

DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UMA FLORESTA  
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DE TABULEIRO DO NORTE  
FLUMINENSE NO PERÍODO DE 1996 A 2019

**Nilson Berriel Neves Neto**

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO – UENF  
CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ  
FEVEREIRO – 2020

DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA DE UMA FLORESTA  
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DE TABULEIRO DO NORTE  
FLUMINENSE NO PERÍODO DE 1996 A 2019

**Nilson Berriel Neves Neto**

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

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Trindade Nascimento

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO – UENF

Campos dos Goytacazes – RJ

Fevereiro de 2020

### **FICHA CATALOGRÁFICA**

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pelo autor.

N518

Neves Neto, Nilson Berriel.

Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta estacional semidecidual de tabuleiro do Norte Fluminense no período de 1996 a 2019 / Nilson Berriel Neves Neto. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2020.

83 f.

Bibliografia: 62 - 77.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2020.

Orientador: Marcelo Trindade Nascimento.

1. Estrutura de comunidade. 2. Florestas secas. 3. Dinâmica Florestal. 4. Corte Seletivo. 5. Eventos de seca. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta estacional  
semidecidual de tabuleiro do norte fluminense no período de 1996 a  
2019

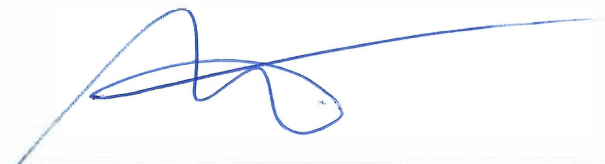
**Nilson Berriel Neves Neto**

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

Aprovado em: 19 de fevereiro de 2020.

Comissão examinadora:


Dr. Marcelo Trindade Nascimento  
(Doutor em Ecologia)



---

Orientador (LCA/CBB/UENF)

Dr. Dayvid Rodrigues Couto  
(Doutor em Botânica)



---

Titular interno (LCA/CBB/UENF)


Dr. Felipe Zamborlini Saiter  
(Doutor em Biologia Vegetal)



---

Titular externo (IFES, GPBio, LEB)

Dr.<sup>a</sup> Karla Maria Pedra de Abreu  
(Doutora em Ecologia e Recursos Naturais)



---

Titular externa (IFES - Campus de Alegre)

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Dr. Marcelo Trindade Nascimento pela orientação, por todo o conhecimento compartilhado e por me confiar à importante missão de dar continuidade ao seu trabalho. Muito obrigado, mais uma vez.

Agradeço a Prof. Dr.<sup>a</sup> Dora Maria Villela por todo incentivo mesmo não estando diretamente ligada à minha pesquisa.

Agradeço a UENF, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais e ao Laboratório de Ciências Ambientais, por toda a estrutura e apoio, em especial a secretária Elizabete Costa por todo o suporte prestado.

Agradeço aos colegas e amigos da pós-graduação, Gustavo Viana, Vanessa Xavier, Paula Chagas, Lucas Carneiro, Sônia Guimarães, Diego Lacerda, Douglas Ribeiro, Tatiane Vieira, Pedro Gatts, Karoline Ferreira, Luísa Viana e Keltony Aquino pela companhia e por tornarem todo o trabalho o mais leve possível. E a todos aqueles que estiveram envolvidos com a fundação e gestão do Nicho Ecológico.

Agradeço aos amigos e a equipe do Herbário UENF e do Grupo de Ecologia Vegetal por toda a experiência trocada e por todo o auxílio oferecido para a conclusão deste projeto. Em especial Herick Viana, Aline Alves, Mariana Faitanin, Bianca Reis, Dayvid Couto, Vitor Cyrino, Caroline Pessanha, Leandro Silva, Igor Broggio, Paola Maia, Patrícia Marques, Eduardo Oza e Maryana Belan.

Agradeço ao Dr. Inácio Pestana pelo auxílio nas análises estatísticas.

Agradeço ao Dr. Haroldo Cavalcante Lima e a Elenice Fortes, do Instituto de pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ), por todo apoio e conhecimento compartilhado.

Agradeço a Vânia Coelho e a toda equipe de funcionários e guarda-parques, em especial Bruno Stellet e Renato Rangel, da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba pela amizade e todo o apoio prestado.

Agradeço aos meus pais, parentes e amigos pela confiança em mim depositada e por todo o apoio nestes dois anos. Em especial a Amaro, Flávia, Ingride, Letícia, Luysa, Matheus, Thamira e Tiago por todos os momentos de descontração e apoio proporcionados neste percurso.

Agradeço à FAPERJ e ao CNPq pelo financiamento deste projeto. À CAPES pela concessão da bolsa, o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

No mais, agradeço a todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a finalização deste trabalho.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>VII</b>
<b>LISTA DE TABELAS .....</b>	<b>X</b>
<b>RESUMO .....</b>	<b>XII</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>XIII</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>14</b>
1.1 MATA ATLÂNTICA .....	14
1.2 FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL .....	15
1.3 DINÂMICA DE FLORESTAS TROPICAIS.....	17
1.4 EFEITOS DA EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA.....	18
1.5 EVENTOS CLIMÁTICOS: SECA.....	20
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>22</b>
<b>3 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>22</b>
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	22
3.2 AMOSTRAGEM.....	26
3.2.1 DADOS CLIMÁTICOS.....	28
3.2.2 MÁXIMO DÉFICIT HÍDRICO ACUMULADO (MCWD).....	28
3.2.3 ANOMALIAS PLUVIOMÉTRICAS .....	29
3.2.4 ESTRUTURA E DINÂMICA FLORESTAL .....	29
3.3 ANÁLISE DE DADOS.....	31
<b>4 RESULTADOS .....</b>	<b>32</b>
4.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA COMUNIDADE ARBÓREA (1996-2019) .....	32
4.2 DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA .....	41
4.3 INFLUÊNCIA DO PERÍODO DE SECA SOBRE A DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA.....	46
4.3.1 MÁXIMO DÉFICIT HÍDRICO ACUMULADO (MCWD).....	46
4.3.2 RELAÇÃO DE EVENTOS DE SECA E A DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA .....	49
4.4 ÁREA BASAL E DENSIDADE DAS CINCO ESPÉCIES DE MAIOR IVI.....	49
<b>5 DISCUSSÃO.....</b>	<b>54</b>

5.1	COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DA COMUNIDADE ARBÓREA .....	54
5.2	DINÂMICA FLORESTAL.....	56
5.3	EFEITO DAS SECAS EXTREMAS .....	57
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>60</b>
<b>7</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>61</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>62</b>
	<b>APÊNDICES .....</b>	<b>78</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Localização da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, destaque para a porção florestal (NASCIMENTO; LIMA, 2008).....24
- Figura 2 - Variação da precipitação e temperatura anual em uma série temporal de 29 anos (1990-2019). Fonte de dados: INMET, Estação 83698 – Campos. ....25
- Figura 3 - Variação da precipitação média mensal e temperatura média mensal de uma série temporal de 29 anos (1990-2019). Fonte de dados: INMET, Estação 83698 – Campos. ....25
- Figura 4 - Detalhe da localização das parcelas do Setor Explorado até 1960 (SE60) e do Setor Explorado até 1990 (SE90). A linha branca indica a área pertencente à EEEG. ....27
- Figura 5 - critérios do PPBio para mensuração de DAP em árvores com irregularidades no tronco (PPBIO, 2019). ....28
- Figura 6 - Regressões quadráticas para as variáveis de Área Basal Total (A) e de Densidade de indivíduos (B); E regressões lineares para o Índice de Diversidade de Espécies de Shannon (C) e Uniformidade de *Pielou* (D) da comunidade arbórea setor explorado até a década de 1960 (SE60) e do setor explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. As equações do modelo e testes foram reportadas na Tabela 1. As barras de erro representam o erro padrão da média e o sombreado é o intervalo de confiança do modelo calculado com 95% de certeza. ...32
- Figura 7 - Distribuição em classe diamétrica da comunidade arbórea do setor explorado até a década de 1960 (SE60) e do setor explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.....34



Figura 8 - Curvas de rarefação do número de indivíduos em relação a riqueza de espécies para o setor explorado até a década de 1960 (SE60) e do setor explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.....35

Figura 9 – Taxa de crescimento relativo para as espécies com o  $N > 10$  dentre as 20+ do Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e do Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. ....40

Figura 10 - Dinâmica da comunidade arbórea para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. ....43

Figura 11 - Variação temporal da mudança líquida em número de indivíduos (ChN), da mudança líquida em área basal (ChAB) e o turnover da comunidade arbórea do Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.....45

Figura 12 – Máximo déficit hídrico acumulado (mês do ano - média de cada mês ao longo do período em mm) referente ao município de Campos dos Goytacazes-RJ.....47

Figura 13 - Anomalia pluviométrica ( $\sigma$ ) referente ao município de Campos dos Goytacazes – RJ. As unidades da anomalia são normalizadas pelo desvio padrão ( $\sigma$ ) da série temporal (1992 – 2019). ....48

Figura 16 - Área basal total por hectare no período de 1996 a 2019 para as cinco principais espécies (dentre as 20+ em IVI) para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) área florestada da área florestada da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de

Itabapoana, Rio de Janeiro. As distâncias entre os valores do eixo y foram logaritmizadas. Ajustes dos modelos podem ser vistos na Tabela 9. ....50

Figura 17 – Densidade de indivíduos por hectare entre 1996 e 2019 das cinco principais espécies (dentre as 20+ em IVI) para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. As distâncias entre os valores do eixo y foram logaritmizadas. Ajustes dos modelos podem ser vistos na Tabela 10. ....51

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Modelos de regressão ajustados aos parâmetros da comunidade arbórea do setor explorado até a década de 1960 (SE60) e do setor explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. ....33

Tabela 2 - Mudanças na estrutura arbórea do Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e do Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba para as 20 principais espécies nos censos avaliados ao longo de 23 anos. As espécies foram ranqueadas de forma crescente pelo índice de valor de importância (IVI). N – Número de indivíduos, AB – área basal, G.E. – grupo ecológico. ....37

Tabela 3 - Valores das taxas de recrutamento ( $\% \text{ ano}^{-1}$ ), mortalidade ( $\% \text{ ano}^{-1}$ ) e taxa de crescimento relativo (RGR) ( $\text{mm m}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) por parcela e intervalo de censo para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) da comunidade arbórea do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.....41

Tabela 4 – Valores das taxas de ganho de área basal ( $\% \text{ ano}^{-1}$ ) e de perda de área basal ( $\% \text{ ano}^{-1}$ ) por parcela e intervalo de censo para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) da comunidade arbórea do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. ....42

Tabela 5 – Variação temporal das taxas de mudança líquida no número de indivíduo (ChN), mudança líquida em área basal (ChAB) e *turnover* para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) da comunidade arbórea do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.....44

Tabela 6 - Valores das medianas por parcela da variação temporal da taxa de meia vida ( $T_{1/2}$ ), do tempo de duplicação ( $T_2$ ) e estabilidade ( $E_N$ ) para o Setor

Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) da comunidade arbórea do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.....46

Tabela 9 - Modelos de regressão ajustados ao parâmetro de área basal total ( $m^2 ha^{-1}$ ) das cinco principais espécies arbóreas por ranking do IVI do Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. ....52

Tabela 10 - Modelos de regressão ajustados ao parâmetro de densidade (ind/ha) das cinco principais espécies arbóreas por ranking do IVI do Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. ....53

Tabela 11 - Ocorrência de Eventos Oscilação Sul (*El Niño* e *La Niña*) a partir de 1990. ....57

## RESUMO

Pesquisar os processos de dinâmica das florestas tropicais é fundamental para compreender o funcionamento das comunidades e populações vegetais. O objetivo deste estudo foi avaliar alterações na estrutura e na dinâmica de uma comunidade florestal em um período de 23 anos (1996, 2003, 2008, 2014, 2019) em dois setores, um que sofreu extração seletiva ilegal de madeira na década de 90 (SE90) de forma mais intensa e outro com extração seletiva ilegal de madeira até o início da década de 60 (SE60), relacionando-os com eventos de seca. Quatro questões principais foram abordadas neste estudo: 1) Existe diferença na estrutura e composição florestal ao longo dos 23 anos e entre os dois setores estudados? 2) Qual o efeito da variação pluviométrica nos padrões temporais demográficos e de crescimento de árvores nos setores estudados? 3) Quais espécies arbóreas ganharam (aumentaram em densidade e/ou área basal) e quais perderam (diminuíram em densidade e/ou área basal) durante o período estudado? 4) Existe um efeito mais expressivo da seca sobre a comunidade arbórea da área mais perturbada (área com corte seletivo mais recente)? A obtenção dos dados se deu a partir da mensuração de oito parcelas permanentes (50 m x 50 m), sendo quatro no SE60, e quatro no SE90, alocadas no ano de 1995 no interior de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro, na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba. Foram medidos todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq 10$  cm no ano de 2019. Os resultados para os 23 anos demonstram que para a área basal total (ABt), densidade de indivíduos, diversidade de Shannon (H') e uniformidade de Pielou (J) os setores estudados tiveram um comportamento semelhante, com uma queda para a H' e J, ganho de ABt e aumento na densidade. Para SE60 e SE90 existe uma maior concentração de indivíduos nas classes diamétricas menores ( $10 < 20$  cm), indicando o padrão de "J-reverso" demonstrando a maior entrada de recrutas nos setores. Os setores apresentaram uma queda para a riqueza de espécies. A dinâmica da comunidade foi mais estável para o SE60, já SE90 apresentou maior instabilidade com grandes taxas de perda e ganho de ABt, mortalidade e recrutamento. *Metrodorea nigra* e *Pseudopiptadenia contorta*, foram as espécies mais dominantes em ambos os setores com o maior ganho em ABt e densidade de indivíduos. Os efeitos do corte seletivo ainda são persistentes e, apesar do comportamento semelhante, os setores apresentam uma lenta recuperação pós distúrbios evidenciando uma baixa resiliência. De forma que a incidência de eventos de seca torna a recuperação do SE90 ainda mais instável.

Palavras chaves: Estrutura de comunidade; Florestas secas, Dinâmica Florestal; Corte Seletivo; Eventos de seca.

## ABSTRACT

Understanding the dynamics processes of tropical forests is essential to understand the functioning of communities and plant populations. The objective of this study was to evaluate changes in the structure and dynamics of a forestry community over a period of 23 years (1996 - 2019) in two sectors, one that underwent illegal selective logging in the 1990s and the other more preserved by relating them with drought events. Four main questions were addressed in this study: 1) Is there a difference in forest structure and composition over the 23 years and between the two sectors studied? 2) What is the effect of rainfall variation on demographic and tree growth patterns in the sectors studied? 3) Which tree species are gaining (increasing in density and/or basal area) and which are losing (decreasing in density and/or basal area) during the study period? 4) Is there a more significant effect of drought on the tree community in the most disturbed area (area with the most recent selective logging)? The data were obtained from eight permanent plots (50 mx 50 m) in which four plots are in a preserved sector (SE60) and another four in an exploited sector (SE90), which suffered a more intense selective cut, allocated in 1995. All tree individuals with DBH  $\geq 10$  cm were measured in 2019. The plots are located inside a fragment of seasonal semideciduous board forest, at the Guaxindiba State Ecological Station. The results for the 23 years show that for the total basal area (ABt), density of individuals, diversity of Shannon ( $H'$ ) and uniformity of Pielou ( $J$ ) the sectors studied had a similar behavior, with a decrease for  $H'$  and  $J$ , ABt gain and increase in density. For SE60 and SE90 there is a higher concentration of individuals in the smaller diametric classes (10 < 20 cm), indicating the "reverse-J" pattern showing the highest entry of recruits in the sectors. The sectors showed a drop in species richness. The dynamics of the community was more stable for SP, since SE showed greater instability with high rates of loss and gain of ABt, mortality and recruitment. *Metrodorea nigra* and *Pseudopiptadenia contorta*, were the most dominant species in both sectors with the highest gain in ABt and density of individuals. The effects of selective cutting are still persistent, and despite the similar behavior, the sectors show a slow recovery after disturbances with low resilience. As a result, the incidence of drought events makes the recovery of the SE90 even more unstable.

Key words: Community structure; Dry forests, Forest dynamic; Selective logging; Drought events.

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Mata Atlântica

A Mata Atlântica é considerada a floresta brasileira mais antiga (RIZZINI, 1997), sendo seu domínio muito diverso, composto principalmente por cinco formações florestais: a Floresta Ombrófila Densa, a Floresta Ombrófila Aberta, a Floresta Ombrófila Mista, a Floresta Estacional Semidecidual e a Floresta Estacional Decidual (JOLY *et al.*, 2014), além da Floresta Estacional Perenifólia, que representa uma formação intermediária entre a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecidual (JESUS; ROLIM 2005). Além disso, possui diferentes unidades fitogeográficas, que compreendem um conjunto de formações florestais e ecossistemas associados (e.g. restingas, manguezais, afloramentos rochosos e campos de altitude) que, outrora, abrangiam uma área maior que 130 milhões de ha (METZGER, 2009; RODRIGUES *et al.*, 2009; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2019).

A devastação da Mata Atlântica reflete diretamente a ação antrópica desordenada, resultando na destruição de milhões de hectares de floresta que transformou esse domínio em um mosaico composto por mais de 245 mil fragmentos florestais (RIBEIRO *et al.*, 2009; JOLY *et al.*, 2014). A Mata Atlântica é considerada uma das florestas tropicais mais ameaçadas do mundo devido sua localização coincidir com as maiores áreas urbanas do país (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000) o que levou a 65% do seu domínio serem cobertos por áreas antropizadas (REZENDE *et al.*, 2018). Estudo de Ribeiro *et al.* (2009) estimaram a vegetação remanescente da Mata Atlântica em cerca de 11 a 16% de sua área original. Entretanto, ao utilizar uma análise espacial de cinco metros e considerar fragmentos menores que três ha, Rezende *et al.* (2018) estimam que ainda restem cerca 28% da vegetação de MA, diluídos nos inúmeros fragmentos e observou que a restauração de áreas observados em seu estudo.

A ocorrência da Mata Atlântica se dá na região costeira do Brasil, uma porção de terra densamente povoada onde vivem cerca de 70% da população (METZGER, 2009). Este fato contribui para a grande pressão antrópica sobre o domínio. Além do fator urbano, como a especulação imobiliária, a Mata Atlântica sofreu com o avanço da agricultura e pecuária, que ocupam grande parte do que anteriormente era floresta (RIBEIRO *et al.*, 2009, RODRIGUES *et al.*, 2009, JOLY *et al.*, 2014).

A Mata Atlântica possui grande parte da vegetação nativa fora das áreas de preservação e conservação o que as deixa expostas à novas intervenções antrópicas (REZENDE *et al.*, 2018). A intensa fragmentação contribui para que mais de 1500 espécies de plantas da Mata Atlântica se encontrem ameaçadas de extinção, o que equivale a 60% da lista de espécies ameaçadas da flora brasileira (MARTINELLI *et al.* 2013). Entretanto, Scarano e Ceotto (2015) apontam que a Mata Atlântica ainda possui uma grande resiliência, que parece ter relação com a alta diversidade de seus fragmentos.

## 1.2 Floresta Estacional Semidecidual

Dentre as formações florestais de Mata Atlântica temos a Floresta Estacional Semidecidual (FES), ou Florestas sazonalmente secas (IBGE, 2012). A FES apresenta uma característica de dupla estacionalidade, com períodos chuvosos bem definidos e estiagens acentuadas. Esta característica é responsável por boa parte das espécies arbóreas ali presentes apresentarem adaptações fisiológicas e anatômicas (como esclerofilia) em resposta à deficiência hídrica ou a temperaturas baixas, ocorrendo a queda foliar no período seco (RADAMBRASIL, 1983). Segundo Rizzini (1979) a maior diferença das FES para outras florestas tropicais está na disponibilidade hídrica, e podem se diferenciar também por possuírem menor estatura de dossel quando comparadas à outras florestas tropicais ombrófilas (HALL; SWAINE, 1976; RIZZINI, 1979; MAGALHÃES *et al.*, 2017). Outro fator que diferencia as FES das florestas ombrófilas é o seu processo sucessional, em que inicialmente as florestas secas se regeneram com espécies de madeira mais dura (maior densidade) e à medida que o ambiente se torna estável as madeiras menos densas começam a surgir, sendo este um processo oposto ao que é observado para florestas úmidas (POORTER *et al.*, 2019).

Em FES, as árvores caducifólias representam cerca de 20 a 50% do conjunto florestal (RADAMBRASIL, 1983; IBGE, 2012). De acordo com RADAMBRASIL (1983), as FES podem chegar a passar mais de 60 dias de seca por ano, sendo o caráter estacional do clima o maior limitador. Apesar de mais resistentes em relação a seca, as FES têm-se mostrado sensíveis a mudanças na intensidade, tempo e frequência nos períodos secos (ALLEN *et al.*, 2017).



Uma das fitofisionomias de FES é a Floresta de Tabuleiros (RIZZINI, 1979) que é uma Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas (VELOSO *et al.*, 1991) encontrada revestindo os tabuleiros do período pleistoceno do Grupo Barreiras, uma formação geológica que se estende pela costa brasileira desde o Estado do Pará até o Rio de Janeiro.

No Estado do Rio de Janeiro, um dos últimos e mais expressivo remanescente florestal do que se conhece como “Floresta de Tabuleiros” está localizado na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG) (SILVA; NASCIMENTO, 2001). As Florestas de Tabuleiros, além do fator geológico, podem ser diferenciadas dos outros ecossistemas da Mata Atlântica por estarem mais próximas das planícies costeiras e por muitas de suas espécies apresentarem esclerofilia (RIZZINI, 1979).

A singularidade e a degradação de suas áreas florestais fizeram com que a FES de tabuleiro fossem bastante fragmentadas, restando atualmente alguns remanescentes que se estendem da região nordeste do país até o Estado do Rio de Janeiro (SILVA; NASCIMENTO, 2001). Lopes *et al.* (2012 a) destacam o contínuo aumento da pressão antrópica sobre as FES e os riscos à diversidade destas florestas que possuem um importante papel na biodiversidade brasileira, dando ainda importância aos estudos relacionados a recuperação e conservação de FES.

De acordo com Nascimento e Lima (2008), grande parte das espécies encontradas nas florestas de tabuleiro do norte fluminense possuem ampla distribuição na Mata Atlântica, sendo sua composição de espécies mais similar as FES encontradas no sul da Bahia e no norte do Espírito Santo do que de florestas geograficamente mais próximas. A singularidade apresentada pelas FES muitas vezes propiciam a ocorrência de espécies únicas e locais muito heterogêneos que algumas vezes acabam por dificultar sua preservação (LOPES *et al.*, 2012 b).

A partir do estudo de Oliveira-Filho e Fontes (2000) podemos destacar que as dez famílias botânicas com o maior número de espécies arbustivo/arbóreas para as FES são: Myrtaceae, Leguminosae (Fabaceae), Rubiaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Euphorbiaceae, Moraceae, Annonaceae, Rutaceae e Asteraceae. Estudos na região Norte e Noroeste Fluminense corroboram estes dados e apontam que as famílias botânicas com maiores ocorrências de espécies arbóreas são: Leguminosae (Fabaceae), Sapotaceae, Myrtaceae, Meliaceae, Euphorbiaceae, Bignoniaceae, Rutaceae, Annonaceae, Celastraceae e Lecythidaceae (SILVA;

NASCIMENTO, 2001; VILLELA *et al.*, 2006; NASCIMENTO; LIMA, 2008; ABREU *et al.*, 2014).

### 1.3 Dinâmica de Florestas Tropicais

Os estudos dos processos de dinâmica de florestas tropicais são importantes para a compreensão do funcionamento das comunidades e populações de plantas. Estes estudos possibilitam chegar a conclusões que permitem monitorar e prever os processos ecológicos e como estes afetam as comunidades e as populações, como a compreensão do funcionamento de florestas (SHEIL *et al.*, 2000). Estes estudos podem fomentar medidas para subsidiar estratégias de restauração florestal, de manejo e para uso sustentável da floresta e de áreas degradadas, além de medidas de conservação da biodiversidade (SHEIL *et al.*, 2000; CORRÊA; VAN DEN BERG, 2002; SILVA *et al.*, 2011).

A determinação da dinâmica de uma comunidade vegetal se faz com o monitoramento desta comunidade no decorrer de uma escala temporal (KORNING; BALSLEV, 1994). Os estudos de dinâmica utilizam-se das avaliações das taxas de crescimento, de mortalidade e de recrutamento das espécies de plantas em uma comunidade para compreender as alterações que nela ocorrem através das transformações e dos distúrbios (ROLIM *et al.*, 1999). Estes estudos permitem ampliar as chances de sucesso no desenvolvimento de projetos e ações que visam a restauração ambiental de áreas perturbadas. Tais iniciativas auxiliam ainda na compreensão de fatores estruturais como a densidade e a composição florística (VILLELA *et al.*, 2006). Em ecossistemas florestais preservados as árvores mortas estão em constante substituição por novos recrutas, proporcionando um equilíbrio dinâmico para a floresta (BRAGA; REZENDE, 2007).

A redução das áreas florestadas favorece o surgimento de fragmentos, o que causa mudanças físicas e biológicas nas comunidades florestais, e, com o surgimento de mais bordas, as condições microclimáticas da floresta também são alteradas. Assim, o efeito de borda ocasiona impedimentos que irão afetar o recrutamento, as interações entre plantas e animais e o aumento da mortalidade de árvores (SCARIOT *et al.*, 2003; SCARIOT *et al.*, 2005; RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006; CARVALHO *et al.*, 2016). A fragmentação, assim, interfere na dinâmica florestal, podendo ocasionar alterações profundas na composição e na estrutura da floresta de modo que

a mesma não consiga mais retornar ao seu estado natural (FARAH *et al.*, 2014). De acordo com Lopes e Schiavini (2007), os impactos negativos provenientes da ação antrópica, como o aumento de áreas agrícolas e a retirada de vegetação nativa, influenciam a microbacia na qual os fragmentos florestais se encontram, afetando a umidade do solo e impactando diretamente na dinâmica das comunidades vegetais desses fragmentos, mesmo em áreas mais preservadas.

Outra causa de alterações na dinâmica florestal está relacionada a eventos climáticos que influenciam nas taxas de crescimento e mortalidade das espécies arbóreas (ROLIM *et al.*, 1999; ROWLAND *et al.*, 2015). Villela *et al.* (2012) citam que eventos de seca podem ocasionar mudanças na disponibilidade de água e nutrientes, conseqüentemente, causando alterações no desenvolvimento e até mesmo a morte de indivíduos de espécies arbóreas que não conseguem lidar com as perturbações e estresses provocados por estes eventos.

Apesar da importância dos estudos de dinâmica florestal, ainda são escassos estudos na Floresta Estacional Semidecidual de tabuleiros (ROLIM *et al.*, 1999; JESUS; ROLIM, 2005; SOUZA, 2005; VILLELA *et al.*, 2006). Os resultados encontrados, sugerem que estas comunidades sejam bastante resilientes, embora o clima (mais notadamente os períodos de seca) têm grande influência na dinâmica destas comunidades, com um maior impacto nas árvores de grande porte, mas havendo um equilíbrio entre mortalidade e recrutamento, apontando também para a influência regional da composição florística sobre os processos dinâmicos.

#### **1.4 Efeitos da Extração Seletiva de Madeira**

A extração seletiva de madeira é um processo que pode causar diferentes intensidades de distúrbios que variam de acordo com o número de árvores retiradas, o tipo de equipamento e o método utilizado (HUTH; DITZER, 2001; VILLELA *et al.*, 2006; WATSON *et al.*, 2018). De acordo com Villela *et al.* (2006), os efeitos do corte seletivo são menores na composição de espécies arbóreas quando ocorrem em eventos únicos de retirada. Entretanto, a extração seletiva pode causar alterações na estrutura e composição da floresta, que, mesmo após anos, estas alterações ainda podem permanecer (OKUDA *et al.*, 2003; VILLELA *et al.*, 2006), podendo ainda aumentar a mortalidade de árvores e reduzir o estoque de carbono nas florestas (WATSON *et al.*, 2018; CONDÉ *et al.*, 2019). Pélissier *et al.* (1998) apontam que a

constância da extração seletiva pode não ser sustentável para a manutenção da estrutura e composição florestal, porém, a dinâmica não sofre grande alteração, havendo uma recuperação da densidade e área basal de forma gradual.

Estudos apontam que o corte seletivo pode aumentar a riqueza e/ou abundância de espécies arbóreas de uma área devido a abertura do dossel e maior entrada de luz no sub-bosque (MAGNUSSON *et al.*, 1999; VILLELA *et al.*, 2006; DING *et al.*, 2017), porém, o corte seletivo também causa grandes danos ao dossel da floresta e pode aumentar as chances de incêndios florestais (GHAZOUL *et al.*, 2015). Podendo ainda promover o desaparecimento de espécies de estágio secundário tardio ou de interesse econômico (madeireiro), e assim causar um empobrecimento florístico. Em estudos realizados por Dekker e Graaf (2003) foram verificados que após a extração seletiva de madeira a floresta não seguiu para um estágio mais secundário, mantendo em grande parte sua estrutura, composição e dinâmica que havia antes do corte seletivo. Todavia, o estudo alerta que os efeitos não foram avaliados a longo prazo e nem após vários anos de retirada. Em um estudo realizado na Mata do Carvão (EEEG), Villela *et al.* (2006) apontaram que o corte seletivo realizado nesta floresta, embora não tenha alterado a riqueza e diversidade de espécies, provocou alterações na estrutura do dossel, na abundância das espécies, com diminuição no número de indivíduos das principais espécies exploradas e aumento populacional de algumas espécies de sucessão secundária inicial, também provocando alterações na ciclagem de nutrientes, na produção de serrapilheira e na diminuição do estoque de nutrientes.

Para Osazuwa-Peters *et al.* (2015) e colaboradores os efeitos do corte seletivo na dinâmica florestal a longo prazo ainda são pouco estudados, contudo, apontam para a persistência de um alto *turnover* nessas florestas e um comprometimento da capacidade de estocar carbono. Outros efeitos globais podem estar relacionados a extração seletiva, como as mudanças climáticas, visto que com a ocorrência de múltiplas perturbações a dinâmica das florestas tropicais pode ser grandemente impactada a longo prazo (OSAZUWA-PETERS *et al.*, 2015; HILTNER *et al.*, 2018).

A Mata Atlântica e seus ecossistemas associados são protegidos por um dispositivo legal conhecido como Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/2006, Brasil (2006)) que assegura uma proteção mais rígida a estas áreas e tornam a extração seletiva de madeira uma prática ilegal (REZENDE *et al.*, 2018; CROUZEILLES *et al.*, 2019). Contudo, a falta de investimentos e prioridades para a sustentabilidade está

ligada a continuidade de ações ilegais como a extração seletiva de madeira (CONDÉ, *et al.*, 2019).

### 1.5 Eventos Climáticos: Seca

Por definição, a seca é tida como um déficit prolongado entre a oferta e a demanda de água (MITCHELL *et al.*, 2014), sendo caracterizada de acordo com sua duração e intensidade, relacionada a períodos de elevada temperatura geralmente acima da média, e ondas de calor (DÉRY; WOOD, 2005). As estações secas para as florestas podem ser definidas pelos meses em que a precipitação total seja menor que 100 mm (ALLEN *et al.*, 2017).

Fatores como precipitação e temperatura são os determinantes para os padrões estruturais da vegetação (WHITTAKER, 1975). Desta forma, alterações climáticas ocasionam mudanças sensíveis na estrutura e composição das florestas (OVERPECK *et al.*, 1990; ÁLVAREZ-YÉPIZ *et al.*, 2018).

Segundo Engelbrecht *et al.* (2007) as alterações na disponibilidade hídrica e nos padrões de precipitação terão impacto sobre as funções ecossistêmicas, na distribuição de espécies, afetando assim a composição das comunidades de florestais.

As alterações nas condições de seca podem ser graves o suficiente para provocar impactos na dinâmica da comunidade e na distribuição da flora, alterando padrões de crescimento da vegetação assim como sua fenologia e fisiologia (MITCHELL *et al.*, 2014; ALLEN *et al.*, 2017). Podendo ainda acentuar a severidade e duração de incêndios ou o surto de patógenos e a ação de insetos (ALLEN *et al.*, 2017).

A ocorrência de seca severa, durante muitos anos, com a precipitação abaixo da média possui impactos diferentes da seca severa que ocorre logo após um período de maior pluviosidade (SMITH, 2013). Esses impactos podem causar alterações ao nível de comunidade ou ecossistema, e suas magnitudes irão depender das espécies vegetais impactadas, e do papel e abundâncias destas na comunidade (SMITH, 2011).

Sakschewski *et al.* (2016) sugerem que uma maior diversidade de árvores, permite que as florestas tropicais sejam mais resilientes aos eventos climáticos. Inclui-se ainda que os novos recrutamentos tendem a se adaptar melhor as novas condições do

clima, sendo a seca responsável por aumentar o risco de morte de árvores de grande porte (ROWLAND *et al.*, 2015).

Algumas formações florestais são mais adaptadas a baixos índices pluviométricos, como as FES (florestas secas) que possuem maior tolerância a seca, o que é atribuído a presença de espécies com madeira mais densa e folhas mais duras que as auxiliam a resistir à seca e ao calor (POORTER *et al.*, 2019). Entretanto, por mais que as Florestas Estacionais sejam resistentes a sazonalidade do período chuvoso, a ocorrência de períodos de secas mais prolongadas e frequentes e alguns eventos de seca extrema causam grande impacto nestas florestas, afetando negativamente o crescimento das árvores e aumentando a mortalidade (ALLEN *et al.*, 2010; MENDIVELSO *et al.*, 2014).

A seca tem se mostrado um dos principais controladores da estrutura florística da Mata Atlântica, que tem se tornado cada vez mais afetada pelas mudanças climáticas (CANTIDIO; SOUZA, 2019). A perda de áreas de cobertura florestal, resultante de processos do uso da terra (e.g. agropecuária e urbanização), que levam a fragmentação, desmatamento e fogo, e em conjunto com as mudanças climáticas tem tornado o clima mais seco e mais quente contribuindo também para a redução de dias chuvosos (WEBB *et al.*, 2005; SCARANO; CEOTTO, 2015).

## 2 OBJETIVOS

Este estudo teve por objetivo avaliar a dinâmica da estrutura e da composição florística de uma comunidade florestal em um período de 23 anos (1996 – 2019) em dois setores, um que sofreu extração seletiva ilegal de madeira até o início da década de 90 e outro que sofreu extração seletiva ilegal de madeira até a década de 60 relacionando-os com eventos de seca.

Quatro questões principais serão abordadas:

- 1) Existe diferença na estrutura e composição florestal ao longo dos 23 anos (em cinco inventários) e entre os dois setores estudados?
- 2) Qual o efeito da variação pluviométrica nos padrões temporais demográficos e de crescimento de árvores nos setores estudados?
- 3) Quais espécies arbóreas ganharam (aumentaram em densidade e/ou área basal) e quais perderam (diminuíram em densidade e/ou área basal) durante o período estudado?
- 4) Existe um efeito mais expressivo da seca sobre a comunidade arbórea da área mais perturbada (área com corte seletivo mais recente)?

## 3 MATERIAIS E MÉTODOS

### 3.1 Área de Estudo

O presente estudo foi realizado na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG) (21°24'06.03"S e 41°05'26.81"W), localizada no município de São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro, região sudeste do Brasil (Figura 1). A EEEG apresenta uma área de aproximadamente 3.200 ha, sendo que, somente 1/3 de sua área é coberta por ecossistema florestal (c. 1.200 ha), sendo o restante ocupado por áreas degradadas em fase de sucessão natural e plantio misto de espécies lenhosas. De acordo com Fidalgo *et al.* (2005) os tabuleiros costeiros na região Norte Fluminense têm a presença de solos profundos e de boa drenagem, sendo estes os Argissolos Amarelos e Latossolos Amarelos. Os tabuleiros apresentam ainda elevações que variam de 15 a 40 metros em relação ao nível do mar.

A EEEG é uma unidade de conservação de proteção integral (BRASIL, 2000) que no passado sofreu com a degradação antrópica. Grandes áreas foram desmatadas para a produção agropecuária, e a indústria carvoeira, fato que rendeu

ao remanescente a denominação de Mata do Carvão (INEA, 2010). A degradação ocorrida na EEEG possivelmente contribuiu para a presença de um maior número de árvores com menor diâmetro e menor área basal, além da morte de indivíduos de maior porte atribuídos ao corte seletivo e efeito de borda devido sua fragmentação (SILVA; NASCIMENTO, 2001; VILLELA *et al.*, 2006).

A EEEG constitui ainda importante refúgio para a fauna, pois abriga espécies ameaçadas de extinção como: *Amazona rodochorytha* (Papagaio Chauá), *Amadonastur lacernulatus* (Gavião-pombo-pequeno), *Bradypus torquatus* (Preguiça-de-coleira) entre outras espécies que constam como ameaçadas no Estado do Rio de Janeiro (INEA, 2010; BRASIL, 2014; CASTRO, 2015).

A EEEG integra os 5% de remanescentes de FES no município de São Francisco de Itabapoana, tendo grande importância na conservação de espécies ameaçadas de extinção (ABREU *et al.*, 2014). Esta unidade de conservação abriga espécies da flora estadual e nacional listadas como ameaçadas de extinção, como: *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr. (Vulnerável), *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze (Em Perigo), *Goepertia tuberosa* (Vell.) Borchs. & S.Suárez (Em Perigo), *Melanoxylon brauna* Schott (Vulnerável), *Paratecoma peroba* (Record) Kuhlm. (Em Perigo) e o *Trigoniodendron spiritusanctense* E.F. Guim. & Miguel (Vulnerável) (MAURENZA *et al.*, 2018). Possui ainda espécie endêmica do Estado do Rio de Janeiro considerada ameaçada como *Faramea intercedens* Müll.Arg. (Criticamente em Perigo) (MARTINELLI *et al.*, 2018). Em 1992, a EEEG foi considerada como parte da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e reconhecida pelo Programa *Man and Biosphere* da UNESCO (INEA, 2010).



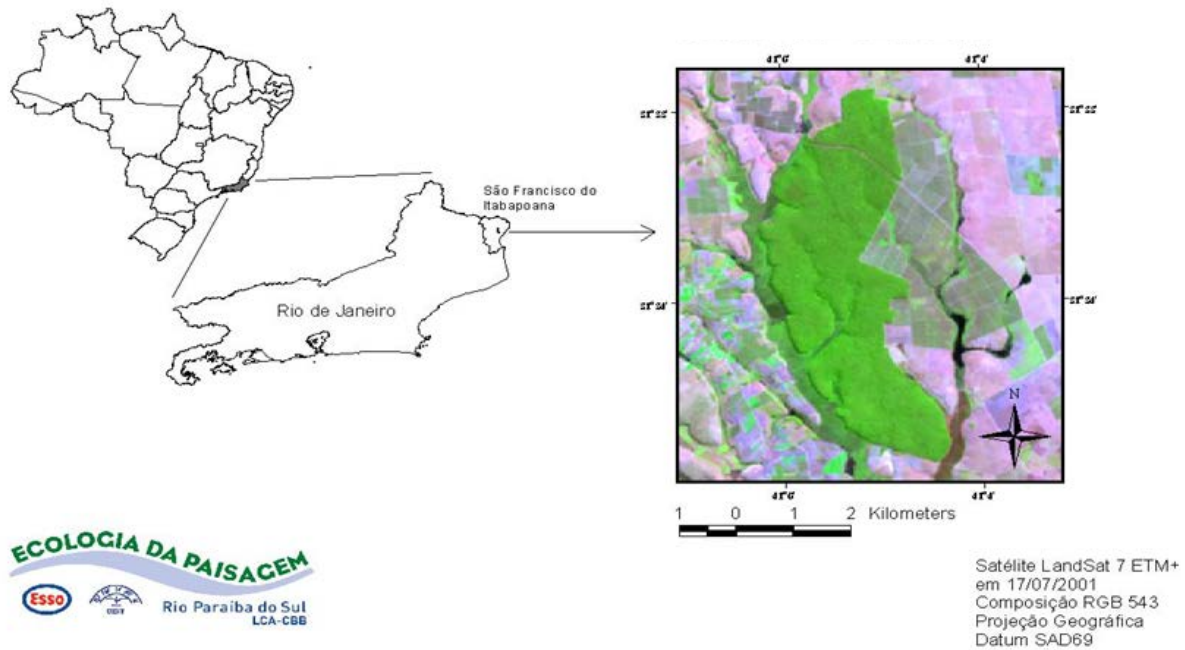


Figura 1 - Localização da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, destaque para a porção florestal (NASCIMENTO; LIMA, 2008).

A região da área de estudo possui clima do tipo Aw (tropical quente, com inverno seco) segundo a classificação de Köppen (ALVARES *et al.*, 2013), apresentando temperaturas elevadas e sazonalidade marcante, com verão (de dezembro a março) chuvoso e outono-inverno (maio a setembro) mais seco (< 100 mm/mês) (INEA, 2010).

Uma análise temporal das últimas três séries históricas de 30 anos da normal climatológica evidencia que a precipitação anual média vem caindo a cada série, com uma precipitação média anual de 1.084 mm para os anos de 1931 a 1960 (RADAMBRASIL, 1983), 1.055 mm entre 1961 e 1990 (INMET, 2019) e atingindo o valor de 920,74 mm ano<sup>-1</sup> (INMET, 2019) no período de 1990 a 2019 (Figura 2).

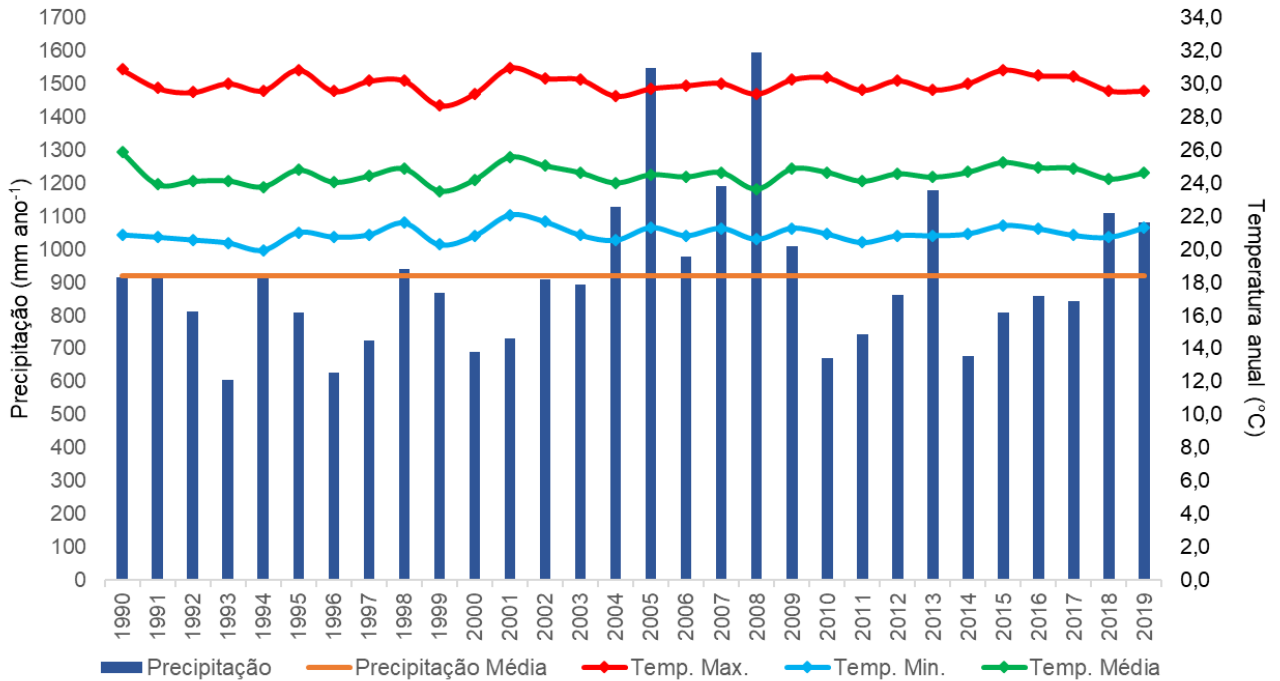


Figura 2 - Variação da precipitação e temperatura anual em uma série temporal de 29 anos (1990-2019). Fonte de dados: INMET, Estação 83698 – Campos.

Considerando a série histórica de dados pluviométricos registrados para o período abordado neste estudo (1990 – 2019) os meses de seca na região tem se estendido dos meses de maio a outubro (Figura 3).

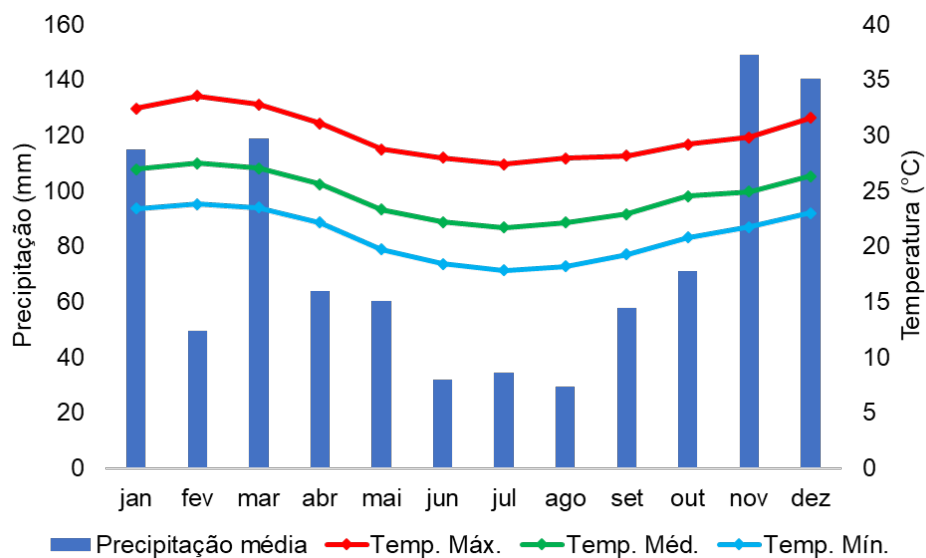


Figura 3 - Variação da precipitação média mensal e temperatura média mensal de uma série temporal de 29 anos (1990-2019). Fonte de dados: INMET, Estação 83698 – Campos.

### 3.2 Amostragem

Para este estudo foram utilizadas oito parcelas permanentes de 50 x 50 m (0,25 ha), totalizando 2 ha de área amostrada, alocadas 1996 de forma aleatória em dois trechos de floresta, sendo quatro em um setor que sofreu extração seletiva ilegal de madeira até o início da década de 1960 (SE60) e as outras quatro parcelas estabelecidas em um setor que sofreu extração seletiva ilegal de madeira de forma mais intensa até o início da década de 1990 (SE90). Vale ressaltar que não ocorreram queimadas em nenhuma das parcelas permanentes. As parcelas de cada setor estão localizadas a pelo menos 600 m da borda do fragmento florestal, de forma a minimizar os efeitos de borda (Figura 4) e distanciadas em média 25 m uma das outras (VILLELA *et al.*, 2006).

Estas parcelas permanentes, vem sendo utilizadas para uma série de estudos de longa duração que abastecem o banco de dados mantido pelo grupo de Ecologia Vegetal da Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF). Dentre os estudos desenvolvidos na área podemos destacar os de: estrutura, florística e fitossociologia (SILVA; NASCIMENTO, 2001; NASCIMENTO; LIMA, 2008; ABREU *et al.*, 2014; FAITANIN, 2018), ciclagem de nutrientes (VILLELA *et al.*, 1998; VILLELA *et al.*, 2006), biomassa (BROGGIO, 2018), necromassa (SILVA, 2013), entre outros.

A avaliação temporal foi realizada analisando-se os dados florísticos e fitossociológicos coletados e mantidos em um banco de dados pela equipe de Ecologia Vegetal da UENF, coordenada pelo Prof. Dr. Marcelo Trindade Nascimento, com testemunhos depositados no herbário da UENF (HUENF) e do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (RB). As medições dos parâmetros estruturais da vegetação medições foram realizadas nos anos de 1996, 2003, 2008 e 2014. Assim, foram incluídos os dados amostrados no presente estudo com o fim de dar continuidade à série temporal, com a coleta de dados ocorrendo no início de 2019 nos meses de fevereiro e março.

O material botânico (testemunho) proveniente das coletas foram prensados e dispostos na estufa do HUENF, e posteriormente confeccionadas as exsiccatas e incorporadas no HUENF. Quando não houve a possibilidade de identificação do material por comparação com material botânico do acervo do HUENF, o material foi levado para o RB para identificação com o auxílio de especialistas. As espécies foram

classificadas e identificadas de acordo com o sistema APG IV (Angiosperm Phylogeny Group – IV, 2016).

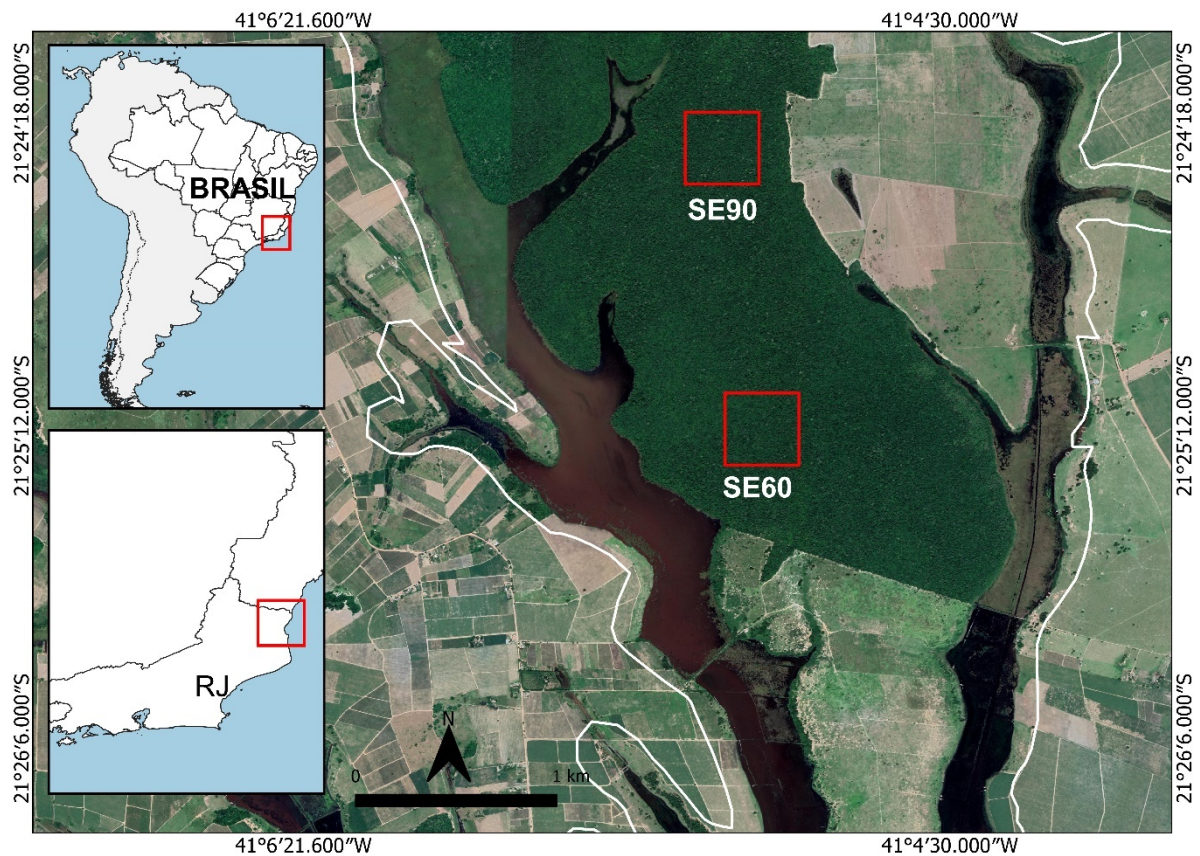


Figura 4 - Detalhe da localização das parcelas do Setor Explorado até 1960 (SE60) e do Setor Explorado até 1990 (SE90). A linha branca indica a área pertencente à EEEG.

A mensuração dos indivíduos arbóreos foi realizada conforme o protocolo PPBio onde foram amostrados todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito (DAP)  $\geq 10$  cm. A circunferência dos indivíduos foi aferida a 1,3 m acima do solo e quando não houve a possibilidade de medição nesta altura seguimos as recomendações do PPBio (Figura 5). Indivíduos arbóreos localizados em morro/morroto foram medidos na parte superior do morroto. No caso de árvores quebradas a 1,3 m do solo, mas com rebroto, a medição do diâmetro foi feita a 20 cm abaixo do local da quebra. Os indivíduos arbóreos não encontrados no censo atual foram considerados como desaparecidos.

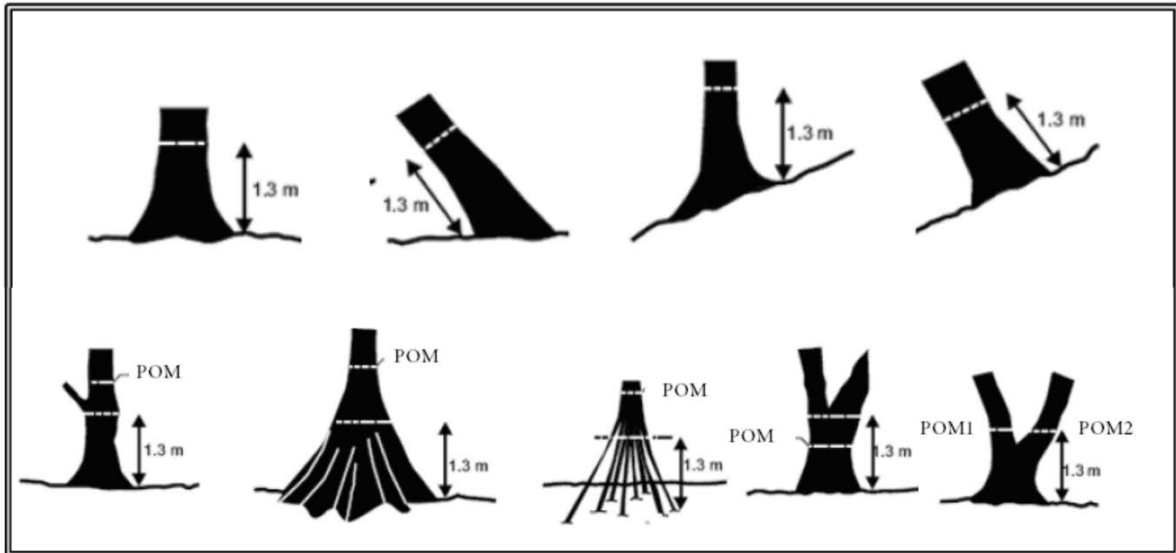


Figura 5 - critérios do PPBio para mensuração de DAP em árvores com irregularidades no tronco (PPBio, 2019).

### 3.2.1 Dados Climáticos

Para o cálculo da variação climática na região (e.g. temperatura do ar, precipitação pluviométrica) foram utilizados os dados obtidos da estação meteorológica de Campos dos Goytacazes, distante da EEG cerca de 60 km, administrada pelo Instituto Nacional de Meteorologia do Brasil (INMET - <http://www.inmet.gov.br/>). Os dados utilizados contabilizaram o período de quatro anos anteriores ao primeiro censo da vegetação (1996) até o final do censo realizado por este estudo (2019). Assim, utilizamos uma série temporal de 27 anos (1992 a 2019) para o levantamento climático. A estação meteorológica do INMET em Campos dos Goytacazes - RJ (Estação 83698 - Campos) foi escolhida por ser a estação mais próxima da área de estudo e por apresentar uma série temporal mais robusta e com uma série de dados melhor estabelecida possuindo menos lacunas de informação ao longo do tempo.

### 3.2.2 Máximo Déficit Hídrico Acumulado (MCWD)

Por se tratar de uma série temporal longa (27 anos) a identificação da intensidade dos períodos de seca foi feita utilizando o método *Maximum Cumulative Water Deficit* (MCWD) proposto por Aragão *et al.* (2018). Para calcular o MCWD foi necessário calcular o déficit hídrico mensal ( $WD_n$ ) para cada ano, utilizando como

valor de referência a evapotranspiração (E) e a precipitação mensal ( $P_n$ ) (ARAGÃO *et al.*, 2007). Quando a precipitação mensal foi menor que a evapotranspiração, então, foi considerado que a floresta entrou em déficit hídrico.

Se  $WD_{n-1} - E + P_n < 0$

Então  $WD_n = WD_{n-1} - E + P_n$

Se não  $WD_n = 0$

As variáveis precipitação (P) e evapotranspiração (E) para o cálculo do WD e MCWD foram obtidas no levantamento de dados climáticos deste estudo.

### 3.2.3 Anomalias Pluviométricas

O cálculo para as anomalias pluviométricas foi realizado no intuito de quantificar a intensidade e duração da seca a partir da equação proposta por Aragão *et al.* (2007). Para o cálculo também será utilizada a série temporal de 27 anos, em que a anomalia pluviométrica é o resultado da diferença entre os anos avaliados, subtraídos da média da série histórica e divididos pelo desvio padrão da série histórica.

### 3.2.4 Estrutura e Dinâmica Florestal

Os dados fitossociológicos foram calculados a partir dos seguintes parâmetros: número de indivíduos (N), área basal total (ABt), densidade relativa (DR), dominância relativa (DoR), valor de importância (VI) e para a análise de diversidade foram utilizados os índices de diversidade de Shannon (H') e de uniformidade de Pielou (J') (BROWER *et al.*, 1997; JOST, 2006; MORO; MARTINS, 2011).

A dinâmica da comunidade foi calculada a partir da taxa de mortalidade, da taxa recrutamento, da taxa de mudança líquida no número de árvores, da taxa de mudança líquida na área basal e do *turnover*. As avaliações comparativas da riqueza de espécies entre os anos amostrados e dentre as áreas estudadas foram realizadas através de análise de curvas de rarefação (GOTELLI; GRAVES, 1996).

A taxa de mortalidade foi calculada com base na fórmula adaptada de Sheil *et al.* (1995):

$$M = \{1 - [(N_0 - m)/N_0]^{1/t}\} \times 100,$$

onde  $N_0$  é a contagem da população inicial,  $m$  é o número de mortos por ano e  $t$  o tempo em anos.

A taxa de recrutamento foi calculada com base na fórmula adaptada de Sheil *et al.* (2000):

$$R = [1 - (1 - r/N_t)^{1/t}] \times 100,$$

onde  $r$  é o número de recrutas,  $N_t$  é a população final e  $t$  o tempo em anos.

A taxa de mudança líquida no número de árvores (ChN) e a taxa de mudança líquida na área basal (ChBA) foram calculadas com base na fórmula adaptada de Korning e Balslev (1994):

$$ChN = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100, \text{ e}$$

$$ChBA = [(B_t/B_0)^{1/t} - 1] \times 100,$$

onde o  $N_0$  é o número inicial de indivíduos e  $B_0$  é a área basal da primeira medição,  $N_t$  é o número de indivíduos e  $B_t$  é a área basal após  $t$  anos.

O *turnover*, que é o tempo necessário para a total renovação do componente arbóreo da floresta (HARTSHORN, 1990) foi calculado segundo Phillips *et al.* (2004):

$$T = (r + m)/2,$$

onde  $r$  é a taxa de recrutamento e  $m$  é a taxa de mortalidade.

A taxa de meia vida ( $T_{1/2}$ ), que é o tempo necessário para que a comunidade perca 50% de seus indivíduos assumindo-se o valor constante da taxa de mortalidade, e a taxa de duplicação ( $T_2$ ), que é o tempo necessário para que a comunidade dobre de tamanho assumindo-se uma taxa de recrutamento constante, foram calculadas segundo Lieberman *et al.* (1985):

$$T_{1/2} = \text{Ln}(0,5) / \text{Ln}([(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}), \text{ e}$$

$$T_2 = \text{Ln}(2) / \text{Ln}([(N_0 - N_r)/N_0]^{1/t}),$$

onde  $N_0$  é o número inicial de indivíduos,  $N_m$  é o número de indivíduos mortos,  $N_r$  é o número de recrutas e  $t$  é o tempo entre os censos.

A estabilidade ( $E_n$ ) foi calculada segundo Korning e Balslev (1994):

$$E_n = (T_{1/2} - T_2),$$

sendo a diferença entre as taxas de meia vida e duplicação, onde quanto mais o valor de  $E_n$  se aproxima de zero, mais estável é a comunidade.

A taxa de crescimento relativo (RGR) foi calculada para a comunidade e para as espécies que apresentaram maior IVI e tiveram  $N > 10$  dentre o ranking das

principais espécies para os todos os censos a partir da equação proposta por Hunt (1991) e adaptada por Bischoff *et al.* (2005):

$$RGR = \frac{\ln(DAP_2) - \ln(DAP_1)}{(t_2 - t_1)} \times 1000 .$$

### 3.3 Análise de dados

Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R (R CORE TEAM, 2019). Os cálculos dos parâmetros fitossociológicos foram feitos utilizando a função Fito.R (DALAGNOL *et al.*, 2018). Os cálculos de dinâmica da comunidade arbórea foram feitos utilizando a função forest.din (HIGUCHI, 2018). As diferenças na distribuição dos indivíduos nas classes diamétricas entre as áreas e entre os anos de estudo foram testadas com o teste de Kolmogorov-Smirnov (ZAR, 2013). O cálculo da Taxa de Crescimento Relativo foi feito para as espécies que apresentaram maior IVI e tiveram N>10 para todos os censos.

A associação entre variáveis foi testada utilizando modelos de regressão lineares e polinomiais e seus coeficientes de determinação múltiplos (R<sup>2</sup>) foram reportados (função lm e poly, BASE package, R CORE TEAM, 2019). Os intervalos de confiança de cada modelo de regressão foram apresentados graficamente (função predict, BASE package, R CORE TEAM, 2019) Em qualquer um dos casos, foi assumido um erro tipo 1 *a priori* de  $\alpha = 0.05$ .

Para testar a diferença da variação do parâmetro entre áreas, a significância associada ao termo de interação de uma ANCOVA foi reportada. Para os casos que o termo de interação não foi significativo, ele foi removido do modelo e foi assumido um coeficiente angular compartilhado entre áreas para a realização de um teste de médias ajustadas por esse coeficiente angular. Em qualquer um dos casos, foi assumido um erro tipo 1 *a priori* de  $\alpha = 0.05$ .

Quando necessário, os dados foram ajustados utilizando uma função de verossimilhança máxima (função boxcox, MASS package, VENABLES; RIPLEY, 2002) para atender as premissas dos modelos de regressão (linearidade, normalidade e homocedasticidade dos resíduos).



## 4 RESULTADOS

### 4.1 Composição florística e estrutura da comunidade arbórea (1996-2019)

Os quatro parâmetros estruturais avaliados (área basal total, densidade de indivíduos, diversidade de espécies e uniformidade) apresentaram padrão semelhante ao longo dos censos entre os dois setores, não tendo sido observado diferenças entre as áreas para nenhum dos parâmetros amostrados (Figura 6). A variação dos quatro parâmetros é explicada pelo tempo (censos), ficando o ajuste dos modelos entre 90 e 98% (Tabela 1), os valores de  $p$  maiores que 0,77 dão suporte estatístico para a igualdade de crescimento.

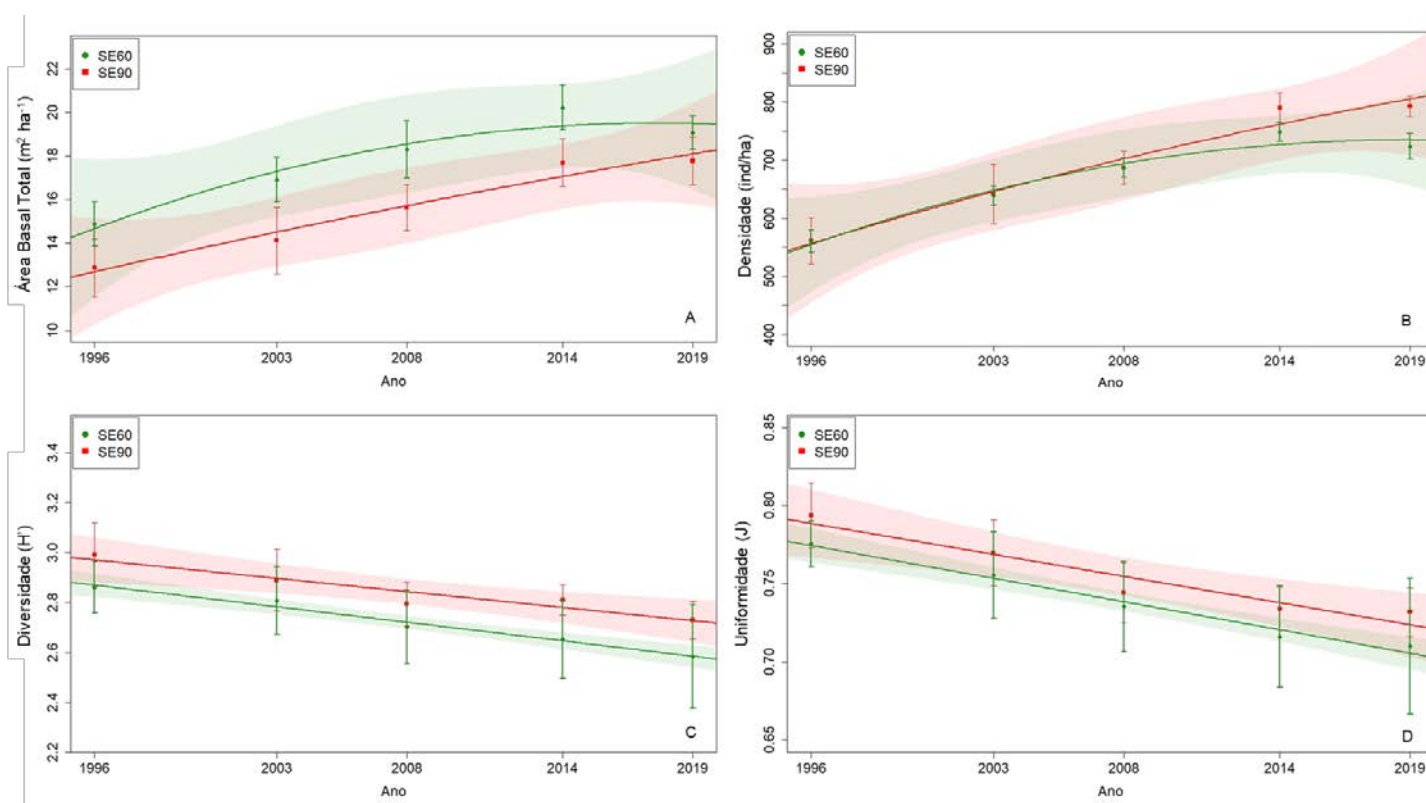


Figura 6 - Regressões quadráticas para as variáveis de Área Basal Total (A) e de Densidade de indivíduos (B); E regressões lineares para o Índice de Diversidade de Espécies de Shannon (C) e Uniformidade de *Pielou* (D) da comunidade arbórea setor explorado até a década de 1960 (SE60) e do setor explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. As equações do modelo e testes foram reportadas na Tabela 1. As barras de erro representam o erro padrão da média e o sombreado é o intervalo de confiança do modelo calculado com 95% de certeza.

Tabela 1 – Modelos de regressão ajustados aos parâmetros da comunidade arbórea do setor explorado até a década de 1960 (SE60) e do setor explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Parâmetro	Área	Modelo ajustado	R <sup>2</sup>	Teste para diferença da variação do parâmetro entre áreas (significância associada ao termo de interação)	
				Teste de médias ajustadas	Teste de médias ajustadas pela variação do parâmetro
Abt	SE90	$Y = -0,001x^2 + 6,5x - 6788$	0,96	p = 0,51	p = 0,001
	SE60	$Y = -0,01x^2 + 41x - 41959$	0,93		
Dens	SE90	$Y = -0,121x^2 + 496x - 508900$	0,96	p = 0,26	p = 0,20
	SE60	$Y = -0,345x^2 + 1393x - 1406000$	0,96		
H'	SE90	$Y = -0,010x + 24,1$	0,90	p = 0,45	p = 0,0002
	SE60	$Y = -0,012x + 27,6$	0,98		
J	SE90	$Y = -0,003x + 6,4$	0,92	p = 0,74	p = 0,005
	SE60	$Y = -0,003x + 6,8$	0,98		

Os valores médios ( $\pm$  desvio padrão) por parcela amostrada para os quatro parâmetros avaliados (área basal total por hectare, densidade de indivíduos por hectare, diversidade de espécies e uniformidade) de todos os censos avaliados se encontram no Apêndice 1.

Entre as variáveis estruturais, o valor médio de indivíduos arbóreos por hectare no SE60 aumentou de  $552 \pm 39$  (censo 1; 1996) para  $724 \pm 44$  último censo (censo 5, 2019). Enquanto no SE90 o aumento foi gradual ao longo dos censos, passando de  $552 \pm 80$  indivíduos.ha<sup>-1</sup> (censo 1; 1996) para  $792 \pm 36$  (censo 5; 2019) (Apêndice 1).

Para a área basal total (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), foi observado comportamento semelhante com o valor médio no SE60 aumentando de  $14,95 \pm 2,01$  m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (censo 1; 1996) para  $19,07 \pm 1,55$  m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (censo 5; 2019). Para o SE90 o comportamento foi semelhante, com valor passando de  $12,36 \pm 2,64$  m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (censo 1; 1996) para  $17,47 \pm 2,18$  m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (censo 5, 2019).

Para os parâmetros de diversidade de espécies (H') e Uniformidade (J), o padrão observado foi de diminuição dos valores ao longo do tempo em ambos os setores (Apêndice 1). Para o SE60 o valor de H' passou de  $2,81 \pm 0,21$  nats/indivíduo (censo 1, 1996) para  $2,61 \pm 0,41$  nats/indivíduo (censo 5, 2019). Enquanto no SE90, os valores diminuíram de  $3,08 \pm 0,26$  nats/indivíduos (censo 1, 1996) para  $2,74 \pm 0,15$  nats/indivíduos (censo 5, 2019). Em relação a uniformidade (J) no SE60 houve uma redução de  $0,77 \pm 0,03$  (censo 1, 1996) para  $0,70 \pm 0,09$  (censo 5, 2019). Enquanto no SE90 ocorreu uma maior queda no valor que passou de  $0,81 \pm 0,04$  (censo 1, 1996) para  $0,73 \pm 0,03$  (censo 5, 2019).

A distribuição diamétrica das árvores ( $DAP \geq 10$  cm), para ambos os setores estudados, apresentou uma maior concentração de indivíduos na classe inicial de tamanho (até 19,9 cm), apresentando um padrão de distribuição J reverso (Figura 7). Entretanto, SE60 apresentou um maior número de árvores de grande porte ( $DAP > 40$  cm), ocorrendo em todos os censos com o dobro ou mais do número de árvores de grande porte do SE90. Entretanto, a distribuição dos indivíduos entre classes de diâmetro e cada censo não diferiu estatisticamente ( $p > 0,05$ ) de acordo com o teste Kolmogorov – Smirnov.

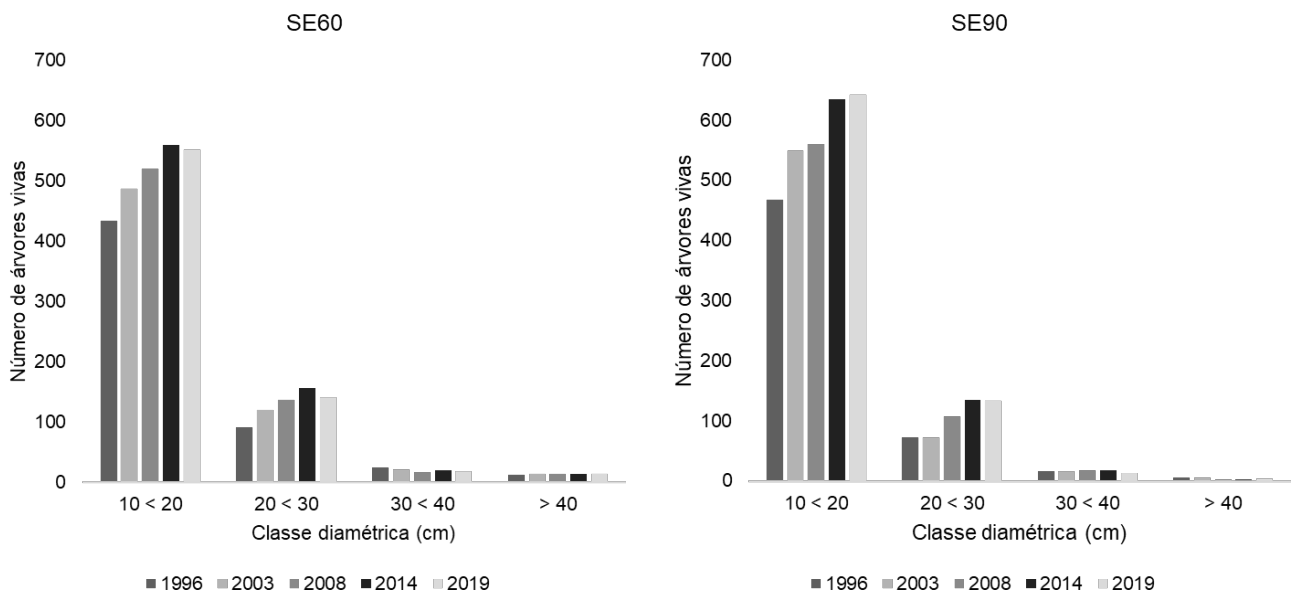


Figura 7 - Distribuição em classe diamétrica da comunidade arbórea do setor explorado até a década de 1960 (SE60) e do setor explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Em relação à riqueza de espécies, as curvas de rarefação indicaram que as riquezas de espécies arbóreas para ambos os setores, SE60 e SE90, oscilou pouco ao longo dos 23 anos, havendo sobreposição dos intervalos de confiança das curvas para ambas as áreas entre os censos. Entretanto, ficou evidenciado uma queda na riqueza no censo de 2019 em ambos os setores avaliados (Figura 8). Já para SE90 observou-se uma maior oscilação nos valores de riqueza de espécies entre os censos (Figura 8).

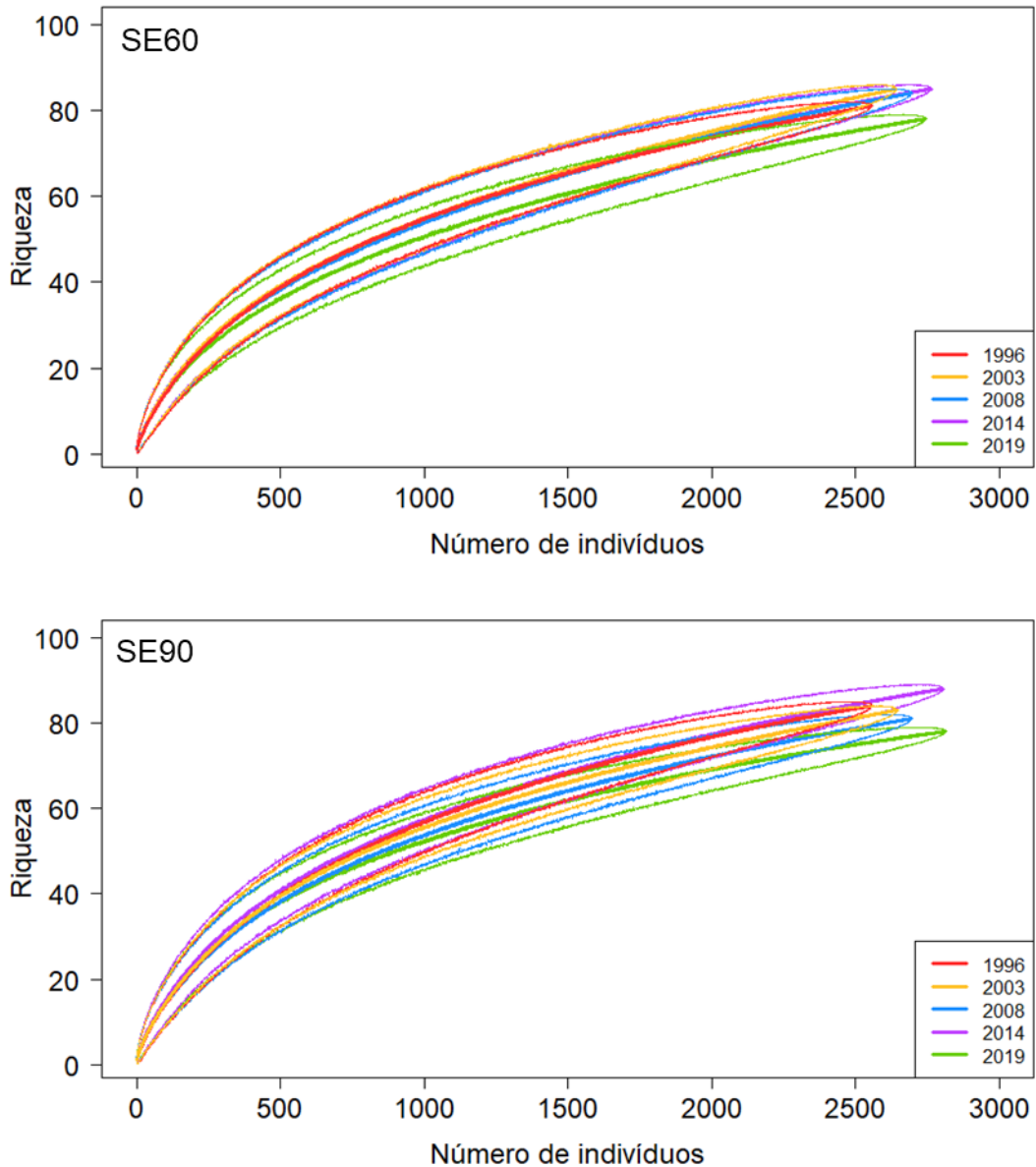


Figura 8 - Curvas de rarefação do número de indivíduos em relação a riqueza de espécies para o setor explorado até a década de 1960 (SE60) e do setor explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

A avaliação da estrutura da comunidade do SE60 para as 20 principais espécies (uma lista com todas as espécies pode ser encontrada no Apêndice 3) (20+) ranqueadas pelo valor de importância (VI) ao longo dos 23 anos demonstrou que as três principais espécies foram *Metrodorea nigra*, *Pseudopiptadenia contorta* e *Paratecoma peroba*. Essas espécies mantiveram-se no topo do ranqueamento por VI em todos os inventários. *Metrodorea nigra*, liderou o ranking em ambos setores estudados sendo responsável (em 2019) por cerca de 32% da área basal total do SE60 e 28% do SE90. Das 20 espécies com o maior VI no SE60 em 1996, 17 espécies

permaneceram entre as 20+ em 2019. As três espécies que saíram do grupo das 20+ foram *Machaerium incorruptibile* (12<sup>o</sup> para 24<sup>o</sup> no ranking), *Pseudobombax grandiflorum* (15<sup>o</sup> para 28<sup>o</sup> no ranking) e *Hyeronima oblonga* (18<sup>o</sup> para 22<sup>o</sup> no ranking).

Cabe destacar que duas espécies, *Trichilia pseudostipularis* e *Senegalia polyphylla*, passaram da quarta posição para a 16<sup>a</sup> e de quinta para a 11<sup>a</sup> colocação no ranking, ambas devido à perda de indivíduos e área basal ao longo dos anos. Entretanto, duas espécies, *Melicoccus oliviformis* e *Metternichia princeps*, ganharam posições, passando da 6<sup>a</sup> para a 4<sup>a</sup> e da 16<sup>a</sup> para a 9<sup>a</sup> colocação no ranking, devido ao ganho no número de indivíduos e no incremento de área basal (Tabela 2).

Para o SE90 a avaliação da estrutura da comunidade para as 20+ ranqueadas pelo VI mostrou que para os 23 anos avaliados as três principais espécies foram *Metrodorea nigra*, *Pseudopiptadenia contorta* e *Trigoniodendron spiritusanctense*. Ao longo dos 23 anos, as duas primeiras espécies mantiveram a mesma colocação no ranking e tiveram grande ganho no número de indivíduos. Essas espécies corresponderam a 28 e 24% da área basal total do SE90, respectivamente. Já *Trigoniodendron spiritusanctense*, que ocupava a 3<sup>a</sup> posição no ranking, passou para a 4<sup>a</sup> posição em 2019 devido a uma ligeira diminuição no número de indivíduos e na área basal total.

Das 20 espécies com o maior VI do SE90 em 1996 14 espécies permaneceram entre as 20+ em 2019, valor inferior que ao observado para o SE60. Das espécies que saíram do grupo das 20+ estão *Copaifera lucens* (6<sup>a</sup> para 38<sup>a</sup>), *Protium heptaphyllum* (7<sup>a</sup> para 27<sup>a</sup>), *Brosimum guianense* (14<sup>a</sup> para 23<sup>a</sup>), *Machaerium incorruptibile* (17<sup>a</sup> para 24<sup>a</sup>), *Guapira opposita* (18<sup>a</sup> para 30<sup>a</sup>) e *Pachira endecaphylla* (19<sup>a</sup> para 40<sup>a</sup>). No SE90, durante os 23 anos cinco espécies permaneceram entre as cinco+ do ranking, havendo no final uma alteração da colocação no ranking entre as espécies da terceira à quinta posição. Entretanto, ocorreram alterações importantes para as demais espécies, onde suas colocações se alteraram frequentemente em razão de oscilações no número de indivíduos e na área basal total das espécies (Tabela 2).

Tabela 2 - Mudanças na estrutura arbórea do Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e do Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba para as 20 principais espécies nos censos avaliados ao longo de 23 anos. As espécies foram ranqueadas de forma crescente pelo índice de valor de importância (IVI). N – Número de indivíduos, AB – área basal, G.E. – grupo ecológico.

Espécies	G.E.	1996				2003				2008				2014				2019			
		N	AB (m <sup>2</sup> /ha)	IVI	Rank	N	AB (m <sup>2</sup> /ha)	IVI	Rank	N	AB (m <sup>2</sup> /ha)	IVI	Rank	N	AB (m <sup>2</sup> /ha)	IVI	Rank	N	AB (m <sup>2</sup> /ha)	IVI	Rank
<b>Setor Explorado até 1960</b>																					
<i>Metrodorea nigra</i>	ST	178	4,10	20,6	1	216	4,82	21,6	1	245	5,45	22,7	1	286	6,46	24,2	1	279	6,09	24,4	1
<i>Pseudoptadenia contorta</i>	SI	41	0,81	5,1	2	46	1,15	5,5	2	59	1,68	6,8	2	59	1,98	6,7	2	58	2,07	7,2	2
<i>Paratecoma peroba</i>	ST	16	1,25	4,4	3	18	1,36	4,2	3	18	1,43	4,1	3	17	1,31	3,5	3	17	1,31	3,7	3
<i>Trichilia pseudostipularis</i>	ST	31	0,54	3,9	4	27	0,49	3,2	4	26	0,45	2,9	5	20	0,35	2,3	10	8	0,13	1,5	16
<i>Senegalia polyphylla</i>	SI	23	0,39	3,1	5	22	0,54	3,0	5	17	0,55	2,7	7	18	0,66	2,7	8	11	0,38	2,1	11
<i>Melicoccus oliviformis</i> subsp. <i>intermedius</i>	ST	7	0,73	2,9	6	10	0,80	2,9	7	14	0,94	3,2	4	16	1,00	3,2	4	18	1,08	3,6	4
<i>Trigoni dendron spiritusantense</i>	ST	15	0,37	2,5	7	18	0,43	2,6	8	19	0,47	2,6	8	24	0,55	2,8	6	24	0,57	3,0	7
<i>Alseis pickelii</i>	ST	15	0,34	2,5	8	22	0,49	2,9	6	24	0,50	2,9	6	26	0,57	2,9	5	27	0,62	3,2	5
<i>Brasiliopuntia brasiliensis</i>	SI	11	0,43	2,5	9	11	0,55	2,5	9	11	0,52	2,3	10	12	0,58	2,3	9	10	0,47	2,2	10
<i>Pachystroma longifolium</i>	SI	12	0,13	1,8	10	18	0,22	2,2	10	20	0,26	2,3	11	29	0,37	2,7	7	30	0,38	2,9	8
<i>Monteverdia brasiliensis</i>	NC	9	0,20	1,8	11	9	0,18	1,6	15	9	0,20	1,6	14	9	0,22	1,6	13	8	0,19	1,6	14
<i>Machaerium incorruptibile</i>	SI	8	0,31	1,8	12	8	0,32	1,7	14	6	0,25	1,2	24	5	0,24	1,0	26	5	0,26	1,1	24
<i>Acanthocladus pulcherrimus</i>	NC	9	0,27	1,8	13	8	0,25	1,5	18	9	0,28	1,6	16	9	0,3	1,5	15	9	0,31	1,6	13
<i>Senefeldera verticillata</i>	ST	10	0,12	1,7	14	11	0,11	1,6	16	16	0,16	1,9	12	18	0,19	1,9	12	13	0,14	1,7	12
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	SI	5	0,34	1,7	15	7	0,25	1,7	12	7	0,27	1,7	13	6	0,23	1,5	17	4	0,07	1,0	28
<i>Metternichia princeps</i>	SI	12	0,12	1,6	16	20	0,23	2,1	11	25	0,33	2,4	9	25	0,33	2,3	11	24	0,31	2,3	9
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i>	ST	8	0,11	1,6	17	9	0,13	1,5	17	8	0,13	1,5	17	7	0,12	1,3	19	6	0,11	1,4	19
<i>Hyeronima oblonga</i>	NC	13	0,25	1,5	18	13	0,25	1,4	21	13	0,29	1,4	21	13	0,3	1,3	21	12	0,28	1,3	22
<i>Neoraputia alba</i>	ST	6	0,21	1,5	19	8	0,22	1,7	13	7	0,22	1,6	15	7	0,24	1,5	14	15	0,23	1,6	15
<i>Acosmium lentiscifolium</i>	ST	6	0,19	1,4	20	7	0,23	1,4	20	7	0,25	1,4	20	9	0,3	1,5	16	8	0,25	1,5	17
Outras espécies	—	125	3,67	34,5	—	131	3,92	33,3	—	127	3,69	31,2	—	134	3,98	31,2	—	138	3,86	31,4	—
Total das espécies	—	560	14,88	100	—	639	16,94	100	—	687	18,32	100	—	749	20,28	100	—	724	19,11	100	—

Espécies	G.E.	1996				2003				2008				2014				2019			
		N	AB (m <sup>2</sup> /ha)	IVI	Rank	N	AB (m <sup>2</sup> /ha)	IVI	Rank	N	AB (m <sup>2</sup> /ha)	IVI	Rank	N	AB (m <sup>2</sup> /ha)	IVI	Rank	N	AB (m <sup>2</sup> /ha)	IVI	Rank
<b>Setor Explorado até 1990</b>																					
<i>Metrodorea nigra</i>	ST	138	3,06	16,9	1	161	3,63	17,7	1	188	4,31	19,1	1	223	4,99	19,5	1	226	4,97	19,6	1
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	SI	87	1,28	9,2	2	125	2,09	12,2	2	143	3,19	14,5	2	158	3,93	14,8	2	160	4,25	15,5	2
<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i>	ST	19	0,86	4,1	3	18	0,83	3,7	3	19	0,83	3,5	3	19	0,79	3,0	4	17	0,72	2,9	5
<i>Pachystroma longifolium</i>	SI	27	0,51	3,7	4	30	0,54	3,6	4	33	0,49	3,4	4	37	0,52	3,3	3	39	0,52	3,4	3
<i>Senegalia polyphylla</i>	SI	22	0,45	3,2	5	22	0,53	3,2	5	21	0,6	3,1	5	20	0,57	2,6	5	23	0,65	3,0	4
<i>Copaifera lucens</i>	ST	14	0,60	3,2	6	8	0,3	1,9	11	3	0,08	0,9	28	2	0,04	0,5	42	2	0,04	0,6	38
<i>Protium heptaphyllum</i>	SI	7	0,59	2,5	7	9	0,64	2,6	6	6	0,25	1,4	19	4	0,14	1,0	25	3	0,08	0,9	27
<i>Chrysophyllum lucentifolium</i>	ST	18	0,27	2,5	8	18	0,27	2,4	7	18	0,29	2,3	7	20	0,32	2,2	7	20	0,33	2,3	7
<i>Melicoccus oliviformis</i> subsp. <i>Intermedius</i>	ST	5	0,52	2,4	9	7	0,33	1,7	15	9	0,38	1,8	9	13	0,46	2,1	8	14	0,49	2,3	6
<i>Acosmium lentiscifolium</i>	ST	10	0,33	2,2	10	11	0,38	2,3	8	13	0,44	2,4	6	13	0,49	2,2	6	12	0,5	2,2	9
<i>Metternichia princeps</i>	SI	12	0,21	2,0	11	14	0,22	2,0	10	12	0,15	1,7	12	15	0,19	1,7	12	15	0,19	1,8	13
<i>Trichillia pseudostipularis</i>	ST	12	0,16	1,9	12	15	0,22	2,1	9	16	0,23	2,1	8	17	0,26	1,9	9	18	0,29	2,1	12
<i>Neoraputia alba</i>	ST	12	0,17	1,7	13	10	0,14	1,4	18	11	0,15	1,6	14	14	0,18	1,7	13	14	0,16	1,7	15
<i>Brosimum guianense</i>	SI	7	0,20	1,7	14	9	0,18	1,7	16	9	0,18	1,6	15	8	0,08	1,0	24	8	0,09	1,1	23
<i>Paratecoma peroba</i>	ST	5	0,28	1,6	15	7	0,34	1,7	14	7	0,41	1,8	10	8	0,48	1,8	11	9	0,51	2,1	11
<i>Terminalia mameluco</i>	SI	6	0,18	1,6	16	9	0,24	1,8	13	8	0,24	1,7	13	8	0,26	1,6	14	8	0,23	1,6	16
<i>Machaerium incorruptibile</i>	SI	6	0,16	1,6	17	5	0,11	1,1	24	3	0,1	1,0	25	6	0,14	1,1	23	6	0,07	1,0	24
<i>Guapira opposita</i>	SI	9	0,16	1,5	18	4	0,08	1,0	27	3	0,04	0,8	33	3	0,05	0,8	32	3	0,05	0,8	30
<i>Pachira endecaphylla</i>	NC	7	0,13	1,3	19	7	0,15	1,3	20	5	0,11	1,1	24	3	0,06	0,6	37	2	0,04	0,6	40
<i>Trigynaea oblongifolia</i>	NC	7	0,12	1,3	20	7	0,14	1,5	17	8	0,15	1,5	17	10	0,19	1,5	15	9	0,16	1,3	20
Outras espécies	—	131	2,65	33,7	—	146	2,74	33,3	—	152	2,97	32,8	—	189	3,56	35,1	—	185	3,47	33,4	—
Total das espécies	—	561	12,89	100	—	642	14,1	100	—	687	15,59	100	—	790	17,7	100	—	793	17,81	100	—

Dentre as 20 espécies com maior VI, foi avaliada a taxa de crescimento relativo (RGR) para as espécies com mais de 10 indivíduos. Esta seleção resultou em 12 espécies para SE60 e 10 espécies para SE90. Observamos que a grande maioria das espécies, em ambos os setores, não apresentou muita variação entre 1996 – 2008, entretanto, praticamente todas as espécies apresentaram redução na taxa de crescimento a partir de 2014 (Figura 9). Entre as espécies, *P. contorta* foi a que apresentou um maior crescimento em ambos os setores, com um pico para o período de 2003 – 2008 para o SE90 e com taxas constantes no SE60, havendo uma queda a partir do período 2008-2014. *M. nigra* e *C. lucentifolium* foram as únicas espécies que apresentaram aumento na RGR para o período 2014 – 2019, mas somente no SE90 (Figura 9).

Esse padrão observado na redução do RGR após 2008 para a maioria das espécies avaliadas foi também observado para a comunidade arbórea nos dois setores estudados (Tabela 3), com os maiores valores de RGR ocorrendo no período 2003-2008 e os menores valores 2014-2019. Diferenças significativas no RGR entre os setores só foram observadas para os períodos 2003-2008 com menores valores de incremento em DAP registrados para o SE60 ( $RGR_{2003-2008} = 13,24 \pm 1,32 \text{ mm m}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ; SE60 e  $16,53 \pm 0,97 \text{ mm m}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ; SE90).



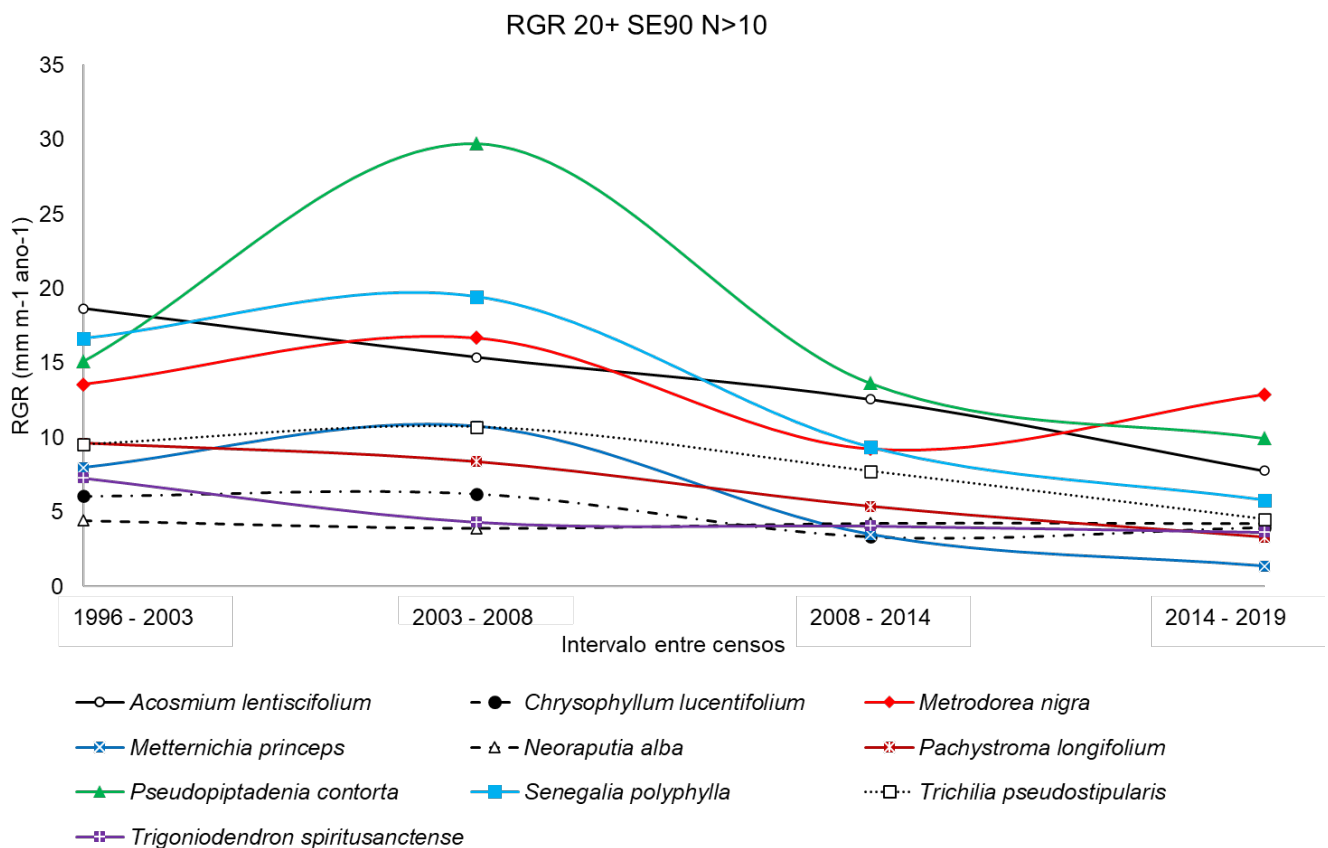
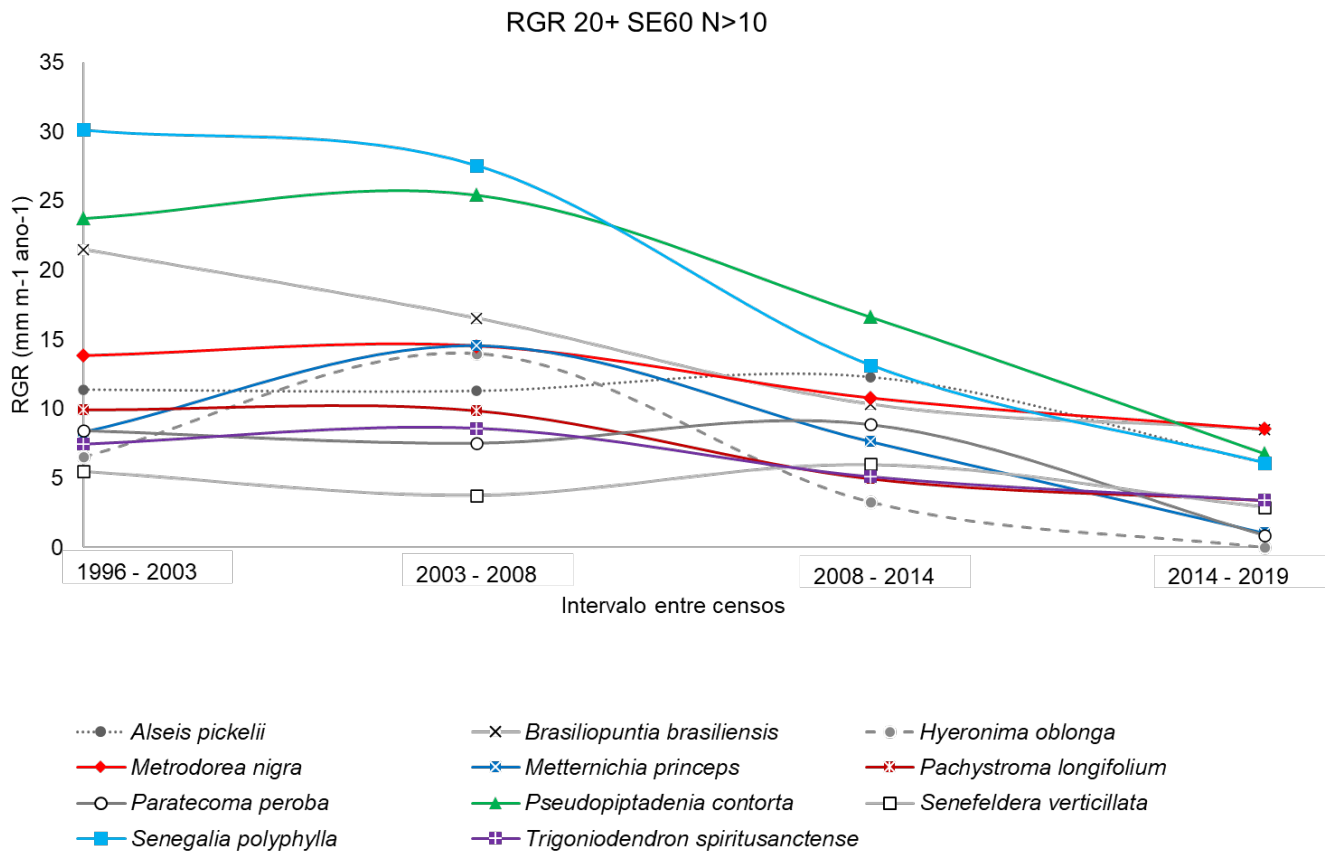


Figura 9 – Taxa de crescimento relativo para as espécies com o N>10 dentre as 20+ do Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e do Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

## 4.2 Dinâmica da comunidade arbórea

A variação dos valores das taxas de recrutamento e mortalidade para o período amostrado (Tabela 3) indicou padrões semelhantes entre as áreas, embora no SE90 foi evidente uma maior oscilação nos valores entre os censos (Figura 10).

Ambos os setores apresentaram um aumento na taxa de mortalidade para o segundo intervalo de censo, período 2003-2008, onde SE90 apresentou uma taxa de 2,53% ano<sup>-1</sup> e SE60 uma taxa de 1,81% ano<sup>-1</sup> (Tabela 3). Após esse período verificamos uma queda da taxa de mortalidade (SE60: 1,07% ano<sup>-1</sup> e SE90: 1,18% ano<sup>-1</sup>) para o período 2008-2014, contudo, verificou-se no período seguinte (2014-2019) um novo aumento da taxa de mortalidade para ambos os setores avaliados, sendo que SE60 apresentou uma maior taxa de mortalidade (2,71% ano<sup>-1</sup>) que S90 (2,03% ano<sup>-1</sup>) (Tabela 3).

A taxa de recrutamento do SE60 seguiu um padrão de queda longo dos 23 anos (1996: 3,24% ano<sup>-1</sup>; 2019: 2,03% ano<sup>-1</sup>) (Tabela 3). Para SE90, entretanto, o comportamento da taxa de recrutamento oscilou mais acentuadamente ao longo dos anos tendo aumentado entre os períodos 1996-2003 e 2003-2008 (de 3,79% ano<sup>-1</sup>; para 4% ano<sup>-1</sup>), mas caindo no período 2008-2014 (3,47% ano<sup>-1</sup>) e nova queda no período 2014-2019 (2,12% ano<sup>-1</sup>) (Tabela 3). Ao longo dos 23 anos o SE90 apresentou taxa de crescimento superior a observada para o SE60.

Tabela 3 - Valores das taxas de recrutamento (% ano<sup>-1</sup>), mortalidade (% ano<sup>-1</sup>) e taxa de crescimento relativo (RGR) (mm m<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) por parcela e intervalo de censo para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) da comunidade arbórea do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Área	Parc.	Taxa de Recrutamento (% ano <sup>-1</sup> )				Taxa de Mortalidade (% ano <sup>-1</sup> )				RGR (mm m <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup> )			
		1996-2003	2003-2008	2008-2014	2014-2019	1996-2003	2003-2008	2008-2014	2014-2019	1996-2003	2003-2008	2008-2014	2014-2019
SE60	1	2,68	2,55	2,52	1,71	1,36	1,45	0,82	3,27	12,29	12,30	9,41	3,75
	2	3,67	4,42	3,28	1,77	1,6	2,49	1,02	2,39	12,75	14,18	9,94	6,07
	3	3,69	3,54	1,97	2,91	1,22	2,36	1,21	3,24	11,42	11,93	9,63	8,61
	4	2,92	2,39	2,17	1,72	1,36	0,95	1,21	1,92	12,03	14,55	10,06	4,71
	Média±dp	3,24 ± 0,52	3,23 ± 0,95	2,49 ± 0,58	2,03 ± 0,59	1,39 ± 0,16	1,81 ± 0,74	1,07 ± 0,19	2,71 ± 0,66	12,12 ± 0,55	13,24 ± 1,32	9,76 ± 0,30	5,79 ± 2,11
SE90	5	3,77	3,2	3,32	1,54	1,13	2,54	1,05	2,12	11,77	15,66	9,48	10,16
	6	3,83	4,31	2,28	2,46	1,24	2,79	0,99	2,25	12,21	16,56	10,04	8,05
	7	4,13	4,03	3,56	1,99	2,71	4,13	1,32	2,09	11,22	18,00	8,70	8,55
	8	3,42	4,46	4,71	2,48	2,74	0,65	1,36	1,66	12,19	16,49	7,76	8,06
	Média±dp	3,79 ± 0,29	4,00 ± 0,56	3,47 ± 1,00	2,12 ± 0,45	1,96 ± 0,89	2,53 ± 1,43	1,18 ± 0,19	2,03 ± 0,26	11,85 ± 0,46	16,68 ± 0,97	9,00 ± 0,99	8,71 ± 1,00

Quanto as taxas de ganho e perda de área basal, o SE90 demonstrou estar em um processo dinâmico mais intenso, que também se relaciona aos valores das

taxas de mortalidade e recrutamento (Figura 10). A maior taxa de ganho de área basal (% ano<sup>-1</sup>) para ambos os setores foi para o intervalo 2003-2008, sendo que o SE90 (5,21% ano<sup>-1</sup>) apresentou taxa superior a observada para o SE60 (3,81% ano<sup>-1</sup>) (Tabela 4). Após o período 2003-2008 observamos queda na taxa de ganho de área basal, com menor valor observado para o período 2014-2019 em ambos os setores. Entretanto, o SE90 apresentou taxa (2,75% ano<sup>-1</sup>) maior que a observada para o SE60 (1,74%ano<sup>-1</sup>) (Tabela 4).

A taxa de perda de área basal aumentou de um intervalo do censo 1 para o censo 2 (1996-2003 e 2003-2008) em ambos os setores (SE60: de 1,75 para 2,32% ano<sup>-1</sup>; SE90: de 2,77 para 3,08% ano<sup>-1</sup>) (Tabela 4). Entretanto, no censo 3 (2008-2014) observamos uma queda na taxa de perda de área basal para ambos os setores (SE60: 1,09% ano<sup>-1</sup>; SE90: 1,31% ano<sup>-1</sup>) (Tabela 4). Contudo, para no último censo observamos um novo aumento nos valores das taxas de perda de área basal, que se tornaram próximas ou maiores aos valores observados anteriormente para o segundo intervalo de censo (2003-2008), com SE60 (2,89% ano<sup>-1</sup>) e SE90 (2,43% ano<sup>-1</sup>) (Tabela 4).

Tabela 4 – Valores das taxas de ganho de área basal (%ano<sup>-1</sup>) e de perda de área basal (%ano<sup>-1</sup>) por parcela e intervalo de censo para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) da comunidade arbórea do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Área	Parc.	Taxa de Ganho de Área Basal (% ano <sup>-1</sup> )				Taxa de Perda de Área Basal (% ano <sup>-1</sup> )			
		1996-2003	2003-2008	2008-2014	2014-2019	1996-2003	2003-2008	2008-2014	2014-2019
SE60	1	3,42	3,05	2,53	1,12	1,50	1,33	0,90	3,07
	2	4,13	4,85	3,59	1,71	2,20	3,74	0,84	2,55
	3	3,63	3,85	2,51	2,71	1,61	2,75	0,73	3,38
	4	3,17	3,50	2,63	1,43	1,69	1,45	1,90	2,55
	<b>Média±dp</b>	<b>3,59 ± 0,41</b>	<b>3,81 ± 0,77</b>	<b>2,82 ± 0,52</b>	<b>1,74 ± 0,69</b>	<b>1,75 ± 0,31</b>	<b>2,32 ± 1,15</b>	<b>1,09 ± 0,54</b>	<b>2,89 ± 0,41</b>
SE90	5	3,92	4,44	3,32	2,72	2,14	3,61	1,46	2,64
	6	4,61	5,51	2,98	2,63	1,41	3,44	0,98	2,94
	7	3,74	5,22	3,36	2,65	2,87	4,39	1,38	2,02
	8	4,25	5,68	3,85	2,98	4,64	0,88	1,43	2,11
	<b>Média±dp</b>	<b>4,13 ± 0,38</b>	<b>5,21 ± 0,55</b>	<b>3,38 ± 0,36</b>	<b>2,75 ± 0,16</b>	<b>2,77 ± 1,38</b>	<b>3,08 ± 1,52</b>	<b>1,31 ± 0,22</b>	<b>2,43 ± 0,44</b>

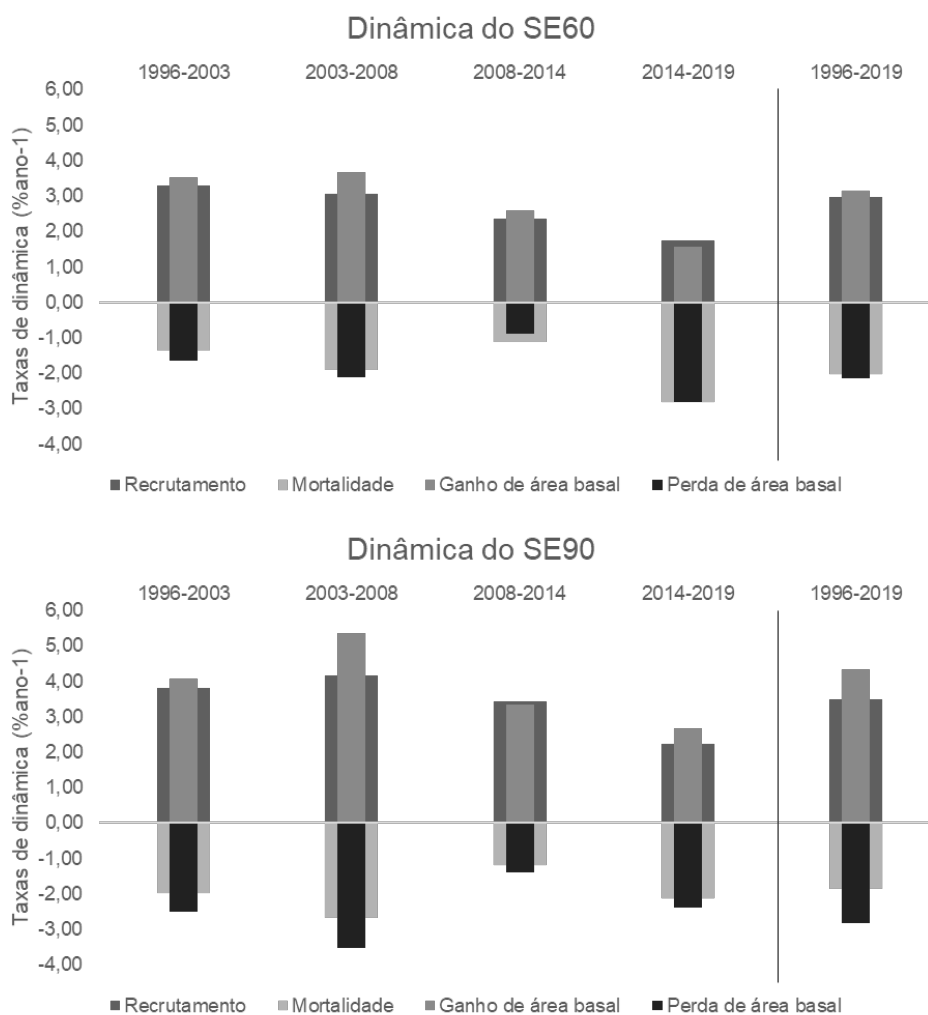


Figura 10 - Dinâmica da comunidade arbórea para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

O valor de mudança líquida no número de indivíduos (ChN) no SE60 apresentou uma queda após o primeiro intervalo de censo (1996-2003), se mantendo estável nos dois intervalos seguintes (2003-2008; 2008-2014), contudo, observou-se um valor negativo para ChN para o último intervalo de censo (2014-2019) devido a ocorrência de maior mortalidade que recrutamento (Tabela 5) (Figura 11). No SE90 observamos uma oscilação maior entre os primeiros três intervalos de censo, e também, uma queda acentuada nos valores de ChN para o último intervalo de censo (2014-2019) (Tabela 5).

Quanto mudança líquida na área basal (ChAB) observamos que o SE60 manteve um comportamento semelhante ao observado para os valores de ChN, com uma queda acentuada no ChAB no último censo, indicando que este setor teve uma mortalidade superior ao recrutamento e que houve maior perda de área basal (Tabela

5) (Figura 11). Porém, este comportamento não foi observado para o SE90, que teve valores crescentes para ChAB nos três primeiros intervalos de censo (1996-2003; 2003-2008; 2008-2014) e, assim como SE60, apresentou uma queda nos valores para o último censo, contudo, não chegou a valores negativos (Tabela 5) (Figura 11).

A taxa de *turnover* foi maior nos três primeiros intervalos de censo (1996-2003; 2003-2008; 2008-2014) para o SE90, demonstrando a maior intensidade da dinâmica nesse setor (Tabela 5). Contudo, no último intervalo de censo (2014-2019) o SE60 apresentou uma taxa maior que o SE90 (Tabela 5). Ambos os setores apresentaram um maior *turnover* para o intervalo de censo 2003-2008, reforçando a dinâmica mais intensa que ocorreu neste período. Como pode ser observado na Figura 11, a variação observada para as taxas de *turnover* reforçam os dados observados para as demais taxas de dinâmica, como: mortalidade, recrutamento, ganho e perda de área basal e variações nas ChN e ChAB, demonstrando uma dinâmica mais intensa para o SE90, exceto para o último intervalo de censo onde SE60 passa a ser mais dinâmico (Tabela 5).

Tabela 5 – Variação temporal das taxas de mudança líquida no número de indivíduo (ChN), mudança líquida em área basal (ChAB) e *turnover* para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) da comunidade arbórea do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Área	Parc.	ChN (%ano <sup>-1</sup> )				ChAB (%ano <sup>-1</sup> )				Turnover (%ano <sup>-1</sup> )			
		1996-2003	2003-2008	2008-2014	2014-2019	1996-2003	2003-2008	2008-2014	2014-2019	1996-2003	2003-2008	2008-2014	2014-2019
SE60	1	1,35	1,13	1,74	-1,58	1,99	1,77	1,68	-1,97	2,02	2,00	1,67	2,49
	2	2,15	2,02	2,34	-0,63	2,01	1,17	2,85	-0,85	2,64	3,46	2,15	2,08
	3	2,57	1,22	0,77	-0,34	2,10	1,14	1,83	-0,69	2,45	2,95	1,59	3,07
	4	1,60	1,48	0,97	-0,21	1,54	2,13	0,75	-1,14	2,14	1,67	1,69	1,82
	Média±dp	1,92 ± 0,55	1,46 ± 0,40	1,46 ± 0,72	-0,69 ± 0,62	1,91 ± 0,25	1,55 ± 0,48	1,78 ± 0,86	-1,16 ± 0,57	2,31 ± 0,28	2,52 ± 0,83	1,78 ± 0,25	2,37 ± 0,54
SE90	5	2,74	0,68	2,36	-0,59	1,85	0,87	1,92	0,09	2,45	2,87	2,18	1,83
	6	2,69	1,58	1,31	0,21	3,35	2,19	2,06	-0,32	2,53	3,55	1,63	2,35
	7	1,48	-0,11	2,32	-0,10	0,90	0,87	2,04	0,64	3,42	4,08	2,44	2,04
	8	0,71	3,99	3,51	0,84	-0,40	5,10	2,50	0,90	3,08	2,55	3,04	2,07
	Média±dp	1,91 ± 0,99	1,54 ± 1,78	2,38 ± 0,90	0,09 ± 0,60	1,43 ± 1,58	2,26 ± 1,99	2,13 ± 0,25	0,33 ± 0,55	2,87 ± 0,46	3,26 ± 0,69	2,32 ± 0,59	2,07 ± 0,21

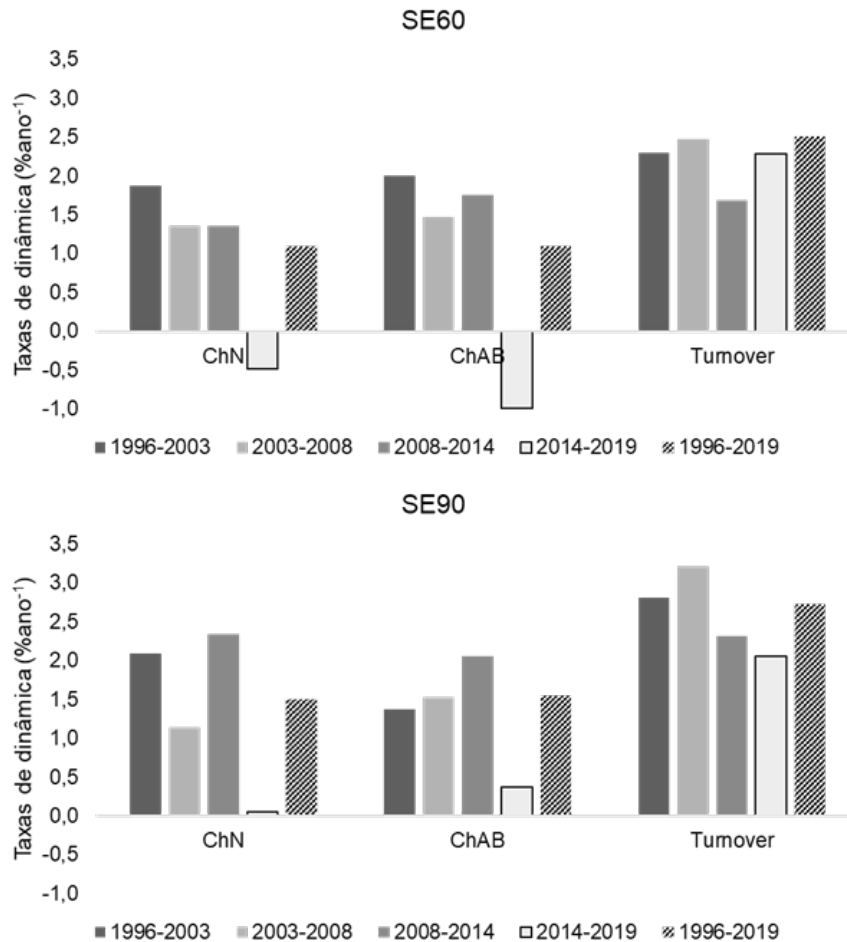


Figura 11 - Variação temporal da mudança líquida em número de indivíduos (ChN), da mudança líquida em área basal (ChAB) e o turnover da comunidade arbórea do Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Quanto a taxa de meia vida ( $T_{1/2}$ ) observamos que os maiores foram encontrados para o primeiro e terceiro intervalo de censo em ambos os setores, e os menores valores de  $T_{1/2}$  para os intervalos do segundo e terceiro censos (Tabela 6).

A taxa de tempo de duplicação ( $T_2$ ) aumentou ao longo dos anos para o SE60, já para o SE90, os valores de  $T_2$  se manteve constante nos três primeiros intervalos de censo, já no último intervalo (2014-2019) observamos um aumento na taxa ( $T_2 = 34,5$  anos), entretanto, inferior ao valor observado para o SE60 ( $T_2 = 43,7$  anos) (Tabela 6).

Quanto a estabilidade ( $E_N$ ) da comunidade arbórea observamos os valores variaram muito e ambos os setores apresentaram valores negativos para o último intervalo de censo (Tabela 6).

Tabela 6 - Valores das medianas por parcela da variação temporal da taxa de meia vida ( $T_{1/2}$ ), do tempo de duplicação ( $T_2$ ) e estabilidade ( $E_N$ ) para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) da comunidade arbórea do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Área	Parc.	Meia vida ( $T_{1/2}$ ) (anos)				Tempo de Duplicação ( $T_2$ ) (anos)				Estabilidade ( $E_N$ ) (anos)			
		1996-2003	2003-2008	2008-2014	2014-2019	1996-2003	2003-2008	2008-2014	2014-2019	1996-2003	2003-2008	2008-2014	2014-2019
SE60	1	50,5	47,4	83,7	20,9	27,9	28,7	28,4	47,0	22,7	18,7	55,3	-26,1
	2	42,9	27,5	67,8	28,6	20,5	17,2	22,0	43,5	22,4	10,3	45,8	-14,9
	3	56,6	29,0	56,8	21,1	19,9	21,5	37,4	27,4	36,7	7,5	19,4	-6,3
	4	50,6	72,3	56,8	35,8	25,5	29,9	33,9	43,9	25,0	42,4	22,8	-8,2
	<b>Média±dp</b>	<b>50,2 ± 5,6</b>	<b>44,1 ± 20,9</b>	<b>66,3 ± 12,7</b>	<b>26,6 ± 7,1</b>	<b>23,5 ± 3,9</b>	<b>24,3 ± 6,1</b>	<b>30,4 ± 6,7</b>	<b>40,5 ± 8,9</b>	<b>26,7 ± 6,8</b>	<b>19,7 ± 15,8</b>	<b>35,8 ± 17,5</b>	<b>-13,9 ± 9,0</b>
SE90	5	61,1	26,9	66,0	32,4	19,4	24,0	21,7	49,5	41,7	2,9	44,2	-17,1
	6	55,8	24,5	69,4	30,5	19,2	17,9	31,8	31,0	36,6	6,6	37,6	-0,5
	7	25,3	16,4	52,3	32,9	19,5	20,4	20,6	38,1	5,8	-4,0	31,7	-5,2
	8	25,0	106,6	50,6	41,4	23,7	15,6	15,4	29,9	1,3	90,9	35,1	11,6
<b>Média±dp</b>	<b>41,8 ± 19,3</b>	<b>43,6 ± 42,2</b>	<b>59,6 ± 9,5</b>	<b>34,3 ± 4,9</b>	<b>20,4 ± 2,2</b>	<b>19,5 ± 3,6</b>	<b>22,4 ± 6,9</b>	<b>37,1 ± 9,0</b>	<b>21,3 ± 20,7</b>	<b>24,1 ± 44,8</b>	<b>37,2 ± 5,3</b>	<b>-2,8 ± 11,9</b>	

### 4.3 Influência do período de seca sobre a dinâmica da comunidade arbórea

#### 4.3.1 Máximo Déficit Hídrico Acumulado (MCWD)

A partir do cálculo do MCWD (Figura 12) para o período de 1992 a 2019 podemos observar a ocorrência de um forte período de déficit hídrico acumulado, onde os valores negativos indicam o stress hídrico ao qual a floresta foi submetida de 1996 até o final de 2005, com seu período mais intenso entre 2001 até o final de 2004. Em 2002 (período do primeiro intervalo de censo 1996-2003) observamos os pontos com valores mais negativos da série, que foram referentes ao mês de agosto (-911,3 mm.mês<sup>-1</sup>) e novembro.(-904,3 mm.mês<sup>-1</sup>). O déficit hídrico acumulado neste período só deixou de ser negativo em dezembro de 2005 (87,7 mm.mês<sup>-1</sup>), e a partir deste ponto não foi observado novas ocorrências de déficit hídrico acumulado. Contudo, notamos a ocorrência de uma queda nos valores do MCWD entre os anos de 2015 e o início de 2018, onde o menor valor acumulado foi registrado para o mês de setembro de 2016 (24,2 mm.mês<sup>-1</sup>) e o maior valor em janeiro de 2016 (212,8 mm.mês<sup>-1</sup>).

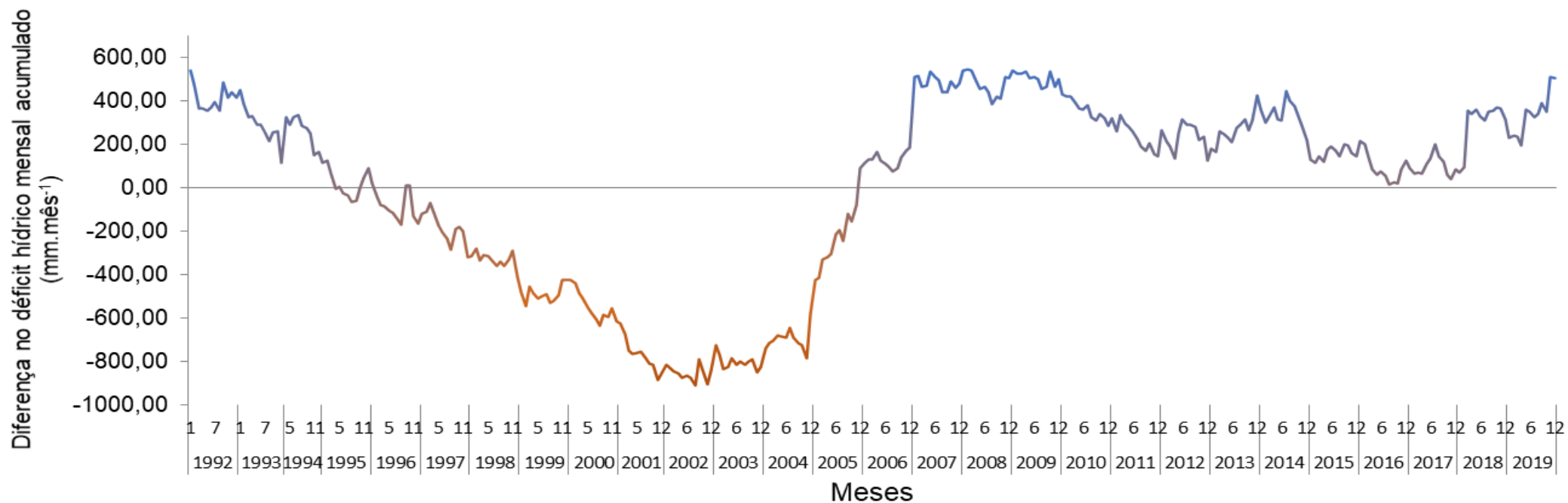


Figura 12 – Máximo déficit hídrico acumulado (mês do ano - média de cada mês ao longo do período em mm) referente ao município de Campos dos Goytacazes-RJ.



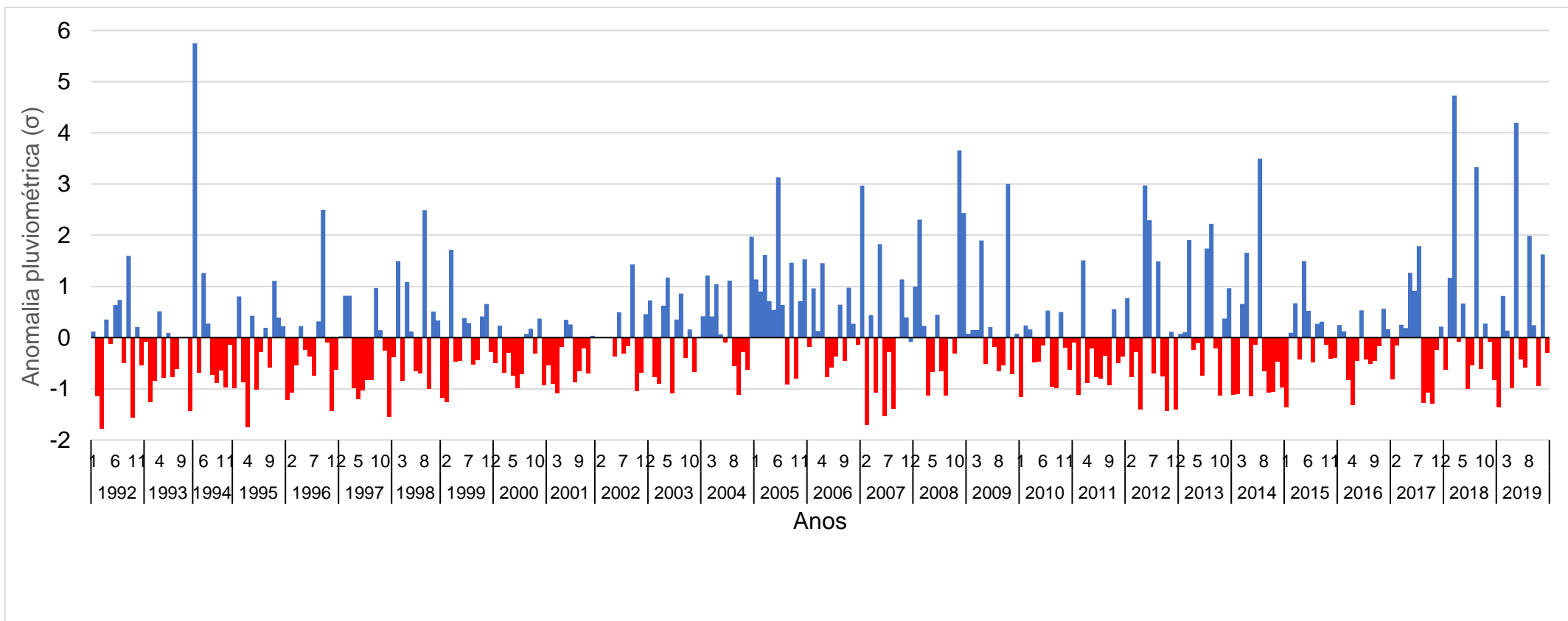


Figura 13 - Anomalia pluviométrica ( $\sigma$ ) referente ao município de Campos dos Goytacazes – RJ. As unidades da anomalia são normalizadas pelo desvio padrão ( $\sigma$ ) da série temporal (1992 – 2019).

#### 4.3.2 Relação de eventos de seca e a dinâmica da comunidade arbórea

Ao avaliar o MCWD e a Anomalia Pluviométrica da região e relacioná-los com períodos de seca e os parâmetros de dinâmica da comunidade arbórea foi observado um aumento na mortalidade durante o período de déficit hídrico mais intenso (1996 – 2005)(Figura 12), ou seja, nos intervalos entre censos 1996-2003 (SE60: 1,39% e 1,75% ano<sup>-1</sup>; SE90: 1,96% e 2,77% ano<sup>-1</sup>) e 2003-2008 (SE60: 1,39% e 1,75% ano<sup>-1</sup>; SE90: 1,96% e 2,77% ano<sup>-1</sup>), onde foram observadas as taxas mais elevadas de mortalidade e perda de área basal nos dois setores estudados. Após o ano de 2005 (Figuras 12 e 13 ) o fim do déficit hídrico.

No intervalo de censo de 2014-2019 ocorreu novamente altos valores de mortalidade e perda de área basal (SE60: 2,71% e 2,89% ano<sup>-1</sup>; SE90: 2,03% e 2,43% ano<sup>-1</sup>) embora não tenha havido um apontamento de déficit hídrico (Figura 12). Ao observamos as anomalias pluviométricas (Figura 13) podemos perceber um registro de secas mais intensas entre 2014 e 2015.

#### 4.4 Área Basal e Densidade das cinco espécies de maior IVI

As cinco espécies de maior IVI em 1996 por setor avaliado: SE60; *Metrodorea nigra*, *Pseudopiptadenia contorta*, *Paratecoma peroba*, *Trichilia pseudostipularis* e *Senegalia polyphylla* e SE90; *Metrodorea nigra*, *Pseudopiptadenia contorta*, *Trigoniodendron spiritusanctense*, *Pachystroma longifolium* e *Senegalia polyphylla* demonstraram padrões distintos de ganho e perda de AB e densidade ao longo do período avaliado (1996-2019) (Figuras 16 e 17).

*M. nigra* e *P. contorta* foram as espécies que apresentaram ganho de área basal total (m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>) ao longo dos 23 anos (Figura 16) em ambos os setores, com *P. contorta* apresentando um ganho mais intenso no SE90. Já *P. longifolium* e *T. spiritusanctense* apresentaram ganho de AB apenas para o SE60, enquanto no SE90 se mantiveram estáveis, com leve perda. *Paratecoma peroba* se manteve estável nos dois setores ao longo dos anos. Para *S. polyphylla* e *T. pseudostipularis* foi observado uma queda nos valores de AB para SE60, enquanto para SE90 ambas as espécies permaneceram estáveis, com um leve ganho de AB (Figura 16).

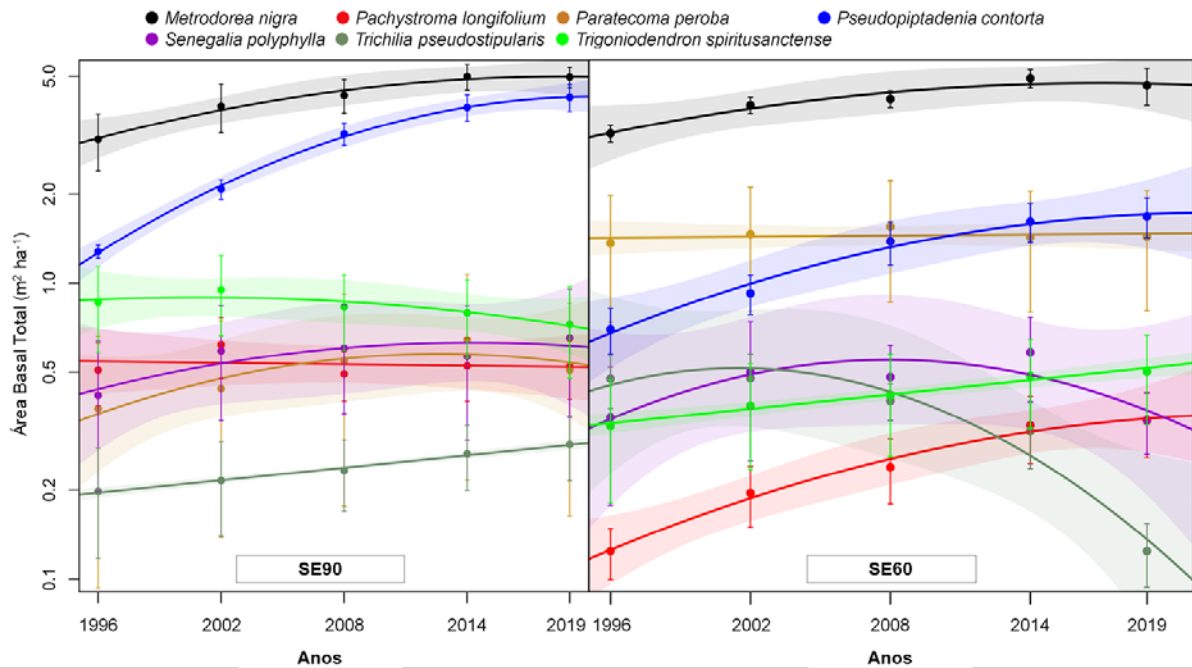


Figura 14 - Área basal total por hectare no período de 1996 a 2019 para as cinco principais espécies (dentre as 20+ em IVI) para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) área florestada da área florestada da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. As distâncias entre os valores do eixo y foram logaritimizadas. Ajustes dos modelos podem ser vistos na Tabela 9.

Para a densidade de indivíduos (Figura 17) as espécies que após os 23 anos apresentaram maior ganho em densidade (ind. ha<sup>-1</sup>) para ambos os setores foram *M. nigra*, *P. contorta* e *P. longifolium*. Já *P. peroba* e *T. spiritusanctense* mantiveram certa estabilidade ao longo dos anos, com uma leve perda para o SE90. Contudo, *T. pseudostipularis* e *S. polyphylla* apresentaram uma considerável queda na densidade (ind. ha<sup>-1</sup>) para o SE60, enquanto para o SE90 *T. pseudostipularis* apresentou uma tendência de aumento e *S. polyphylla* permaneceu estável. Em ambos os setores, é perceptível uma estabilização na densidade (ind. ha<sup>-1</sup>) ou até mesmo o decréscimo em densidade (ind. ha<sup>-1</sup>) para as espécies a partir de 2014 (Figura 17).

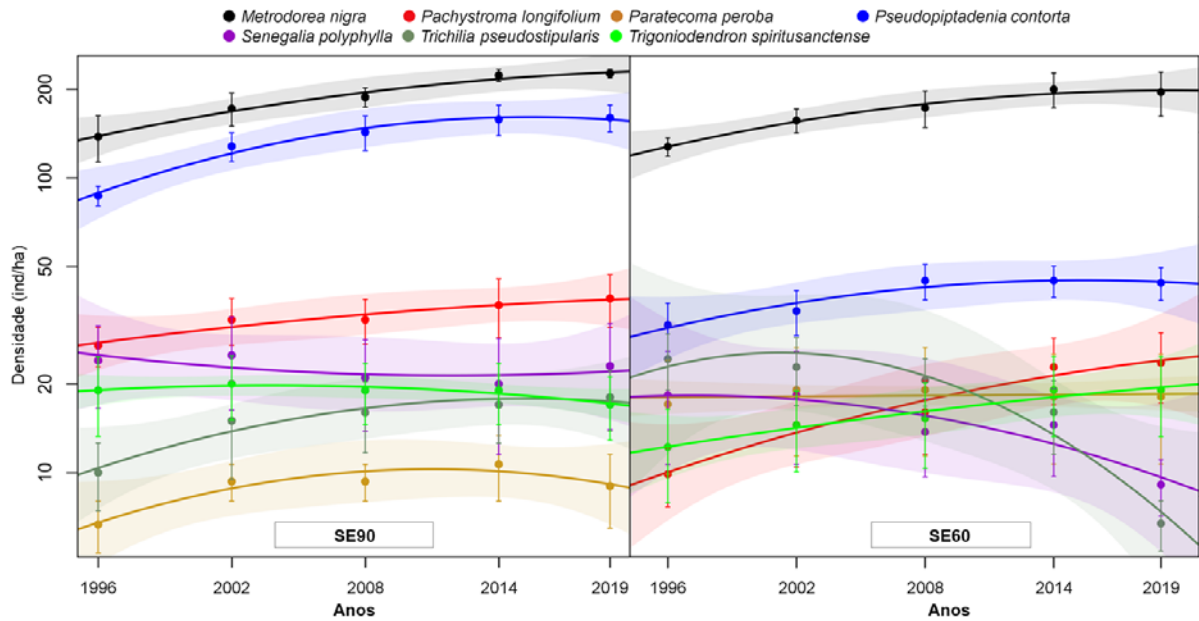


Figura 15 – Densidade de indivíduos por hectare entre 1996 e 2019 das cinco principais espécies (dentre as 20+ em IVI) para o Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro. As distâncias entre os valores do eixo y foram logaritmizadas. Ajustes dos modelos podem ser vistos na Tabela 10.

Tabela 7 - Modelos de regressão ajustados ao parâmetro de área basal total ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ ) das cinco principais espécies arbóreas por ranking do IVI do Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Parâmetro	Espécie	Setor	Modelo ajustado	R <sup>2</sup>	Teste para diferença da variação do parâmetro entre áreas (significância associada ao termo de interação)	Teste de médias ajustadas pela variação do parâmetro	
Área Basal Total ( $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ )	<i>Metrodorea nigra</i>	SE90	$Y = -0,0029X^2 + 11,7X - 1185$	0,98	$p = 0,85$	$p = 0,0014$	
		SE60	$Y = -0,004X^2 + 16,83X - 16987,36$	0,93			
	<i>Pachystroma longifolium</i>	SE90	$Y = -0,001X + 2,79$	0,04	Não é possível comparar (comportamento distinto)		
		SE60	$Y = -0,00009X^2 + 0,39X - 405,33$	0,98			
	<i>Paratecoma peroba</i>	SE90	$Y = -0,0008X^2 + 3,257X - 3277$	0,79	Não é possível comparar (comportamento distinto)		
		SE60	$Y = 0,002X - 3,23$	0,06			
	<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	SE90	$Y = -0,002X^2 + 9,23X - 9400,8$	0,99	$p = 0,00575$	Não é possível testar (diferem na taxa de crescimento)	
		SE60	$Y = -0,001X^2 + 4,76X - 4836,00$	0,98			
	<i>Senegalia polyphylla</i>	SE90	$Y = -0,00004X^2 + 1,99X - 2010,11$	0,74	$p = 0,41$	$p = 0,36$	
		SE60	$Y = -0,001X^2 + 6,609X - 6635,69$	0,69			
	<i>Trichilia pseudostipularis</i>	SE90	$Y = 0,003X - 7,53$	0,98	Não é possível comparar (comportamento distinto)		
		SE60	$Y = -0,001X^2 + 4,20X - 4202,39$	0,99			
	<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i>	SE90	$Y = -0,0005X^2 + 2,23X - 2231,65$	0,82	Não é possível comparar (comportamento distinto)		
		SE60	$Y = 0,009X - 18,09$	0,98			

Tabela 8 - Modelos de regressão ajustados ao parâmetro de densidade (ind/ha) das cinco principais espécies arbóreas por ranking do IVI do Setor Explorado até a década de 1960 (SE60) e o Setor Explorado até a década de 1990 (SE90) do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Parâmetro	Espécie	Setor	Modelo ajustado	R <sup>2</sup>	Teste para diferença da variação do parâmetro entre áreas (significância associada ao termo de interação)	Teste de médias ajustadas pela variação do parâmetro	
Densidade (ind/ha)	<i>Metrodorea nigra</i>	SE60	$Y = -0,07X^2 + 297,74X - 302619,55$	0,98	p = 0,51	p = 0,00008	
		SE90	$Y = -0,15X^2 + 626,35X - 633118,53$	0,97			
	<i>Pachystroma longifolium</i>	SE60	$Y = -0,006X^2 + 28,52X - 29079,94$	0,94	p = 0,20	p = 0,00021	
		SE90	$Y = -0,0019X^2 + 8,51X - 9343,37$	0,96			
	<i>Paratecoma peroba</i>	SE60	$Y = -0,015X^2 + 61,61X - 61946,08$	0,87	Não é possível comparar (comportamento distinto)		
		SE90	$Y = 0,024X - 26,3476$	0,04			
	<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	SE60	$Y = -0,15X^2 + 640,09X - 645425$	0,99	p = 0,003	Não é possível testar (diferem na taxa de crescimento)	
		SE90	$Y = -0,05X^2 + 203X - 204954,89$	0,92			
	<i>Senegalia polyphylla</i>	SE60	$Y = 0,01X^2 - 54,25X + 54604,06$	0,47	p = 0,18	p = 0,064	
		SE90	$Y = -0,016X^2 + 65,33X - 65065,59$	0,87			
	<i>Trichilia pseudostipularis</i>	SE60	$Y = -0,01X^2 + 67,38X - 67933,37$	0,95	p = 0,00065	Não é possível testar (diferem na taxa de crescimento)	
		SE90	$Y = -0,05X^2 + 213,10X - 2012939,80$	0,98			
	<i>Trigoniodendron spiritusanctense</i>	SE60	$Y = -0,0111X^2 + 44,60X - 44666,47$	0,88	p = 0,0086	Não é possível testar (diferem na taxa de crescimento)	
		SE90	$Y = -0,001X^2 + 7,67X - 8099,44$	0,94			

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 Composição florística e estrutura da comunidade arbórea

A análise temporal envolvendo o período de 23 anos (1996-2019) demonstrou que fragmento florestal estudado apresentou um aumento na densidade de indivíduos arbóreos por hectare, ganho de área basal (AB), perda de diversidade ( $H'$ ) e uniformidade (J) de espécies nos dois setores estudados (SE60 e SE90) (Apêndice 1). A presença de muitos indivíduos em classes menores de DAP, poucos indivíduos de grande porte ( $> 30$  cm DAP), baixos valores de área basal total para ambos os setores em 2019 (SE60:  $19,07 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ; SE90:  $17,47 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) e valores inferiores a 0,8 de Uniformidade (com dominância de espécies) indicam que a mata está em processo de sucessão ecológica, visto que em uma FES madura é esperado valores de AB superiores a  $35 \text{ m}^2$  e Uniformidade (J) superior a 0,8, ou seja, com ausência de dominância de espécies, além de uma estabilidade nos parâmetros avaliados ao longo do tempo (JESUS; ROLIM, 2005; MARIANO *et al.*, 2019). Desta forma, estes resultados indicam que esta comunidade está em estado intermediário de sucessão (BRASIL, 1994; DIAS NETO *et al.*, 2009; DAN *et al.*, 2010; ESTEVAN *et al.*, 2016).

Valores de área basal próximos ao encontrado ( $\sim 20 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) foram observados para outras FES com influência de atividade antrópica e em processo de recuperação (GOMES *et al.*, 2003; CARVALHO *et al.*, 2006; DAN *et al.*, 2010; FARAH *et al.*, 2014). Aplicando a fórmula proposta por Saldarriaga *et al.* (1988)  $\ln(Y) = 1,75 + 0,34 \ln(X)$  onde Y é a área basal total média ( $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) e X é a idade (anos), seriam necessários 128 anos para que uma área cultivada após abandono alcance o valor de área basal de uma mata madura ( $30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ). Essa fórmula proposta por Saldarriaga *et al.* (1988) foi aplicada por Costa *et al.* (2017) para duas áreas de FES no Espírito Santo e que sofreram queimadas e estavam em recuperação. Assim, conforme destacado por Costa *et al.* (2017) embora essa fórmula seja baseada em dados coletados nas florestas amazônicas do alto Rio Negro, na Colômbia e Venezuela, parece adequada para aplicação nas FES do Espírito Santo.

Embora o fragmento florestal alvo deste estudo não tenha sido no passado campo abandonado e nem tenha sofrido corte raso, ele sofreu extração seletiva de madeira. Desta forma, espera-se que a resposta ou retorno da área basal pós perturbação seja mais acelerada. Considerando-se que o SE60 e SE90 apresentaram valores de área basal de 19,11 e  $17,81 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$  em 2019, respectivamente, aplicando

a equação proposta por Saldarriaga *et al.* (1988), foi estimado que serão necessários aproximadamente 68 anos para o SE60 e 58 anos para o SE90 atingirem um valor de área basal semelhante ao valor mínimo observado ( $30 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ ) para as áreas de FES maduras (BRASIL, 1994; JESUS; ROLIM, 2005). Desta forma, podemos inferir que a recuperação desta mata após distúrbio parece ser mais lenta do que observada por Costa *et al.* (2017) após uma queimada e para áreas abandonadas de plantio de cacau (cabruças) (ROLIM *et al.*, 2017).

A distribuição dos indivíduos nas classes de diâmetro demonstrou uma maior concentração de indivíduos nas menores classes de DAP ( $\geq 10 \text{ cm}$ ;  $< 20 \text{ cm}$ ), com um padrão em “J reverso” para ambos os setores, conforme observado em geral para florestas em regeneração (NASCIMENTO; LIMA, 2008; CARVALHO; NASCIMENTO, 2009). Contudo, o SE60 apresentou, mesmo após mais de 50 anos da extração seletiva de madeira, uma baixa concentração de indivíduos nas classes de maior DAP ( $> 30 \text{ cm}$ ). Este fato indica que a ocorrência de extração seletiva de madeira neste tipo florestal acarretou importante perda de biomassa, não repostada ainda devido a lenta recuperação no porte dos indivíduos, conforme reportado por Villela *et al.* (2006).

A recuperação da riqueza de espécies em uma floresta tropical após perturbação é lenta ( $\sim 80$  anos) e depende do tipo e da intensidade da perturbação (GUARIGUATA; DUPUY, 1997). Com base nos resultados do presente estudo foi observado perda de riqueza de espécies arbóreas para ambas as áreas entre o período de 1996 a 2019. Os valores observados em 2019 ( $77 \text{ espécies} \cdot \text{ha}^{-1}$ ; SE60 e  $77 \text{ espécies} \cdot \text{ha}^{-1}$ ; SE90) (Apêndice 2) estão bem abaixo do esperado para uma área madura de FES ( $160$  a  $265 \text{ spp ha}^{-1}$ ) (PAULA; SOARES, 2011; ROLIM *et al.*, 2017). Esta perda em espécies foi muito provavelmente acarretada pela exploração ilegal de madeira ocorrida no passado, e devendo ter sido agravada nas últimas décadas pela ação de fatores bióticos como maior competição interespecífica devido ao aumento da dominância de certas espécies (e.g. *Metrodorea nigra* e *Pseudopiptadenia contorta*), conforme observado para florestas monodominantes (e.g. NASCIMENTO *et al.*, 2014) ou fatores abióticos (e.g. diminuição de pluviosidade ou ocorrência de seca extrema) (ALLEN *et al.*, 2010; CANTIDIO; SOUZA, 2019).

Neste estudo, apenas 1,2% dos os indivíduos amostrados apresentaram troncos bifurcados, provavelmente devido a rebrota após um evento de quebra de troncos, pelo corte dos troncos ou por eventos estocásticos (como queda de árvores, ou de grandes galhos, doenças, etc.), uma estratégia comum em muitas espécies



arbóreas e considerado uma característica importante na rápida recuperação de áreas degradadas (DUNPHY *et al.*, 2000; BOND; MIDGLEY, 2001). Este resultado sugere que este tipo de estratégia não deve ser comum entre as espécies de FES da região, visto que em comunidades arbóreas sujeitas a extração seletiva de madeira observa-se um número superior de indivíduos perfilhados (SALDARRIAGA *et al.*, 1988; BOND; MIDGLEY, 2001).

## 5.2 Dinâmica florestal

As taxas de mortalidade e recrutamento em geral variam entre os diferentes intervalos de medições (FELFILI, 1995), refletindo assim, a resposta da floresta às mudanças climáticas e aos distúrbios locais (PHILLIPS; GENTRY, 1994). Durante os 23 anos a mortalidade e o recrutamento oscilaram para ambos setores. Entretanto, para o período 1996-2019 foi observado uma taxa de recrutamento superior à de mortalidade, o que resultou em ganho efetivo de número de indivíduos para as duas comunidades. Desta forma, as perdas ocorridas em períodos menos favoráveis (seca) parecem ter sido compensadas durante os períodos de clima mais favorável.

A taxa de mortalidade encontrada para a comunidade nos 23 anos (1996-2019) para o SE60 (2,02% ano<sup>-1</sup>) e o SE90 (1,85% ano<sup>-1</sup>) estão dentro da amplitude esperada para florestas tropicais (1 a 3%) (MATELSON *et al.*, 1995) e no limite superior dos valores observados para florestas maduras, em condições naturais de distúrbios, onde a taxa de mortalidade varia entre 1 e 2% (PHILLIPS; GENTRY, 1994).

As taxas de mortalidade para SE60 e SE90 são semelhantes aos valores encontrados em outras florestas estacionais (ROLIM *et al.*, 1999; HIGUCHI *et al.*, 2008), porém inferior aos valores observados em Florestas Estacionais secundárias de Minas Gerais (~ 3 a 4%) (APPOLINÁRIO *et al.*, 2005; SILVA; ARAÚJO, 2009; MEWS *et al.*, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2014).

As taxas de recrutamento da comunidade arbórea nesses 23 anos para SE60 (2,97% ano<sup>-1</sup>) e SE90 (3,49% ano<sup>-1</sup>) estão dentro dos valores encontrados para outras florestas estacionais semidecíduais do Sudeste que variam entre 1,4 a 4,5% ano<sup>-1</sup> (MEWS *et al.*, 2011). O maior recrutamento encontrado no SE90 parece estar relacionado a maior entrada de luz, em função da descontinuidade de copa e abertura do dossel, causados pela extração seletiva de madeira nesta floresta, conforme relatado por Villela *et al.* (2006). Outros autores também encontraram relação positiva

entre abertura de copa ou maior entrada de luz e recrutamento (ALVAREZ-BUYLLA, 1994; BAKER *et al.*, 2003; SOUZA *et al.*, 2014).

Para os 23 anos, as taxas de *turnover* de 2,51% ano<sup>-1</sup> (SE60) e 2,73% ano<sup>-1</sup> (SE90) indicam que ambos os setores da mata estudada estão em um processo dinâmico, porém SE60 mais estável que SE90. As oscilações de *turnover* observadas durante os 23 anos foram pequenas e apontaram para a ocorrência de distúrbios pontuais. Os valores encontrados para o *turnover* estiveram dentro do esperado para florestas tropicais (1 – 3% ano<sup>-1</sup>) (PHILLIPS, 1996). Entretanto, estes valores estão próximos ao limite máximo esperado.

As taxas de mudança em número de indivíduos (ChN) (SE60: 1,09% ano<sup>-1</sup> e SE90: 1,51% ano<sup>-1</sup>) e área basal (ChB) (SE60: 1,1% ano<sup>-1</sup> e SE90: 1,54% ano<sup>-1</sup>) observadas para todo o período avaliado (23 anos), e nas mudanças pontuais ao longo do tempo, corroboram os resultados observados para o *turnover* com claros indicativos das oscilações que ocorreram no período.

### 5.3 Efeito das secas extremas

Foi verificado a ocorrência de oito ENOS (*El Niño* – Oscilação Sul) para o período de 23 anos na região estudada (sendo dois muito fortes). Também foram observadas a ocorrência de 11 eventos de *La Niña* (Tabela 11). É fato que ambos os eventos podem provocar alterações no regime pluviométrico e na temperatura média para a região Norte Fluminense (HOLMGREN *et al.*, 2001; KOGAN; GUO, 2017). Estes eventos podem ter influenciado na ocorrência de mudanças na comunidade arbórea da EEEG.

Tabela 9 - Ocorrência de Eventos Oscilação Sul (*El Niño* e *La Niña*) a partir de 1990. (Fonte: <https://ggweather.com/enso/oni.htm>).

<i>El Niño</i>				<i>La Niña</i>		
Fraco	Moderado	Forte	Muito Forte	Fraco	Moderado	Forte
2004-05	1994-95	1991-92	1997-98	2000-01	1995-96	1998-99
2006-07	2002-03		2015-16	2005-06	2011-12	1999-00
2014-15	2009-10			2008-09		2007-08
2018-19				2016-17		2010-11
				2017-18		

As oscilações observadas no *turnover*, nas taxas de mudança (ChN e ChAB) e RGR indicam que as alterações ao nível de indivíduos têm se refletido na comunidade. O fragmento florestal foi duramente afetado pela ocorrência de um longo período de déficit hídrico (1996-2005) (Figura 12), possivelmente relacionado a alterações climáticas e ocorrência de um forte ENOS (Tabela 11), conforme observado em outros estudos (PHILLIPS, 1996; LEWIS *et al.*, 2004; PHILLIPS *et al.*, 2004; CEQUINEL *et al.*, 2018).

Foi possível observar que as oscilações nas taxas de *turnover*, ChN e ChAB e de RGR para os setores ocorreram na sequência de alterações do regime pluviométrico, em que, claramente, a intensificação dos processos de dinâmica adveio em resposta à diminuição da precipitação e à ocorrência meses mais secos. A disponibilidade de água, desta forma, acaba atuando como um fator limitante para os padrões de crescimento em que as florestas de clima sazonal seco, como a EEEG, são mais afetadas pela disponibilidade de água (BAKER *et al.*, 2003; SOUZA *et al.*, 2014; CORLETT, 2016; ALLEN *et al.*, 2017). Assim, os maiores valores de RGR observados para o intervalo de censo 2003-2008, parecem estar relacionados ao fato do censo ter sido realizado em um período de alta pluviosidade que se iniciou em 2005 e marcou o fim do período de déficit hídrico (Figura 12). Outros estudos indicam que a ocorrência de ENOS podem vir a causar um aumento nos valores de *turnover*, assim como podem vir a causar um aumento na mortalidade e/ou no recrutamento, semelhante ao que se observou neste estudo (SHEIL, 1995; WORBES, 1999; LEWIS *et al.*, 2004; PHILLIPS *et al.*, 2004; MEWS *et al.*, 2011; HOGAN *et al.*, 2019).

Quando observamos o intervalo de censo 2014-2019 onde ocorreram um novo aumento na mortalidade e perda de área basal em ambos os setores não identificamos a ocorrência de déficit hídrico (Figura 12) mesmo sendo este um período marcado por um forte ENSO (KOGAN; GUO, 2017), entretanto, observamos que foi um período marcado por anomalias pluviométricas em que os meses chuvosos foram mais secos, havendo alguns meses secos mais intensos e registro de maior precipitação para alguns meses secos (Figura 13), cabendo destacar uma sequência de cinco meses que foram mais secos entre agosto de 2014 e janeiro de 2015, meses que são relativos ao período chuvoso da região. Ao lançarmos novamente um olhar sobre o RGR da comunidade observamos forte decremento a partir do intervalo de censo 2008-2014 em ambos os setores (SE60 e SE90), entretanto, SE90 apresentou uma maior taxa de crescimento que o SE60 e este resultado era esperado visto que

este setor apresenta um maior número de árvores de espécies secundárias iniciais que em geral apresentam RGR maiores que as espécies secundárias tardias (HORN, 1974; SANTOS SILVA *et al.*, 2004). Contudo, os resultados parecem sugerir que outras variáveis, além da acentuação de alguns meses secos e períodos de chuva mais secos, devem ter influenciado a dinâmica florestal para o período 2018-2019, sugerindo a necessidade de estudos mais aprofundados sobre a área.

Desta forma, os dados observados para o MCWD e a Anomalia Pluviométrica corroboram os dados encontrados para a mortalidade e perda de área basal da comunidade, visto que o período de maior estresse hídrico apontado pelo MCWD coincide com os dados encontrados para um decréscimo e estabilização no crescimento das árvores e podemos observar uma clara resposta de recuperação de algumas espécies no período de maior pluviosidade. Sendo esperado que a seca atue como um fator limitante para o crescimento, visto a relação positiva entre precipitação e crescimento das árvores (LINARES; CAMARERO, 2012; MENDIVELSO *et al.*, 2014).

Os períodos após a ocorrência de ENSO muito fortes apresentaram mudanças mais intensas na dinâmica da comunidade, provavelmente agravado pelos ENSOs observados para a região. Estes eventos influenciaram não só as taxas de crescimento, mas também as taxas de mortalidade em ambos os setores, provavelmente devido a intensificação dos efeitos da seca pelo ENSO, e.g. altas temperaturas e baixa umidade, que favorecem o aumento da mortalidade e retardam o crescimento das árvores (MITCHELL *et al.*, 2014). O ENSO muito forte que ocorreu no período 2015-16 teve reflexo nos ecossistemas ao nível global, afetando diretamente a vegetação no país com a ocorrência de fortes secas e altas temperaturas (KOGAN; GUO, 2017; BRETTFELD *et al.*, 2018).

A queda na diversidade de espécies pode tornar as florestais mais susceptíveis aos efeitos da seca (FICHTNER *et al.*, 2020), um fator preocupante para a área estudada, pois foi observado uma queda na riqueza e diversidade de espécies em ambos os setores avaliados.

A ocorrência de uma dinâmica mais intensa para o SE90, como observado pela menor estabilidade ( $E_N = 9$  anos) e a dominância mais proeminente de duas espécies (*M. nigra* e *P. contorta*), sugere que os efeitos do corte seletivo persistem após 30 anos da extração seletiva de madeira corroborando os trabalhos de Villela *et al.* (2006), Osazuwa-Peters *et al.* (2015) e Ding *et al.* (2017).

## 6 CONCLUSÃO

As características estruturais dos dois setores estudados na Mata do Carvão (SE60 e SE90) apontam para o fato de que a recuperação desta mata após distúrbios, como o de extração seletiva de madeira e/ou ocorrência de queimada, é lenta (superior a 128 anos) e sugere que a mesma apresenta baixa resiliência.

Os dois setores estudados (SE60 e SE90) apresentaram padrões similares na variação dos parâmetros estruturais (densidade relativa, área basal total, diversidade de espécies e uniformidade) ao longo dos 23 anos amostrados, com ganho relativo de área basal total e densidade de indivíduos, porém com perda de diversidade e riqueza de espécies. Entretanto, os efeitos da extração seletiva de madeira ocorridos no passado (até início de década de 60 para SE60 e até início da década de 90 para o SE90) parecem ainda atuar na dinâmica desta floresta com um processo dinâmico mais intenso e uma menor estabilidade para o SE90 do que o SE60. Eventos prolongados de seca combinados com ocorrências de ENSOs parecem ter ocasionado um aumento nas taxas de mortalidade e redução nas taxas de recrutamento e de crescimento em diâmetro das árvores, principalmente para o SE, com decremento nas taxas de crescimento relativo, maiores mudanças (ChN e ChAB) e maior turnover.

Entre as cinco espécies de maior IVI *Metrodorea nigra* e *Pseudopiptadenia contorta* foram as que apresentaram os maiores ganhos em densidade de indivíduos e em área basal após 23 anos, indicando claramente que estas duas espécies, mas principalmente *M. nigra*, estão dominando o estrato arbóreo da Mata do Carvão. As demais espécies mantiveram valores estáveis ou apresentaram ligeira perda na área basal e na densidade de indivíduos (e.g. *Senegalia polyphylla* e *Trichilia pseudostipularis*). Esta forte dominância de *M. nigra* e *P. contorta* pode ser outro fator responsável pelas alterações observadas nas taxas de mortalidade, crescimento e regeneração da comunidade.

## **7 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O presente estudo aponta para a ocorrência de problemas na estrutura e na dinâmica da comunidade arbórea do fragmento florestal da Mata do Carvão. A perda de diversidade e uniformidade de espécies aliadas a uma lenta recuperação da área basal total e da densidade de indivíduos demonstram que a floresta não tem conseguido se recuperar dos impactos negativos causados pela extração seletiva de madeira.

A lenta recuperação e a baixa resiliência apresentada pela floresta estão relacionadas aos impactos cada vez mais iminentes das mudanças climáticas (e.g. secas mais frequentes e intensas) e do aumento na dominância de algumas espécies. Desta forma, para minimizar estes efeitos recomendamos a implementação de programas de enriquecimento de espécies arbóreas nas áreas internas da mata visando a recuperação da riqueza e diversidade de espécies e melhoria na conectividade de copas deste fragmento.

Destaca-se ainda a necessidade de manutenção dos estudos de longo prazo para que se possa compreender os padrões de dinâmica desta comunidade florestal.

## REFERÊNCIAS

- 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. 1529–1550, 2014.
- ALLEN, C. D.; MACALADY, A. K.; CHENCHOUNI, H. *et al.* A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 4, p. 660-684, 2010.
- ALLEN, K.; DUPUY, J. M.; GEI, M. G. *et al.* Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes? **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, p. 023001, 2017.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVAREZ-BUYLLA, E. R. Density dependence and patch dynamics in tropical rain forests: Matrix models and applications to a tree species. **American Naturalist**, v. 143, n. 1, p. 155–191, 1994.
- ÁLVAREZ-YÉPIZ, J. C.; MARTÍNEZ-YRÍZAR, A.; FREDERICKSEN, T. S. Special Issue: Resilience of tropical dry forests to extreme disturbance events. **Forest Ecology and Management**, v. 426, n. June, p. 1–6, 2018.
- APG-Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society** 181: 1–20, 2016.
- 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.

BAKER, T. R.; SWAINE, M. D.; BURSLEM, D. F. R. P. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. 1–2, p. 21–36, 2003.

BISCHOFF, W.; NEWBERY, D. M.; LINGENFELDER, M. *et al.* Secondary succession and dipterocarp recruitment in Bornean rain forest after logging. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1–3, p. 174–192, 2005.

BOND, W. J.; MIDGLEY, J. J. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 1, p. 45–51, 2001

BRAGA, F. M. S.; REZENDE, A. V. Dinâmica da Vegetação Arbórea da Mata de Galeria do Catetinho, Brasília-DF. **Cerne**, v. 13, n. 2, p. 138–148, 2007.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 6, de 4 de maio de 1994. Estabelece definições e parâmetros mensuráveis para análise de sucessão ecológica da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. **Diário Oficial da União**, nº 101: 7913-7914. 1994.

BRASIL. Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção", trata de mamíferos, aves, répteis, anfíbios e invertebrados terrestres e indica o grau de risco de extinção de cada espécie. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 dez. 2014. p. 121, 2014.

BRETFELD, M.; EWERS, B. E.; HALL, J. S. Plant water use responses along secondary forest succession during the 2015-2016 El Niño drought in Panama. **New Phytologist**, v. 219, n. 3, p. 885–899, 2018.



BROGGIO, I. S. **Dinâmica da biomassa arbórea em fragmentos de floresta estacional do norte fluminense, RJ**. 2018. 122 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Campos dos Goytacazes, 2018.

BROWER, J.E., ZAR, J.H., VON ENDE, C.N. **Field and laboratory methods for general ecology**. 4 ed. WCB McGraw-Hill, New York. 1997.

CANTIDIO, L. S.; SOUZA, A. F. Aridity, soil and biome stability influence plant ecoregions in the Atlantic Forest, a biodiversity hotspot in South America. **Ecography**, 2019.

CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; GOMES, J. M. L. *et al.* Comunidade arbórea de uma floresta de baixada aluvial no município de Campos dos Goytacazes, RJ. **Cerne**, v. 12, n. 2, p. 157–166, 2006.

CARVALHO, F. A.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Tree structure and diversity of lowland Atlantic Forest fragments: comparison of disturbed and undisturbed remnants. **Journal of Forestry Research**, v. 27, n. 3, p. 605–609, 2016.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura diamétrica da comunidade e das principais populações arbóreas de um remanescente de Floresta Atlântica Submontana (Silva Jardim-RJ, Brasil). **Revista Árvore**, v. 33, n. 2, p. 327–337, 2009.

CASTRO, P.F. **Atlas das unidades de conservação do Estado do Rio de Janeiro**, 2ª edição, Metalivros, São Paulo. 2015.

CEQUINEL, A.; CAPELLESSO, E. S.; MARCILIO-SILVA, V. *et al.* Determinism in tree turnover during the succession of a tropical forest. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, n. November 2017, p. 120–128, 2018.

CONDÉ, T. M.; HIGUCHI, N.; LIMA, A. J. N. Illegal Selective Logging and Forest Fires in the Northern Brazilian Amazon. **Forests**, v. 10, n. 1, p. 61, 2019.

CORLETT, R. T. The Impacts of Droughts in Tropical Forests. **Trends in Plant Science**, v. 21, n. 7, p. 584–593, 2016.

CORRÊA, B. S.; VAN DEN BERG, E. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MB, Brasil. **Cerne**, v. 1, n. 1–12, p. 1–12, 2002.

COSTA, M. B.; MENEZES, L. F. T. DE; NASCIMENTO, M. T. Post-fire regeneration in seasonally dry tropical forest fragments in southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, n. 4, p. 2687–2695, 2017.

CROUZEILLES, R.; SANTIAMI, E.; ROSA, M. *et al.* There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80–83, 2019.

DALAGNOL, R., CHRISTO, A. G., HIGUCHI, P., RODRIGUES, A. V. Função para cálculo dos descritores fitossociológicos e similaridade entre sítios. Disponível em: <<https://github.com/ricds/fitoR>>. Acesso em: 04 de julho de 2018.

DAN, M. L.; BRAGA, J. M. A.; NASCIMENTO, M. T. Estrutura da comunidade arbórea de fragmentos de floresta estacional semidecidual na bacia hidrográfica do rio São Domingos, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 61, n. 4, p. 749–766, 2010.

DEKKER, M.; DE GRAAF, N. R. Pioneer and climax tree regeneration following selective logging with silviculture in Suriname. **Forest Ecology and Management**, v. 172, n. 2–3, p. 183–190, 2003.

DÉRY, S. J.; WOOD, E. F. Observed twentieth century land surface air temperature and precipitation covariability. **Geophysical Research Letters**, v. 32, n. 21, p. L21414, 2005.

DIAS NETO, O. C.; SCHIAVINI, I.; DE FARIA LOPES, S. *et al.* Estrutura fitossociológica e grupos ecológicos em fragmento de floresta estacional

semidecidual, Uberaba, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, n. 4, p. 1087–1100, 2009.

DING, Y.; ZANG, R.; LU, X. *et al.* The impacts of selective logging and clear-cutting on woody plant diversity after 40 years of natural recovery in a tropical montane rain forest, south China. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 1683–1691, 2017.

DUNPHY, B. K.; MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. The tendency for trees to be multiple-stemmed in tropical and subtropical dry forests: Studies of Guanica forest, Puerto Rico. **Tropical Ecology**, v. 41, n. 2, p. 161–167, 2000.

ENGELBRECHT, B. M. J.; COMITA, L. S.; CONDIT, R. *et al.* Drought sensitivity shapes species distribution patterns in tropical forests. **Nature**, v. 447, n. 7140, p. 80–82, 2007.

ESTEVAN, D. A.; VIEIRA, A. O. S.; GORENSTEIN, M. R. Estrutura e relações florísticas de um fragmento de floresta estacional semidecidual, Londrina, Paraná, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 3, p. 713, 2016.

FAITANIN, M.A. **Riqueza e abundância de espécies arbóreas ameaçadas de extinção em florestas estacionais semidecíduais do norte/noroeste fluminense**. 2018. 91f. Dissertação. Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais. Campos dos Goytacazes: UENF. 2005.

FARAH, F. T.; RODRIGUES, R. R.; SANTOS, F. A. M. *et al.* Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species – Case study of Santa Genebra Forest in Brazil. **Ecological Indicators**, v. 37, p. 40–44, 2014.

FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985–1991). **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 1, p. 67–83, 1995.

FICHTNER, A.; SCHNABEL, F.; BRUELHEIDE, H. *et al.* Neighbourhood diversity mitigates drought impacts on tree growth. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 1, p. 1365-2745.13353, 2020.

FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R. B.; FERRAZ, R. P. D. *et al.* Diagnóstico do meio físico das Bacias Hidrográficas do entorno da Mata do Carvão (BHMC), Noroeste do Estado do Rio de Janeiro. **Embrapa Solos- Documentos**, v. 78, p. 1–82, 2005.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Relatório técnico, período de 2017–2018**. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo, 2019.

GHAZOUL, J.; BURIVALOVA, Z.; GARCIA-ULLOA, J. *et al.* Conceptualizing Forest Degradation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 10, p. 622–632, 2015.

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.

GOTELLI, N.J., G.R. GRAVES. **Null models in ecology**. Smithsonian Institution Press, Washington, DC. 1996.

GUARIGUATA, M. R.; DUPUY, J. M. Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland Costa Rica. **Biotropica**, v. 29, n. 1, p. 15–28, 1997.

HALL, J. B.; SWAINE, M. D. Classification and ecology of closed-canopy forest in Ghana. **The Journal of Ecology**, v. 64, n. 3, p. 913, 1976.

HARI POU DYAL, B.; MARASENI, T.; COCKFIELD, G. Evolutionary dynamics of selective logging in the tropics: A systematic review of impact studies and their effectiveness in sustainable forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 430, n. June, p. 166–175, 2018.

Hartshorn, G.S. An overview of neotropical forest dynamics. **Four Neotropical Rainforests** (ed. A.H. Gentry), pp. 585–599. Yale University Press, New Haven, Connecticut. 1990.

HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SILVA, A. C. D. *et al.* Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, v. 32, n. 3, p. 417–426, 2008.

HILTNER, U.; HUTH, A.; BRÄUNING, A. *et al.* Simulation of succession in a neotropical forest: High selective logging intensities prolong the recovery times of ecosystem functions. **Forest Ecology and Management**, v. 430, n. June, p. 517–525, 2018.

HOGAN, J. A.; MCMAHON, S. M.; BUZZARD, V. *et al.* Drought and the interannual variability of stem growth in an aseasonal, everwet forest. **Biotropica**, v. 51, n. 2, p. 139–154, 2019.

HOLMGREN, M.; SCHEFFER, M.; EZCURRA, E. *et al.* El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 2, p. 89–94, 2001.

HORN, H. S. The ecology of secondary succession. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 2455 Teller Road, Thousand Oaks, California 91320, v. 5, n. 1, p. 25–37, 1974.

HUTH, A.; DITZER, T. A Critique on 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. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro. 275p. (Manuais Técnicos em Geociências, 1). 2012.

INEA. Instituto Estadual do Ambiente. **Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba – EEEG: Plano de Manejo**. Instituto Estadual do Ambiente. Rio de Janeiro: INEA. 272p. 2010.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. **Normais Climatológicas do Brasil**. 2019. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisclimatologicas>>. Acesso em: 10 jan. 2020.

JOST, L. 2006. Entropy and diversity. **Oikos** **113**: 363–375.

JESUS, R. M.; ROLIM, S. G. Fitossociologia da Mata Atlântica de tabuleiro. **Boletim Técnico da Sociedade de Investigações Florestais**, v. 19, p. 1–149, 2005.

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.

KOGAN, F.; GUO, W. Strong 2015–2016 El Niño and implication to global ecosystems from space data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 38, n. 1, p. 161–178, 2017.

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.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D. *et al.* Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 6, p. 929–944, 2004.

LINARES, J. C.; CAMARERO, J. J. From pattern to process: Linking intrinsic water-use efficiency to drought-induced forest decline. **Global Change Biology**, v. 18, n. 3, p. 1000–1015, 2012.

LOPES, S. D. F.; SCHIAVINI, I. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 249–261, 2007.

LOPES, S. D. F.; SCHIAVINI, I.; DO VALE, V. S. *et al.* Historical review of studies in seasonal semideciduous forests in Brazil: a perspective for conservation. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium**, v. 2, n. 1, p. 21–40, 2012. a.

LOPES, S. D. F.; SCHIAVINI, I.; OLIVEIRA, A. P. *et al.* An ecological comparison of floristic composition in seasonal semideciduous forest in southeast Brazil: implications for conservation. **International Journal of Forestry Research**, v. 2012, p. 1–14, 2012. b.

MAGALHÃES, J. H. R.; PRADO JUNIOR, J. A.; VALE, V. S. *et al.* Dynamics of the arboreal stratum in a semideciduous seasonal forest in Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Iheringia - Serie Botanica**, v. 72, n. 3, p. 394–402, 2017.

MAGNUSSON, W. E.; DE LIMA, O. P.; REIS, F. Q. *et al.* Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. **Forest Ecology and Management**, v. 113, n. 1, p. 67–74, 1999.

MARIANO, R. F.; FONTES, M. A. L.; DOS SANTOS, R. M. *et al.* Well-sampled regions risk losing key biological data: a case study in the Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 10, p. 2581–2598, 2019.

MARTINELLI, G., MARTINS, E., MORAES, M., LOYOLA, R., AMARO, R. **Livro Vermelho da Flora Endêmica do Estado do Rio de Janeiro**. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson, Rio de Janeiro. 456p. 2018.

MATELSON, T. J.; NADKARNI, N. M.; SOLANO, R. Tree damage and annual mortality in a Montane Forest in Monteverde, Costa Rica. **Biotropica**, v. 27, n. 4, p. 441, 1995.

MAURENZA, D., BOCAJUVA, M., POUGY, N., MARTINS, E., MARTINELLI, G. **Lista da flora das Unidades de Conservação estaduais do Rio de Janeiro**. 1 ed. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio, 2018. 420p. 2018

MENDIVELSO, H. A.; CAMARERO, J. J.; GUTIÉRREZ, E. *et al.* Time-dependent effects of climate and drought on tree growth in a Neotropical dry forest: Short-term tolerance vs. long-term sensitivity. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 188, p. 13–23, 2014.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1138–1140, 2009.

MEWS, H. A.; MARIMON, B. S.; PINTO, J. R. R. *et al.* 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.

MITCHELL, P. J.; O'GRADY, A. P.; HAYES, K. R. *et al.* Exposure of trees to drought-induced die-off is defined by a common climatic threshold across different vegetation types. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 7, p. 1088–1101, 2014.

MORO, M.F., MARTINS, F.R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: Felfili, J.M.; Eisenlohr, P.V., Melo, M.M. da R.F. de, Andrade, L.A. de, Meira Neto, J.A.A. (Eds.), **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Caso**. Viçosa, Editora da Universidade Federal de Viçosa. 2011.

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

NASCIMENTO, M. T.; LIMA, H. C. Floristic and structural relationships of a tabuleiro forest in northeastern Rio de Janeiro, Brazil. In: THOMAS, W. W. (Ed.). THOMAS, W.



W. (Ed.). **The Atlantic coastal forest of northeastern Brazil**. New York: New York Botanical Garden Press, p. 395–416, 2008.

OKUDA, T.; SUZUKI, M.; ADACHI, N. *et al.* Effect of selective logging on canopy and stand structure and tree species composition in a lowland dipterocarp forest in peninsular Malaysia. **Forest Ecology and Management**, v. 175, n. 1–3, p. 297–320, 2003.

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, A. P. D.; SCHIAVINI, I.; VALE, V. S. D. *et al.* Mortality, recruitment and growth of the tree communities in three forest formations at the Panga Ecological Station over ten years (1997-2007). **Acta Botanica Brasilica**, v. 28, n. 2, p. 234–248, 2014.

OSAZUWA-PETERS, O. L.; JIMÉNEZ, I.; OBERLE, B. *et al.* Selective logging: Do rates of forest turnover in stems, species composition and functional traits decrease with time since disturbance? - A 45 year perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 357, p. 10–21, 2015.

OVERPECK, J. T.; RIND, D.; GOLDBERG, R. Climate-induced changes in forest disturbance and vegetation. **Nature**, v. 343, n. 6253, p. 51–53, 1990.

PAULA, A. D.; SOARES, J. J. Estrutura horizontal de um trecho de floresta ombrófila densa das terras baixas na reserva biológica de Sooretama, Linhares, ES. **FLORESTA**, v. 41, n. 2, p. 321–334, 2011.

PÉLISSIER, R.; PASCAL, J. P.; HOULLIER, F. *et al.* Impact of selective logging on the dynamics of a low elevation dense moist evergreen forest in the Western Ghats (South India). **Forest Ecology and Management**, v. 105, n. 1–3, p. 107–119, 1998.

PHILLIPS, O. L. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental Conservation**, v. 23, n. 3, p. 235–248, 1996.

PHILLIPS, O. L.; BAKER, T. R.; ARROYO, L. *et al.* Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, v. 359, n. 1443, p. 381–407, 2004.

PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing Turnover Through Time in Tropical Forests. **Science**, v. 263, n. 5149, p. 954–958, 1994.

POORTER, L.; ROZENDAAL, D. M.; BONGERS, F. *et al.* Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, n. 6, p. 928–934, 2019.

RADAMBRASIL, P. **Levantamento de Recursos Naturais - Volume 32**. Rio de Janeiro: Ministério de Minas e Energia, 1983.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>> Acesso em: 04 de julho de 2019.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D. *et al.* From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C. *et al.* 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, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil - Aspectos ecológicos**. V.2. São Paulo: Hucitec / Edusp. 1979.

RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, v. 57, n. 1, p. 63–74, 2006.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009.

ROLIM, S. G.; SAMBUICHI, R. H. R.; SCHROTH, G. *et al.* Recovery of forest and phylogenetic structure in abandoned cocoa agroforestry in the Atlantic Forest of Brazil. **Environmental Management**, v. 59, n. 3, p. 410–418, 2017.

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

ROWLAND, L.; DA COSTA, A. C. L.; GALBRAITH, D. R. *et al.* Death from drought in tropical forests is triggered by hydraulics not carbon starvation. **Nature**, v. 528, n. 7580, p. 119–122, 2015.

SAKSCHEWSKI, B.; VON BLOH, W.; BOIT, A. *et al.* Resilience of Amazon forests emerges from plant trait diversity. **Nature Climate Change**, v. 6, n. 11, p. 1032–1036, 2016.

SALDARRIAGA, J. G.; WEST, D. C.; THARP, M. L. *et al.* Long-Term Chronosequence of Forest Succession in the Upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **The Journal of Ecology**, v. 76, n. 4, p. 938, 1988.

SANTOS SILVA, J. H.; CARACIOLO, R. L. F.; DE SANTOS SOUZA, E. *et al.* Distinção de grupos ecológicos de espécies florestais por meio de técnicas multivariadas. **Revista Árvore**, v. 28, n. 3, p. 387–396, 2004.

SCARANO, F. R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic Forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2319–2331, 2015.

SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

SCARIOT, A.; FREITAS, S. M.; NETO, E. M. *et al.* Vegetação e flora. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA/SBF, p. 104-123 (510 p.), 2003.

SHEIL, D. Evaluating turnover in tropical forests. **Science**, v. 268, n. 5212, p. 894–894, 1995.

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.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Lon-term permanent plot observation of vegetation dynamics in Bundongo, a Ugandan rainforest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, p. 765–800, 2000.

SILVA, A. C. D.; HIGUCHI, P.; VAN DEN BERG, E. *et al.* Variação espaço-temporal da dinâmica da comunidade arbórea em fragmentos de floresta aluvial em Minas Gerais. **Cerne**, v. 17, n. 4, p. 465–471, 2011.

SILVA, G. C. D.; 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, M. R.; ARAÚJO, G. M. D. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 49–56, 2009.

SMITH, M. D. An ecological perspective on extreme climatic events: A synthetic definition and framework to guide future research. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 3, p. 656–663, 2011.

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.

SMITH, M. D. Extreme climatic events. In: **Climate Vulnerability**. Elsevier, 2013. v. 4p. 71–80. 2013.

SOUZA, F. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Deciduousness influences the understory community in a semideciduous tropical forest. **Biotropica**, v. 46, n. 5, p. 512–515, 2014.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da Vegetação Brasileira Adaptada a um Sistema Universal**. IBGE. 1991.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. **Modern applied statistics with S**. Fourth Edition. Springer, New York. 2002.

VILLELA, D. M.; BUFFON, L. B., ARAGÃO, L. E. O. C. *et al.* Effect of selective logging on litter production and decomposition in an Atlantic forest, RJ, Brazil. **Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**, 4, 253-269. 1998.

VILLELA, D. M.; NASCIMENTO, M. T.; ARAGÃO, L. E. O. C. *et al.* 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.; DE MATTOS, E. A.; PINTO, A. S. *et al.* 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.

WATSON, J. E. M.; EVANS, T.; VENTER, O. *et al.* The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature Ecology and Evolution**, v. 2, n. 4, p. 599–610, 2018.

WEBB, T. J.; WOODWARD, F. I.; HANNAH, L. *et al.* Forest cover–rainfall relationships in a biodiversity hotspot: the Atlantic Forest of Brazil. **Ecological Applications**, v.15, n.6, p.1968–1983, 2005.

WORBES, M. Annual growth rings, rainfall-dependent growth and long-term growth patterns of tropical trees from the Caparo Forest Reserve in Venezuela. **Journal of Ecology**, v. 87, n. 3, p. 391–403, 1999.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis: Pearson New International Edition**. Pearson Higher Ed, 2013.

## APÊNDICES

Apêndice 1 - Valores de número de espécies, área basal total, diversidade de espécies e uniformidade da comunidade entre os anos de 1996 e 2019 para o Setor Explorado até 1960 (SE60) e o Setor Explorado até 1990 (SE90) da comunidade arbórea do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Área	Parc.	Densidade (ind/ha)					Área Basal Total (m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )					Diversidade (H')					Uniformidade de Pielou (J)				
		1996	2003	2008	2014	2019	1996	2003	2008	2014	2019	1996	2003	2008	2014	2019	1996	2003	2008	2014	2019
SE60	1	568	624	660	732	676	15,88	18,12	19,72	21,87	19,79	2,75	2,90	2,91	2,98	3,02	0,78	0,80	0,79	0,79	0,82
	2	524	608	672	772	748	12,56	14,44	15,31	18,03	17,33	2,94	2,81	2,65	2,48	2,41	0,77	0,75	0,71	0,67	0,66
	3	536	640	680	712	700	14,01	16,09	17,04	18,95	18,35	2,64	2,44	2,30	2,30	2,09	0,74	0,68	0,67	0,65	0,62
	4	612	684	736	780	772	17,1	19,02	21,12	22,07	20,83	3,11	3,08	2,95	2,84	2,81	0,81	0,79	0,77	0,75	0,74
	<b>Média±dp</b>	<b>560 ± 39</b>	<b>632 ± 33</b>	<b>676 ± 34</b>	<b>752 ± 32</b>	<b>724 ± 44</b>	<b>14,89 ± 2,01</b>	<b>16,92 ± 2,06</b>	<b>18,30 ± 2,61</b>	<b>20,23 ± 2,05</b>	<b>19,08 ± 1,55</b>	<b>2,86 ± 0,21</b>	<b>2,81 ± 0,27</b>	<b>2,70 ± 0,30</b>	<b>2,65 ± 0,32</b>	<b>2,58 ± 0,41</b>	<b>0,78 ± 0,03</b>	<b>0,76 ± 0,06</b>	<b>0,74 ± 0,06</b>	<b>0,72 ± 0,07</b>	<b>0,71 ± 0,09</b>
SE90	5	576	696	720	828	804	13,68	15,56	16,18	18,13	17,99	2,63	2,55	2,56	2,67	2,69	0,73	0,71	0,69	0,70	0,71
	6	528	636	688	744	752	11,04	13,61	15,26	17,24	16,94	3,01	2,93	2,84	2,77	2,54	0,81	0,79	0,76	0,73	0,70
	7	664	736	732	840	836	16,26	17,23	18,11	20,33	20,68	3,19	3,15	2,81	2,86	2,78	0,81	0,79	0,74	0,75	0,75
	8	476	500	608	748	780	10,54	10,09	12,99	15,06	15,51	3,14	2,92	2,97	2,94	2,90	0,83	0,79	0,78	0,76	0,77
	<b>Média±dp</b>	<b>561 ± 80</b>	<b>642 ± 103</b>	<b>687 ± 56</b>	<b>790 ± 51</b>	<b>793 ± 36</b>	<b>12,88 ± 2,64</b>	<b>14,12 ± 3,07</b>	<b>15,64 ± 2,13</b>	<b>17,69 ± 2,18</b>	<b>17,78 ± 2,18</b>	<b>2,99 ± 0,26</b>	<b>2,89 ± 0,25</b>	<b>2,79 ± 0,17</b>	<b>2,81 ± 0,12</b>	<b>2,73 ± 0,15</b>	<b>0,79 ± 0,04</b>	<b>0,77 ± 0,04</b>	<b>0,74 ± 0,04</b>	<b>0,73 ± 0,03</b>	<b>0,73 ± 0,03</b>

Apêndice 2 - Valores absolutos de riqueza para o Setor Explorado até 1960 (SE60) e o Setor Explorado até 1990 (SE90) da comunidade arbórea do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro.

Área	Riqueza (esp.)				
	1996	2003	2008	2014	2019
SE60	80	84	83	84	77
SE90	83	82	80	87	77



Apêndice 3 – Listagem das espécies arbóreas encontradas no Setor Explorado até 1960 (SE60) e o no Setor Explorado até 1990 (SE90) da comunidade arbórea do fragmento florestal da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba, São Francisco de Itabapoana, Rio de Janeiro e que foram amostradas neste trabalho, ordenadas por ordem alfabética de família.

Família	Espécie
Achariaceae	<i>Carpotroche brasiliensis</i> (Raddi) Endl.
Anacardiaceae	<i>Astronium concinnum</i> Spreng. <i>Astronium graveolens</i> Jacq. <i>Spondias dulcis</i> Parkinson
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil. <i>Trigynaea oblongifolia</i> Schlttdl. <i>Xylopi laevigata</i> (Mart.) R.E.Fr.
Apocynaceae	<i>Aspidosperma illustre</i> (Vell.) Kuhl. & Pirajá <i>Aspidosperma multiflorum</i> A.DC. <i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O. Grose <i>Paratecoma peroba</i> (Record) Kuhl. <i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand
Cactaceae	<i>Brasiliopuntia brasiliensis</i> (Willd.) A.Berger
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera membranacea</i> Casar
Caricaceae	<i>Jacaratia heptaphylla</i> (Vell.) A.DC.
Celastraceae	<i>Monteverdia brasiliensis</i> (Mart.) Biral
Combretaceae	<i>Terminalia mameluco</i> Pickel
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum cuspidifolium</i> Mart. <i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon verticillatus</i> (Klotzsch) Baill. <i>Hyeronima oblonga</i> (Tul.) Müll.Arg. <i>Joannesia princeps</i> Vell. <i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M. Johnst.

	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.
	<i>Senefeldera verticillata</i> (Vell.) Croizat
Lecythidaceae	<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze
	<i>Couratari macrosperma</i> A.C.Sm.
	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.
Leguminosae	<i>Acosmium lentiscifolium</i> Schott
	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan
	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.
	<i>Calliandra parvifolia</i> (Hook. & Arn.) Speg.
	<i>Centrolobium sclerophyllum</i> H. C. Lima
	<i>Copaifera lucens</i> Dwyer
	<i>Hymenaea altissima</i> Ducke
	<i>Leptoderris glabrata</i> (Baker) Dunn
	<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Benth.) L.P. Queiroz
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel
	<i>Machaerium incorruptibile</i> (Vell.) Benth.
	<i>Melanoxylon brauna</i> Schott
	<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão
	<i>Parapiptadenia pterosperma</i> (Benth.) Brenan
	<i>Peltogyne discolor</i> Vogel
	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel
	<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P. Lewis & M.P. Lima
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose
Malpighiaceae	<i>Byrsonima ligustrifolia</i> A.Juss.

Malvaceae	<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum.) A. Robyns <i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc. <i>Pachira endecaphylla</i> (Vell.) Carv.-Sobr. <i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns <i>Pterygota brasiliensis</i> (Allemão) K. Schum
Meliaceae	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC. <i>Trichilia elegans</i> A.Juss. <i>Trichilia lepidota</i> Mart. <i>Trichilia pseudostipularis</i> (A.Juss.) C.DC. <i>Trichilia ramalhoi</i> Rizzini <i>Trichilia silvatica</i> C. DC.
Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber
Myrtaceae	<i>Psidium sartorianum</i> (O. Berg) Nied. <i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk. <i>Eugenia multicostata</i> D. Legrand <i>Plinia cauliflora</i> (DC.) Kausel
Nyctaginaceae	<i>Andradea floribunda</i> Allemão <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz
Olacaceae	<i>Heisteria perianthomega</i> (Vell.) Sleumer <i>Heisteria silvianii</i> Schwacke
Opiliaceae	<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.
Polygalaceae	<i>Acanthocladus pulcherrimus</i> (Kuhl.) J.F.B.Pastore & D.B.O.S.Cardoso <i>Coccoloba alnifolia</i> Casar. <i>Ruprechtia lundii</i> Meisn.
Rhamnaceae	<i>Ziziphus platyphylla</i> Reissek
Rubiaceae	<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale <i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f. <i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.

Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i> A. St.-Hil. <i>Neoraputia alba</i> (Nees & Mart.) Emmerich <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. <i>Zanthoxylum tingoassuiba</i> A.St.-Hil.
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.
Sapindaceae	<i>Melicoccus oliviformis</i> subsp. <i>intermedius</i> (Radlk.) Acev.-Rodr.
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart. <i>Chrysophyllum lucentifolium</i> Cronquist <i>Manilkara salzmannii</i> (A. DC.) H.J. Lam. <i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn. <i>Pouteria reticulata</i> (Engl.) Eyma
Solanaceae	<i>Metternichia princeps</i> Mik.
Trigoniaceae	<i>Trigoniadendron spiritusanctense</i> E.F.Guim. & Miguel
Violaceae	<i>Rinorea bahiensis</i> (Moric.) Kuntze

---