCESCHINELLI, 2004; APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO e GUILHERME, 2005; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007; HIGUCHI *et al.*, 2008; GASTAUER e MEIRA NETO, 2013). Desta forma, um fator que pode estar relacionado a esta estabilidade nos parâmetros estruturais observados para os sítios estudados é a baixa pluviosidade e forte estacionalidade climática da região que pode estar afetando o crescimento das árvores e assim ocasionando baixas taxas de crescimento em DAP entre as espécies arbóreas.

A manutenção da riqueza de espécies entre os dois censos avaliados, conforme demonstrada pelas curvas de rarefação no presente trabalho indicou que não houve perda ou entrada expressiva de espécies na comunidade. Este resultado sugere que os sítios, embora em estágios intermediários de sucessão, já estão com sua composição florística estabilizada, apresentando um comportamento semelhante ao esperado para áreas de floresta madura (PEIXOTO; ROSA e JOELS, 1995; SIMONELLI *et al.*, 2008; NASCIMENTO *et al.*, 2014). Entretanto a riqueza reportada para o presente estudo (n= 182) é bem inferior a sítios de floresta madura de tabuleiro (n=392) (PEIXOTO *et al.*, 2008). Estudos de dinâmica de fragmentos florestais tem reportado queda na riqueza de espécies, em pequenos fragmentos de florestas secundárias ou perturbadas e em contrapartida, estabilidade na riqueza de espécies ao longo do tempo, principalmente para fragmentos florestais maduros ou em estágio avançado de regeneração (WERNECK e FRANCESCHINELLI, 2004; APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO e GUILHERME, 2005; LAURANCE *et al.*, 2006; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007; HIGUCHI *et al.*, 2008; GASTAUER e MEIRA NETO, 2013; NASCIMENTO *et al.*, 2014). Desta forma, a estabilidade na composição florística dos remanescentes florestais amostrados, indica fortemente que, a nítida perda de riqueza de espécies no passado causada pelos impactos antrópicos pretéritos tais como corte seletivo de madeira, uso de lenha, queimadas e dos efeitos da fragmentação florestal na região (SILVA e NASCIMENTO, 2001; VILLELA *et al.*,

2006; ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014), não está sendo recuperada ao longo do tempo. É bem reportado na literatura, que fatores como tamanho (efeito de borda) e isolamento dos remanescentes florestais numa paisagem extremamente fragmentada aumentam a perda de espécies e diminuem a dispersão de espécies entre remanescentes (CERQUEIRA *et al.*, 2003; RODRIGUES e NASCIMENTO, 2006). Embora, esses fatores degradantes da biodiversidade tenham diminuído consideravelmente, suas consequências ainda podem estar atuando na perda de espécies arbóreas nos sítios estudados. Tais consequências parecem ser as principais responsáveis pela estabilidade observada na riqueza de espécies, dificultando ou mesmo impedindo a dispersão de novas espécies entre estes remanescentes florestais.

Vale destacar, conforme Felfili *et al.*, (2000) ressaltaram, como é difícil a interpretação em relação ao declínio na riqueza de espécies, chamado pela autora de “pseudoextinção”, em que as espécies ainda podem estar mantidas na comunidade na forma de sementes, plântulas ou árvores que ainda não cumpriram o critério de inclusão determinado pelo estudo.

A distribuição de indivíduos em classes de diâmetro para os sete sítios avaliados nos dois censos segue o padrão de J-reverso, sendo considerado como modelo clássico de florestas tropicais (RICHARDS, 1996; SCOLFORO, 1998; CARVALHO; NASCIMENTO e BRAGA, 2006). O padrão J-reverso já foi evidenciado para a Mata do Carvão (EEEG) no passado (VILLELA *et al.*, 2006; VILLELA *et al.*, em preparação) sendo confirmado no presente estudo. Dessa forma, as menores classes apresentaram maior frequência de indivíduos, indicado que a maioria das populações devem estar em fase inicial de estabelecimento. Isso pode caracterizar uma comunidade estoque, sendo um padrão em florestas tropicais estáveis com idade e composição de espécies variadas (SCOLFORO, 1998).

Diante do que foi exposto, os resultados não corroboram a hipótese de aumento na densidade e em área basal das árvores com o tempo, mesmo em função de serem áreas perturbadas em regeneração. A consistência nos padrões florísticos e estruturais entre os dois censos medidos sugerem lenta regeneração destas florestas, provavelmente devido à baixa precipitação que afetou o crescimento das árvores.

## 6.2. Dinâmica temporal da BAS em fragmentos de floresta estacional semidecidual do norte fluminense

Florestas tropicais secundárias alocam BAS de forma relativamente rápida, aumentando as taxas de recuperação nas primeiras décadas após a perturbação, podendo inclusive a recuperação de BAS atingir níveis equivalentes a florestas maduras não perturbadas em 80 anos ou menos (MALHI *et al.*, 2014). Contudo, para os sítios avaliados no presente estudo, não foi possível perceber recuperação de BAS dentro de um período de quase 10 anos (tabela 1). Essa lenta recuperação, relatada no presente estudo, parece estar relacionada a baixa disponibilidade hídrica (2010-2016), em função do período seco após o primeiro censo.

A abrupta variação no estoque de BAS total para o fragmento Fazenda Santana (censo 1:  $246,69 \pm 66,26 \text{ Mg ha}^{-1}$ ; censo 2:  $172,45 \pm 15,27 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) se deve principalmente à alta mortalidade de grandes árvores em uma parcela. Esse exemplo demonstra a alta variação gerada pelas grandes árvores e o que elas podem causar numa amostragem onde se tem parcelas menores que  $2000 \text{ m}^2$  (BROWN *et al.*, 1995).

Apesar disso, mesmo com padrões encontrados e estudos de caso esclarecedores, as trajetórias de recuperação de florestas tropicais secundárias podem ser dependentes de muitos fatores estocásticos (MALHI *et al.*, 2014). Em uma floresta tropical de terra firme, estabelecida em áreas de cultivo abandonado foi estimado de 140 a 200 anos para que fossem obtidos valores de BAS equivalentes aos de floresta madura na Amazônia (SALDARRIAGA e UHL, 1991). Clareiras naturais em florestas ombrófilas densas da Mata Atlântica podem demorar por volta de 150 anos para constituir a reestruturação do dossel (CARVALHO, 1997). Dessa forma, esses e outros estudos afirmam que a velocidade de recuperação de florestas tropicais depende do tipo e da intensidade da perturbação (GUARIGUATA *et al.*, 1997; CHARLES - DOMINIQUE *et al.*, 1998; WHITMORE e BURSLEM, 1998; MESQUITA; DELAMÔNICA e LAURANCE, 1999; CAVALCANTE; SOARES e FIGUEIREDO, 2000; HUTH e DITZER, 2001).

Em adição, é preciso considerar o efeito sinérgico entre perturbação e efeitos da seca (ARAGÃO *et al.*, 2007; 2014; PHILLIPS *et al.*, 2009; 2010; MEIR *et al.*, 2015). Villela *et al.* (em preparação) avaliaram a Mata do Carvão (EEEG) em um período de 12 anos e encontraram diminuição marcante da BAS no início da seca até seu ápice, principalmente no setor da mata onde houve anteriormente corte seletivo de madeira,

onde a perda de BAS foi até duas vezes maior do que o setor sem corte. Outro estudo em floresta estacional de tabuleiro no Espírito Santo também demonstrou queda no estoque de BAS associada a baixa precipitação, que foi relacionada a dois eventos de El Niño reportados para o período estudado (ROLIM *et al.*, 2005).

Nas maiores classes de tamanho de árvores (DAP > 25 cm), a diferença significativa entre os censos no estoque de BAS, no sítio EEEG – B (sem corte), indica continuidade na recuperação de BAS nesse fragmento após a seca intensa, em que esse sítio apresentou perda expressiva de BAS (cerca de 15% ano<sup>-1</sup>) até 2005 (VILLELA *et al.*, em preparação).

Aliado a esse fato, o aumento de BAS com o tempo nas espécies secundárias tardias nessas áreas, confirmam o estágio de regeneração mais avançado na área sem corte da EEEG. Adicionalmente, esse grupo funcional é o que estoca mais BAS, verificado pelo presente trabalho e também por Villela *et al* (em preparação).

Apesar de não terem sido observadas mudanças significativas na composição florística entre os dois censos avaliados, puderam ser constatadas mudanças no ranking das espécies que mais estocaram BAS. Para todos os sítios avaliados, no que diz respeito as principais espécies avaliadas, *Metrodorea nigra*, *Pseudoptadenia contorta* e *Astronium concinnum* não diferiram entre os dois censos, sendo ao longo dos anos as que mais contribuíram para o estoque de BAS. *Senegalia polyphylla* e *Parapiptadenia pterosperma* diminuíram sua contribuição, perdendo BAS com o tempo, porém *Trigoniodendron spiritusanctense*, *Paratecoma peroba* e *Astronium* sp. apresentaram um aumento em relação a sua contribuição de BAS. Isso demonstra relação com o estágio sucessional dessas florestas, uma vez que essas espécies que perderam BAS são classificadas como secundárias iniciais e as que ganharam BAS são secundárias tardias, indicando um avanço no estágio sucessional das florestas avaliadas.

### **6.3. Taxas de recrutamento e mortalidade, ganho e perda e rotatividade**

As taxas anuais de recrutamento encontradas para os sítios avaliados no presente estudo (0,9 – 2,73% ano<sup>-1</sup>) estão, em geral, abaixo ou na faixa inferior dos valores observados para florestas tropicais secas (1,4 – 4,5 % ano<sup>-1</sup>) (MEWS; PINTO e SILVÉRIO, 2011), estando na faixa das taxas encontradas para algumas florestas ombrófilas da Amazônia (0,9 – 2,5 % ano<sup>-1</sup>) (LEWIS *et al.*, 2004; DA COSTA *et al.*,

2010), porém maiores do que ombrófilas da Mata Atlântica (0,9 % ano<sup>-1</sup>), entretanto, similares e até superiores a florestas estacionais da Amazônia (1,21 – 1,56 % ano<sup>-1</sup>) (NASCIMENTO et al., 2014).

Para mortalidade também não foram observadas diferenças significativas entre todos os sítios avaliados (0,79 – 1,63 % ano<sup>-1</sup>). Assim, o presente estudo se enquadra nos valores de mortalidade esperados para florestas tropicais. Florestas ombrófilas da Amazônia apresentam taxas de 0,5 – 2,0 % ano<sup>-1</sup> (LEWIS et al., 2004; NEPSTAD et al., 2007; DA COSTA et al., 2010) e em florestas da Mata Atlântica (1,4 – 2,25 % ano<sup>-1</sup>) (ROLIM; COUTO e JESUS, 1999; ROLIM et al., 2005; PESSOA e ARAUJO, 2014).

A taxa de rotatividade dos fragmentos estudados (0,80 - 2,73 % ano<sup>-1</sup>), em geral, está na faixa observada para florestas tropicais (1-3 % ano<sup>-1</sup>) (PHILLIPS, 1996). É através da interpretação das taxas de recrutamento, mortalidade e rotatividade, tanto para a densidade quanto para biomassa da comunidade arbórea, que a dinâmica florestal pode ser entendida (PHILLIPS, 1996; LAURANCE et al., 1998; ROLIM; COUTO e JESUS, 1999; OLIVEIRA-FILHO et al., 2001).

Mesmo tratando-se de sítios inseridos em uma paisagem fortemente fragmentada (ABREU, 2013; ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014), formada por florestas secundárias e passando por processo de regeneração (SILVA E NASCIMENTO, 2001; VILLELA et al., 2006; ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014), de forma geral, as taxas de recrutamento, mortalidade e rotatividade dos sítios avaliados não foram elevadas como é esperado na literatura para florestas secundárias e em recuperação por distúrbios (NASCIMENTO e VIANA, 1999; GOMES; MANTOVANI e KAGEYAMA, 2003). Tais como as florestas sujeitas a distúrbios climáticos intensos (ROLIM et al., 1999), eventos de seca (ROLIM et al., 2005; PHILLIPS et al., 2010; NASCIMENTO et al., 2014; MEIR; MENCUCCINI e DEWAR, 2015) corte seletivo (VILLELA et al., em preparação), pequenos fragmentos (> que 10 ha) (NASCIMENTO e VIANA, 1999).

#### **6.4. Efeito da fragmentação no estoque de BAS e carbono**

Os resultados do presente estudo indicaram que os valores de biomassa acima do solo foram semelhantes entre os sete sítios avaliados. Dessa forma, não foi possível observar aumento no estoque de biomassa em relação ao tamanho dos

fragmentos. Assim como o carbono estocado na biomassa arbórea, uma vez que este é estimado a partir do estoque de biomassa.

Este é um resultado que reitera a capacidade que a fragmentação de habitats tem de afetar o potencial estocador de biomassa e carbono de florestas tropicais (principalmente florestas amazônicas) (LAURANCE *et al.*, 2002; BERENGUER *et al.*, 2014; MAGNAGO *et al.*, 2015; 2017). Entretanto, esta não diferença observada na biomassa dos sítios estudados em relação ao tamanho dos fragmentos pode ser reflexo de ações antrópicas distintas, conforme observado por Carvalho; Nascimento e Braga, (2006) em fragmentos de floresta ombrófila.

No que diz respeito à Mata Atlântica, os estudos publicados mostram resultados diferentes, em alguns casos indicando uma relação positiva, entre aumento de biomassa e estoque de carbono com o aumento do tamanho de fragmentos (MAGNAGO *et al.*, 2017), enquanto que esta relação não foi observada por d'Albertas *et al.*, (2018). Lima; Villela e Manzatto, (2008) e Lima (2009) em florestas ombrófilas do Rio de Janeiro demonstraram diminuição da biomassa em fragmentos menores quando comparados a fragmentos maiores.

Magnago *et al.* (2015) avaliaram 21 fragmentos de floresta estacional de tabuleiro no Espírito Santo de diferentes tamanhos (12 ha a 23.000 ha) comparando o estoque de carbono entre borda e interior. Os autores encontraram uma relação positiva do aumento do tamanho do fragmento com estoque de carbono acima do solo. Os mesmos autores encontraram em outro estudo (MAGNAGO *et al.*, 2017), também em florestas estacionais do ES, uma diminuição do estoque de carbono arbóreo no interior de pequenos fragmentos, porém, nas bordas, os estoques de carbono das árvores não foram afetados pelo tamanho do fragmento. Esses padrões estavam fortemente relacionados às mudanças nas condições ambientais abióticas (temperatura do ar, umidade do ar, velocidade do vento). Vale ressaltar que as parcelas dos estudos supracitados foram alocadas em florestas ditas não perturbadas ou maduras, apresentando ausência de impactos aparentes ou anteriormente relatados, como corte seletivo, fogo entre outros (embora os autores deixem claro que não é possível assumir que esses impactos não tenham ocorrido de fato há décadas atrás) (MAGNAGO, *et al.*, 2017).

Em contrapartida, um estudo recente desenvolvido em oito fragmentos (13 ha a 362 ha) de floresta ombrófila densa submontana na região da Serra da Cantareira-Mantiqueira, em São Paulo, não apresentou diferenças significativas para o estoque de biomassa e carbono entre borda e interior dos fragmentos, com exceção para a classe de árvores com DAP  $\geq 70$  cm. Além disso, também foram avaliadas bordas recentes e antigas, que não diferiram para o estoque de carbono arbóreo (D'ALBERTAS *et al.*, 2018). Os fragmentos do trabalho supracitado, são de floresta secundária com variadas condições locais de paisagem e antropização (ROMITELLI, 2014; D'ALBERTAS *et al.*, 2018). Destaca-se o baixo estoque geral de carbono nessas áreas ( $30,91 \pm 11,00$  Mg ha<sup>-1</sup>), sugerindo uma relação desse baixo valor com o efeito de borda e fatores causados por impactos antrópicos (como, por exemplo, perturbações e paisagens com baixa cobertura florestal e alta secundarização com domínio e florestas mais jovens) (ROMITELLI, 2014).

Apesar da importância do efeito da fragmentação de florestas tropicais no equilíbrio de carbono, vale salientar a diferença existente entre os fragmentos de floresta atlântica e a floresta amazônica no que se refere a intensidade e a história da perturbação humana (D'ALBERTAS *et al.*, 2018). A maior parte do conhecimento acumulado sobre fragmentação e estoque de biomassa e carbono vem de alguns locais da Amazônia, em que análises de longa duração tem sido desenvolvidas. Mas, que muitas vezes acabam desconsiderando os processos subjacentes de longo prazo relacionados à configuração da paisagem (D'ALBERTAS *et al.*, 2018).

O histórico de desmatamento na Amazônia pode ser considerado recente, sendo de fato iniciado na década de 1970 (FEARNSIDE, 2005). Mesmo na paisagem fragmentada, a maioria dos fragmentos além de grandes, possuem florestas maduras, com distúrbios concentrados sobretudo por conta de rodovias e cidades (BARLOW *et al.*, 2016). Contrariamente, a Mata Atlântica é caracterizada pela paisagem severamente fragmentada, formada em sua maioria por florestas secundárias com longo histórico de perturbações (CARVALHO; NASCIMENTO e BRAGA, 2006; RIBEIRO *et al.*, 2009; JOLY *et al.*, 2014).

Diante das informações supracitadas e os resultados trazidos pelo presente estudo, é sugerido que os efeitos pretéritos e atuais sofridos por essas florestas altamente impactadas e secundárias (VILLELA *et al.*, 2006; ABREU e BRAGA; NASCIMENTO, 2014), podem explicar a alta heterogeneidade entre parcelas de um

mesmo sítio e assim uma baixa variabilidade espacial nos valores de biomassa e carbono entre sítios avaliados.

O maior estoque de BAS se concentrou nas árvores maiores que 25 cm de DAP para todos os sítios avaliados no presente estudo, isso é discordante do que foi avaliado por Villela *et al.*, (em preparação) para a Mata do Carvão onde a BAS se concentrou nas árvores de 10 a 20 cm de DAP. Essa diferença pode ser atribuída às diferentes unidades amostrais dos estudos supracitados, tendo o de Villela utilizado parcelas maiores (50x50m) em relação ao atual (20x20m). Normalmente são utilizadas unidades de amostragem de cerca de 2000 m<sup>2</sup> para estimativa de biomassa em florestas tropicais de distribuições semelhantes, tamanhos de parcela menores que estes podem eventualmente produzir estimativas de biomassa significativamente diferentes de unidades maiores. Os grandes contribuintes de biomassa, de forma geral para florestas tropicais são árvores emergentes com grande dominância de copa (BROWN *et al.*, 1995).

Apenas as árvores jovens (5 cm a 10 cm de DAP) diferiram significativamente entre os sete sítios avaliados, com maior BAS na EEEG – B. Essa diferença deve-se provavelmente a maior densidade de indivíduos na EEEG – B (setor sem corte em relação aos demais sítios avaliados). Quando são consideradas as árvores jovens (5 cm a 15 cm de DAP) separadamente, observou-se maiores valores de BAS em maiores fragmentos. Nesse caso é possível observar outro efeito claro da fragmentação, onde fragmentos maiores apresentam maior número de árvores recruta, gerando aumento de BAS de acordo com o tamanho do fragmento. Estas árvores representam a dinâmica atual dessas florestas, ao contrário das outras classes de diâmetro (> 15 cm de DAP) que a dinâmica foi influenciada pela degradação dos fragmentos avaliados.

No caso da EEEG – B foi destacado o maior recrutamento. Isso pode ser atribuído ao fato desse sítio não ter sido afetado pelo corte seletivo de madeira. Este padrão é um reflexo do maior estado de recuperação destas áreas mais preservadas do maior fragmento da região. Além disso, o setor EEEG – A, por sua vez, teve corte seletivo, contribuindo para maior densidade de árvores finas e menor de árvores de grande porte, e assim um baixo valor de área basal (< 30 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) (NUNES *et al.*,

2003; VILLELA *et al.*, 2006; GUSSON *et al.*, 2009; ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014).

O estoque de BAS concentrado nas árvores secundárias tardias para todos os fragmentos avaliados (62,2 %), com exceção da Mata do Funil (MF, 128 ha) que apresentou a maioria do estoque nas secundárias iniciais, é concordante com resultados recentes para Mata do Carvão que encontraram o mesmo padrão (VILLELA *et al.*, em preparação). Abreu *et al* (2014) indicaram a ocorrência predominante de espécies secundárias tardias para as FES de tabuleiro do norte fluminense. A BAS estocada pelas árvores secundárias tardias variou significativamente entre os sítios avaliados, sendo que os sítios FSA (55 ha), FI (13 ha) e EEEG – B (1190 ha) (setor sem corte) apresentaram os maiores valores (150,60 Mg ha<sup>-1</sup>; 132,08 Mg ha<sup>-1</sup>; 120,26 Mg ha<sup>-1</sup>) diferindo expressivamente de MF (128 ha) com 48,96 Mg ha<sup>-1</sup>. Esse resultado está relacionado claramente à preservação desses fragmentos e não ao tamanho dos mesmos. Abreu (2013), ao descrever o fragmento MF, ressalta a presença de clareiras por toda a extensão da mata, promovendo descontinuidade do dossel nessas áreas. Essa configuração descrita confere um alto grau de perturbação e muito se deve à presença de largas trilhas no interior do fragmento, fato esse também observado durante o período de amostragem do presente estudo. Além disso, esse sítio apresentou mais árvores perfilhadas (16,1 ± 8,5 %) e lianas (5,2 ± 2,2 %) entre todos avaliados (ABREU; BRAGA e NASCIMENTO, 2014). Os fragmentos FSA e FI fazem parte de propriedades rurais, tendo a entrada mais restrita e também possuem seus limites cercados. Isso provavelmente deve minimizar o acesso a essas áreas. Já a Mata do Carvão, por fazer parte de uma unidade de conservação há mais de dez anos, apresenta menos depauperação do que MF.

Dentre as espécies secundárias tardias, a *Metrodorea nigra* está entre as principais dominantes nos sítios avaliados. A ocorrência desta espécie já tem sido relatada para outros fragmentos do norte do Rio de Janeiro e também em São Paulo, que já sofreram algum tipo de impacto, como por exemplo corte seletivo (NASCIMENTO e VIANA, 1999; DURIGAN *et al.*, 2000; SILVA e SOARES, 2002; VILLELA *et al.*, 2006). Em florestas estacionais semidecíduais de São Paulo, foi atribuída a alta densidade de *M. nigra* ao fato desta espécie ter sido beneficiada após a exploração seletiva de indivíduos de fustes grossos de outras espécies de maior

interesse (MARTINS, 1993). Isso também pode ter ocorrido para os fragmentos avaliados no presente estudo, onde *M. nigra* é a espécie dominante na maioria dos fragmentos avaliados, uma vez que é sabido que alguns sítios sofreram corte e que essa região tem sido explorada desde épocas coloniais (VILLELA et al., 2006).

Vale ressaltar que a contribuição da espécie *M. nigra* tem bastante peso quando a BAS do grupo funcional das secundárias tardias é avaliado, representado 30 % do total. Isso significa que, apesar de saber que grupos funcionais iniciais de sucessão tem sido apontados como indicadores de perturbação (GANDOLFI; LEITÃO FILHO e BEZERRA, 1995; FONSECA e RODRIGUES, 2000) , a menor contribuição de espécies pioneiras e secundárias iniciais em detrimento de espécies tardias, não pode ser interpretado como o único indicativo que essas florestas são florestas maduras.

Vários fatores podem ser responsáveis pela alteração na composição de espécies em florestas tropicais, alterando conseqüentemente o estoque de biomassa (PHILLIPS e LEWIS, 2014). Esses fatores podem ser taxas de crescimento, área basal e densidade absoluta, que promovem alterações decorrentes do crescimento rápido de gêneros emergentes ou do crescimento de gêneros mais lentos (LAURANCE, 2004), da relação entre densidade da madeira da espécie e sua capacidade de estocar BAS (LEWIS *et al.*, 2004), de alterações em características funcionais como tamanho de sementes, tamanho máximo da planta e síndromes de dispersão (CHAVE *et al.*, 2008) e de secas (BRZOSTEK *et al.*, 2014; ESQUIVEL-MUELBERT *et al.*, 2017; VILLELA *et al.*, em preparação). Segundo Phillips e Lewis, (2014) as espécies variam em sua capacidade de estocar BAS e armazenar e processar o carbono. Sabendo-se que as alterações climáticas e de biodiversidade estão unidas por mecanismos de *feedback* (LEWIS, 2004), a informação a respeito das espécies “vencedoras” em função de mudanças ambientais podem ser usadas para mitigar mudanças climáticas.

## 7. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos pelo presente estudo não corroboram a hipótese de aumento na densidade de indivíduos arbóreos e na área basal total dos fragmentos ao longo do tempo.

A perda de biomassa observada para pequenos fragmentos e maiores taxas de ganho de biomassa para sítios do maior fragmento como era esperado, não foi suficiente para acarretar diferenças significativas em biomassa total nos fragmentos entre os dois censos avaliados. O estoque de biomassa arbórea acima do solo dos fragmentos de floresta estacional semidecidual de tabuleiro do norte fluminense neste período, parece ser reflexo de um balanço entre recrutamento e mortalidade.

A ausência de relação entre tamanho do fragmento e biomassa arbórea no presente trabalho parecem estar relacionados ao grau de perturbação pretérita nestes fragmentos. Desta forma, o efeito de borda e fatores degradantes como, corte seletivo de madeira, podem ter mascarado as possíveis diferenças esperadas em decorrência dos tamanhos distintos dos fragmentos avaliados. Entretanto, quando são consideradas as árvores jovens separadamente (5 a 15 cm de DAP), estas apresentaram maior estoque de biomassa em maiores fragmentos.

As maiores árvores (>25 cm de DAP), as espécies secundárias tardias e a dominância de algumas espécies como por exemplo: *Metrodorea nigra* A.St.-Hil., *Pseudopiptadenia contorta* (DC.) G. P Lewis & M.P. Lima e *Astronium concinnum* Schott, são importantes fatores que moldam o estoque de biomassa dos fragmentos estudados.

## **8. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O presente trabalho mostra que é necessário a continuidade de estudos que acompanhem a dinâmica da comunidade arbórea e estoque de biomassa e carbono nesses e em demais fragmentos da região norte fluminense, que é intensamente fragmentada.

A relevância desses fragmentos de floresta estacional de tabuleiro, por conta do seu papel estocador de carbono, para a região pode ser verificada pelo presente estudo. Além disso, o efeito da baixa disponibilidade hídrica, mesmo não tão expressiva como já evidenciada no passado, pode afetar o crescimento das árvores, alterando a dinâmica e o estoque de carbono nessas florestas.

## 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, K. M. P.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Tree species diversity of coastal lowland semideciduous forest fragments in northern Rio de Janeiro state. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 5, p. 21, 2014.

ABREU, K. M. P. **Estrutura, florística e diversidade de fragmentos de floresta estacional semidecidual no norte-noroeste fluminense**. 2013. 190f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2013.

AGUIAR, W. M.; GAGLIANONE, M. C. Comunidade de abelhas euglossina (Hymenoptera: Apidae) em remanescentes de mata estacional semidecidual sobre tabuleiro no estado do Rio de Janeiro. **Neotropical Entomology**, v. 37, n. 2, p. 118–125, 2008.

ANDRADE, K. V. S. A.; RODAL, M. J. N. Fisionomia e estrutura de um remanescente de floresta estacional semidecidual de terras baixas no nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 3, p. 463-474, 2004.

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 2, p. 347–360, 2005.

ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; ROMAN-CUESTA, R. M.; SAATCHI, S.; ANDERSON, L. O.; SHIMABUKURO, Y. E. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 7, p. L07701, 2007.

ARAGÃO, L. E. O. C.; POULTER, B.; BARLOW, J. B.; ANDERSON, L. O.; MALHI, Y.; SAATCHI, S.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E. Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. **Biological Reviews**, v. 89, n. 4, p. 913–931, 2014.

ARAGÃO, L. E. O. C.; SHIMABUKURO, Y. E. The Incidence of fire in Amazonian Forests with Implications for REDD. **Science**, v. 328, n. 5983, p. 1275–1278, 2010.

AVITABILE, V.; HEROLD, M.; HEUVELINK, G. B. M.; LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; ASNER, G. P.; ARMSTON, J.; ASHTON, P. S.; BANIN, L.; BAYOL, N.; BERRY, N. J.; BOECKX, P.; JONG, B. H. J.; DEVRIES, B.; GIRARDIN, C. A. J.; KEARSLEY, E.; LINDSELL, J. A.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; LUCAS, R.; MALHI, Y.; MOREL, A.; MITCHARD, E. T. A.; NAGY, L.; QIE, L.; QUINONES, M. J.; RYAN, C. M.; FERRY, S. J. W.; SUNDERLAND, T.; LAURIN, G. V.; GATTI, R. C.; VALENTINI, R.; VERBEECK, H.; WIJAYA, A.; WILLCOCK, S. An integrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. **Global Change Biology**, v. 22, n. 4, p. 1406–1420, 2016.

BAKER, T. R.; CORONADO, E. N. H.; PHILLIPS, O. L.; MARTIN, J.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; GARCIA, M.; ESPEJO, J. S. Low stocks of coarse woody debris in a southwest Amazonian forest. **Oecologia**, v. 152, n. 3, p. 495–504, 2007.

BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENQUER, E.; LEES, A. C.; NALLY, R. Mac; THOMSON, J. R.; FERRAZ, S. F. D. B.; LOUZADA, J.; OLIVEIRA, V. H. F.; PARRY, L.; SOLAR, R. R. C.; VIEIRA, I. C. G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BEGOTTI, R. A.; BRAGA, R. F.; CARDOSO, T. M.; JR, R. C. D. O.; SOUZA, C. M.; MOURA, N. G.; NUNES, S. S.; SIQUEIRA, J. V.; PARDINI, R.; SILVEIRA, J. M.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; VEIGA, R. C. S.; VENTURIERI, A.; GARDNER, T. A. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016.

BERENQUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; CAMARGO, P. B.; CERRI, C. E.; DURIGAN, M.; OLIVEIRA, R. C.; VIEIRA, I. C. G.; BARLOW, J. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, 2014.

BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOS, V.; SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, R. W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. **BioScience**, v. 42, n. 11, p. 859–866, 1992.

BODDY, L. Carbon dioxide release from decomposing wood: Effect of water content and temperature. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 15, n. 5, p. 501–510, 1983.

BRIENEN, R. J. W.; PHILLIPS, O. L.; FELDPAUSCH, T. R.; GLOOR, E.; BAKER, T. R.; LLOYD, J.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; MALHI, Y.; LEWIS, S. L.; VÁSQUEZ MARTINEZ, R.; ALEXIADES, M.; ÁLVAREZ DÁVILA, E.; ALVAREZ-LOAYZA, P.; ANDRADE, A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; ARETS, E. J. M. M.; ARROYO, L.; AYMARD C., G. A.; BÁNKI, O. S.; BARALOTO, C.; BARROSO, J.; BONAL, D.; BOOT, R. G. A.; CAMARGO, J. L. C.; CASTILHO, C. V.; CHAMA, V.; CHAO, K. J.; CHAVE, J.; COMISKEY, J. A.; CORNEJO VALVERDE, F.; COSTA, L.; OLIVEIRA, E. A.; FIORE, A.; ERWIN, T. L.; FAUSET, S.; FORSTHOFER, M.; GALBRAITH, D. R.; GRAHAME, E. S.; GROOT, N.; HÉRAULT, B.; HIGUCHI, N.; HONORIO CORONADO, E. N.; KEELING, H.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S.; LICONA, J.; MAGNUSSEN, W. E.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; MENDOZA, C.; NEILL, D. A.; NOGUEIRA, E. M.; NÚÑEZ, P.; PALLQUI CAMACHO, N. C.; PARADA, A.; PARDO-MOLINA, G.; PEACOCK, J.; PENÃ-CLAROS, M.; PICKAVANCE, G. C.; PITMAN, N. C. A.; POORTER, L.; PRIETO, A.; QUESADA, C. A.; RAMÍREZ, F.; RAMÍREZ-ANGULO, H.; RESTREPO, Z.; ROOPSIND, A.; RUDAS, A.; SALOMAÕ, R. P.; SCHWARZ, M.; SILVA, N.; SILVA-ESPEJO, J. E.; SILVEIRA, M.; STROPP, J.; TALBOT, J.; TER STEEGE, H.; TERAN-AGUILAR, J.; TERBORGH, J.; THOMAS-CAESAR, R.; TOLEDO, M.; TORELLO-RAVENTOS, M.; UMETSU, R. K.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; VAN DER HOUT, P.; VIEIRA, I. C. G.; VIEIRA, S. A.; VILANOVA, E.; VOS, V. A.; ZAGT, R. J. Long-term decline of the Amazon carbon sink. **Nature**, v. 519, n. 7543, 2015.

BROWN, I. F.; MARTINELLI, L. A.; THOMAS, W. W.; MOREIRA, M. Z.; CID FERREIRA, C. A.; VICTORIA, R. A. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: An example from Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 75, n. 1–3, p. 175–189, 1995.

BRZOSTEK, E. R.; DRAGONI, D.; SCHMID, H. P.; RAHMAN, A. F.; SIMS, D.; WAYSON, C. A.; JOHNSON, D. J.; PHILLIPS, R. P. Chronic water stress reduces tree growth and the carbon sink of deciduous hardwood forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 8, p. 2531–2539, 2014.

BUCKERIDGE, M. S. Mudanças climáticas, biodiversidade e sociedade: como a teoria de redes pode ajudar a compreender o presente e planejar o futuro? **MultiCiência**, n. 8, p. 88–107, 2007.

CARVALHO, A.; BRAGA, A.; MARCELO, J.; GOMES, L.; MANOEL, J.; SOUZA, S.; NASCIMENTO, T.; CIENTÍFICA, S. D. I.; CARVALHO, F. A.; MARCELO, J.; BRAGA, A.; MANOEL, J.; GOMES, L.; SOUZA, J. S.; NASCIMENTO, M. T. Tree community of an alluvial lowland forest in the municipality of Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil. **Cerne**, v. 12, n. 2, p. 157-166, 2006.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T.; BRAGA, J. M. A. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 3, p. 727–740, 2006.

CARVALHO, L. M. T. **Dinâmica de clareiras em uma floresta de nuvem na serra do Ibitipoca, Minas Gerais**. Universidade Federal de Lavras, 1997.

CAVALCANTE, A.; SOARES, J. J.; FIGUEIREDO, M. a. Comparative phytosociology of tree sinusiae between contiguous forests in different stages of succession. **Brazilian Journal of Biology**, v. 60, n. 4, p. 551–562, 2000.

CERQUEIRA, R.; NASCIMENTO, M. T.; PARDINI, R. **Fragmentação: alguns conceitos**. In: Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, p. 23-40, 2003.

CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N.; TRIBUZY, E. S.; TRUMBORE, S. E. Carbon sink for a century: Intact rainforests have a long-term storage capacity. **Nature**, v. 410, n. 6827, p. 429, 2001.

CHARLES - DOMINIQUE, P.; BLANC, P.; LARPIN, D.; LEDRU, M.-P.; RIÉRA, B.; SARTHOU, C.; SERVANT, M.; TARDY, C. Forest perturbation and biodiversity during the last ten thousand years in French Guiana. **Acta Oecologica - International Journal of Ecology**, v. 19, n. 3, p. 295–302, 1998.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87–99, 2005.

CHAVE, J.; COOMES, D.; JANSEN, S.; LEWIS, S. L.; SWENSON, N. G.; ZANNE, A. E. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351–366, 2009.

CHAVE, J.; OLIVIER, J.; BONGERS, F.; CHÂTELET, P.; FORGET, P.-M.; VAN DER MEER, P.; NORDEN, N.; RIÉRA, B.; CHARLES-DOMINIQUE, P. Above-ground biomass and productivity in a rain forest of eastern South America. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 4, p. 355–366, 2008.

D'ALBERTAS, F.; COSTA, K.; ROMITELLI, I.; BARBOSA, J. M.; VIEIRA, S. A.; METZGER, J. P. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 57–65, 2018.

DA COSTA, C. L.; GALBRAITH, D.; ALMEIDA, S.; TANAKA PORTELA, B. T.; DA COSTA, M.; SILVA JUNIOR, J. A.; BRAGA, A. P.; DE GONÇALVES, P. H. L.; DE OLIVEIRA, A. A.; FISHER, R.; PHILLIPS, O.; METCALFE, D. B.; LEVY, P.; MEIR, P. Effect of seven years of experimental drought on the aboveground biomass storage of an eastern Amazonian rainforest. **New Phytologist**, v. 187, p. 579–591, 2010.

DURIGAN, G.; FRANCO, G. A. D. C.; SAITO, M.; BAITELLO, J. B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 371–383, 2000.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 306p, 2006.

ESQUIVEL-MUELBERT, A.; GALBRAITH, D.; DEXTER, K. G.; BAKER, T. R.; LEWIS, L.; MEIR, P.; ROWLAND, L.; CARLOS, A.; NEPSTAD, D.; PHILLIPS, O. L. Biogeographic distributions of neotropical trees reflect their directly measured drought tolerances. **Scientific Reports**, p. 1–11, 2017.

FEARNSIDE, P. M. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. **Ecological Economics**, v. 20, n. 1, p. 53–70, 1997.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680–688, 2005.

FELFILI, J. M.; VALE, A.; DA, U.; JU, S.; AURE, M.; SILVA, L. I. O. Changes in the floristic composition of Cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 4, p. 579-590, 2000.

FONSECA, R. C. B.; RODRIGUES, R. R. Structural analysis and aspects of the successional mosaic of a semi-deciduous forest, in Botucatu (São Paulo State, Brazil). **Scientia Forestalis**, v. 57, p. 27–43, 2000.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas Dos Remanescentes Florestais Da Mata Atlântica Período 2011-2012**, p. 122, 2012.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753–767, 1995.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR., R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2–3, p. 223–229, 1999.

GASTAUER, M.; NETO, J. A. A. M. Community dynamics in a species-rich patch of old-growth forest in a global changing scenario. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 2, p. 270–285, 2013.

GATTI, L. V.; GLOOR, M.; MILLER, J. B.; DOUGHTY, C. E.; MALHI, Y.; DOMINGUES, L. G.; BASSO, L. S.; MARTINEWSKI, A.; CORREIA, C. S. C.; BORGES, V. F.; FREITAS, S.; BRAZ, R.; ANDERSON, L. O.; ROCHA, H.; GRACE, J.; PHILLIPS, O. L.; LLOYD, J. Drought sensitivity of Amazonian carbon balance revealed by atmospheric measurements. **Nature**, v. 506, n. 7486, p. 76–80, 2014.

GENTRY, A. H. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (Ed.). **Seasonally Dry Tropical Forests**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 146–194, 1995.

GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 1, p. 47–60, 2003.

GRACE, J.; MEIR, P.; MALHI, Y. Keeping track of carbon flows between biosphere and atmosphere. *Ecology*. **Achievement and Challenge**, p. 249–269, 2001.

GUARIGUATA, M. R.; CHAZDON, R. L.; DENSLOW, J. S.; DUPUY, J. M.; ANDERSON, L. Structure and oristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plant Ecology**, p. 107–120, 1997.

GUSSON, A. E.; LOPES, S. F.; DIAS NETO, O. C.; VALE, V. S.; OLIVEIRA, A. P.; SCHIAVINI, I. Características Químicas do Solo Estrutura de um Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Ipiaçu, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, n. 4, p. 403–414, 2009.

HIGUCHI, N.; CHAMBERS, J.; DOS SANTOS, J.; RIBEIRO, R. J.; PINTO, A. C. M.; DA SILVA, R. P.; ROCHA, R. D. M.; TRIBUZY, E. S. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia central. **Floresta**, v. 34, n. 3, p. 295–304, 2004.

HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BEBBER, D. P.; BROWN, N. D.; SILVA, A. C.; MACHADO, E. L. M. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology**, v. 199, n. 1, p. 125–135, 2008.

HUTH, A.; DITZER, T. Long-term impacts of logging in a tropical rain forest — a simulation study. **Forest Ecology and Management**, v. 142, n. 1–3, p. 33–51, 2001.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira. 2a Edição**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2012.

INMET. **Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Instituto Nacional de Meteorologia. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acesso em 11 de outubro de 2017.

JOLY, C. A. Biodiversidade e mudanças climáticas: contexto evolutivo, histórico e político. **Ambiente & Sociedade**, v. 10, n. 1, p. 169–172, 2007.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; JOLY, C. A.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014.

KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J.; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. **The University of Chicago Press**, n. 3, p. 33–44, 1997.

KARDOL, P.; CREGGER, M. A.; CAMPANY, C. E.; CLASSEN, A. T. Soil ecosystem functioning under climate change: Plant species and community effects. **Ecology**, v. 91, n. 3, p. 767–781, 2010.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, v. 5, n. 1, p. 77–86, 1994.

LAURANCE, W. F. Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117–1118, 1997.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; LAURANCE, S. G. W. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032–2040, 1998.

LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; DELAMONICA, P. Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. v. 110, p. 173–180, 1998.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-years investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; RIBEIRO, J. E. L. S.; GIRALDO, J. P.; LOVEJOY, T. E.; CONDIT, R.; CHAVE, J.; HARMS, K. E.; D'ANGELO, S. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 103, n. 50, p. 19010–19014, 2006.

LAURANCE, W. F. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 345–352, 2004.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434–451, 2009.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; ALMEIDA, S.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W. F.; NEILL, D. A.; SILVA, J. N. M.; TERBORGH, J.; TORRES LEZAMA, A.; VASQUEZ MARTINEZ, R.; BROWN, S.; CHAVE, J.; KUEBLER, C.; NUNEZ VARGAS, P.; VINCETI, B. Concerted changes in tropical forest

structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 359, n. 1443, p. 421–436, 2004.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; TIMOTHY, R.; BROWN, S.; GRAHAM, A. W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D. W.; WILLIAM, F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P. N. N.; NUR SUPARDI M.N.; TERBORGH, J. W.; MARTÍNEZ, R. V.; BAKER, T. R.; HILBERT, W.; LAURANCE, W. F. Tropical forest tree mortality , recruitment when and comparison rates: calculation , interpretation census intervals vary. *Journal of Ecology*, v. 92, n. 6, p. 929–944, 2011.

LIMA, J.; VILLELA, D. M.; MANZATTO, C. Biomassa arbórea em fragmentos da Mata Atlântica Fluminense. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa Solos*, 2008.

LIMA, J. **Biomassa arbórea e estoques de nutrientes em fragmentos florestais da baixada litorânea fluminense: o efeito da fragmentação da Mata Atlântica**. 2009. 169f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2009.

LIU, Y. Y.; VAN DIJK, A. I. J. M.; DE JEU, R. A. M.; CANADELL, J. G.; MCCABE, M. F.; EVANS, J. P.; WANG, G. Recent reversal in loss of global terrestrial biomass. *Nature Climate Change*, v. 5, n. 5, p. 470–474, 2015.

LUYSSAERT, S.; INGLIMA, I.; JUNG, M.; RICHARDSON, A. D.; REICHSTEIN, M.; PAPALE, D.; PIAO, S. L.; SCHULZE, E. D.; WINGATE, L.; MATTEUCCI, G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; AUBINET, M.; BEER, C.; BERNHOFER, C.; BLACK, K. G.; BONAL, D.; BONNEFOND, J. M.; CHAMBERS, J.; CIAIS, P.; COOK, B.; DAVIS, K. J.; DOLMAN, A. J.; GIELEN, B.; GOULDEN, M.; GRACE, J.; GRANIER, A.; GRELLE, A.; GRIFFIS, T.; GRÜNWARD, T.; GUIDOLOTTI, G.; HANSON, P. J.; HARDING, R.; HOLLINGER, D. Y.; HUTYRA, L. R.; KOLARI, P.; KRUIJT, B.; KUTSCH, W.; LAGERGREN, F.; LAURILA, T.; LAW, B. E.; LE MAIRE, G.; LINDROTH, A.; LOUSTAU, D.; MALHI, Y.; MATEUS, J.; MIGLIAVACCA, M.; MISSON, L.; MONTAGNANI, L.; MONCRIEFF, J.; MOORS, E.; MUNGER, J. W.; NIKINMAA, E.; OLLINGER, S. V.; PITA, G.; REBMANN, C.; ROUPSARD, O.; SAIGUSA, N.; SANZ, M. J.; SEUFERT, G.; SIERRA, C.; SMITH, M. L.; TANG, J.; VALENTINI, R.; VESALA,

T.; JANSSENS, I. A. CO<sub>2</sub> balance of boreal, temperate, and tropical forests derived from a global database. **Global Change Biology**, v. 13, n. 12, p. 2509–2537, 2007.

LUYSSAERT, S.; SCHULZE, E. D.; BÖRNER, A.; KNOHL, A.; HESSENMÖLLER, D.; LAW, B. E.; CIAIS, P.; GRACE, J. Old-growth forests as global carbon sinks. **Nature**, v. 455, n. 7210, p. 213–215, 2008.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A. C.; SOUZA, J. S.; BORÉM, R. A. T.; BOTEZELLI, L. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na Fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore**, v. 28, n. 4, p. 499–516, 2004

MAGNAGO, L. F. S.; MAGRACH, A.; BARLOW, J.; SCHAEFER, C. E. G. R.; LAURANCE, W. F.; MARTINS, S. V.; EDWARDS, D. P. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, v. 31, n. 2, p. 542–552, 2017.

MAGNAGO, L. F. S.; MAGRACH, A.; LAURANCE, W. F.; MARTINS, S. V.; MEIRA-NETO, J. A. A.; SIMONELLI, M.; EDWARDS, D. P. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD, **Global Change Biology**, v. 21, n. 9, p. 3455–3468, 2015.

MAGNAGO, L. F. S.; ROCHA, M. F.; MEYER, L.; MARTINS, S. V.; MEIRA-NETO, J. A. A. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2305–2318, 2015.

MALHI, Y. The carbon balance of tropical forest regions, 1990–2005. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 4, p. 237–244, 2010.

MALHI, Y. The productivity, metabolism and carbon cycle of tropical forest vegetation. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 1, p. 65–75, 2012.

MALHI, Y.; ARAGÃO, L. E. O. C.; METCALFE, D. B.; PAIVA, R.; QUESADA, C. A.; ALMEIDA, S.; ANDERSON, L.; BRANDO, P.; CHAMBERS, J. Q.; DA COSTA, A. C. L.; HUTYRA, L. R.; OLIVEIRA, P.; PATIÑO, S.; PYLE, E. H.; ROBERTSON, A. L.; TEIXEIRA, L. M. Comprehensive assessment of carbon productivity, allocation and storage in three Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 15, n. 5, p. 1255–1274, 2009.

MALHI, Y.; BALDOCCHI, D.; JARVIS, P. G. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. **Plant, Cell and Environment**, v. 22, p. 715–740, 1999.

MALHI, Y.; FARFÁN AMÉZQUITA, F.; DOUGHTY, C. E.; SILVA-ESPEJO, J. E.; GIRARDIN, C. A. J.; METCALFE, D. B.; ARAGÃO, L. E. O. C.; HUARACA-QUISPE, L. P.; ALZAMORA-TAYPE, I.; EGUILUZ-MORA, L.; MARTHEWS, T. R.; HALLADAY, K.; QUESADA, C. A.; ROBERTSON, A. L.; FISHER, J. B.; ZARAGOZA-CASTELLS, J.; ROJAS-VILLAGRA, C. M.; PELAEZ-TAPIA, Y.; SALINAS, N.; MEIR, P.; PHILLIPS, O. L. The productivity, metabolism and carbon cycle of two lowland tropical forest plots in south-western Amazonia, Peru. **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, n. 1–2, p. 85–105, 2014.

MALHI, Y.; GRACE, J. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, n. 8, p. 332–337, 2000.

MARENGO, J. A.; JONES, R.; ALVES, L. M.; VALVERDE, M. C. Future change of temperature and precipitation extremes in South America as derived from the PRECIS regional climate modeling system. **International Journal of Climatology**, v. 29, n. 15, p. 2241–2255, 2009.

MARTINELLI, L. A.; ALMEIDA, S.; BROWN, I. F.; HOLE, W.; MOREIRA, M. Z.; VICTORIA, R. L.; FILOSO, S.; FERREIRA, C. A. C.; BOTA, D.; THOMAS, W. W.; NEW, T.; BOTANICAL, Y. Variation in Nutrient Distribution and Potential Nutrient Losses by Selective Logging in a Humid Tropical Forest of Rondo. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 597–613, 2000.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Editora da Universidade Estadual de Campinas, 1993.

MEIR, P.; MENCUCCINI, M.; DEWAR, R. C. Drought-related tree mortality: Addressing the gaps in understanding and prediction. **New Phytologist**, v. 207, n. 1, p. 28–33, 2015.

MEIR, P.; PENNINGTON, R. T. **Climatic Change and Seasonally Dry Tropical Forests**. In: DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; MOONEY, H. A.; CEBALLOS, G. (Ed.). *Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation*. Washington, DC: Island Press, 2011.

MELILLO, J. M.; MCGUIRE, A. D.; KICKLIGHTER, D. W.; MOORE, B.; VOROSMARTY, C. J.; SCHLOSS, A. L. Global climate change and terrestrial net primary production. **Nature**, v. 363, n. 6426, p. 234–240, 1993.

MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2–3, p. 129–134, 1999.

MEWS, H. A.; MARIMON, B. S.; PINTO, J. R. R.; SILVÉRIO, D. V. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, p. 845–857, 2011.

MORENO, M. R.; NASCIMENTO, M. T.; KURTZ, B. C. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 3, p. 371–386, 2003.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and methods of vegetation ecology. **Wiley**, p. 93–135, 1974.

NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, W. F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 2, p. 183-192, 2006.

NASCIMENTO, H. E. M.; VIANA, V. M. Estrutura e dinâmica de eco-unidades em um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Scientia Forestalis**, p. 29–47, 1999.

NASCIMENTO, M. T.; BARBOSA, R. I.; VILLELA, D. M.; PROCTOR, J. Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. **Plant Ecology**, v. 192, n. 2, p. 181–191, 2007.

NASCIMENTO, M. T.; CARVALHO, L. C. S.; BARBOSA, R. I.; VILLELA, D. M. Variation in floristic composition, demography and above-ground biomass over a 20-year period in an Amazonian monodominant forest. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1–2, p. 293–303, 3 abr. 2014.

NEPSTAD, D. C.; TOHVER, I. M.; DAVID, R.; MOUTINHO, P.; CARDINOT, G. Mortality of large trees and lianas following experimental drought in an amazon forest. **Ecology**, v. 88, n. 9, p. 2259–2269, 2007.

NOBRE, C. A. Mudanças climáticas globais: possíveis impactos nos ecossistemas do país. **Parcerias Estratégicas**, v. 6, n. 12, p. 239-258, 2001.

NOGUEIRA, E. M.; FEARNside, P. M.; NELSON, B. W.; FRANÇA, M. B. Wood density in forests of Brazil's "arc of deforestation": Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 248, n. 3, p. 119–135, 2007.

NUNES, Y. R. F.; MENDONÇA, A. V. R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. de. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 2, p. 213–229, 2003.

OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L.; RAMOS, M. B. P.; NOBRE, A. D.; COUTO, L. B.; SAHDO, R. M. Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 627–641, 2008.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793–810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in South-eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 58, n. 1, p. 139–158, 2001.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CARVALHO, W. A. C.; MACHADO, E. L. M.; HIGUCHI, P.; APPOLINÁRIO, V.; CASTRO, G. C.; SILVA, A. C.; SANTOS, R. M.; BORGES, L. F.; CORRÊA, B. S.; ALVES, J. M. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 1, p. 149–161, 2007.

RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest; an ecological study**. Cambridge: The University Press; p. 503, 1996.

PALACE, M.; KELLER, M.; ASNER, G. P.; SILVA, J. N. M.; PASSOS, C. Necromass in undisturbed and logged forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 238, n. 1–3, p. 309–318, 2007.

PEIXOTO, A. L.; ROSA, M. M. T. da; JOELS, L. C. M. Diagramas de perfil e de cobertura de um trecho da floresta de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Acta Botanica Brasilica**, v. 9, n. 2, p. 177–193, 1995.

PEIXOTO, A. L.; SILVA, I. M.; JOSÉ, O.; SIMONELLI, M.; JESUS, R. M.; ROLIM, S. G. Tabuleiro forests north of the rio Doce: their representation in the Vale do Rio Doce Natural Reserve, Espírito Santo, Brazil. **Memoirs of the New York Botanical Garden**, v. 100, p. 319-350, 2008.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 437-457, 2009.

PESSOA, S. V. A.; ARAUJO, D. S. D. Tree community dynamics in a submontane forest in southeastern Brazil: growth, recruitment, mortality and changes in species composition over a seven-year period. **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 2, p. 190–197, 2014.

PHILLIPS, O. L. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental Conservation**, v. 23, n. 3, p. 235, 1996.

PHILLIPS, O. L.; ARAGÃO, L. E. O. C.; LEWIS, S. L.; FISHER, J. B.; LLOYD, J.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; PEACOCK, J.; QUESADA, C. A.; VAN DER HEIJDEN, G.; ALMEIDA, S.; AMARAL, I.; ARROYO, L.; AYMARD, G.; BAKER, T. R.; BANKI, O.; BLANC, L.; BONAL, D.; BRANDO, P.; CHAVE, J.; DE OLIVEIRA, A. C. A.; CARDOZO, N. D.; CZIMCZIK, C. I.; FELDPAUSCH, T. R.; FREITAS, M. A.; GLOOR, E.; HIGUCHI, N.; JIMENEZ, E.; LLOYD, G.; MEIR, P.; MENDOZA, C.; MOREL, A.; NEILL, D. A.; NEPSTAD, D.; PATINO, S.; PENUELA, M. C.; PRIETO, A.; RAMIREZ, F.; SCHWARZ, M.; SILVA, J.; SILVEIRA, M.; THOMAS, A. S.; STEEGE, H. t.; STROPP, J.; VASQUEZ, R.; ZELAZOWSKI, P.; DAVILA, E. A.; ANDELMAN, S.; ANDRADE, A.; CHAO, K.-J.; ERWIN, T.; DI FIORE, A.; C., E. H.; KEELING, H.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; CRUZ, A. P.; PITMAN, N. C. A.; VARGAS, P. N.; RAMIREZ-ANGULO, H.; RUDAS,

A.; SALAMAO, R.; SILVA, N.; TERBORGH, J.; TORRES-LEZAMA, A. Drought sensitivity of the Amazon Rainforest. **Science**, v. 323, n. 5919, p. 1344–1347, 2009.

PHILLIPS, O. L.; LEWIS, S. L. Recent changes in tropical forest biomass and dynamics. *Forests and global change*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 77-108, 2014.

PHILLIPS, O. L.; VAN DER HEIJDEN, G.; LEWIS, S. L.; LÓPEZ-GONZÁLEZ, G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; LLOYD, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; ALMEIDA, S.; DÁVILA, E. A.; AMARAL, I.; ANDELMAN, S.; ANDRADE, A.; ARROYO, L.; AYMARD, G.; BAKER, T. R.; BLANC, L.; BONAL, D.; DE OLIVEIRA, Á. C. A.; CHAO, K. J.; CARDOZO, N. D.; DA COSTA, L.; FELDPAUSCH, T. R.; FISHER, J. B.; FYLLAS, N. M.; FREITAS, M. A.; GALBRAITH, D.; GLOOR, E.; HIGUCHI, N.; HONORIO, E.; JIMÉNEZ, E.; KEELING, H.; KILLEEN, T. J.; LOVETT, J. C.; MEIR, P.; MENDOZA, C.; MOREL, A.; VARGAS, P. N.; PATIÑO, S.; PEH, K. S. H.; CRUZ, A. P.; PRIETO, A.; QUESADA, C. A.; RAMÍREZ, F.; RAMÍREZ, H.; RUDAS, A.; SALAMÃO, R.; SCHWARZ, M.; SILVA, J.; SILVEIRA, M.; FERRY SLIK, J. W.; SONKÉ, B.; THOMAS, A. S.; STROPP, J.; TAPLIN, J. R. D.; VÁSQUEZ, R.; VILANOVA, E. Drought-mortality relationships for tropical forests. **New Phytologist**, v. 187, n. 3, p. 631–646, 2010.

PBMC. **Base científica das mudanças climáticas. Contribuição do grupo de trabalho 1 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao primeiro relatório da avaliação nacional sobre mudanças climáticas** (M. Ambrizzi, T., Araujo, Ed.), COPPE Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014.

PROCÓPIO DE OLIVEIRA, P.; NASCIMENTO, M. T.; CARVALHO, F. A.; VILLELA, D. M.; KIERULFF, M. C. M.; VERULI, V. P.; LAPENTA, M. J.; SILVA, A. P. **Qualidade do habitat na área de ocorrência do mico-leão-dourado**. In: PROCÓPIO DE OLIVEIRA, P.; GRATIVOL, A. D.; RUIZ-MIRANDA, C. R. (Ed.). *Conservação do mico-leão-dourado. Enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada*. Campos dos Goytacazes: Editora UENF, p. 203, 2008.

RADAM BRASIL. **Levantamento de Recursos Naturais**. Rio de Janeiro/Vitória. Ministério das Minas e Energia, 1983.

REVEAL, J. L.; CHASE, M. W. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, n. 2, p. 105–121, 2009.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RIZZINI, Carlos Toledo. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos**. Editora de Humanismo, Ciência e Tecnologia, 1976.

RODRIGUES, PJFP. **A vegetação da Reserva Biológica União e os efeitos de borda na Mata Atlântica fragmentada**. 2004. 136f. Tese (Doutorado em Biociências e Biotecnologia) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2004.

RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, v. 57, p. 63–74, 2006.

ROLIM, S. G.; DO COUTO, H. T. Z.; DE JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de arvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, n. 55, p. 49–69, 1999.

ROLIM, S. G.; JESUS, R. M.; NASCIMENTO, H. E. M.; DO COUTO, H. T. Z.; CHAMBERS, J. Q. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: The ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. **Oecologia**, v. 142, n. 2, p. 238–246, 2005.

ROMITELLI, I. **Spatial variability in carbon stocks in the Atlantic Forest fragmented landscapes**. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciências na área de Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

STUDIO, R. **RStudio: integrated development environment for R**. RStudio Inc, Boston, Massachusetts, 2012.

SALDARRIAGA, J. G.; UHL, C. **Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro**. In: Tropical rain forest: regeneration and management. New York: Blackwell, p. 303–312, 1991.

SALESKA, S. R.; MILLER, S. D.; MATROSS, D. M.; GOULDEN, M. L.; WOFSY, C.; ROCHA, H. R.; CAMARGO, P. B. De; CRILL, P.; DAUBE, B. C.; FREITAS, H. C.; HUTYRA, L.; KELLER, M.; KIRCHHOFF, V.; MENTON, M.; MUNGER, W.; PYLE, E.

H.; RICE, A. H.; SILVA, H. Carbon in Amazon forests: unexpected seasonal fluxes and disturbance-induced losses. **Science**, v. 302, n. 5650, p. 1554-1557, 2003.

SCOLFORO, J. R. S. **Biometria Florestal: modelagem do crescimento e da produção de florestas plantadas e nativas**. UFLA/FAEPE, 1998.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The Interpretation and Misinterpretation of Mortality Rate Measures. **The Journal of Ecology**, v. 83, n. 2, p. 331, 1995.

SILVA, A. P. **Ciclagem de nutrientes na Mata Atlântica de baixada na APA da bacia do rio São João, RJ: efeito do tamanho do fragmento**. 141f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2009.

SILVA, V. D. **Respiração heterotrófica e estoques de necromassa em regiões de borda e interior em fragmentos de Mata Atlântica**. 93f. Dissertação (Mestrado ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2013.

SILVA, G. C. DA; NASCIMENTO, M. T. Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 1, p. 51–62, 2001.

SILVA, L. Á.; SOARES, J. J. Levantamento fitossociológico em um fragmento de floresta estacional semidecídua, no município de São Carlos, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v. 16, n. 2, p. 205–216, 2002.

SIMONELLI, M.; SOUZA, A. L.; PEIXOTO, A. L.; FRANCISCO DA SILVA, A. Floristic composition and structure of the tree component of a Muçununga Forest in the Linhares Forest Reserve, Espírito Santo, Brazil. In: **Memoirs of the New York Botanical Garden**, v. 100, n. 345, p.364, 2008.

SIMPSON, L.G.; BOTKIN, D.B. **Vegetation, the global carbon cycle, and global measures**. In: Dunnette, D.A. & O'brien, R.J. (eds). The science of global change. Washington: American Chemical Society. 413-425p, 1992.

STUART CHAPIN, F.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. New York, NY: Springer New York, p. 529, 2012.

TABARELLI, M.; CARDOSO DA SILVA, J. M.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 2001, p. 1419–1425, 2004.

VARGAS, R.; ALLEN, M. F. Environmental controls and the influence of vegetation type, fine roots and rhizomorphs on diel and seasonal variation in soil respiration. **New Phytologist**, v. 179, n. 2, p. 460–471, 2008.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

VIDAL, M. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; METZGER, J. P. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 3, p. 521–532, 2007.

VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; DUARTE-NETO, P. J.; MARTINS, S. C.; VEIGA, L. G.; SCARANELLO, M. A.; PICOLLO, M. C.; CAMARGO, P. B.; DO CARMO, J. B.; NETO, E. S.; SANTOS, F. A. M.; JOLY, C. A.; MARTINELLI, L. A. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. **Ecology and Evolution**, v. 1, n. 3, p. 421–434, 2011.

VILLELA, D. M.; DE MATTOS, E.; PINTO, A.; VIEIRA, S.; MARTINELLI, L. Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 633–642, 2012.

VILLELA, D. M.; NASCIMENTO, M. T.; ARAGÃO, L. E. O. C.; BARBOSA, R. I.; ABREU, K. M. P.; SANTOS, J.; CARVALHO, L.; MEIR, P.; GRACE, J. The effects of drought on forest biomass are larger after logging. A case study from the Brazilian Atlantic Forest. **Em preparação**.

VILLELA, D. M.; NASCIMENTO, M. T.; ARAGÃO, L. E. O. C.; DA GAMA, D. M. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 506–516, 2006.

VILLELA, D. M.; PROCTOR, J. Leaf litter decomposition and monodominance in the Peltogyne forest of Maraca Island, Brazil. **Biotropica**, v. 34, n. 3, p. 334–347, 2002.

WERNECK, M. D. S.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 174, p. 337–346, 2004.

WHITMORE, T. C.; BURSLEM, D. **Major disturbances in tropical rainforests.** In: Dynamics of tropical communities: the 37th symposium of the British Ecological Society. p. 549–565. 1998.

ZANNE, A. E.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, D.; ILIC, J.; JANSEN, S.; LEWIS, S.; MILLER, R.; SWENSON, N.; WIEMANN, M.; CHAVE, J. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum. Dryad Digital Repository, 2009.

## 10. ANEXOS

Anexo 1 - Valores teste t de student para efeito do tempo no estoque da BAS total em cada sítio de FES do norte fluminense, RJ.

Sítio	Graus de liberdade	t	p
FI	8	-0,037	0,9711
FS	8	-0,802	0,4452
FP	8	0,375	0,7174
FSA	8	0,282	0,7845
MF	8	0,435	0,6748
EEEG-A	8	-0,583	0,5757
EEEG-B	8	0,997	0,3478

Anexo 2 - Análise de variância para a BAS total entre os sítios para o censo 2 em FES do norte fluminense, RJ.

Anova	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	F	p
Entre sítios	0,6272	6	0,1045	2,334	0,0594

Anexo 3 – Regressão linear do tamanho do fragmento pela BAS total para os sítios avaliados no censo 2 em 6 fragmentos de FES norte fluminense, RJ.

Preditor	Estimativa	Desvio Padrão	Estatística t	p	Graus de liberdade	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> Ajustado
Intercepto	2,317688274	0,06353347	36,47979999	2,91e <sup>-1</sup>	5	0,29856153	0,158273836
Tamanho do fragmento	-0,042771154	0,029318641	-1,45883823	0,204419836			

Anexo 4 - Valores teste t de student para efeito do tempo no estoque da BAS das classes de diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq 5$  cm em cada sítio de FES do norte fluminense, RJ.

<b>Classe</b>	<b>Sítio</b>	<b>Graus de liberdade</b>	<b>t</b>	<b>p</b>
5-10	FI	4	2.7823	0.0496
5-10	FS	4	0.3629	0.726
5-10	FP	4	2.7745	0.05
5-10	FSA	4	0.6003	0.5806
5-10	MF	4	-0.7467	0.4967
5-10	EEEG-A	4	1.8065	0.1451
5-10	EEEG-B	4	-0.905	0.3918
10-15	FI	4	1.4517	0.2201
10-15	FS	4	0.7368	0.502
10-15	FP	4	-0.1414	0.8943
10-15	FSA	4	0.6389	0.5576
10-15	MF	4	-1.836	0.1402
10-15	EEEG-A	4	1.9902	0.1174
10-15	EEEG-B	4	0.9291	0.4054
15-20	FI	4	-1.2511	0.279
15-20	FS	4	-1.087	0.3381
15-20	FP	4	-0.0958	0.9228
15-20	FSA	4	-0.6639	0.543
15-20	MF	4	2.5526	0.0631
15-20	EEEG-A	4	-2.1998	0.0926
15-20	EEEG-B	4	0.6562	0.5475
20-25	FI	4	0.9667	0.3884
20-25	FS	4	-0.5691	0.5997
20-25	FP	4	-0.1499	0.888
20-25	FSA	4	0.5281	0.6253
20-25	MF	4	-0.9253	0.4071
20-25	EEEG-A	4	-0.0389	0.9708
20-25	EEEG-B	4	0.4361	0.6852
>25	FI	4	-2.319	0.0812
>25	FS	4	1.0485	0.3535
>25	FP	4	-0.0729	0.4714
>25	FSA	4	-0.7575	0.4908
>25	MF	4	-4.1835	0.0138
>25	EEEG-A	4	0.1662	0.876
>25	EEEG-B	4	-2.7205	0.0529

Anexo 5 - Análise de variância para a BAS das classes de diâmetro a altura do peito (DAP) entre os sítios para o censo 2 em FES do norte fluminense, RJ.

<b>Anova</b>	<b>Soma dos quadrados</b>	<b>Graus de liberdade</b>	<b>Quadrado médio</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Entre sítios	7.858	6	1.3096	3	0.0206

Anexo 6 - Variação espacial do estoque de BAS (Mg ha<sup>-1</sup>) por classes de diâmetro de árvores (DAP) para fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.. Letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey (p= 0,0206). ± desvio padrão.

<b>Sítios</b>	<b>5-10</b>		<b>10-15</b>		<b>15-20</b>		<b>20-25</b>		<b>&gt;25</b>	
	Censo 1	Censo 2	Censo 1	Censo 2	Censo 1	Censo 2	Censo 1	Censo 2	Censo 1	Censo 2
Fazenda Imburi (13 ha)	16.0 ± 4.2	13.6 ± 4.6 b	29.7 ± 13.3	24.0 ± 8.2 a	28.1 ± 8.8	33.7 ± 12.6 a	38.9 ± 9.6	34.1 ± 20.35 a	90.2 ± 22.4	98.0 ± 22.8 a
Fazenda Santana (35 ha)	21.8 ± 3.6	21.0 ± 2.9 ab	27.1 ± 8.3	24.8 ± 6.5 a	25.2 ± 10.0	29.1 ± 10.9 a	23.3 ± 12.7	26.3 ± 16.04 a	155.8 ± 145.7	78.0 ± 54.8 a
Fazenda Palmeiras (49 ha)	23.1 ± 4.8	20.3 ± 6.0 ab	21.4 ± 6.4	21.9 ± 11.5 a	33.7 ± 14.6	34.0 ± 17.6 a	27.2 ± 25.7	28.2 ± 22.45 a	57.8 ± 48.1	65.1 ± 55.7 a
Fazenda Sto. Antônio ( 55 ha)	19.8 ± 3.3	18.5 ± 4.3 ab	27.9 ± 9.7	25.2 ± 10.2 a	37.5 ± 21.5	41.5 ± 25.9 a	38.6 ± 20.6	35.5 ± 26.44 a	66.5 ± 51.1	73.9 ± 39.3 a
Mata do Funil (128 ha)	22.1 ± 8.1	23.9 ± 11.5 ab	24.5 ± 5.3	28.4 ± 8.8 a	36.3 ± 18.8	24.3 ± 10.1 a	14.6 ± 10.8	24.9 ± 20.12 a	41.9 ± 16.2	44.3 ± 16.8 a
EEEG A - corte seletivo (1190 ha)	27.8 ± 5.8	24.5 ± 5.9 ab	37.1 ± 8.1	30.6 ± 7.7 a	28.3 ± 6.1	35.4 ± 8.5 a	16.3 ± 12.6	16.6 ± 7.61 a	33.3 ± 26.8	31.0 ± 42.2 a
EEEG B - sem corte seletivo (1190 ha)	25.0 ± 6.3	28.2 ± 5.5 a	34.4 ± 7.8	31.4 ± 12.4 a	34.7 ± 7.6	31.7 ± 4.4 a	33.0 ± 15.3	30.2 ± 6.97 a	42.0 ± 27.5	60.7 ± 25.2 a

Anexo 7 - Análise de variância para a BAS dos grupos ecológicos entre os sítios para o tempo 2 em FES do norte fluminense, RJ.

Anova	Soma dos quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	F	p
NC	9.89	6	1.648	1.174	0.348
PI	29.37	6	4.895	1.822	0.192
SI	46.31	6	7.719	1.553	0.198
ST	31033	6	5172	6.03	0.000383

Anexo 8 - Variação espacial do estoque de BAS ( $Mg\ ha^{-1}$ ) por grupos funcionais para fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil. NC = não classificada, PI = pioneira, SI = secundária inicial, ST = secundária tardia. Letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Tukey ( $p= 0,000383$ ).  $\pm$  desvio padrão.

Sítios	NC			PI			SI			ST		
	Censo 1	Censo 2		Censo 1	Censo 2		Censo 1	Censo 2		Censo 1	Censo 2	
Fazenda Imburi (13 ha)	20.46 $\pm$ 15.27	16.10 $\pm$ 9.61	a	0.72 $\pm$ 1.11	0.84 $\pm$ 1.24	a	52.37 $\pm$ 26.82	47.92 $\pm$ 22.44	a	123.24 $\pm$ 13.89	132.09 $\pm$ 27.04	a
Fazenda Santana (35 ha)	59.89 $\pm$ 93.73	26.06 $\pm$ 18.99	a	5.89 $\pm$ 6.25	6.14 $\pm$ 5.76	a	60.98 $\pm$ 60.65	35.34 $\pm$ 10.22	a	119.94 $\pm$ 67.43	104.92 $\pm$ 12.64	ab
Fazenda Palmeiras (49 ha)	22.95 $\pm$ 15.69	21.74 $\pm$ 11.25	a	1.68 $\pm$ 2.85	1.12 $\pm$ 1.59	a	44.50 $\pm$ 36.66	49.06 $\pm$ 44.57	a	94.09 $\pm$ 27.04	97.47 $\pm$ 28.99	ab
Fazenda Sto. Antônio (55 ha)	15.82 $\pm$ 20.80	15.40 $\pm$ 22.20	a	3.96 $\pm$ 3.68	4.39 $\pm$ 4.05	a	21.59 $\pm$ 17.72	24.06 $\pm$ 21.57	a	148.60 $\pm$ 9.11	150.61 $\pm$ 27.83	a
Mata do Funil (128 ha)	14.26 $\pm$ 8.34	17.30 $\pm$ 11.75	a	4.84 $\pm$ 10.79	4.72 $\pm$ 10.52	a	75.79 $\pm$ 31.11	74.49 $\pm$ 31.18	a	44.30 $\pm$ 20.52	48.96 $\pm$ 21.57	ab
EEEE A - corte seletivo (1190 ha)	7.80 $\pm$ 4.90	7.23 $\pm$ 7.04	a	0.07 $\pm$ 0.14	0.37 $\pm$ 0.40	a	32.30 $\pm$ 7.37	29.96 $\pm$ 2.25	a	103.21 $\pm$ 21.67	100.58 $\pm$ 41.01	a
EEEE B - sem corte seletivo (1190 ha)	11.78 $\pm$ 10.05	10.71 $\pm$ 9.20	a	0.37 $\pm$ 0.40	0.25 $\pm$ 0.43	a	47.79 $\pm$ 53.21	50.43 $\pm$ 54.54	a	111.27 $\pm$ 41.45	120.27 $\pm$ 41.50	ab

Anexo 9 – Estoque de biomassa pelas principais espécies, para o fragmento Fazenda Imburi (13ha). Valores do número de indivíduos (N) e biomassa arbórea viva acima do solo (BAS) para as 20 espécies mais importantes amostradas em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Espécie	Fazenda Imburi					
	Censo 1			Censo 2		
	BAS (%)	N	Ranking	BAS (%)	N	Ranking
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	26.49	66	1	30.33	66	1
<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhl.	9.61	4	2	10.52	4	2
<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i> E.F.Guim. & Miguel	6.70	9	3	6.88	8	3
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	5.75	14	4	3.68	9	5
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	5.53	7	5	6.56	6	4
<i>Copaifera lucens</i> Dwyer	3.45	11	6	3.18	9	6
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	2.80	3	7	3.12	3	7
<i>Parapiptadenia pterosperma</i> (Benth.) Brenan	2.37	2	8	2.00	1	8
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	1.65	13	9	1.67	12	9
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	1.39	17	10	0.81	11	11
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	1.27	29	11	0.62	16	13
<i>Astronium concinnum</i> Schott	0.79	3	12	1.03	3	10
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	0.58	3	13	0.71	3	12
<i>Talisia coriacea</i> Radlk.	0.23	4	14	0.20	3	15
<i>Astronium</i> Jacq.	0.18	2	15	0.26	2	14
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	0.13	1	16	0.15	1	17
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	0.12	1	17	0.15	1	16
<i>Metternichia princeps</i> J.C.Mikan	0.07	3	18	0.03	2	19
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	0	—	19	0.12	1	18
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	0	—	20	0.00	—	20
Outras	30.89	109		25.97	98	
Total	100.00	301		100.00	258	

Anexo 10 - Estoque de biomassa pelas principais espécies, para o fragmento Fazenda Santana (35ha). Valores do número de indivíduos (N) e biomassa arbórea viva acima do solo (BAS) para as 20 espécies mais importantes mostradas em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, Brasil.

Spp	Fazenda Santana					
	Censo 1			Censo 2		
	Bio (%)	N	RANK	Bio (%)	N	RANK
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	13.83	10	1	3.77	6.00	8
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	10.85	61	2	17.16	58.00	1
<i>Astronium concinnum</i> Schott	10.39	17	3	16.15	16.00	2
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	6.55	11	4	4.54	9.00	6
<i>Astronium</i> Jacq.	5.25	11	5	7.84	11.00	3
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	4.84	5	6	0.51	4.00	14
<i>Copaifera lucens</i> Dwyer	3.68	9	7	6.16	9.00	4
<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i> E.F.Guim. & Miguel	2.52	6	8	0.94	4.00	11
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	2.13	8	9	5.31	7.00	5
<i>Melicoccus oliviformis</i> subsp. <i>intermedius</i> (Radlk.) Acev.-	2.13	4	10	3.78	4.00	7
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	0.94	2	11	0.93	1.00	12
<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhl.	0.90	2	12	1.38	2.00	9
<i>Parapiptadenia pterosperma</i> (Benth.) Brenan	0.59	2	13	0.99	1.00	10
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	0.42	5	14	0.51	4.00	15
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	0.40	4	15	0.72	4.00	13
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	0.15	2	16	0.16	1.00	17
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	0.11	3	17	0.17	3.00	16
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	0.03	1	18	0.00	0.00	19
<i>Metternichia princeps</i> J.C.Mikan	0.00	0	19	0.02	1.00	18
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	0.00	0	20	0.00	0.00	20
Outras	34.29	144	0	28.96	130.00	0
Total	100.00	307	0	100.00	275.00	0

Anexo 11 - Estoque de biomassa pelas principais espécies, para o fragmento Fazenda Palmeiras (49ha). Valores do número de indivíduos (N) e biomassa arbórea viva acima do solo (BAS) para as 20 espécies mais importantes amostradas em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Spp	Fazenda Palmeiras					
	Censo 1			Censo 2		
	Bio (%)	N	RANK	Bio (%)	N	RANK
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	22.08	55	1	18.50	51.00	1
<i>Astronium concinnum</i> Schott	11.86	19	2	12.27	18.00	2
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	10.96	16	3	11.80	14.00	3
<i>Astronium</i> Jacq.	4.91	20	4	4.79	18.00	5
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	3.39	6	5	3.50	6.00	6
<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i> E.F.Guim. & Miguel	3.30	11	6	5.72	10.00	4
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	3.05	26	7	2.52	23.00	8
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	2.42	4	8	2.78	4.00	7
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	1.48	10	9	1.27	8.00	10
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	1.28	9	10	1.16	7.00	12
<i>Melicoccus oliviformis</i> subsp. <i>intermedius</i> (Radlk.) Acev.-	1.18	3	11	1.23	3.00	11
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	1.15	8	12	0.70	6.00	15
<i>Copaifera lucens</i> Dwyer	0.91	10	13	1.07	10.00	13
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	0.77	20	14	0.44	11.00	18
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	0.66	3	15	0.63	3.00	16
<i>Parapiptadenia pterosperma</i> (Benth.) Brenan	0.65	2	16	0.86	2.00	14
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	0.54	2	17	0.56	2.00	17
<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhlman	0.27	1	18	1.38	1.00	9
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	0.10	1	19	0.10	1.00	19
<i>Metternichia princeps</i> J.C.Mikan	0.00	0	20	0.00	0.00	20
Outras	29.05	86	0	28.71	72.00	0
Total	100.00	312	0	100.00	270.00	0

Anexo 12 - Estoque de biomassa pelas principais espécies, para o fragmento Fazenda Santo Antônio (55ha). Valores do número de indivíduos (N) e biomassa arbórea viva acima do solo (BAS) para as 20 espécies mais importantes amostradas em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Spp	Fazenda Santo Antônio					
	Censo 1			Censo 2		
	Bio (%)	N	RANK	Bio (%)	N	RANK
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	50.26	131	1	49.83	130.00	1
<i>Astronium</i> Jacq.	5.88	5	2	6.41	5.00	2
<i>Astronium concinnum</i> Schott	5.75	5	3	6.25	5.00	4
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	4.73	9	4	6.38	9.00	3
<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i> E.F.Guim. & Miguel	4.37	7	5	4.39	6.00	5
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	2.67	15	6	2.69	14.00	6
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	2.50	15	7	2.63	15.00	7
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	1.98	2	8	2.17	2.00	8
<i>Melicoccus oliviformis</i> subsp. <i>intermedius</i> (Radlk.) Acev.-	1.18	10	9	1.45	10.00	9
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	0.84	2	10	0.97	2.00	10
<i>Copaifera lucens</i> Dwyer	0.68	4	11	0.86	5.00	11
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	0.19	3	12	0.22	3.00	12
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	0.09	1	13	0.08	1.00	14
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	0.06	2	14	0.04	1.00	15
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	0.05	1	15	0.09	1.00	13
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	0.00	0	16	0.00	0.00	16
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	0.00	0	17	0.00	0.00	17
<i>Metternichia princeps</i> J.C.Mikan	0.00	0	18	0.00	0.00	18
<i>Parapiptadenia pterosperma</i> (Benth.) Brenan	0.00	0	19	0.00	0.00	19
<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhlman	0.00	0	20	0.00	0.00	20
Outras	18.78	70	0	15.54	60.00	0
Total	100.00	282	0	100.00	269.00	0

Anexo 13 - Estoque de biomassa pelas principais espécies, para o fragmento Mata do Funil (128 ha). Valores do número de indivíduos (N) e biomassa arbórea viva acima do solo (BAS) para as 20 espécies mais importantes amostradas em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Spp	Mata do Funil					
	Censo 1			Censo 2		
	Bio (%)	N	RANK	Bio (%)	N	RANK
<i>Parapiptadenia pterosperma</i> (Benth.) Brenan	19.82	27	1	18.14	21.00	1
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	13.91	16	2	13.75	15.00	2
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	8.37	10	3	9.05	9.00	3
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	6.51	33	4	7.04	39.00	4
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	3.54	4	5	3.69	4.00	5
<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhlman	2.92	3	6	3.08	3.00	6
<i>Astronium</i> Jacq.	1.70	12	9	2.54	11.00	7
<i>Astronium concinnum</i> Schott	1.89	3	7	2.26	3.00	8
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	1.78	8	8	2.08	10.00	9
<i>Copaifera lucens</i> Dwyer	1.70	13	10	1.94	13.00	10
<i>Melicoccus oliviformis</i> subsp. <i>intermedius</i> (Radlk.) Acev.-	1.67	7	11	1.56	6.00	11
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	1.01	4	12	1.03	4.00	12
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	0.96	6	13	0.95	6.00	13
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	0.83	10	14	0.94	9.00	14
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	0.38	5	15	0.48	6.00	15
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	0.08	1	17	0.13	1.00	16
<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i> E.F.Guim. & Miguel	0.09	2	16	0.06	1.00	17
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	0.00	0	18	0.00	0.00	18
<i>Metternichia princeps</i> J.C.Mikan	0.00	0	19	0.00	0.00	19
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	0.00	0	20	0.00	0.00	20
Outras	32.84	154	0	31.28	155.00	0
Total	100.00	318	0	100.00	316.00	0

Anexo 14 - Estoque de biomassa pelas principais espécies, para o fragmento EEEG - corte (1190 ha). Valores do número de indivíduos (N) e biomassa arbórea viva acima do solo (BAS) para as 20 espécies mais importantes amostradas em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Spp	EEEG A - Corte seletivo					
	Censo 1			Censo 2		
	Bio (%)	N	RANK	Bio (%)	N	RANK
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	40.22	89	1	34.90	94.00	1
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	11.68	32	2	11.27	24.00	2
<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhlman	9.24	4	3	10.79	4.00	3
<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i> E.F.Guim. & Miguel	5.47	5	4	9.41	4.00	4
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	3.33	9	5	4.07	10.00	5
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	2.55	16	6	2.31	13.00	8
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	2.24	23	7	2.47	23.00	7
<i>Parapiptadenia pterosperma</i> (Benth.) Brenan	2.22	11	8	2.48	8.00	6
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	2.01	28	9	2.03	24.00	9
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	1.38	10	10	1.25	8.00	10
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	1.06	2	11	0.07	1.00	18
<i>Metternichia princeps</i> J.C.Mikan	0.99	13	12	0.84	8.00	13
<i>Melicoccus oliviformis</i> subsp. <i>intermedius</i> (Radlk.) Acev.-	0.84	8	13	1.05	8.00	11
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	0.65	1	14	0.88	1.00	12
<i>Astronium concinnum</i> Schott	0.54	3	15	0.60	3.00	14
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	0.43	3	16	0.40	2.00	15
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	0.37	4	17	0.31	3.00	17
<i>Astronium</i> Jacq.	0.27	3	18	0.33	2.00	16
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	0.09	2	19	0.00	0.00	19
<i>Copaifera lucens</i> Dwyer	0.00	0	20	0.00	0.00	20
Outras	14.40	94	0	14.53	84.00	0
Total	100.00	360	0	100.00	324.00	0

Anexo 15 - Estoque de biomassa pelas principais espécies, para o fragmento EEG – sem corte (1190 ha). Valores do número de indivíduos (N) e biomassa arbórea viva acima do solo (BAS) para as 20 espécies mais importantes amostradas em fragmentos de Floresta estacional Semidecidual do Norte Fluminense, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Spp	EEEG B - Sem corte seletivo					
	Censo 1			Censo 2		
	Bio (%)	N	RANK	Bio (%)	N	RANK
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	35.88	102	1	35.90	107.00	1
<i>Pseudoptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	7.34	14	2	8.55	14.00	2
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst.	7.21	11	3	7.23	17.00	3
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	3.67	12	4	4.35	12.00	4
<i>Metternichia princeps</i> J.C.Mikan	2.70	36	5	2.07	33.00	8
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	2.61	13	6	1.22	8.00	12
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	2.61	5	7	1.62	2.00	11
<i>Melicococcus oliviformis</i> subsp. <i>intermedius</i> (Radlk.) Acev.-	2.61	20	8	2.91	21.00	5
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	2.32	7	9	2.30	6.00	6
<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i> E.F.Guim. & Miguel	2.08	4	10	1.96	5.00	10
<i>Astronium</i> Jacq.	1.89	12	11	2.07	11.00	7
<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott	1.61	2	12	1.98	2.00	9
<i>Parapiptadenia pterosperma</i> (Benth.) Brenan	1.56	5	13	0.85	3.00	13
<i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich ex Kallunki	0.51	5	14	0.33	4.00	15
<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat	0.45	5	15	0.41	4.00	14
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist	0.18	1	16	0.21	1.00	16
<i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhl.	0.17	1	17	0.16	1.00	17
<i>Copaifera lucens</i> Dwyer	0.15	2	18	0.15	2.00	18
<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill.	0.00	0	19	0.06	2.00	19
<i>Astronium concinnum</i> Schott	0.00	0	20	0.04	1.00	20
Outras	24.45	107	0	25.64	120.00	0
Total	100.00	364	0	100.00	376.00	0