

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”
Centro de Energia Nuclear na Agricultura**

**Influência da presença de *Eucalyptus* spp. na diversidade e
dinâmica de nutrientes no processo de regeneração natural da
Floresta Ombrófila Densa Montana na Mata Atlântica**

Poliana Beatriz Arantes

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutora em Ciência. Área de concentração:
Ecologia Aplicada

**Piracicaba
2021**

Poliana Beatriz Arantes
Ecóloga

Influência da presença de *Eucalyptus* spp. na diversidade e dinâmica de nutrientes no processo de regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa Montana na Mata Atlântica

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **CIRO ABBUD RIGHI**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutora em Ciência. Área de concentração: Ecologia Aplicada

Piracicaba
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Arantes, Poliana Beatriz

Influência da presença de *Eucalyptus* spp. na diversidade e dinâmica de nutrientes no processo de regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa Montana na Mata Atlântica / Poliana Beatriz Arantes. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2021.

144 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

1. Remanescentes florestais 2. Floresta secundária 3. Fitossociologia 4. Ciclagem de nutrientes 5. Produção e deposição de serapilheira. Título

AGRADECIMENTOS

Prof. Ciro Abbud Righi;

Profa. Alessandra Fidélis; Prof. José Lavres Jr.;

Técnicos Luis Antônio Silva Jr. e Cleusa Pereira Cabral;

Antonia Mara Piacentini Casarin;

Equipe do P.E. Jurupará: Clésio, Carlos, Levy e demais funcionários;

Todos que auxiliaram em campo: Matheus, Vitor, Túlio, Pedro, Andrey, Giovana, Leonardo, Mariano, João Paulo, Lívia, Gabriella, Yuri, Jacqueline (dentre outros) e nas demais etapas: Giovana, Matheus, Gabriella e Pedro;

Colegas de laboratório: Manuella, Gabriella, Ciro, Kênia, Lucas, Cláudia e Mariane, pelo apoio;

Instituições: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo (CENA/ESALQ/USP), Laboratório de Ecologia da Vegetação (Leveg), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP/RC).

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT.....	8
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS.....	13
1.INTRODUÇÃO.....	15
OBJETIVOS	18
HIPÓTESES.....	19
2.REFERENCIAL TEÓRICO	21
2.1 Ciclagem de nutrientes e alterações nos processos globais	21
2.2 Aspectos gerais da ciclagem de nutrientes em florestas tropicais.....	24
2.3 Mata Atlântica: características estruturais e funcionais	28
2.4 Dinâmica da regeneração natural em áreas antropizadas	32
3. MATERIAL E MÉTODOS	38
3.1 Área de Estudo.....	38
3.2 Escolha das áreas de amostragem e caracterização dos eucaliptais	44
3.3 Coletados dados.....	48
3.3.1 Florística e Estrutura das Comunidades Vegetais.....	48
3.3.2 Determinação dos estoques de nutrientes	51
3.4. Análise dos dados	56
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
4.1 Evolução da biodiversidade de arbóreas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa Montana sob influência de plantios abandonados de Eucalyptus spp.....	58
4.1.1 Análise fitossociológica, composição e similaridade florística nas Regenerações Naturais.....	58
4.1.2 Diversidade e parâmetros dendrométricos nas Regenerações Naturais	75
4.1.3 Variação da Cobertura do Dossel em relação a estrutura horizontal das comunidades vegetais.....	82
4.2 Efeito do povoamento de Eucalyptus spp. na ciclagem de nutrientes da regeneração natural na Floresta Ombrófila Densa da Mata Atlântica	87
4.2.1 Caracterização química dos solos.....	87

4.2.2 Dinâmica anual de deposição da serapilheira	94
4.2.3 Determinação das constantes de Decomposição da serapilheira e tempo de permanência da serapilheira no sistema	100
4.2.4 Retorno de nutrientes ao solo via serapilheira e eficiência no uso de nutrientes na Regeneração Natural	104
4.3 Dinâmica de nutrientes e evolução da biodiversidade na regeneração natural da Mata Atlântica: condicionantes estruturais e temporais da ocupação do solo	113
5. CONCLUSÃO.....	123
REFERÊNCIAS.....	126

RESUMO

Influência da presença de *Eucalyptus* spp. na diversidade e dinâmica de nutrientes no processo de regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa Montana na Mata Atlântica

Os remanescentes de Mata Atlântica encontram-se em grande parte em um processo de secundarização florestal. A escolha das estratégias de recuperação destes ecossistemas tem sido um dos grandes desafios atuais. A regeneração sem interferência humana e o aproveitamento de plantações florestais abandonadas para promoção da regeneração atual estão entre as estratégias mais empregadas. Esta pesquisa teve por objetivo analisar o desenvolvimento da diversidade de arbóreas e dinâmica de nutrientes na regeneração natural sem interferência humana da Floresta Ombrófila Densa em 3 idades diferentes (8 Rr, 20 Rm e 40 Ra), à partir de pastagem abandonada, e sob plantios de *Eucalyptus* spp. com as mesmas idades de abandono (Er, Em e Ea respectivamente). Este mosaico de áreas, assim como a pastagem (P) e a Floresta sem histórico recente de uso humano (F) utilizadas como referência, encontram-se no Parque Estadual do Jurupará (Ibiúna/SP/Brasil). Para análise da evolução da biodiversidade foi realizada a identificação botânica e mensurados parâmetros fitossociológicos e dendométricos das comunidades regenerantes. Foram identificadas 85 espécies de 26 famílias botânicas. Nas regenerações predominou a dispersão zoocórica e em F e eucaliptais a frequência relativa de não-pioneiras foi maior. A similaridade florística entre F, Ra e Rm foi superior a 50%, assim como entre Er e Ea, pelo Coeficiente de Sorensen. Considerando a distância de Bray-cutis, as comunidades com composição mais próximas foram semelhantes, destacando que Ra aproxima-se mais de F quando considerada a abundância relativa. As medidas de riqueza e diversidade demonstram uma crescente de Rm para F e de Er para Ea, com Er e Rr sem diferença. Quanto a estrutura, as abundâncias totais, densidade e área basal não diferiram: F, Ra e Rm, sendo nestas superiores as demais regenerações. Rr e Er (menores valores) também não diferiram, enquanto Ea apresenta valores intermediários entre estes dois grupos. A altura das árvores em F foi superior as demais regenerações. A cobertura de dossel em Er foi inferior em Er que nas demais regenerações naturais e eucaliptais. Ao final da temporada menos chuvosa não houve diferença na cobertura de dossel entre os sistemas. No final da temporada chuvosa a cobertura de dossel em Er e Ea foi menor que em F, Ra e Rm. A dinâmica de nutrientes foi analisada com a coleta mensal e análise de macronutrientes da fitomassa depositada, quantificação da serrapilheira acumulada, taxas de decomposição e análise química do solo. Na caracterização química do solo, os aspectos totais de acidez e saturação por base demonstram solos de fertilidade extremamente baixa. O pasto foi o sistema amostrado com os melhores indicadores quanto a estes parâmetros. Os solos florestais mantêm qualidade superior às regenerações, e estas, qualidade superior aos eucaliptais. A deposição da fitomassa diferiu apenas em Rr e não variou sazonalmente, mesmo padrão encontrado na média anual da serrapilheira acumulada. As constantes de decomposição e do tempo de decaimento do material não diferiram nos sistemas, mas indicam possível perda por lixiviação, alterando a confiabilidade da análise de decomposição. Quanto aos teores de nutrientes no folheto nas regenerações, o Potássio em F apresentou valores superiores aos demais sistemas, sem uma

tendência definida para os demais. Os teores de Cálcio, Nitrôgeno e Fósforo foram maiores nas regenerações naturais sem interferência do que nas sob eucaliptais e os teores de Magnésio apresentaram padrão semelhante, a exceção de Rr em que foi mais próximo aos eucaliptais e inferiores as demais. O retorno de nutrientes ao solo através da fitomassa de plantas vasculares foi inferior em Rr para todos os nutrientes. Nas demais regenerações evidencia-se o aumento do retorno com o passar do tempo para todos os nutrientes, sendo que apenas para o retorno de K que Ra não possui valores similares ou maiores que F. Já Ea, além do K, o retorno de P e N também foi inferior a F. Os eucaliptais apresentaram eficiência no uso dos nutrientes superior as demais regenerações. Quando correlacionados os parâmetros de estrutura e diversidade com o retorno dos macronutrientes no solo, o tempo transcorrido da regeneração, a altura média dos indivíduos e a riqueza são mais fortemente correlacionados ao potencial de retornar nutrientes ao solo nos sistemas. Desta forma concluiu-se que na paisagem analisada a recuperação de biomassa, diversidade e funcionalidade nas regenerações sem interferência humana se dá mais rapidamente do que sob os plantios abandonados de *Eucalyptus* spp., entretanto com o passar o tempo de abandono destes plantios, há um potencial de recuperação de estrutura e função.

Palavras-chave: Remanescentes florestais, Floresta Secundária, Fitossociologia, Ciclagem de nutrientes, Produção e decomposição de serapilheira

ABSTRACT

Influence of the presence of *Eucalyptus* spp. In the diversity and dynamics of nutrients in the natural regeneration process of the Ombrophilous Dense Montana Forest in the Atlantic Forest

The remnants of the Atlantic Forest are largely in the process of forestry secondaryization. The choice of strategies for the recovery of these ecosystems has been one of the biggest current challenges. Regeneration without human interference and the use of abandoned plantation forests to promote regeneration are among the most widely used strategies. This research aimed to analyze the development of tree diversity and nutrient dynamics in natural regeneration without human interference from the Ombrophilous Dense Forest at 3 different ages (8 (Rr), 20 (Rm) and 40 Ra), from abandoned pasture, and under *Eucalyptus* spp. with the same abandonment ages (Er, Em and Ea, in increasing age order). This mosaic of regenerating areas, as well as pasture (P) and Forest with no recent history of human use (F), used as a reference, can be found in the Jurupará State Park (Ibiúna / SP / Brazil). For the analysis of the evolution of biodiversity, botanical identification was carried out and phytosociological and dendrometric parameters of regenerating communities were measured. 85 species belonging to 26 botanical families were identified. In all regenerations, the zoochoric dispersion predominated and in F and in the eucalyptus areas the relative frequency of non-pioneers was higher. The floristic similarity between F, Ra and Rm was greater than 50%, as well as between Er and Ea, by the Sorensen coefficient. Considering the Bray-cutis distance, the communities with the closest composition were similar, highlighting that Ra is closer to F when considering the relative abundance of species. The measures of wealth and diversity show an increase from Rm to F and from Er to Ea, with Er and Rr showing no difference. Regarding the structure, the total abundances, density and basal area did not differ between F, Ra and Rm, with the other regenerations being higher. Rr and Er also did not differ from each other, having the lowest values, while Ea presents intermediate values between these two groups. The height of the trees in F was higher than the other regenerations. The canopy cover in Er was lower than in the other natural and eucalyptus regenerations. At the end of the least rainy season, there was no difference in canopy coverage between systems and at the end of the rain season, the canopy coverage in Er and Ea was significantly less than in F, Ra and Rm. The dynamics of nutrients were analyzed with the monthly sampling of the deposited phytomass, analysis of its macronutrients, quantification of the litter accumulated in the soil and of the decomposition rates and chemical analysis of soil fertility. By the chemical characterization of the soil the total aspects of acidity and base saturation demonstrate that they are soils of extremely low fertility. Pasture was the sampled system with the best indicators for these parameters. Forest soils maintain a higher quality than regenerations, and these have a higher quality than eucalyptus. The deposition of phytomass differed only in Rr and did not vary seasonally, the same pattern found in the quantification of the annual average of the accumulated litter. The values of the decomposition constant and the decay time of the material did not differ between the systems, but presented values that may indicate that there was a loss by leaching, changing the reliability of the decomposition analysis. As for the levels of nutrients present in the leaf in each regeneration, for Potassium, the phytomass in F showed higher values than the other systems, without a definite trend for the other systems. The levels of Calcium,

Nitrogen and Phosphorus were higher in natural regenerations without interference than in eucalyptus areas and Magnesium levels showed a pattern similar to the exception of Rr in which it was closer to eucalyptus areas and lower than the others. The return of nutrients to the soil through the phytomass of vascular plants was lower in Rr for all nutrients. In the other regenerations, there is an increase in the return over time for all nutrients, and only for the return of K that Ra does not have values similar or greater than F. In Ea, besides to K, the return of P and N was also less than F. Eucalyptus areas showed greater efficiency in the use of nutrients than other regenerations. When the parameters of structure and diversity are correlated with the return of macronutrients in the soil, the elapsed time of regeneration, the average height of the individuals and the richness are the factors most strongly correlated to the potential of returning nutrients to the soil in the systems. Thus, it was concluded that in the analyzed landscape, the recovery of biomass, diversity and functionality in regenerations without human interference occurs more quickly than under the abandoned plantations of *Eucalyptus* spp.. However, with the time of abandoning these plantations, there is a potential for recovery of structure and function.

Keywords: Forest remnants, Secondary forest, Phytosociology, Nutrient cycling, Litter production and deposition

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Localização dos municípios de Ibiúna/SP e Piedade/SP, em destaque o Parque Estadual do Jurupará, com a demarcação das bases operacionais.....38
- Figura 2:** Domínios de inserção do Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil, quanto a disposição geográfica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica (A); relevo predominante quanto a origem geomorfológica (B); principais tipos de solo encontrados em sua área de abrangência (C).....40
- Figura 3:** Modelo digital de elevação do relevo em metros para o Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil, com recorte da declividade do terreno em % por metro. **Fonte do mapa base:** Imagem Landsat SRTM 1 (Forest-gis), elaborados por Poliana B. Arantes.....40
- Figura 4:** Mapa da rede hidrográfica principal do Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil. Adaptado de São Paulo 2006.....41
- Figura 5:** Termoplúviograma elaborado com bases nos pontos de coleta de dados climáticos na região do Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil, para o ano de 2017.....42
- Figura 6:** Mapa de Uso e Ocupação do Solo, Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil (São Paulo 2006).....43
- Figura 7:** Imagem aérea da área em que foram delimitados os sistemas a serem avaliados: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* sp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).....47
- Figura 8:** Exemplificação do tratamento dado as fotos hemisféricas coloridas tomadas do dossel, através do Software Gap LighthAnalyzer-GLA 2.0, da esquerda para a direita: transformação em branco e preto; aplicação da banda vermelha para aumento do contraste; e transformação bicolor no limiar 125.51
- Figura 9:** Ilustração da montagem do experimento com coletores suspensos circulares para captação do folhedo produzido e litter bags contendo folhas senescentes para avaliação da decomposição....52
- Figura 10:** Abundância absoluta das espécies classificadas pela síndrome de dispersão em: anemocórica (Ane); zoocórica (Zoo); e Autocórica (Auto), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* sp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).59
- Figura 11:** Classificação das famílias com maior dominância basal ($m^2 ha^{-1}$) nos sistemas: Floresta (referência); e áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra).61
- Figura 12:** Classificação das famílias com maior dominância basal ($m^2 ha^{-1}$) nos povoamentos de *Eucalyptus* sp. abandonados com 8 anos (Er) e 30 anos (Ea).62
- Figura 13:** Classificação das espécies pelo Índice de Valor de Importância (IVI) decomposto em porcentagem de densidade relativa, frequência relativa e dominância relativa, em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* sp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).63
- Figura 14:** Cluster hierárquico aglomerativo por UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean) para os valores de Coeficiente de Sorensen (a esquerda) e Método de Bray-Curtis (a direita), pareado por cada sistema analisado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* sp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).67
- Figura 15:** Abundância das espécies classificadas pelo Estágio Sucessional em: pioneiras (P) e não pioneiras (NP) em relação ao total de espécies em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr);

20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* sp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).69

Figura 16: Valores médios com a barra de erro (desvio padrão máximo e mínimo) da densidade (ind/ha); área basal (cm/m²) e altura de abertura do dossel (m), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* sp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea). Diferentes letras significam diferenças estatísticas entre os tratamentos ($p \leq 0,05$).74

Figura 17: Proporção do diâmetro a altura do peito (DAP) dos indivíduos em classes, sendo: classe 1: 3,2 (diâmetro mínimo) a 4,458 cm; classe 2: 4,458 a 5,414 cm; classe 3: 5,414 a 6,369 cm (mediana); classe 4: 6,369 a 11,146 cm; classe 5: 11,146 a 18,153 cm; e classe 6: 18,153 a 82,165 cm (maior diâmetro), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* sp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).75

Figura 18: Porcentagem de abertura de dossel pelo método de foto hemisférica considerando as estações menos chuvosas (EMU) e chuvosa (EU), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* sp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).78

Figura 19: Representação da regressão linear simples pelo método para os fatores Índice de Área Vegetal pela Riqueza de espécies (a esquerda) e Índice de Área Vegetal pelo número de indivíduos (a direita), onde as bandas em cinza representam o intervalo de confiança de 95%.81

Figura 20: Valores médios totais de fitomassa seca produzida (Kg/ha) de janeiro a dezembro de 2017 nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); Povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).90

Figura 21: Fracionamento por triagem dos componentes do folheto produzido, em porcentagem, sendo os componentes: Material reprodutivo (MR); Material particulado ou miscelânea (MP); Galhos com diâmetro <0,5cm (GalhoF); Galhos com diâmetro >0,5 cm (GalhoG); Folhas; e Casca, em cada sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); Povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).91

Figura 22: Valores médios mensais de fitomassa seca produzida (Kg/ha) entre janeiro e dezembro de 2017 nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); Povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).92

Figura 23: Valores médios de fitomassa seca produzida (Kg/ha) em cada estação do ano de 2017 nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); Povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).94

Figura 24: Valores médios (desvio padrão máximo) da fitomassa seca depositada sobre o solo (ton/ha) nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).95

Figura 25: Razão dos valores médios da fitomassa residual pela fitomassa original em determinado

tempo de permanência no solo (meses) nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com >8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).97

Figura 26: Teores (média e desvio padrão) dos nutrientes (g/Kg): Cálcio (Ca), Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K) e Magnésio (Mg) do folheto produzido nos sistema amostrado: Povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea); F (Floresta – referência); e áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra). Diferentes letras significam diferenças estatísticas entre os tratamentos ($p \leq 0,05$).103

Figura 27: Valores médios estimados de retorno anual de nutrientes (Kg/ha): Nitrogênio (N), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Potássio (K) e Fósforo (P) pela deposição de serapilheira nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra) e povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).105

Figura 28: Análise de Coeficiente Canônico (ACC) com a ordenação das 18 unidades amostrais das regenerações naturais sem interferência humana e sob eucaliptais na Floresta Ombrófila Densa Atlântica, nos dois primeiros eixos canônicos baseada nas abundâncias das 26 espécies mais abundantes.117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Parâmetros de identificação das áreas de amostragens em uso anterior, tempo de abandono ou tempo de regeneração, estágio sucessional para as áreas sem a presença de *Eucalyptus* spp. e estágios de cultivo dos cultivos de *Eucalyptus* spp. ao serem abandonados.....47

Tabela 2: Parâmetros dendométricos dos povoamentos de *Eucalyptus* spp.: número de indivíduos (N); densidade de indivíduos (Den); área basal (AB); valores médios do diâmetro a altura do peito (DAP) e desvio padrão (dp); diâmetro a altura do peito máximo (DAP); valores médios da altura da abertura do dossel (H) e desvio padrão (dp), nos sistema amostrado: povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea). 48

Tabela 3: Listagem das Famílias e Espécies encontradas na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil em diferentes estágios sucessionais: Floresta preservada sem histórico de uso humano recente (F); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra), regeneração natural sob eucaliptais abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea). Espécies estão separadas por seus respectivos nomes populares, área em que foram amostradas (Áreas de ocorrência), Classe Sucessional – CS (P - Pioneira, NP – não pioneira, Nc - não classificada) e Síndrome de Dispersão SD (Zoo - Zoocórica, Ane - Anemocórica, Aut - autocórica).....54

Tabela 4: Classificação das cinco espécies com maiores valores de Índice de Valor de Importância (IVI) e Índice de Valor de Cobertura (IVC), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).....65

Tabela 5: A: Valores do Coeficiente de Sorensen (Ss) entre os pares de sistemas e B: Valores de similaridade (1-BC) pela Distância de Bray-Curtis (BC) entre os pares de sistemas, sendo estes: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea). Em destaque os valores de similaridade superiores a 50% (Ss e $1-BC * 100$).67

Tabela 6: Número de espécies total (S); Índice de Dominância (D) e diversidade (1-D) de Simpson; Índice de Shanon (H') e Equitabilidade de Pielou (J), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea). As letras representam diferenças significativas a 95% de confiança ($p < 0,05$) pelo teste t de Wilcoxon para riqueza (W) e teste t de Hitchenson para índice de Shannon (tH).....71

Tabela 7: Parâmetros estruturais: número de espécies absoluto (N); densidade estimada total (Den – ind/ha); Área basal estimada total (AB – m²/ha); valores médios do Diâmetro a altura do peito (DAP – cm) e desvio padrão (dp); valor máximo Diâmetro a altura do peito (DAP max), em cm; valores médios da Altura de abertura do dossel (H – m) e desvio padrão (dp); valor máximo da Altura de abertura do dossel (H max), em casa sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).....73

Tabela 8: Valores de correlação linear de Pearson (r) e significância (p) a (a 95% de confiança), para os fatores: densidade de indivíduos; área basal (m²); altura (m) em relação a cobertura de dossel (%).....79

Tabela 9: Valores médios do Índice de Área Vegetal (IAV) e desvio padrão (dp) por classificação de foto hemisférica, em cada sistema analisado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).....80

Tabela 10: Atributos físico-químicos do solo a 0-10 cm, 30-40cm, 90-100cm de profundidade e média e desvio padrão, em cada sistema avaliado. Letras minúsculas representam diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores médios de cada atributo por profundidades intrasistemas e letras maiúsculas representam diferença significativa ($p < 0,05$) dos valores médios totais entre os sistemas.....87

Tabela 11: Valores da constante de decomposição pelo método de *litter bags* (K); tempo necessário para o decaimento de 50% do material através de k (T50%); tempo necessário para o decaimento de 95% do material através de k (T95%); Porcentagem da massa seca remanescente ao final do período de amostragem (MR); constante de decomposição pela razão entre material produzido e acumulado (K_L); tempo necessário para o decaimento de 50% do material através de K_L (T_L50%); e valores médios da fitomassa seca acumulada sobre os solos (SA) nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea). * valores não significativamente diferentes ($p > 0,05$).98

Tabela 12: Proporção da quantidade de macronutrientes depositado no solo em função dos valores de fitomassa seca da fração de folhas produzida anualmente, em cada sistema analisado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); e povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).104

Tabela 13: Valores médios estimados de retorno de nutrientes anualmente e da eficiência no uso destes nutrientes (NUE), por nutriente e por sistema analisado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea). Letras minúsculas representam diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores médios estimados do retorno de cada nutriente por sistema e letras maiúsculas representam diferença significativa ($p < 0,05$) dos valores médios estimados de NUE de cada nutriente por sistema.....107

Tabela 14: Valores de correlação linear de Pearson (r_1) e significância (p_2) a (a 95% de confiança), para os fatores: tempo transcorrido da regeneração (idade); área basal - AB (m_2); diâmetro – DAP (cm); altura - H (m), cobertura de dossel - CD (%); índice de área vegetada - IAV (m_2/m_2); densidade de indivíduos - Den; riqueza de espécies – S; Produção de fitomassa – ProdS (kg/ha); serapilheira acumulada - AcumS (kg/ha); retorno dos nutrientes (Ret): Ca, Mg, N, P, K (kg/ha), considerando as regenerações sem interferência humana.114

Tabela 15: Valores de correlação linear de Pearson (r_1) e significância (p_2) a (a 95% de confiança), para os fatores: tempo transcorrido da regeneração (idade); área basal - AB (m_2); diâmetro – DAP (cm); altura - H (m), cobertura de dossel - CD (%); índice de área vegetada - IAV (m_2/m_2); densidade de indivíduos - Den; riqueza de espécies – S; Produção de fitomassa – ProdS (kg/ha); serapilheira acumulada - AcumS (kg/ha); retorno dos nutrientes (Ret): Ca, Mg, N, P, K (kg/ha), considerando as regenerações sob eucaliptais.115

Tabela 16: Sumário estatístico dos eixos canônicos da Análise de Coeficiente Canônico (ACC) para relação entre comunidade vegetal e atributos químicos do solo.....116

Tabela 17: Correlação entre os eixos canônicos da Análise de Coeficiente Canônico (ACC) e as variáveis preditoras.116

1.INTRODUÇÃO

A extensão em que comunidades vegetais são determinadas pela disponibilidade de recursos é um tema central na ciência dos ecossistemas. Entretanto, os padrões de variação das relações estabelecidas em escala local ainda são pouco conhecidos (Dent et al. 2006). Considerando que as flutuações nas comunidades vegetais decorrem por condicionantes ambientais e ecológicos, assim como pelas mudanças desses, ou distúrbios de curto, médio e longo prazo (Kimmins 1987), a investigação de padrões em ecologia têm sido cada vez mais restringida pela sobreposição de parâmetros em escala global (Dent et al. 2006).

A supressão de florestas tropicais tem sido uma tendência predominante e contundente na sociedade moderna (FAO 2010; Hansen et al. 2013), embora seja um procedimento reconhecidamente antigo na história da humanidade, assim como a regeneração espontânea das florestas que acompanha seu desmatamento (Meyfroidt; Lambin 2011). Muitos indícios apontam que a evolução da estrutura e diversidade das florestas tropicais conforme são conhecidas envolve, inevitavelmente, o uso e manejo que os povos pré-modernos estabeleceram nestas ao longo do tempo (Attiwill; Adams 1993).

Na história recente, dinâmicas sociais e econômicas propiciam um movimento de expansão das fronteiras agrícolas sobre as florestas e savanas tropicais, que podem gerar ou não um posterior abandono de partes destas áreas (Frederico 2013). Estas dinâmicas relacionam-se a um complexo de interações políticas sobre os territórios, como a necessidade de expansão fundiária, o redirecionamento produtivo e o crescimento urbano (Mather; Needle 1998; Frederico 2013); além da elevação topográfica, clima e distância de centros populacionais, dentre outros aspectos geográficos (Rudel et al. 2005; Rudel 2012); como também o próprio esgotamento e degradação dos solos agricultados (Euclides 2014).

Em algumas regiões tropicais, tais fenômenos têm levado a um pronunciado abandono de terras, e conseqüentemente a uma fase incipiente, porém fundamental, do próprio processo de desmatamento, que é a expansão das florestas secundárias (Meyfroidt; Lambin 2011). Desta maneira, a regeneração florestal tem propiciado o aumento da cobertura florestal em algumas regiões (Hecht; Saatchi 2007; Aide et al. 2013; Sloan 2015) e marcado um novo meio de conservar a biodiversidade e

sequestrar carbono atmosférico (Wright; Muller-Landau 2006; Sloan; Pelletier 2012; Chazdon 2014).

Não obstante a influência humana, a regeneração espontânea a partir de distúrbios naturais, como a abertura de clareiras por queda de árvores, é um aspecto importante da história evolutiva das florestas tropicais (Harper 1977; Brown et al. 1993). Os processos sucessionais da regeneração são bem compreendidos, como contribuição das árvores remanescentes via produção de sementes ou rebrota, o recrutamento das plântulas sobreviventes, a participação do banco e chuva de sementes e o recomposição da estratificação florestal a partir do fechamento do dossel (Harper 1977; Uhl et al. 1981; Whitmore 1990).

Em áreas sujeitas à distúrbios antrópicos a contribuição dos diferentes processos de regeneração frequentemente se altera (Brown; Lugo 1990; Guariguata; Ostertag 2001). A evolução na estrutura, diversidade e funcionamento da floresta depende da intensidade e dimensão dos eventos que precedem o abandono da área, como também é direcionada pelas condições físicas e químicas do solo e pela disponibilidade e disposição dos fragmentos florestais remanescentes (Guariguata; Ostertag 2001). Assim sendo, a recuperação destas áreas sujeita-se a um intrincado processo ecológico, com desdobramentos ainda pouco compreendidos pela ciência (Sloan et al. 2016).

A Mata Atlântica brasileira encontra-se entre os redutos mundiais de biodiversidade prioritários para conservação (Olson et al. 2001; Mittermeier et al. 2011). Atualmente, a Mata Atlântica possui 28% da sua cobertura original (Rezende et al. 2018), sendo 83% dos seus fragmentos remanescentes menores que 50 ha (Ribeiro et al. 2009). Com desflorestamento ainda crescente em 27,2% entre 2018 e 2019 comparado ao período anterior, de 2016 a 2017 (Fundação SOS Mata Atlântica 2020), a perda de área ocupada ainda é um desafio para conservação da Mata Atlântica.

Em termos geográficos, 80% do PIB gerado e 62% da população brasileira estão inseridos neste bioma (IBGE 2012), o qual foi historicamente alterado para uso e ocupação humana desde o processo colonizador (Dean 1997). No estado de São Paulo, resta apenas 15,3% da cobertura florestal original (SOSMA; INPE, 2013). A maior parte destes remanescentes encontram-se na região serrana, próxima ao litoral sul, onde localizam-se a maioria das Unidades de Conservação (Galindo-Leal; Câmara 2005).

Além de conter o desflorestamento, o entendimento do processo de secundarização florestal e das estratégias de recuperação destes ecossistemas são apontados como os grandes desafios atuais da conservação das florestas tropicais (Joly et al. 2014; Beca et al. 2017; Bovo et al. 2018). A seleção de diferentes abordagens de restauração é diretamente relacionada ao potencial de regeneração autogênica do local de destino e aos objetivos do gerenciamento (McDonald et al. 2016). Estas variáveis vão definir o grau de intervenção necessária, sendo que na recuperação em escalas temporais e espaciais em paisagens apropriadas para regeneração natural, têm-se os níveis mais baixos de intervenção recomendadas (Chazdon;Uriarte 2016).

Outra abordagem de baixa intervenção que tem ganhado visibilidade é o reaproveitamento de antigas plantações de eucalipto para promoção da regeneração natural (Cesar et al. 2018). Bernardes e Righi¹ (2017) há muito tempo já comentam da possibilidade de uso do eucalipto como estratégia de redução de custos de atividades de restauração e como também por propiciar alterações microclimáticas que podem favorecer determinadas espécies. Segundo os pesquisadores isso evitaria a ocorrência de plantas daninhas, em especial gramíneas exóticas, que em muito reduzem o desenvolvimento das florestas secundárias. Esta é uma alternativa tanto por dispositivos legais de adequação de propriedades rurais que a permite, quanto pela praticidade e custo praticamente nulo de implantação, assim como pela contribuição para o armazenamento de carbono e conservação da biodiversidade esperada (Cesar et al. 2018). Espécies arbóreas plantadas, sobretudo *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. – as mais cultivadas no mundo - inegavelmente têm um papel econômico importante e são altamente produtivas. Entretanto, a expansão dessas árvores para além dos sistemas produtivos é debate em aberto para gestores e conservacionistas (Fernandes et al. 2016).

Ante o exposto, evidencia-se a necessidade de compreender a Mata Atlântica como um complexo de distintos sistemas vegetacionais para além das variações morfogênicas. A conservação das suas florestas passa pelo entendimento do contexto humano em que se inserem, seu histórico de ocupação e sua posição na paisagem. Para que haja uma efetiva manutenção e recuperação dos remanescentes florestais é fundamental que se tenha uma ampla compreensão dos

¹ Prof. Dr. Marcos Silveira Bernardes e Prof. Dr. Ciro Abbud Righi – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo – ESALQ/USP. 2017. *Comunicação pessoal*.

processos ecológicos que ocorrem nestes ecossistemas e como se comportam ao longo do tempo.

A literatura especializada comporta o aporte de análises detalhadas referentes à ciclagem de nutrientes via serapilheira, biodiversidade e fatores correlatos nos diferentes estágios sucessionais, bem como as diferenças encontradas entre os sistemas naturais de regeneração e aqueles em que povoamentos de eucalipto predominam no ecossistema. Com maior compreensão dos processos ecológicos das Florestas Secundárias em regeneração, será possível auxiliar no desenvolvimento de estratégias para conservação da Mata Atlântica que sejam viáveis e efetivas.

OBJETIVOS

O objetivo principal dessa pesquisa é avaliar comparativamente a dinâmica dos nutrientes que ocorre no processo de regeneração natural da Mata Atlântica tendo como referências a mata nativa, a pastagem e o cultivo de eucalipto abandonado estabelecendo-se uma cronossequência para avaliar sua evolução.

Os objetivos específicos desta pesquisa são:

Considerando dois processos temporais distintos a partir de pastagens: i) pastagem abandonada em processo de regeneração natural; ii) pastagens convertidas em plantações de *Eucalyptus* spp. e posteriormente abandonadas, suscetíveis a regeneração natural no subosque, avaliar:

1. a evolução da composição, diversidade e estrutura da comunidade de plantas arbóreas nestes dois modelos de recuperação florestal de baixa interferência humana;
2. as alterações nos estoques e na dinâmica de nutrientes decorrentes da cobertura vegetal predominante e como estas variam ao longo do tempo;
3. como os povoamentos de eucalipto influenciam na relação entre funcionalidade (fluxo de nutrientes no sistema solo-planta) e a fitossociologia na regeneração natural.

HIPÓTESES

Essa pesquisa está baseada na premissa de que: a ciclagem de nutrientes está condicionada à estrutura e diversidade do ecossistema. Portanto, estabeleceu-se como:

- H0: A ciclagem de nutrientes nas áreas em regeneração natural com a presença do eucalipto plantado será semelhante à das áreas em que não ocorreu o plantio desta espécie;
- H1: O aporte de nutrientes será maior nas áreas de regeneração natural com eucalipto plantado, e conseqüentemente, as taxas e fluxos destes nutrientes potencializadas.
- H2: O reestabelecimento da estrutura e diversidade nas regenerações sem a presença do *Eucalyptus* spp. terá um avanço maior ao longo do tempo, o que irá aumentar o conteúdo nutricional do folheto depositado e a fertilidade do solo nestes sistemas, potencializando a ciclagem de nutrientes.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Ciclagem de nutrientes e alterações nos processos globais

A ciclagem de nutrientes é uma característica funcional que ocorre em todos os ecossistemas. Odum (2004) salienta que os elementos químicos tendem a circular na biosfera em caminhos característicos, que vão do ambiente para o organismo e voltam do organismo para o ambiente. Esses caminhos são conhecidos por ciclos biogeoquímicos, sendo o movimento de elementos e compostos inorgânicos essenciais para a vida designados de ciclagem de nutrientes. Cada ciclo de nutrientes pode ser dividido em dois compartimentos ou estoques: grandes reservatórios de movimento lento e geralmente abiótico; e estoque lábil ou de ciclagem, porção menor e mais ativa, que faz permuta rapidamente entre os organismos e seu ambiente imediato. Muitos elementos (como o nitrogênio) têm múltiplos estoques reservatório e múltiplos estoques lábeis (Odum 2004).

Segundo Begon et al. (2007) o grande componente da matéria viva em qualquer comunidade é a água, sendo que o restante é composto principalmente por carbono (95%), e esta é a forma em que a energia é acumulada e armazenada. Tanto o carbono quanto os demais elementos nutrientes estão disponíveis às plantas na forma de moléculas inorgânicas simples ou íons na atmosfera ou como íons dissolvidos na água. Cada elemento pode ser incorporado aos complexos de carbono orgânico constituintes da biomassa. Quando estes compostos de carbono são metabolizados a CO_2 , os nutrientes minerais são liberados na forma inorgânica simples (que será reaproveitado por outra planta e assim sucessivamente) e a energia é dissipada em forma de calor. Basicamente, então, cada *jaule* de energia pode ser aproveitado apenas uma vez, enquanto cada nutriente químico, os blocos constituintes da biomassa, podem mudar a forma da molécula da qual fazem parte e ser utilizados e reciclados repetidas vezes (Begon et al. 2007).

As possibilidades de ganhos e perdas de nutrientes em um ecossistema podem ser muito diversas. Em alguns casos as entradas superam as saídas e os nutrientes se acumulam nos compartimentos da biomassa viva e da matéria orgânica morta. Em outros casos, as saídas podem superar as entradas quando, por exemplo, a biota sofre alguma perturbação (como fogo e desfolhamento). Existem também alguns casos e momentos em que as entradas e saídas encontram-se em equilíbrio (Begon et al. 2007; Weathers et al. 2015). Ainda segundo estes autores,

nas comunidades terrestres, muitas das perdas de nutrientes são canalizadas através de riachos e devolvidos aos ecossistemas em menor escala através da precipitação, o que aponta a importância da absorção destes nutrientes nos ecossistemas terrestres, bem como da sua circulação entre os compartimentos destes.

Em uma escala que compreenda a totalidade de ecossistemas que compõem a biosfera, o clima é o principal fator determinante em muitos processos e funções ecossistêmicas (Odum 2004; Weathers et al. 2015), em especial a ciclagem de nutrientes, uma vez que exerce importante influência na deposição de sedimentos bióticos e abióticos e na comunidade de decompositores (Aerts 1997; Zhang et al. 2008). A atividade humana, embora geologicamente recente, tem exercido profunda influência nos processos ecossistêmicos globais (Lewis; Maslin 2015). Desde a revolução industrial (1750), alterações na atmosfera e biosfera têm sido identificadas, entretanto, a partir de 1950 mudanças profundas nos processos naturais foram intensificadas, principalmente quanto a dinâmica climáticas, a perda de biodiversidade, a manutenção dos ciclos no Nitrogênio e a deposição de Fósforo nos oceanos (Rockström et al.2009; Ciais et al. 2013; Steffen et al. 2015). Estes parâmetros são destacados devido aos efeitos globais de tais alterações e o grau de impacto em organismos e ecossistemas destas (Peñuelas et al. 2013; Wernberg et al. 2013).

O Nitrogênio, em sua forma absorvível pelas plantas, é um fator limitante para o crescimento e desenvolvimento destas na maior parte das áreas cultiváveis do planeta (Galloway et al. 2004). Assim, o advento do processo de fixação do N_2 para produção dos fertilizantes nitrogenados (processo Haber-Bosch) foi essencial para o desenvolvimento da agricultura moderna em meados do século passado. Contudo, o desenvolvimento deste modelo agrícola desencadeou na conversão de 120 milhões de toneladas de N_2 em N reativo por ano (Rockström et al.2009; Ciais et al. 2013). O excedente deste Nitrogênio reativo tem levado ao aumento de Óxido Nitroso (N_2O) na atmosfera em países que fizeram uso intensivo desta formulação do nutriente, o qual também constitui o processo de efeito estufa; a intensificação na acidificação dos oceanos, rios, lagos e do solo; e ao aumento expressivo do depósito de nitrogênio na zona costeira (Galloway et al. 2003; Steffen et al. 2015).

A produção de insumos agrícolas é igualmente apontada como o grande propulsor do crescente acúmulo de Fósforo nos ecossistemas aquáticos.

Aproximadamente 17 TgP de fertilizantes de Fósforo mineral são aplicados anualmente nas terras agrícolas no mundo. Acrescendo ao montante o Fósforo disponibilizado por insumos orgânicos, o valor total de Fósforo oriundo da adubação agrícola é de 22-26 TgP por ano (Peñuelas et al. 2012). Como os fertilizantes fosfatados não são voláteis, seu uso excessivo ocasiona transferências substanciais deste elemento para corpos de água doce adjacentes, seguidos por transporte para as águas costeiras (Peñuelas et al. 2012; 2013). Assim, anualmente são depositados no oceano cerca de 9 bilhões de toneladas de P (Delaney 1998; Rockström et al. 2009).

A perda de biodiversidade pode ser caracterizada pela área de vegetação perdida e pela taxa de extinção de espécies. A área de florestas tropicas e savanas suprimidas no mundo nos últimos 60 anos é estimada entre 25 e 30% (Hansen et al., 2013; Steffen et al., 2015) enquanto que a taxa estimada de espécies extintas anualmente é 100 vezes superior à taxa de extinção anterior ao período industrial (Rockström et al. 2009). A perda de biodiversidade está relacionada não apenas a supressão direta de espécies, mas também a perda e transformação de habitats, consumo de recurso, espécies exóticas invasoras, poluição por Nitrogênio e aquecimento global (Butchart et al. 2010).

A principal causa para as alterações na dinâmica climática é o aumento da emissão de gases do efeito estufa (GEE). Atualmente, são emitidos 414,4 ppm de CO₂ à atmosfera, destes, cerca de 110 ppm são atribuídos exclusivamente a atividades humanas, principalmente a queima de combustíveis fósseis e a mudança no uso do solo, suprimindo as áreas de florestas (IPCC 2019). O aumento da concentração deste gás e de outros GEE na atmosfera intensifica o processo natural de aquecimento global, o que interfere diretamente em outros processos ecológicos e condições ambientais (Stocker; Schmittner 1997; Rockström et al. 2009; Ciais et al. 2013).

Deve-se destacar que as alterações antrópicas mais importantes nos processos globais: nos ciclos biogeoquímicos de nutrientes, climáticas e na biodiversidade, além da degradação dos ecossistemas documentadas para a atualidade, trazem a preocupação do caráter da irreversibilidade destas, uma vez que se correlacionam (Rockström et al. 2009; Ciais et al. 2013; Peñuelas et al. 2013; Wernberg et al. 2013). Por exemplo, as alterações climáticas exercem influência

direta na fenologia de espécies, acentuando a perda de diversidade (Morellato 2008). A perda de diversidade, sobretudo da diversidade funcional, pode exercer influência direta na produção e ciclagem de nutrientes (Santana et al. 2009) e na regeneração natural (Podadera et al. 2015), enquanto que as alterações climáticas podem alterar os processos de decomposição da serapilheira, interferindo por esta via também na ciclagem de nutrientes e manutenção da biodiversidade (Rockström et al. 2009).

Esser et al. (2019) em uma modelagem da expectativa de perda de habitat, a partir do diagnóstico de espécies arbóreas na Mata Atlântica em diferentes cenários de aquecimento global, chegaram a uma perda potencial de 12,2% nas florestas de encostas para os próximos 50-70 anos. Valores até mais acentuados foram supostos para outras formações florestais atlânticas. Como a grandeza das alterações ecossistêmicas globais se desenrolam em uma multiplicidade de condicionantes locais, as possibilidades de manutenção e restauração dos ambientes naturais, como também da própria agricultura, estão condicionados ao entendimento das interrelações entre fenômenos e elementos de diferentes escalas espaciais e temporais (Rockström et al. 2009; Peñuelas et al. 2012; Ciais et al. 2013; Weathers et al. 2015).

2.2 Aspectos gerais da ciclagem de nutrientes em florestas tropicais

A ciência dos ecossistemas é intrinsecamente relacionada ao entendimento das relações entre estrutura e função dos ecossistemas e como estes se desenvolvem ao longo do tempo (Weathers et al., 2015). Por princípio, a ciclagem de nutrientes é um dos principais objetos de estudo da ecologia e ciência dos ecossistemas (Begon et al. 2007; Odum; Barret 2006; Weathers et al. 2015). Segundo Attiwill e Adams (1993), o primeiro grande trabalho científico dedicado ao tema foi publicado por Ebermayer em 1876 e, desde então, as grandes questões acerca do tema podem ser definidas como:

Qual a massa de nutrientes em uma floresta e como eles estão distribuídos? Como e em qual taxa os nutrientes são transferidos entre plantas e solo? Qual o balanço (entradas e saídas) dos nutrientes e quais fatores determinam esse balanço? Como as propriedades do solo são afetadas pelo ciclo de nutrientes entre solo e planta? Como a colheita de produtos florestais (remoção de madeira, remoção de serapilheira e remoção intensa dos materiais) e operações silviculturais (queima,

adubação e desbaste) afetam as propriedades do solo e a produção sustentada dos ecossistemas? (Attiwill; Adams 1993, p. 562)

Desde os primeiros estudos, a floresta tropical úmida é descrita como altamente produtiva e rica em nutrientes, o que em escala global da análise para biomassa, produção e ciclagem de nutrientes é representativo (Vitousek; Sanford 1986). Concomitantemente, os solos das florestas tropicais foram cada vez mais avaliados como ácidos e com baixo teor de nutrientes minerais, transformando-se fácil e irreversivelmente de argila para laterita quando desmatados (Whittaker 1975). Com o maior andamento das pesquisas de componentes importantes da ciclagem de nutrientes, como biomassa, composição da serapilheira e decomposição, evidenciou-se a diversidade dos padrões funcionais das florestas tropicais (Vitousek; Sanford 1986). Contudo, impreterivelmente a ciclagem de nutrientes é fundamental para manutenção da capacidade produtiva dos solos nestes ecossistemas (Silva 2013).

De forma geral, os compartimentos ou reservatórios de nutrientes da floresta podem ser elencados em: compartimento orgânico, organismos vivos e seus resíduos (compondo a serapilheira); o compartimento de nutrientes disponíveis (na solução de solo ou adsorvidos); o compartimento de minerais primários (nutrientes não disponíveis); e o compartimento atmosférico formado por gases e partículas em suspensão (Poggiani; Schumacher 2004).

Considerando os solos florestais, os elementos básicos de fertilidade são C, Ca, Mg, N, P e K, sendo estes os macronutrientes mais compreendidos e de maior potencial limitante ao crescimento da biomassa viva (Vitousek; Sanford 1986). O Carbono é o elemento predominante com teores de até 60% (Poggiani 1992). Comparando os teores de nutrientes no solo entre florestas tropicais brasileiras de baixa fertilidade e demais tipos de solo de formações florestais no Neotrópico, os teores de N disponível são expressivamente maiores, enquanto pode-se observar um empobrecimento quanto aos demais macronutrientes, sobretudo P, em relação as formações com fertilidade moderada (Vitousek; Sanford 1986).

A relação direta esperada entre baixa fertilidade do solo e menor crescimento da biomassa, principalmente arbórea, é de difícil mensuração em grande escala, tanto pela variação de condicionantes locais quanto pela secundarização das florestas. O tempo de desenvolvimento da floresta é fundamental na determinação

de sua estrutura, e florestas tropicais sobre solos mais férteis tendem a ser mais jovens, devido ao intensivo uso e ocupação primária por povos pré-modernos que as manejavam (Vitousek; Sanford 1986). Esta relação é mais facilmente percebida na quantificação do nutriente foliar depositado e a qualidade nutricional do solo, em escala local (Van denDriessche 1974).

Diante das condições do solo e dependendo do estágio de desenvolvimento da floresta, a serapilheira é o principal compartimento e via de transferência de nutrientes das plantas para o solo (Ewel 1976). A importância da serapilheira para a ciclagem dos nutrientes em ecossistemas florestais nativos ou implantados já foi reconhecida desde o século XIX, onde se observou uma diminuição gradual na produtividade de florestas de coníferas que tiveram sua serapilheira frequentemente removida para uso como cama de animais, prática comum naquele século (Pritchett 1979).

A formação da camada de serapilheira depende basicamente da quantidade de resíduos orgânicos depositados da parte aérea das plantas e da taxa de decomposição desses materiais (Vitousek; Sanford 1986; Spurr; Barnes 1973; Scoriza et al. 2012). Vitousek e Sanford Jr (1986) em uma extensa meta análise sobre processos ligados à ciclagem de nutrientes em florestas tropicais úmidas em diversas formações na América do Sul, Central, Ásia e Oceania, encontraram valores médios de produção anual de serapilheira maiores em florestas sobre solos moderadamente férteis, diminuindo linearmente à fertilidade dos solos, com menor produção em florestas tropicais úmidas de altitude.

A distribuição dos teores de nutrientes na serapilheira em florestas tropicais seguem, via de regra, a proporção: $N > Ca > K > Mg > P$ (Vitousek; Sanford 1986). A variação dos teores de nutrientes entre distintos locais inclui a química foliar de diferentes espécies que compõem a comunidade vegetal e a fertilidade da matriz de solo (Vitousek; Sanford 1986). Quando do reestabelecimento das florestas após perturbação, as proporções dos teores na serapilheira tendem a serem mantidas, com valores similares de N, K e P, mas com uma expressiva queda nos teores de Ca e Mg (Reich et al. 1995; Herrera; Finegan 1997; Boeger et al. 2005).

O processo ecossistêmico de maior interesse para o entendimento da transferência de nutrientes entre plantas e solo, bem como a que taxas estes ocorrem, é a decomposição (Lavelle et al. 1993; Godinho et al. 2014). Este processo é responsável pela formação do húmus, que tem implicação direta na estrutura do

solo, capacidade de retenção de água, troca de íons e manutenção dos estoques de carbono e nutrientes em alguns sistemas (Castanho 2005). Estudos mostram que o processo de decomposição dos resíduos vegetais é controlado pelas características qualitativas do material, principalmente pela porcentagem de N, C, lignina e de polifenóis (Healet al. 1997), pela relação C/N (Roman; Velloso 1993), lignina/N e polifenóis/N (Fox et al. 1990) e influenciado pelas condições climáticas, principalmente temperatura do ar e precipitação (Carneiro et al. 2008).

A interação das variáveis: condições físico-químicas do ambiente (principalmente clima e características edáficas), qualidade do substrato (orgânica e nutricional que determinará sua degradabilidade) e a estrutura da comunidade de macro e microrganismos presente neste, é responsável por regular a decomposição da serapilheira (Costa et al. 2008). Deve-se considerar também os vários fatores bióticos e abióticos presentes no sistema e que afetam esta decomposição, tais como tipo de vegetação, altitude, latitude, precipitação, temperatura, regimes de luminosidade, deciduidade da vegetação, estágio sucessional e disponibilidade hídrica (Pinto 2005).

Apesar dos processos de decomposição serem bem conhecidos, há razões para acreditar que nas florestas tropicais, sobretudo as com aporte constante de chuvas, as relações entre variáveis observadas para muitos ecossistemas podem não se manter integralmente (Cleveland et al., 2006). Por exemplo, temperatura e precipitação são compreendidas em uma relação positiva com a taxa de decomposição da serapilheira na maioria dos ecossistemas (Astin; Vitousek 2000; Gholz et al. 2000). Contudo, florestas que se encontram no extremo mais alto do espectro de precipitação tropical (> 2500 mm/ano) estão sujeitas a anóxia do solo por saturação episódica, retardando a decomposição (Schuur 2001). Em florestas muito úmidas, a lixiviação física da matéria orgânica dissolvida (MOD) pode aumentar com a pluviosidade, levando a uma rápida exportação de massa a ser decomposta (Cleveland et al. 2006).

Além do clima, outro fator excepcional às florestas tropicais, e que provavelmente controla a variação na lixiviação da MOD, é a elevada biodiversidade, gerando, em escala local e regional, significativa variação nas características químicas do folheto, influenciando na solubilidade e taxa de decomposição da serapilheira (Townsend et al. 2008; Wieder et al. 2008). Inteirando, embora o N

disponível seja um preditor importante da decomposição em muitos ecossistemas (Parton et al. 2007), este está presente em relativo excesso em grande parte dos trópicos (Martinelli et al. 1999), sendo geralmente baixa disponibilidade de P no solo, o que torna comum as relações C:P para avaliação da degradabilidade da serapilheira (Vitousek; Sanford 1986; Townsend et al. 2008). Desta maneira, embora o clima e a composição química da serapilheira sejam os principais reguladores da decomposição em florestas tropicais – como em todos os outros ecossistemas –, os mecanismos subjacentes desta regulação podem ser bem diferentes dos demais.

Nas florestas tropicais, a medida funcional de ciclagem de nutrientes talvez seja o parâmetro mais importante para sua conservação e recuperação, uma vez que os estoques de P nestes ecossistemas, por exemplo, é em torno de 45kg/ha, e apenas 30% desse volume encontra-se no solo (Silva et al. 2007). Em florestas maduras, o estoque de K encontra-se em torno de 66 kg/ha, com aporte via serapilheira de 15 Kg/ha ao ano e redução do mesmo em profundidade (Luizão et al. 1989). A principal fonte Ca e Mg, por sua vez, é a serapilheira, sendo que cerca de 99% do Ca estocado na biomassa acima do solo retornam via reciclagem da serapilheira (Campo et al. 2000), com entradas anuais de cerca de 37 kg/ha para o Ca e 14 Ka/ha para o Mg anualmente.

Em ecossistemas antropizados em processos de regeneração, seja natural, induzida ou de alta interferência, a avaliação de alguns parâmetros são fundamentais para monitoramento do seu progresso (Cousins; Lindborg 2004). Em especial, no caso das florestas tropicais, essa avaliação é satisfatória quanto aos aspectos fisionômicos, como composição e atributos da estratificação vertical da comunidade vegetal e ciclagem de nutrientes, sendo a deposição e decomposição da serapilheira bons indicadores da funcionalidade do ecossistema (Martins 2010).

2.3 Mata Atlântica: características estruturais e funcionais

No Brasil, dois grandes domínios florestais tropicais e subtropicais destacam-se no território: a Floresta Amazônica e a Floresta Atlântica (Andrade-Lima; 1966). Particularmente, estes domínios florestais apresentam alta diversidade fortemente relacionada a somatória de fatores relacionados por Haffer (1982) como sendo: produtividade elevada dos ecossistemas; redução da área de nicho; sobreposição

de espécies em um mesmo nicho; e aumento de competição e predação em um ambiente heterogêneo e estável.

A origem da Mata Atlântica remonta à fragmentação continental da Gondwana no período Jurássico Superior há cerca de duzentos milhões de anos (Ma). No movimento de deriva continental formou-se numerosas e profundas bacias sedimentares na margem leste do novo continente, favorecendo a formação da floresta (Bigarella 1991; Morley 2000). Entretanto, os eventos ocorridos no fim do Cretáceo (cerca de 65 Ma) resultaram na extinção em massa da diversidade terrestre. No final do Paleoceno e início do Eoceno (pouco mais de 50 Ma), o clima predominantemente quente e úmido favoreceu a recuperação da diversidade das angiospermas, sobretudo famílias de árvores tropicais com características próprias de florestas com dossel fechado, indicando o surgimento das florestas úmidas na América do Sul (Morley 2000).

Nessa época, provavelmente as florestas formavam um contínuo do oceano Pacífico ao Atlântico. Com o esfriamento e ressecamento global, próprio dos ciclos glaciais-interglaciais, ocorrido no Plioceno (aproximadamente 5 Ma) houve a expansão de áreas abertas savânicas e semiáridas, separando a Mata Atlântica das demais Florestas Pluviais da América do Sul (Morley 2000). Tais sucessões de eventos geomorfológicos e climáticos e o considerável grau de isolamento da Mata Atlântica conferem a este bioma características próprias e elevado grau de endemismo, talvez o maior entre as florestas do Neotrópico (Klein 1980; Brown 1987; Leitão Filho 1994; Morley 2000; Peixoto et al. 2002).

O endemismo na Mata Atlântica chega a 54% das espécies arbóreas (Mori et al. 1981; Fonseca 2004). Diversos autores (Mori et al. 1983, Peixoto; Gentry 1990; Joly et al. 1991; Givnish et al. 2014; Mathieu et al. 2015) apontam que, além do elevado grau de endemismo observado em alguns grupos vegetais, a floresta atlântica apresenta elevada riqueza de espécies e diversidade florística. Outras características das formações florestais atlânticas são, principalmente, a elevada riqueza em epífitos, vasculares ou avasculares, e as árvores de folhas sempre verdes, com ciclos de vida geralmente longos e adaptações para climas extremamente chuvosos (Peixoto et al. 2002).

Antes do início da ocupação da Mata Atlântica pelos colonizadores, há cerca de cinco séculos, esse bioma recobria toda a costa leste do Brasil, do Rio Grande do

Norte ao Rio Grande do Sul. Esta extensão territorial determina uma grande variação geográfica, assim como diferentes encontros com outros biomas, o que confere diferentes fisionomias à Mata Atlântica (DaSilva et al. 2015). Com relação a variação climática, próximo ao litoral, está a Floresta Ombrófila Densa; em direção ao interior encontra-se a Floresta Semidecídua; e nas latitudes mais elevadas a Floresta Ombrófila Mista.

Considerando a influência oceânica, a Mata Atlântica é caracterizada, ainda, pelos ecossistemas associados, como mangue e restinga. Com a altitude das encostas em que floresta se estabelece, a Floresta Ombrófila densa pode ser classificada em: florestas de planície, submontana (acima de 400m), montana (acima de 800m) – sendo estas duas conhecidas como Mata de Encosta – e campos de altitude ou altomontana (acima de 1200m). A Floresta Ombrófila Densa em terrenos íngremes, Mata de Encosta, caracteriza-se pela ausência de estação seca, com chuvas intensas no verão, por árvores que alcançam de 20 a 30m de altura, em um dossel descontínuo, devido ao escalonamento das árvores sobre o relevo, e pela maior diversidade de epífitos dentre todas as formações (Peixoto et al. 2002; Vieira et al. 2011). Atualmente, estas formações são encontradas, principalmente, na encosta da Serra do Mar e em fragmentos nos estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná (IBGE 2012).

Veloso (1991) caracteriza a Floresta Ombrófila Densa, com base no sistema de classificação de Raunkiaer, pelo predomínio de fanerófitos, justamente pelo destaque das formas de vida macro e mesofanerófitos, além da abundância de lianas lenhosas e epífitos, o que a difere das outras formações florestais. O ambiente ombrófilo, por sua vez, pode ser entendido como dominado por fatores climáticos de elevada temperatura (média em torno de 25 °C) e alta precipitação, bem distribuída ao longo do ano (de 0 a 60 dias secos), praticamente sem período seco (IBGE 2012).

Além da elevada biodiversidade e complexidade fisionômica, a Mata Atlântica, como floresta tropical, apresenta elevada produtividade primária e elevada capacidade de retorno de nutrientes no sistema serapilheira - planta (Begon et al. 2000). Considerando que as espécies apresentam diferentes capacidades de absorção, acúmulo e translocação de nutrientes em seus tecidos, a composição da serapilheira varia em função da composição e estrutura da floresta (Pinto; Marques 2003; Boerger et al. 2005). Como os solos da Mata Atlântica são, de maneira geral,

muito lixiviados, ácidos e distróficos (Villela 2006), a manutenção da fertilidade nestes ecossistemas é intrinsecamente relacionada a heterogeneidade temporal e espacial das formações florestais (Facelli; Pickett 1991).

A Mata Atlântica como um todo é o bioma brasileiro afetado há mais tempo pela ocupação humana, tendo sido intensamente ocupado nas épocas pré-colonização europeia por diferentes etnias indígenas (Diegues 1996). Segundo este autor, o próprio desenvolvimento das florestas atlânticas pode estar condicionado a este uso, considerando as aberturas de clareira, queimadas, e dispersão de sementes e propágulos pelas tribos nômades, ao longo de milhares de anos. Entretanto, foi a partir da ocupação moderna da Mata Atlântica que houve a supressão de espécies e habitats, culminando na substituição da floresta por matrizes agrícolas e urbanas, em cerca de 93% de seu território (Câmara 1992). Os remanescentes de mata encontram-se fragmentados e muitas vezes disjuntos e florística e geneticamente empobrecidos (Peixoto et al. 2002).

A estratégia predominante para manutenção de fragmentos remanescentes é a definição de unidades de conservação. A Mata Atlântica possui mais de 800 unidades de conservação federais e estaduais, as quais cobrem uma área de aproximadamente 13 milhões de hectares, sendo que a maioria destas unidades (cerca de 92%) não são de proteção integral. Na categoria de proteção integral estão apenas 684 unidades de conservação, representando cerca de 2,5 milhões de hectares por toda a extensão do bioma (Pinto et al. 2006; ICMbio 2015). A proteção legal dos ecossistemas remanescentes é uma importante estratégia para manter essas áreas preservadas. Entretanto, apenas o estabelecimento e categorização das unidades de conservação não são suficientes para assegurar que a conservação será efetiva (Britezet al. 2003).

A criação de grande parte das áreas protegidas no Brasil deu-se em territórios previamente ocupados por diferentes grupos humanos. Em decorrência disto, trata-se de uma paisagem extremamente fragmentada em que o uso do solo não se limita apenas aos ecossistemas naturais, mas comporta em si o reflexo do uso do solo em seu entorno (Diegues 1996). Assim, as pesquisas conservacionistas devem estar direcionadas para a compreensão dos processos biofísicos, ecológico e socioeconômicos que a abranjam a complexidade do uso do solo em áreas protegidas (Diegues 1996; Primack; Rodrigues 2001). Isso é importante uma vez

que o mosaico de características influi de maneira distinta no regime hidrológico, mudanças no ciclo de nutrientes, no clima local, na qualidade do solo e manutenção da biodiversidade destas áreas (Burel; Baudry 2005).

2.4 Dinâmica da regeneração natural em áreas antropizadas

A regeneração florestal natural pode ser compreendida como o processo evolutivo de uma vegetação até a formação de uma floresta semelhante à primitiva. Isso irá ocorrer após a perda da vegetação por processos naturais como incêndios, escorregamentos, tufões etc. ou pela ação antrópica com o desmatamento parcial ou total de uma área, podendo esse processo durar até 100 anos (Poggiani 1989). Essa definição considera a mudança temporal como um dos principais atributos das comunidades vegetais (Kimmins 1987). Todos os ecossistemas estão sujeitos a distúrbios naturais ou antrópicos, que provocam mudanças em menor ou maior grau (Engel; Parrota 2003), sendo o tempo de regeneração natural proporcional ao tipo e intensidade da perturbação sofrida (Whitmore 1990; Guariguata; Dupuy 1997) e da capacidade local em suprir as condições necessárias.

A dinâmica histórica de avanço das fronteiras agrícolas sobre florestas tropicais é um importante fator de degradação destes ecossistemas e mudança na paisagem, sendo majoritariamente relatada a conversão inicial da floresta em pastagem (Pimm; Raven 2000; Aide et al. 2000, Guariguata; Ostertag 2001; Aguiar et al. 2005). Para a implantação de pastagens há a remoção da vegetação original, aragem do solo e introdução de gramíneas forrageiras (Hetch 1993), alterando contundentemente a estrutura e funcionamento do ecossistema (Kaimowitz 2000), assim como as interações ecológicas e diversidade regional que o compõe (Holl 1999).

Em um ecossistema tropical de pastagens manejadas, para estes fins definido como: comunidades vegetais em que há a dominância de gramíneas C4 e herbáceas (Dubeux et al. 2007), os reservatórios de nutrientes são constituídos principalmente das plantas e seus resíduos, do pastoreio, da fauna e outros elementos vivos do solo e dos compostos orgânicos e inorgânicos de procedência geológica ou importados (Rotz et al. 2005). Especialmente com relação as pastagens manejadas, há um crescente interesse pela dinâmica de nutrientes entre estes reservatórios (Mathews et al. 2004), posto que a inadequação no balanço de N

tem sido apontada como um fator importante de degradação ao longo do tempo (Miles et al. 2004; Dubeux et al. 2007).

Embora haja um extremo de fertilização na implementação da pastagem com a associação de fertilizantes inorgânicos com o contínuo aporte de excrementos animais (Woodard et al. 2003), a serapilheira formada pela senescência das gramíneas C4 é de baixíssima fertilidade (Dubeux et al. 2006), o que pode vir a configurar a imobilização de nutrientes nos reservatórios, dificultando sua ciclagem (Thomas; Asakawa 1993) - especialmente o Nitrogênio, para o qual a fase bioquímica é imprescindível- levando a exaustão nutricional dos solos com o passar do tempo (Rezende et al. 1999).

Com relação à dinâmica de nutrientes, acrescenta-se que substituição do uso do solo florestal pela introdução de gramíneas forrageiras causam alterações na manutenção da estrutura física e na umidade do solo (Castro et al. 2002). Outros parâmetros são elencados na avaliação do nível de impacto causado por este processo, como: a capacidade de permanência e crescimento da espécie forrageira utilizada (Vieira; Pessoa 2001) e desempenho competitivo destas (Mack et al. 2000).

O Brasil possui, de acordo com o último censo agropecuário do IBGE (2006) mais de 92 mil hectares de pastagens plantadas em boas condições de uso e aproximadamente 10 mil hectares de pastagens plantadas degradadas. Este levantamento em comparação ao censo realizado em 1975, demonstra que na região sudeste do país houve um decréscimo de 32% na quantidade de áreas ocupadas por pastagens plantadas. Dentre os motivos para tal, tem-se o redirecionamento da expansão das fronteiras agrícolas para o norte do país, o aumento da urbanização nesta região e o aproveitamento destas áreas para o reflorestamento comercial ou natural (Euclides 2014).

Uma parte importante deste reflorestamento consiste no abandono das pastagens e início do processo de sucessão ecológica (Ferretti; Britez 2006; Guariguata; Ostertag 2001). O processo de regeneração natural em pastagens depende de um complexo ajuste entre o nível de impacto causado e a capacidade de estabelecimento de novas espécies (Guariguata; Ostertag 2001). Entre os parâmetros inerentes à capacidade de recuperação da área pode-se apontar a disponibilidade de propágulos no solo e distância a fragmentos dispersores de propágulos (Holl et al. 2000), a capacidade de cobertura por espécies pioneiras

(Guariguata; Ostertag 2001) e a capacidade competitiva das espécies autóctones em relação as forrageiras estabelecidas (Callaway 1995; Mack et al. 2000).

Os efeitos negativos das gramíneas tipicamente usadas como pastagens na regeneração de espécies lenhosas deve-se, dentre outros motivos, ao sombreamento das plântulas de árvores e arbustos (Holl et al. 2004). Em ambientes florestais tropicais especialmente, o recrutamento de plântulas e juvenis está condicionado, além do padrão de produção e dispersão de sementes, à disponibilidade de luz, ação de predadores e incidência de danos físicos, e ao estresse hídrico e microclimático (Brokaw 1985, Denslow; Guzman 2000; Scariot 2000). Embora estes parâmetros sejam bem conhecidos, ainda há uma demanda por estudos que avaliem as mudanças estruturais e funcionais no processo de recuperação de pastagens abandonadas e substituição natural por espécies autóctones (Florentine; Westbrooke 2004).

Para a conservação das florestas tropicais, entender estes processos torna-se fundamental, sobretudo para a Mata Atlântica, a qual se mantém enquanto uma paisagem extremante fragmentada e em diferentes momentos do processo de sucessão (Diegues 1996). De certa maneira, a Mata Atlântica não pode ser compreendida apenas em sua forma original, mas como um ecossistema que comporta em si o reflexo de uso anterior do solo e do uso ao seu entorno, considerando tanto fatores de pressão sobre os remanescentes naturais quanto a recuperação daqueles outrora impactados (Diegues 1996; Primack; Rodrigues 2001).

Dentre o arcabouço legal para proteção da biodiversidade dos remanescentes florestais e funções ecossistêmicas no Brasil, têm-se a legislação que versa sobre a obrigatoriedade de Áreas de Proteção Permanente nas margens dos rios e Reservas Legais em propriedades rurais, o Código Florestal Brasileiro, reestruturado na Lei 12651/12 (Brasil 2012). As obrigatoriedades impostas por esta legislação visam, além da proteção direta dos recursos hídricos e áreas de fragilidade topográfica, aumentar a conectividade entre fragmentos e a restauração florestal dentro das propriedades rurais (MAPA 2012).

Para restauração florestal, esta legislação permite o uso temporário de espécies exóticas de interesse comercial, como as espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*, desde que intercaladas com espécies nativas (Brasil 2012). O eucalipto em especial tem sido bastante empregado na restauração florestal (Castelli

2014). O manejo do eucalipto para restauração baseia-se no uso das espécies do gênero como pioneiras alternativas, devido ao seu rápido crescimento e formação de dossel, favorecendo o estabelecimento de espécies nativas no subosque (Onofre et al. 2010). Para o Brasil em especial, o uso do eucalipto possui um caráter estratégico, pois sua madeira é responsável pelo abastecimento da maior parte do setor industrial de base florestal (Rezende et al. 2011).

No estado de São Paulo, segundo levantamento realizado pelo Instituto Florestal do Estado (Kronka et al. 2003), existe um total de 770 mil hectares de plantios de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp., correspondendo a 3,1% do total da área do estado. Destes, 611.516 ha correspondem às áreas com *Eucalyptus* (79,4%) e 158.494 ha (20,6%) com *Pinus*. A Região Administrativa de Sorocaba, onde se localiza o Parque Estadual em que esta pesquisa foi desenvolvida, concentra 326.070 hectares, correspondendo a 42,3% de toda a área reflorestada em São Paulo. Essa é a região de reflorestamento mais expressiva do estado, seguida de Campinas (110.005 ha - 14,3%), Ribeirão Preto (97.055 ha - 12,6%), Vale do Paraíba (75.425 ha - 9,8%) e Bauru (67.237 ha - 8,7%). Do total de povoamentos de *Eucalyptus* spp., predominam as espécies *E. grandis* (159.249 ha) e *E. saligna* (92.217 ha) (Kronka et al. 2003).

Apesar dos dispositivos legais e práticos, alguns autores apresentam fatores negativos no uso de eucalipto tanto comercialmente, quanto para restauração. Dentre estes fatores, a diminuição na quantidade de regenerantes no subosque formado em comparação ao subosque de nativas e a degradação do solo (Molina et al. 1991; Michelsen et al. 1996; Bone et al. 1997; Forrester et al. 2006; Gareca et al. 2007; Wang et al. 2010; Chu 2014). Por outro lado, muitos eucaliptais abandonados próximos a remanescentes florestais apresentam um subosque ocupado por uma quantidade considerável de espécies arbóreas nativas (Sartori et al. 2002; Saporetti Jr et al. 2003; Yirdaw; Luukkanen 2003; Simões-Jesus; Castellani, 2007; Soares; Nunes 2013).

Miranda-Neto et al. (2020) avaliaram o banco de sementes em diferentes estágios sucessionais e em plantios abandonados de eucalipto na Mata Atlântica, encontrando diversidade e riqueza de sementes viáveis similares entre estes sistemas e a floresta madura. Entretanto, alguns experimentos em casa de vegetação demonstram a inibição da germinação e crescimento das plântulas de

espécies nativas na presença de solo ou serapilheira retirado de áreas com populações de eucalipto estabelecidas (Molina et al. 1991; Lisanework; Michelsen 1993; Chun et al. 2014). Desta maneira, ainda é difícil estabelecer se os eucaliptais abandonados podem funcionar como catalisadores para regeneração de espécies nativas.

Certamente, vários fatores como idade do plantio, densidade de copas do eucalipto e o histórico de uso da área podem influenciar na incidência de regenerantes nestes ambientes (Bossuyt; Hermy 2001). No entanto, as possíveis alterações no solo e no fluxo de nutrientes no sistema planta-solo, grau de impacto e extensão destas alterações ao longo do tempo são pontos fundamentais desta discussão (Sayer; Banin 2016).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O Parque Estadual do Jurupará (PEJU) está localizado na região Sudeste de São Paulo, entre os municípios de Ibiúna e Piedade, abrangendo 26.250,47 hectares, a maior parte localizada no município de Ibiúna (**Figura 1**). O PEJU possui 7 bases operacionais, sendo 3 destas localizadas na porção norte do parque (em vermelho, azul claro e amarelo na figura 1). A pesquisa foi realizada na área situada no entorno da Base Águas Claras (em vermelho). Ao norte do PEJU encontra-se a área com maior grau de antropização e maior presença de florestas secundárias (São Paulo 2006).

Localização do P. E. do Jurupará, São Paulo, Brasil

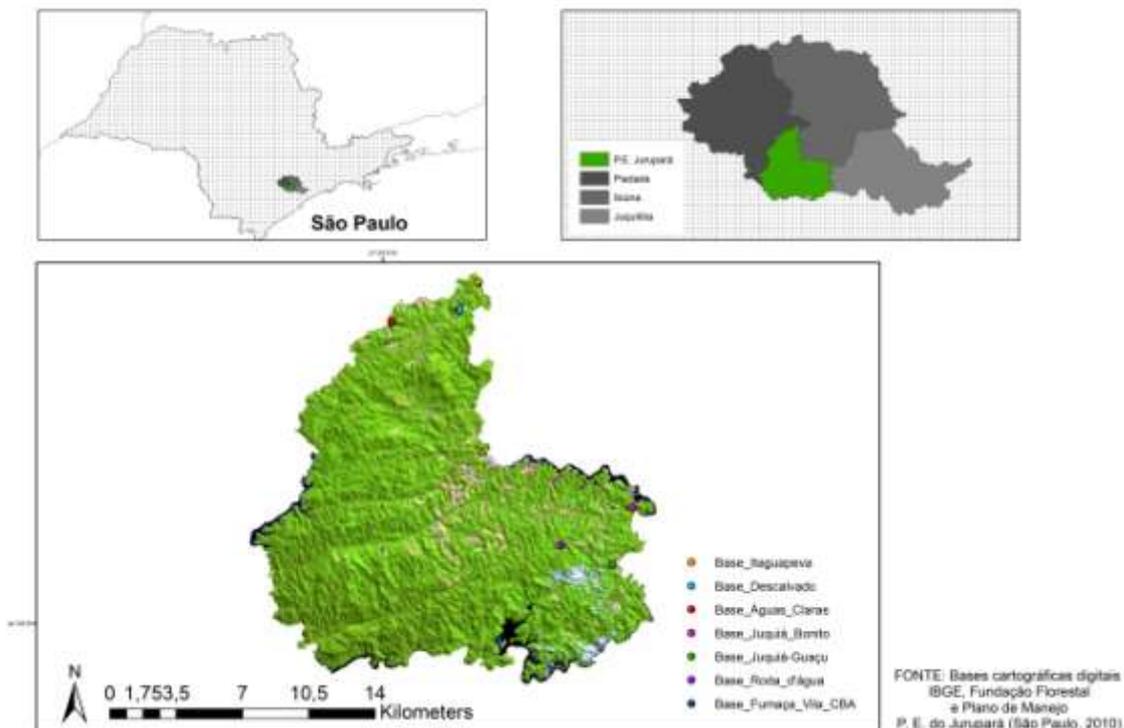


Figura 1: Localização dos municípios de Ibiúna/SP e Piedade/SP, em destaque o Parque Estadual do Jurupará, com a demarcação das bases operacionais.

Segundo o Plano de Manejo do PEJU (São Paulo 2006), o Parque foi oficialmente instalado em 22 de setembro de 1992 pelo Governo do Estado de São Paulo. Décadas antes, por volta do final da década de 1930, o território onde foi implantado o Parque já estava judicialmente promulgado como terras devolutas do

Estado e declarada como Reserva Estadual Florestal do 2º Perímetro de São Roque. Contudo, o processo só foi concluído em 1978 por meio do decreto nº 12.185/78. Com o decreto de Regulamentação dos Parques Estaduais nº 2.541/86 foi possível realizar transformação da Reserva em Parque Estadual do Jurupará, categoria de proteção integral, em 1992.

Durante todo o processo de implantação do PEJU houve reivindicação de posse e direito de uso da terra por comunidades residentes no Parque. Atualmente a ocupação existente ocorre de forma esparsa territorialmente, com pequenos núcleos ao Norte e na porção leste. As formas de uso e ocupação da terra predominantemente são pastagens para criação de gado, glebas com *Eucalyptus* e *Pinus*, pequenos cultivos hortícolas e ocupações com “sítios de lazer/veraneio” de moradores da zona urbana.

A criação do PEJU faz parte da estratégia de formação do corredor voltado à manutenção da Mata Atlântica, sul e sudeste do estado de São Paulo (**figura 2 – A**), localizando-se entre o Contínuo Ecológico de Paranapiacaba, o Parque Estadual da Serra do Mar, a APA Itupararanga e a Reserva do Morro Grande. Apresenta, portanto, função conectora, apesar de grande parte dos remanescentes florestais apresentar-se em estágio secundário de conservação (São Paulo 2006).

Geomorfologicamente o PEJU está inserido no Planalto do Paranapiacaba, entre a Província Costeira e a Depressão Periférica Paulista (**figura 2 – B**), abrangendo duas subunidades do Cinturão Orogênico do Atlântico: o “Planalto de Ibiúna/São Roque” e as “Escarpas da Serra de Paranapiacaba”, a qual se divide em duas subunidades denominadas “Escarpa da Serra de Paranapiacaba” e “Serra do Juquiá-Guaçu”. Os solos da região tem sua origem nos dois grandes grupos de tipos de solo: o Latossolo Vermelho Amarelo e o Cambissolo Háplico (**figura 2 – C**) (São Paulo 2006).

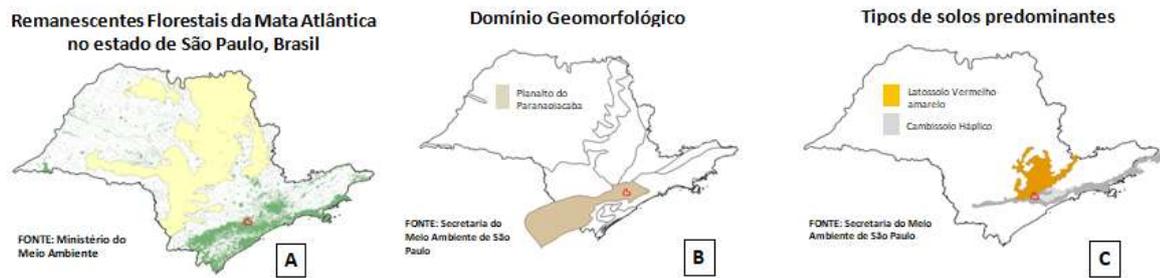


FIGURA 2: Domínios de inserção do Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil, quanto a disposição geográfica dos remanescentes florestais da Mata Atlântica (A); relevo predominante quanto a origem geomorfológica (B); principais tipos de solo encontrados em sua área de abrangência (C).

O relevo do PEJU é marcado por elevadas altitudes, variando entre aproximadamente 600 a 800m, nas porções central e sul, e entre aproximadamente 800 a 1.200m na porção norte, que corresponde ao trecho superior da escarpada Serra de Paranapiacaba e de seu reverso (**Figura 3**).

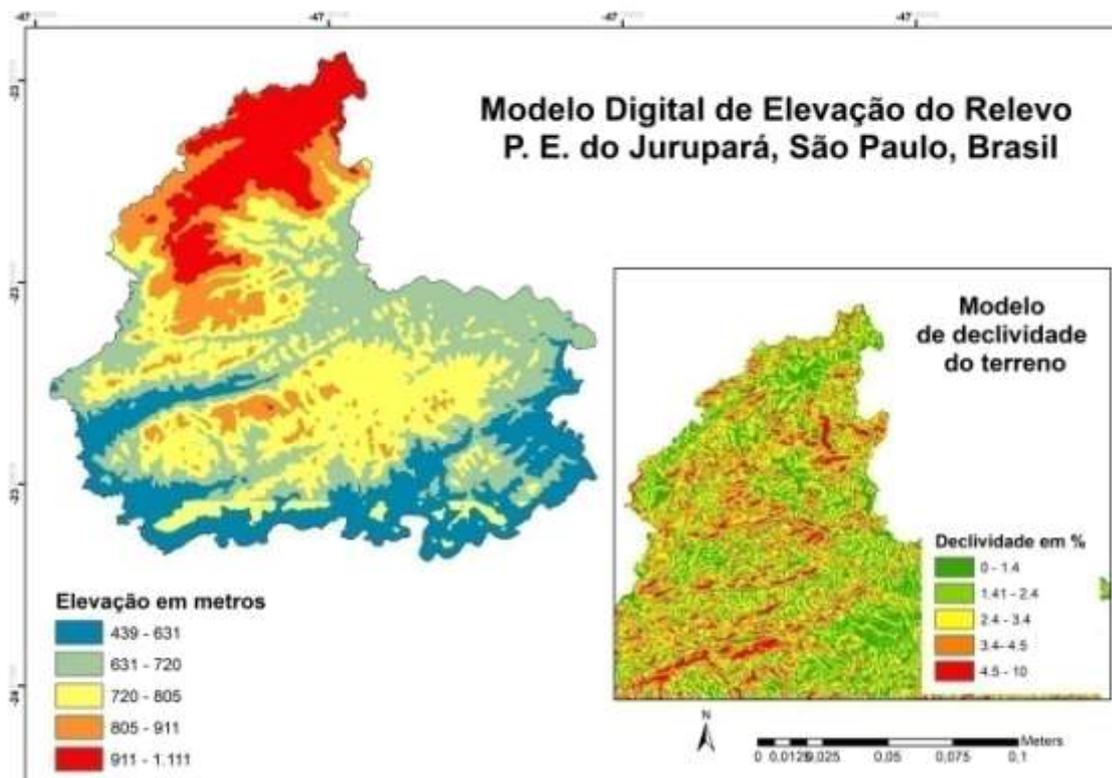


FIGURA 3: Modelo digital de elevação do relevo em metros para o Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil, com recorte da declividade do terreno em % por metro. **Fonte do mapa base:** Imagem Landsat SRTM 1 (Forest-gis), elaborados por Poliana B. Arantes.

Conforme observado na **figura 3**, referente ao Modelo Digital de Declividade, embora exista uma ampla variação altimétrica entre a porção sul, encaixe do rio Juqui-guaçu, e a porção norte, escarpada e reverso da Serra de Paranapiacaba, há o predomínio de uma declividade pouco acentuada por metro, característica da inserção planáltica do terreno.

O PEJU está inserido na bacia hidrográfica do Ribeira de Iguape, sub-bacia do Alto Rio Juquiá. Esta região é a de maior concentração de instalações hidrelétricas do rio Ribeira de Iguape. De um total de oito hidrelétricas existentes na bacia, quatro delas são limítrofes ao Parque. Portanto, pode-se afirmar que o aproveitamento hidrelétrico constitui o principal uso dos recursos hídricos na área de abrangência do PEJU (**Figura 4**).

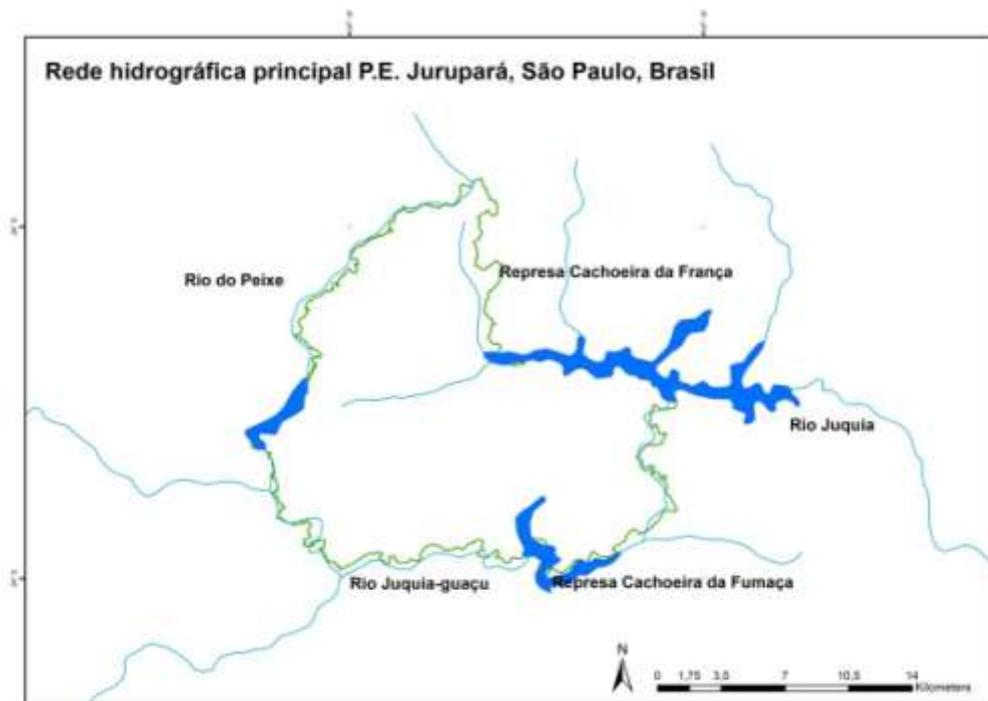


FIGURA 4: Mapa da rede hidrográfica principal do Parque Estadual do Juruapará, São Paulo, Brasil. Adaptado de São Paulo 2006.

O clima da região é classificado como mesotérmico brando (Cfb), quente com inverno seco e temperatura média anual em torno dos 22 °C (São Paulo 2006). Para melhor visualizar a dinâmica climática para o ano 2017, no qual que foi realizada a coleta de dados, foi elaborado o termoplúviograma referente a este ano. Para tal, os dados de precipitação e temperatura foram obtidos nas bases de dados públicas *online* do Departamento de Água e Energia Elétrica de São Paulo (DAEE) e

da Agência Nacional de Águas (ANA), referentes às estações nos municípios de: Ibiúna (-23.6421; -47.2548), Piedade (-23.8836; -47.4098), Juquitiba (-23.9652; -46.5003), Miracatu (-24.2016; -47.4102) e Tapirai (-24.9509; -7.059), os quais eram os mais próximos do PEJU, a fim de obter uma média de dados que melhor definisse as condições climáticas do Parque.

A temperatura máxima registrada na região foi 35 °C no mês de outubro e a mínima, em torno de 2 °C no mês de julho, com média anual de 25 °C. O acumulado de chuvas em janeiro foi superior aos demais meses do ano, passando dos 300mm, e os meses de junho e setembro os mais secos (**figura 5**). O acumulado médio de chuvas é em torno de 1350 – 1400mm, com baixa variação média no conjunto de meses definidos como mais chuvosos (primavera e verão – 1464 mm) e menos chuvosos (1319 mm). De modo geral, o ano de 2017 não apresentou nenhuma anomalia climática com relação ao padrão encontrado para a região.

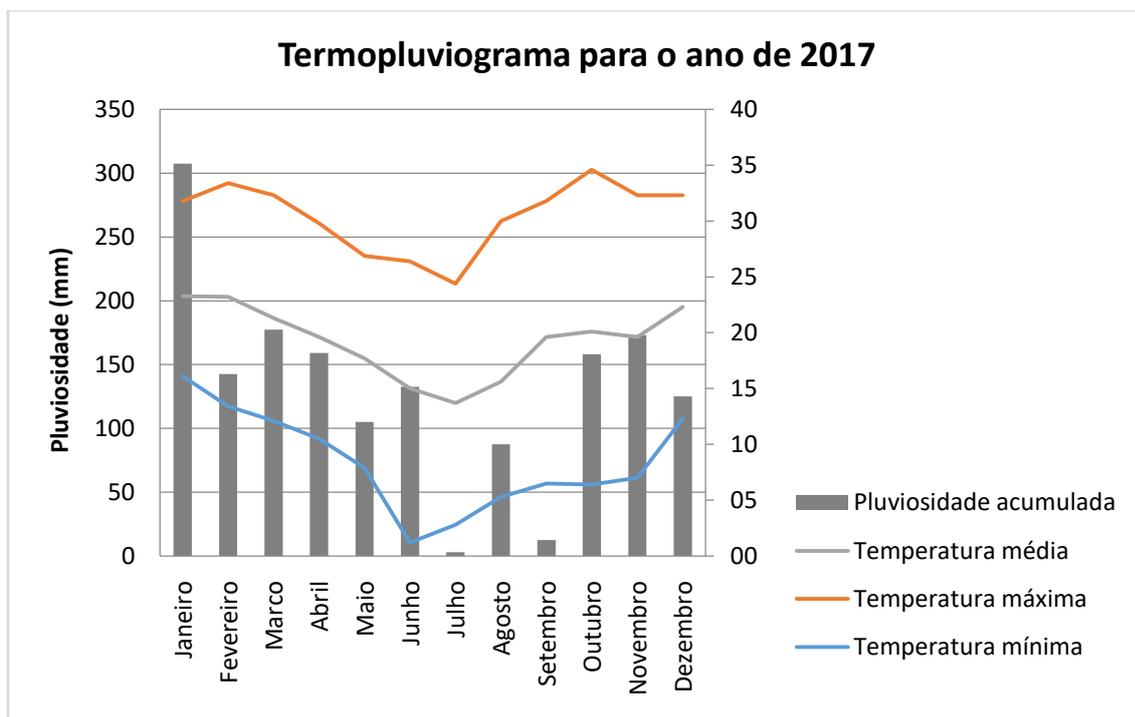


FIGURA 5: Termopluviograma elaborado com bases nos pontos de coleta de dados climáticos na região do Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil, para o ano de 2017.

A formação florestal encontrada no PEJU é predominantemente a Floresta Ombrófila Densa, sob influência de alguns elementos da Floresta Estacional Semidecidual, especialmente em sua porção norte, dada a localização geográfica do Parque (São Paulo 2006). Segundo o Plano de Manejo do PEJU, no qual foi

realizado o levantamento florístico do mesmo, quatro formações vegetacionais básicas foram confirmadas: a Floresta Ombrófila Densa Submontana, a Floresta Ombrófila Densa Montana, Floresta Ombrófila Densa Alto-montana (pontualmente e em uma escala inferior as demais) e a Vegetação sobre afloramento rochoso, todas distribuídas em diferentes estágios sucessionais, sendo a Floresta Ombrófila Densa Montana Secundária, aquela com maior área ocupada (42.94%).

Conforme demonstrado no mapa de ocupação do solo (São Paulo 2006), há o predomínio na área do PEJU em que foi realizada a pesquisa – porção norte, entorno da Base Águas Claras – da Floresta Ombrófila Densa Montana secundária (verde intermediário), vegetação pioneira (verde claro), cultura agrícolas (laranja claro) e outras atividades antrópicas (amarelo) (**figura 6**).

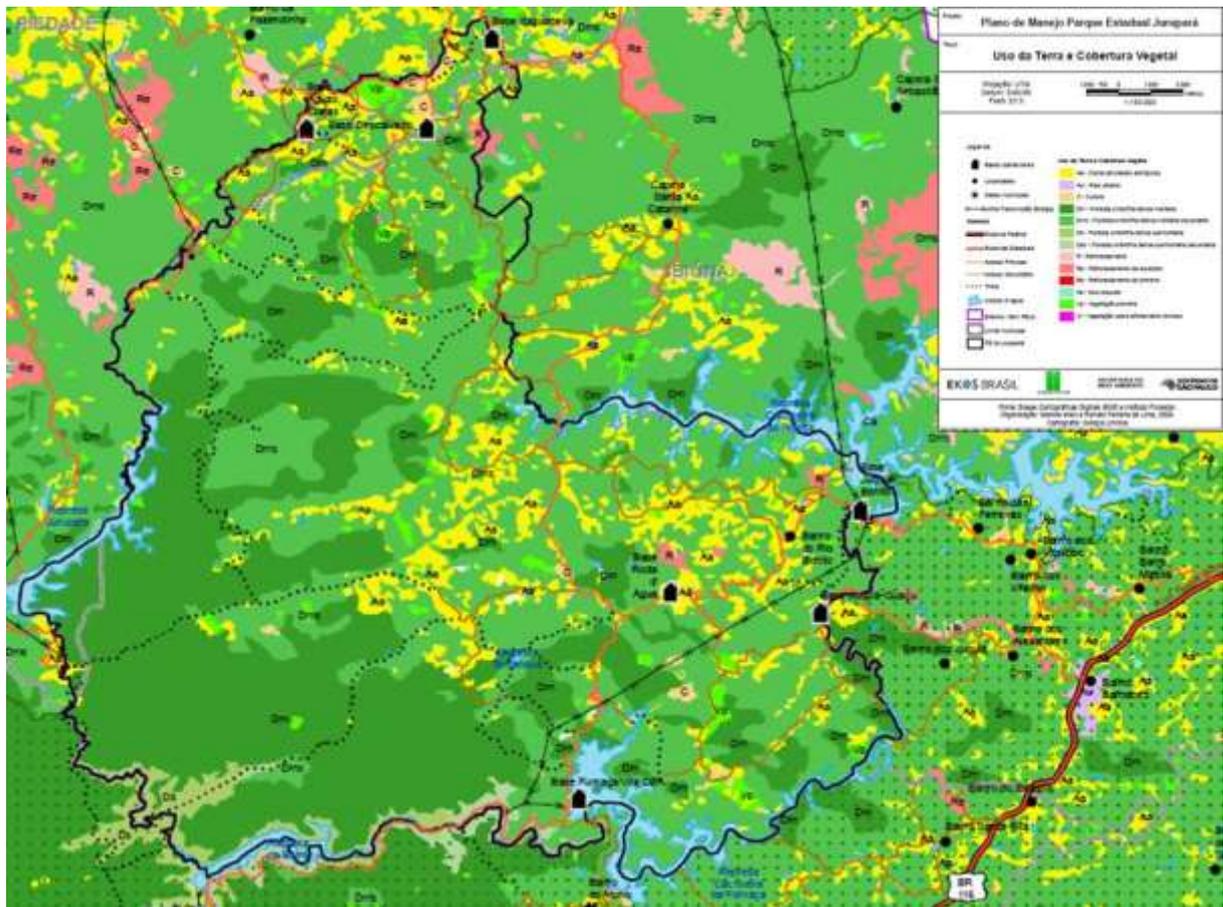


FIGURA 6: Mapa de Uso e Ocupação do Solo, Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil (São Paulo 2006).

Nesta área em questão é possível observar a presença de moradores identificados enquanto pertencentes a comunidades tradicionais, que praticam agricultura em pequena escala, plantios de *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp. e áreas

abandonadas após desapropriação legal. Encontra-se, também, em locais de mais difícil acesso por características de relevo e hidrografia, áreas sem histórico de uso humano recente. Parte destas informações foram obtidas com o auxílio da equipe técnica do PEJU em visitas de reconhecimento nas áreas permitidas.

No levantamento da Biodiversidade realizado para elaboração do Plano de Manejo, constam para flora e vegetação: 557 espécies encontradas, sendo 31 ameaçadas de extinção em nível mundial, nacional ou regional, 41 endêmicas a Mata Atlântica e 38 subespontâneas ou exóticas, sendo estas restritas as áreas de elevado grau de ocupação humana. Quanto a fauna (avifauna, mastofauna, herpetofauna e ictiofauna) constam 46 espécies ameaçadas de extinção em nível mundial, nacional ou regional, 141 exclusivas da Mata Atlântica e 19 exóticas.

Apesar de sua proximidade com a capital do estado de São Paulo, o PEJU possui baixíssimo grau de conhecimento sobre a composição, distribuição e relações ecológicas de sua biodiversidade (São Paulo, 2006). Especialmente considerando sua importância geográfica e ecológica enquanto conector do corredor para manutenção da Mata Atlântica no estado, bem como a elevada ocupação da área por florestas secundárias, pesquisas que visem entender a estrutura e o funcionamento da regeneração florestal tornam-se fundamentais para o cumprimento do real papel de conservação da Unidade.

3.2 Escolha das áreas de amostragem e caracterização dos eucaliptais

A coleta de dados foi realizada na porção Norte do PEJU, base Águas Claras, a qual foi caracterizada, segundo o zoneamento do Plano de Manejo do Parque (São Paulo 2006), como um mosaico da Floresta Ombrófila Densa Montana Secundária e atividades antrópicas, como pequenas áreas de plantio de *Eucalyptus* spp. e pasto, ambos em sua maioria abandonados.

Escolheu-se 8 áreas distintas, sendo que duas destas foram tomadas por sistemas controles: o pasto (**P**) e a Floresta preservada sem histórico de uso humano recente (**F**). As outras 6 áreas compreenderam formações vegetais em regeneração natural, sendo 3 destas sem a presença de *Eucalyptus* spp. ou qualquer outra interferência humana e as outras 3 são eucaliptais abandonados. As áreas em regeneração natural sobre pastagens abandonadas possuíam idades distintas de abandono, aproximadamente: 8 anos, chamada por esse trabalho de

Regeneração Recente (**Rr**); 20 anos, Regeneração Média (**Rm**) e 40 anos, Regeneração Antiga (**Ra**). Os eucaliptais abandonados possuíam idades semelhantes: 8 anos, chamados por esse trabalho de Eucaliptal sob abandono Recente (**Er**); 20 anos, Eucaliptal sob abandono Médio (**Em**) e 30 anos, Eucaliptal sob abandono Antigo (**Ea**). Desta maneira buscou-se a análise temporal, pelo estabelecimento dessas cronossequências, da regeneração com e sem a presença de *Eucalyptus* spp.

Seguindo as referências de classificação sucessional, Conama (1994) e Gangolfi (1995), e a partir dos resultados a serem apresentados nessa pesquisa, a classificação das áreas em regeneração foi possível utilizando-se os parâmetros: distribuição diamétrica, altura média, diversidade e distribuição proporcional de espécies pioneiras e não pioneiras, sendo determinadas em: Rr (8 anos) como vegetação pioneira ou capoeirão; Rm (20 anos), regeneração intermediária ou média; Ra (40 anos), regeneração intermediária ou média; e F (Floresta referência), regeneração avançada. Entre Ra e F, os parâmetros amostrados diferiram muito pouco em quase todos os casos, sendo decisivo para essa classificação a diferença na altura de do fuste, a diminuição da densidade de espécies no subosque, a diversidade, com emergência maior de espécies raras, e a dominância de espécies não pioneiras em F.

Portanto, além de avaliar as regenerações em função do tempo, com a possibilidade de comparação com os eucaliptais abandonados em idades semelhantes, foram avaliados os 3 estágios da regeneração. Para a regeneração avançada, Floresta sem histórico recente de uso (F), não foi possível atribuir uma idade de isolamento à interferência humana, entretanto, os parâmetros avaliados nesta área, apontam para uma fisionomia bem aproximada a outros fragmentos de Floresta Ombrófila Densa madura em altitude semelhante.

Na **tabela 1** estão sintetizadas as informações apresentadas:

Tabela 1: Parâmetros de identificação das áreas de amostragens em uso anterior, tempo de abandono ou tempo de regeneração, estágio sucessional para as áreas sem a presença de *Eucalyptus* spp. e estágios de cultivo dos cultivos de *Eucalyptus* spp. ao serem abandonados.

Regeneração Natural			
	Uso anterior	Tempo de abandono (anos)	Estágio sucessional
Regeneração recente (Rr)	pasto	8	Primário ou capoeirão
Regeneração média (Rm)	pasto	20	Intermediário ou médio
Regeneração avançada (Ra)	pasto	40	Intermediário ou médio
Floresta	sem determinação	sem determinação	Avançado
Regeneração natural sob eucaliptais			
	Uso anterior	Tempo de abandono (anos)	Estágio do cultivo no abandono
Eucaliptal recente (Er)	pasto	8	Recém-plantado
Eucaliptal médio (Em)	pasto	20	Recém-plantado
Eucaliptal avançado (Ea)	pasto	40	Recém-plantado

Ressalta-se que as áreas amostradas localizavam-se muito próximas na paisagem (**figura 7**). Esse é um pressuposto interessante quanto ao compartilhamento de espécies, disponibilidade de fauna e origem da formação dos solos. Essa escolha foi adotada para que a pesquisa tivesse um maior foco na influência das populações de *Eucalyptus* spp. entre as regenerações naturais, tentando amenizar outros resíduos ecológicos não amostrados. As parcelas foram instaladas entre 950 e 1000m de altitude e as áreas não possuem escoamento de água direto entre elas.

O relato histórico dessa área do Parque, pelos moradores e funcionários, começou com a extração de madeira para o batente de ferrovias com a expansão urbana em São Paulo e posteriormente a área foi tomada por pastagens para criação de gado de corte. Com o tombamento da Reserva Natural de São Roque (década de 60), houve um redirecionamento das atividades, priorizando o cultivo de eucalipto, especialmente *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus urophylla*, assim como o híbrido *Eucalyptus urograndis*, e *Pinus* spp. e o uso turístico. A área específica em que foram realizadas as análises trata-se de uma antiga pousada com posse reintegrada ao Estado entre 2009 e 2010, coincidindo com as áreas em abandono mais recente. O mosaico de idades de abandono se forma a partir do

redirecionamento do uso da terra para o turismo e represamento da rede hidrográfica (mais informações em Gouveia et al. 2017).

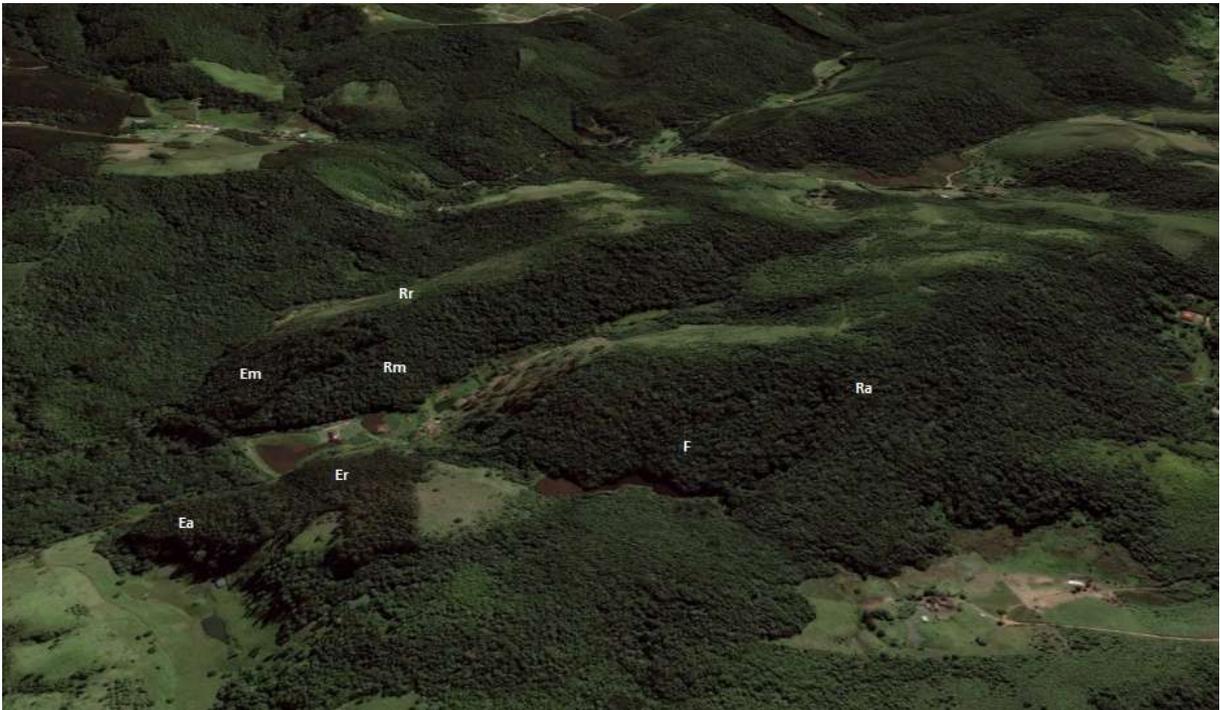


Figura 7: Imagem aérea da área em que foram delimitados os sistemas avaliados: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).

Os eucaliptais abandonados tratam-se de plantios de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus urograndis*. Não foi possível obter informações sobre os tratos culturais aplicados nestes plantios anteriormente ao abandono. Em cada talhão foram coletados os dados de diâmetro e altura para caracterização dos povoamentos, apresentados na **tabela 2**:

Tabela 2: Parâmetros dendométricos dos povoamentos de *Eucalyptus* spp.: número de indivíduos (N); densidade de indivíduos (Den); área basal (AB); valores médios do diâmetro a altura do peito (DAP) e desvio padrão (dp); diâmetro a altura do peito máximo (DAP_m); valores médios da altura da abertura do dossel (H) e desvio padrão (dp), nos sistemas amostrados: povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).

Área	N	Den (ind/ha)	AB (m ² /ha)	DAP (\bar{x} cm)	dp	DAP _m (cm)	H (\bar{x} m)	dp
Er	136	1813.33	71.173	19.246	14.738	58.718	14.353	4.906
Em	106	1413.33	62.267	18.949	14.285	84.156	18.533	4.856
Ea	95	1280.00	66.729	19.776	11.398	88.234	20.103	5.150

Para verificar as diferenças dendométricas entre os eucaliptais foram realizados MLGs (modelos lineares generalizados) com família de distribuição Poisson e teste post hoc glht do tipo Tukey, considerando a idade das áreas como a variável independente e os parâmetros: densidade, área basal e altura, os parâmetros dependentes. Só houve diferença significativa ($p < 0,05$) para as alturas em Er e Ea. A altura da abertura de dossel tende a ser maior em Ea, e o número de indivíduos amostrado tende a ser menor. A perda de indivíduos por queda e deficiência na ciclagem de nutrientes são alguns dos elementos apontados que dificultam o incremento de biomassa em eucaliptais não tratados, assim como o elevado adensamento de indivíduos no plantio, como pode ser percebido para Er, que aumenta a competição por recursos nestes plantios limitando o desenvolvimento em biomassa dos povoamentos (Guedes 2005), como possivelmente é o caso.

3.3 Coletados dados

3.3.1 Florística e Estrutura das Comunidades Vegetais

Para coleta dos dados fitossociológicos utilizou-se o critério de inclusão Circunferência à Altura do Peito (CAP) > 10 cm (DAP $> 3,2$ cm) dos indivíduos arbóreos. Por esse critério e o de similaridade de tamanho das áreas o levantamento ocorreu nas seguintes áreas: Rr, Rm, Ra, Er, Ea e F. Não incluindo, portanto, o pasto (P) e o eucaliptal sob abandono > 20 anos (Em).

Em cada área foram instalados três transectos de 50×5 m (250 m^2) e foram coletados os seguintes dados: Circunferência à Altura do Peito (CAP); altura total e altura do início da copa. A área amostrada total foi de 6000 m^2 , sendo 750 m^2 em cada sistemas e considerando que no pasto não foi encontrado nenhum indivíduo arbustivo-arbóreo e em Em foram levantados apenas os dados do povoamento de eucalipto. A identificação das espécies botânicas foi realizada por coleta e herborização (Ming 1996) de material vegetativo e reprodutivo, quando possível e necessário. Também utilizou-se do reconhecimento em campo com arquivo fotográfico de espécimes. O voucher do material botânico foi analisado em consultas ao Herbário Rioclarense (Herbário da Universidade Estadual Paulista, "Júlio de Mesquita Filho", campus de Rio Claro) e a plataforma digital do projeto REFLORA,

Jardim Botânico do Rio de Janeiro (Reflora 2019). A classificação taxonômica das espécies seguiu a proposta da Angiosperm Phylogeny Group (APG IV 2016).

As espécies identificadas foram, quando possível, categorizadas pelas suas classes sucessionais e síndromes de dispersão das sementes. Para classificação sucessional utilizou-se a Lista da Resolução da Secretaria do Meio Ambiente (SMA) do Estado de São Paulo (SÃO PAULO 2008); Projeto Silvicultura Sustentável Embrapa Silvopastoril (Embrapa 2011); Lorenzi (2016). As classes utilizadas foram “pioneiras”, considerando pioneiras e secundárias iniciais, e “não-pioneiras”, considerando secundárias tardias e clímax. Para as síndromes de dispersão, foram utilizados conceitos estabelecidos por Pijl (1982), no qual espécies são classificadas como anemocóricas, zoocóricas e autocóricas.

As alturas foram medidas com auxílio de um clinômetro (princípio geométrico) ou estimadas visualmente. Foram utilizados os dados de altura de abertura de dossel, ou altura do tronco, para as análises por esta ser uma medida mais confiável que a altura total do dossel devido à declividade do relevo e distribuição das árvores na área. As classes diamétricas foram divididas a partir da mediana total em: classe 1: 3,2 (diâmetro mínimo) a 4,458 cm; classe 2: 4,458 a 5,414 cm; classe 3: 5,414 a 6,369 cm (mediana); classe 4: 6,369 a 11,146 cm; classe 5: 11,146 a 18,153 cm; e classe 6: 18,153 a 82,165 cm (maior diâmetro).

A partir destas coletas os dados foram compilados utilizando-se o software livre FITOPAC 2.0 (SHEPHERD 2010), para determinação da área basal total; densidade; riqueza; índices de diversidade e equabilidade; similaridade entre áreas; e índices de valor de importância (IVI) e de cobertura (IVC). Utilizou-se os estimadores de diversidade: índice de heterogeneidade de Shannon (H'), Simpson, índice de dominância de Simpson (D), índice de equitabilidade de Pielou (J) (Magurran 2011).

Índice de Shannon:

$$H' = - \sum ni \cdot \ln ni,$$

onde ni = abundância relativa da espécie i na amostra

Índice de equitabilidade de Pielou:

$$J = \frac{H'}{H_{max}} \text{ ou } \frac{H'}{\ln S}$$

onde S = Número de espécies na amostra

Índice de Simpson (sem viés):

$$D = 1 - \sum \frac{(-1)}{(-1)}$$

onde n_i = abundância relativa da espécie i na amostra
 N_i = abundância absoluta da espécie i na amostra

A similaridade florística entre as comunidades analisadas, foi dada pelo coeficiente de Sorensen, peso para a diversidade taxonômica e distância de Bray-Curtis, peso para as abundâncias (Magurran 2011), utilizando-se o método de agrupamento UPGMA (método de ligação pela a média do grupo).

O coeficiente de Sorensen (S_s) é dado pela equação:

$$S_s = \frac{2a}{2a + b + c}$$

onde: a = total de espécies exclusivas da amostra a ;
 b = total de espécies exclusivas da amostra b ;
 c = total de espécies comuns em ambas as amostras;

A distância de Bray-Curtis é dada por:

$$\sum_{i=1}^S |n_{i1} - n_{i2}| / N$$

onde: $|n_{i1} - n_{i2}|$ = valor absoluto da diferença das abundâncias da espécie i em duas amostras
 S = riqueza de espécies nas amostras
 N = número de indivíduos nas amostras

A cobertura de dossel foi obtida a partir de fotografias digitais coloridas tomadas a aproximadamente 1m do solo, em 3 pontos por cada parcela estabelecida nos sistemas, totalizando 63 pontos de amostragem por período. Os períodos foram março e setembro de 2017. As fotografias foram obtidas com a câmera Canon EOS 7D Mark II dotada de uma lente tipo olho de peixe (EF 8-15mm f/4L *Fisheye* USM) e possuíam dimensões de 1280x960 pixels. As fotografias digitais foram processadas utilizando o software Gap Light Analyzer-GLA 2.0 (Frazer et al. 1999).

Na classificação das fotografias com o GLA 2.0 foi analisada somente a banda vermelha, pela qual há o maior contraste entre o céu e o dossel, com limiação manual a 125nm. Os testes de banda e limiação foram realizados anteriormente até a adequação e padronização (exemplo, **figura 8**). A classificação das fotos hemisféricas no GLA 2.0 fornece dados de estrutura do dossel a partir das

porcentagens de abertura, corrigindo as distorções causadas pela projeção da calota hemisférica sobre o plano da fotografia (Carvalho 1997).



Figura 8: Exemplificação do tratamento dado às fotos hemisféricas coloridas tomadas do dossel, pelo uso do Software Gap Light Analyzer-GLA 2.0, da esquerda para direita: transformação em branco e preto; aplicação da banda vermelha para aumento do contraste; e transformação bicolor no limiar 125.

A partir da classificação das fotos hemisféricas foram obtidos os valores de abertura do dossel (%), com o qual é encontrado a cobertura de dossel (%), o Índice de Área Vegetal, definida pela razão entre os elementos que compõe o dossel acima da altura da tomada da foto: folhas, troncos, galhos e outras formas de vida (lianas, por exemplo) pela área do solo ocupada pela fração do dossel amostrada (em m^2/m^2), resultando em um indicativo da estruturação vertical do dossel (Carvalho 1997).

3.3.2 Determinação dos estoques de nutrientes

Para coleta dos dados de estoque e ciclagem de nutrientes todas as áreas descritas anteriormente foram incluídas: Rr, Rm, Ra, Er, Em, Ea, P e F. As coletas foram realizadas nos transectos demarcados para a análise fitossociológica.

Produção mensal de serapilheira

A deposição mensal de folheto foi avaliada utilizando-se coletores suspensos em 3 repetições por áreas, com três coletores em cada transecto, distribuídos de maneira aleatória em cada sistema avaliado. Não houveram coletores na pastagem, dada a ausência de árvores e por ser de porte menor que a altura do coletor. Desta maneira, em cada sistema um dos 7 sistemas amostrados foram instalados 3 coletores por réplica, sendo três réplicas por área, totalizando 63 coletores na

experimentação. Estes coletores foram confeccionados utilizando-se bambolês de plástico com área de $0,3\text{m}^2$ instalados a 50 cm do solo (**figura 9**) sendo fixada uma tela tipo sombrite 2,00 mm em uma de suas faces. As coletas foram realizadas mensalmente sendo os materiais coletados acondicionados em sacos de papel kraft.



Figura 9: Ilustração da montagem do experimento com coletores suspensos circulares para captura do folhedo produzido e litter bags contendo folhas senescentes para avaliação da decomposição.

Com gabaritos de iguais dimensões, foram coletadas amostras da serapilheira depositada no solo em quinze pontos aleatórios, por todos os sistemas avaliados, nos períodos: início do experimento (janeiro de 2017); início do período seco (março); início do período chuvoso (setembro de 2017) e final do experimento (dezembro de 2017).

As amostras de folhedo produzido e da serapilheira coletados foram levadas para estufa de ventilação forçada (Marconi – MA035/1152) a $65\text{ }^{\circ}\text{C}$ até atingirem peso constante para determinação da massa seca da amostra, no Laboratório de Ecologia da Vegetação, LEVEG, (UNESP – Rio Claro). Após seco, o material foi triado nas diferentes classes: galhos finos ou gravetos (diâmetro $>2\text{cm}$), galhos grossos (diâmetro $<2\text{cm}$), cascas, folhas de espécies nativas, folhas de eucalipto, material reprodutivo, restos animais, fragmento de rochas e material fragmentado, as quais foram pesadas separadamente. As frações de folha e material fragmentado foram consideradas como serapilheira fina, para os fins de análises químicas.

As amostras do folhede depositado foram trituradas em moinho tipo Wiley com malha ≤ 2 mm de diâmetro, para realização das análises químicas, visando determinar a concentração de nutrientes. As amostras passaram pelas digestões sulfúrica e perclórica (Malavolta et al. 1997), sendo obtidas as concentrações de Fósforo, Potássio, Cálcio e Magnésio pelo método da espectrofotometria de absorção atômica e Nitrogênio total pelo método Micro Kjeldahl no Laboratório de Nutrição de Plantas “Eurípedes Malavolta” do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA– USP).

A quantidade de nutrientes estocados no folhede depositado sobre o solo foi determinado pela equação:

$$QNE=[Nutriente] \times BFP$$

onde: QNE = quantidade de nutriente estocado no folhede depositado sobre o solo (Kg. ha^{-1});

$[Nutriente]$ = concentração do nutriente no folhede produzido (g.Kg^{-1}); e

BFP = biomassa do folhede produzido (Kg.ha^{-1})

Decomposição da serapilheira

A decomposição da serapilheira foi avaliada pelo método direto, com o uso de bolsas de decomposição de 20×30 cm contendo 20g de folhas recém-caídas das principais espécies observadas em cada área (Bocock; Gilbert 1957), (**figura 8**). As bolsas foram confeccionadas manualmente utilizando-se para isso tela tipo mosquiteira de nylon de 1mm. Todas as bolsas foram identificadas de modo a saber o tratamento a que pertencia. Foram distribuídas 36 unidades destas por cada sistema avaliado, incluindo a pastagem, totalizando portanto 288 unidades. Destas, foram retiradas mensalmente três bolsas por sistema vegetacional as quais foram secas em estufa de ventilação forçada (Marconi – MA035/1152) a 65°C até atingirem peso constante e pesadas. Este procedimento também foi realizado no Laboratório de Ecologia da Vegetação, LEVEG (UNESP – Rio Claro).

A constante de decomposição ($\text{g}^{-1} \text{ tempo}^{-1}$) foi estimada usando a equação de decaimento de massa (Thomas; Asakawa 1993):

$$\frac{X_t}{X_0} = e^{-kt}$$

onde: X_t = peso seco do material remanescente depois de t dias

X_0 = massa seca do material original em t_0

k = constante de decomposição.

A meia vida do material (T50%), correspondente ao tempo requerido para decomposição de 50% da massa original, e o tempo necessário para decomposição de 95% da massa original (T95%), foram calculados pela equação de decaimento (Rezende et al. 1999), a partir dos valores de k da equação apresentada anteriormente:

$$T50\% = -\ln(0.5)/k \quad T95\% = -\ln(0.05)/k$$

A decomposição também foi avaliada pelo método indireto com o emprego da razão entre aporte pelo estoque. No método “aporte/estoque” o coeficiente de decomposição do material foi estimado a partir da razão entre valores de massa seca produzida e depositada sobre o solo no ano e os valores médios da massa seca estocada na superfície no mesmo período. A quantificação do coeficiente de decomposição (k_L) por este método e a meia vida do material se dão segundo equações propostas por Olson (1963):

$$kL = \frac{It}{Xt}$$

onde: kL = constante de decomposição

It = aporte de serrapilheira no intervalo t

Xt = serrapilheira estocada no intervalo t

Meia vida ($T_{L50\%}$):

$$TL50\% = \frac{1}{KL}$$

Para inferências sobre a ciclagem de nutrientes nos sistemas, foi calculada a Eficiência no Uso dos Nutrientes (NUE) proposta por Vitousek (1982), em que estima-se a capacidade de um determinado sistema em produzir biomassa (folhedeo) a partir dos nutrientes disponíveis para essa produção (QNE). O modelo pode ser aplicado a todos os nutrientes analisados nos sistemas e consiste na equação de Vitousek (1982):

$$NUE = \frac{BFP}{QNE}$$

onde: NUE = Eficiência no uso de determinado nutriente

BFP = biomassa do folhedeo produzido no ano ($\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)

QNE = quantidade de determinado nutriente no folhedeo produzido ($\text{Kg} \cdot \text{ha}^{-1}$);

Fertilidade do solo

Foram coletados, de forma aleatória por caminharmento nos diferentes sistemas, três repetições de amostras compostas (10 subamostras em cada) de solo a: 0-5 cm; 30-40 cm e 1m de profundidade. As amostras de solo foram devidamente identificadas e enviadas ao laboratório onde foram secas em estufa de ventilação forçada (Marconi – MA035/1152) a 45°C até atingirem peso constante. As amostras foram peneiradas (peneira de malha 2 mm), homogeneizadas e encaminhadas ao Laboratório de Análise Química – Departamento de Ciência dos Solos ESALQ/USP para análise química.

As análises foram realizadas segundo descrito por Raij et al. (2001). A análise de acidez consistiu na determinação da acidez ativa do solo determinada pelo pH em CaCl_2 (0,01 mol/L); da acidez residual, determinada pela mesma suspensão de solo em 0,01 M de CaCl_2 acrescida da solução tampão SMP, provocando a hidrólise do alumínio ($\text{Al}^{3+} + \text{H}^+$), ambas obtidas através de peagômetro; e da acidez trocável (teor de Al^{3+}), a qual foi obtida pela extração em KCl (1M) por troca iônica e determinada na titulação com NaOH (0,025 M).

A análise de fertilidade englobou a determinação do Carbono Orgânico Total (COT), realizada pelo método Walkley-Black modificado para solos tropicais, que consiste na oxidação da matéria orgânica por íons dicromato em meio fortemente ácido, medida por espectrofotômetro; do Fósforo lábil (P_{resina}), Cálcio, Magnésio e Potássio extraídos com resina trocadora de íons e solução extratora de NH_4Cl (0,8 mol/L) + HCl (0,2 mol/L), com teores determinados por espectrofotometria; e do Nitrogênio total pelo método Micro Kjeldahl: conversão do Nitrogênio orgânico em NH_4^+ por digestão com H_2SO_4 , posterior destilação por arraste de vapor através da adição de NaOH concentrada, seguida por retrotitulação da mistura com ácido bórico através da adição do ácido sulfúrico.

De posse desses dados foram calculados: 1. A soma de bases (SB) correspondente à soma da concentração de K^+ , Ca^+ e Mg^{2+} ; 2. A capacidade de troca catiônica (CTC) correspondente à soma $[\text{SB}+(\text{H}+\text{Al})]$; 3. A saturação por bases em porcentagem (V%) $[(\text{SB}\div\text{CTC})\times 100]$ e; 4. Saturação por alumínio (m%) pela fórmula $[\text{Al}\div(\text{SB}+\text{Al})\times 100]$.

3.4. Análise dos dados

Para verificar a diferença entre as riquezas utilizou-se o teste não-paramétrico de Wilcoxon para amostras independentes pareadas, a confiança de 95%. Os valores do índice de diversidade (H') foram comparados por meio do teste t de Hutcheson (Zar 1999).

Para verificar as diferenças entre os tratamentos foram realizados MLGs (modelos lineares generalizados) com família de distribuição Poisson e testes post hoc glht do tipo Tukey, considerando a idade das áreas como a variável independente e os parâmetros: área basal, altura das árvores, densidade de indivíduos, índice de área vegetada, abertura de dossel, teores de nutrientes no solo, teores de nutrientes no folheto, deposição mensal, sazonal e total da fitomassa seca produzida e das frações de material que estas continham e fitomassa seca acumulada total e sazonal, os parâmetros dependentes. Para a comparação das diferenças entre os coeficientes de decomposição foi utilizada a análise de variância (ANOVA), seguida por comparação de médias (teste de Tukey).

A correlação entre os fatores climáticos e a produção de fitomassa seca, entre dados de estrutura da vegetação (área basal, densidade de indivíduos, altura das árvores e riqueza de espécies) e os índices de cobertura de dossel e área vegetada, e entre os parâmetros de estrutura da comunidade (idade, área basal, densidade de indivíduos, altura das árvores e riqueza de espécies, cobertura de dossel e índice de área vegetada) com os parâmetros de dinâmica de nutrientes (produção de fitomassa, fitomassa acumulada, retorno dos macronutrientes N, P, K, Ca e Mg ao solo) foi testada pela correlação de Pearson (teste t = 95%). Para inferência da relação entre a caracterização química dos solos e a composição de espécies nas regenerações utilizou-se a análise direta de gradiente unimodal: Análise de Correspondência Canônica (CCA).

Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R (R Core Team 2016) com os pacotes vegan (Oksanen et al. 2016), ggplot2 (Wickham 2009), multcomp (Hothorn et al. 2008) e stats (R Core Team 2016).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Evolução da diversidade de arbóreas na regeneração natural da Floresta Ombrófila Densa Montana sob influência de plantios abandonados de *Eucalyptus* spp.

4.1.1 Análise fitossociológica, composição esilimilrade florísticas Regenerações Naturais

Nos 4500 m² em que se realizou o levantamento da regeneração natural, foram inventariados 858 indivíduos vivos, dos quais foi possível a indentificação de 59 espécies, pertencentes a 26 famílias botânicas. Para 33 indivíduos, de 9 espécies, foi possível a identificação em nível de gênero, e 2 espécies em nível de família. Para 15 espécies não foi possível realizar a identificação, por ausência de material reprodutivo ou falta de acesso a copa, totalizando 85 espécies. A lista florística e distribuição das espécies por sistema amostrado encontra-se na **tabela 3**.

As famílias com maior porcentagem de espécies foram: Myrtaceae (12,64%), Fabaceae (11,49%), Lauraceae (6,90%), Rubiaceae (5,75%) e Salicaceae (5,79%). O elevado número de espécies dessas famílias é comum para as florestas da Mata Atlântica (Gandolfi 1995; Taberelli; Mantovani 1999; Aguiar 2004; Joly et al. 2012, Marchiori et al. 2016). Estas famílias com maior riqueza são representadas por 42,57% das espécies encontradas nas áreas. As demais famílias que constituem os 57,43% restante, foram: Asteraceae, Chrysobalanaceae, Clethraceae, Cunoniaceae, Elaeocarpaceae, Lacistemataceae, Monimiaceae, Peraceae, Polygonaceae, Rosaceae, Sapindaceae, Bignoniaceae, Euphorbiaceae, Melastomataceae, Moraceae, Primulaceae, Symplocaceae, Annonaceae, Meliaceae, Nyctaginacea, Rutaceae.

Tabela 3: Listagem das Famílias e Espécies de árvores encontradas na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil em diferentes estágios sucessionais: Floresta preservada sem histórico de uso humano recente (F); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra), regeneração natural sob eucaliptais abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea). Espécies estão separadas por seus respectivos nomes científicos e populares, Áreas de ocorrência, Classe Sucessional – CS (P - Pioneira, NP – não pioneira, Nc - não classificada) e Síndrome de Dispersão SD (Zoo - Zoocórica, Ane - Anemocórica, Aut - autocórica).

Família	Espécie	Nome popular	Área de ocorrência						CS	SD	
			F	Ra	Rm	Rr	Er	Ea			
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	Pindaúva	X	X				X	X	NP	Zoo
	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	Araticum-da-mata	X	X					X	NP	Zoo
	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	Araticum-mirim	X							NP	Zoo
Asteraceae	<i>Piptocarpha</i> sp.	N.A.	X							Nc	Ane
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	Carobinha	X	X	X					P	Ane
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-roxo		X	X					NP	Ane
Chrysobalanaceae	<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	N.A.	X							NP	Zoo
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	Carne-de-vaca	X	X	X	X			X	P	Ane
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Guaraperê		X	X					NP	Ane
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Laranjeira-do-mato	X							NP	Zoo
Euphorbiaceae	<i>Bernardia pulchella</i> (Baill.) Müll.Arg.	Canela-de-virá			X					NP	Zoo
	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. &Endl.	Tapiá		X						NP	Auto
	<i>Ormosia minor</i> Vogel	N.A.	X							NP	Zoo
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin&Barneby	Canafistula	X	X	X				X	P	Auto
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Jacarandá-bico-de-pato	X	X	X				X	NP	Ane
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin&Barneby	Fedegoso	X	X	X					P	Auto
	<i>Inga uruguensis</i> Hook. &Arn.	Ingá-do-brejo					X			NP	Zoo
	<i>Tachigali multijuga</i> Benth.	N.A.					X			P	Auto
	<i>Pterocarpus</i> sp.	N.A.	X							Nc	Ane
	<i>Anadenanthera</i> sp.	N.A.		X						P	Auto

(continuação) **Tabela 3:** Listagem das Famílias e Espécies encontradas na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil em diferentes estágios sucessionais: Floresta preservada sem histórico de uso humano recente (F); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra), regeneração natural sob eucaliptais abandonados com 8 anos (Er) e 30 anos (Ea). Espécies estão separadas por seus respectivos nomes científicos e populares, Áreas de ocorrência, Classe Sucessional – CS (P - Pioneira, NP – não pioneira, Nc - não classificada) e Síndrome de Dispersão SD (Zoo - Zoocórica, Ane - Anemocórica, Aut - autocórica).

Família	Espécie	Nome popular	Área de ocorrência						CS	SD	
			F	Ra	Rm	Rr	Er	Ea			
Lacistemataceae	<i>Lacistema aggregatum</i> (P.J.Bergius) Rusby	N.A.	X					X	X	NP	Zoo
Lauraceae	<i>Ocotea dispersa</i> (Nees & Mart.) Mez	Canelinha	X	X						P	Zoo
	<i>Ocotea fasciculata</i> (Nees) Mez	N.A.	X	X						NP	Zoo
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Canela-fedida	X	X	X	X	X	X	X	NP	Zoo
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Canela-frade	X	X	X			X		NP	Zoo
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Canela-amarela	X		X	X				NP	Zoo
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Canela-sassafrás			X	X			X	NP	Zoo
Melastomataceae	<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	Manacá-da-serra	X		X					P	Ane
	<i>Pleroma mutabile</i> (Vell.) Triana	Manacá-da-serra						X	X	P	Ane
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	X	X	X					P	Zoo
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Pau-de-ervilha	X							NP	Zoo
	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	Catiguá			X					NP	Zoo
Monimiaceae	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Espinheira-santa	X	X	X					NP	Zoo
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	Soroco	X	X	X				X	NP	Zoo
	<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich.	N.A.					X			NP	Zoo
	<i>Eugenia umbrosa</i> O.Berg	N.A.	X						X	NP	Zoo
Myrtaceae	<i>Calypttranthes concinna</i> DC.	Guamirim	X	X	X					NP	Zoo
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Araçá	X	X						NP	Zoo
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	Sete-capas	X	X	X					NP	Zoo
	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	N.A.	X							NP	Zoo
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Guamirim-miúdo	X	X	X					NP	Zoo

(continuação) **Tabela 3:** Listagem das Famílias e Espécies encontradas na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil em diferentes estágios sucessionais: Floresta preservada sem histórico de uso humano recente (F); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra), regeneração natural sob eucaliptais abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea). Espécies estão separadas por seus respectivos nomes científicos e populares, Áreas de ocorrência, Classe Sucessional – CS (P - Pioneira, NP – não pioneira, Nc - não classificada) e Síndrome de Dispersão SD (Zoo - Zoocórica, Ane - Anemocórica, Aut - autocórica).

Família	Espécie	Nome popular	Área de ocorrência						CS	SD
			F	Ra	Rm	Rr	Er	Ea		
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> sp.	N.A.	X		X				Nc	Zoo
	<i>Myrcia eugeniopsoides</i> (D.Legrand&Kausel) Mazine	Cambucá		X					NP	Zoo
	<i>Eugenia</i> sp. 1	N.A.	X	X					Nc	Zoo
	<i>Eugenia</i> sp. 2	N.A.		X	X				Nc	Zoo
	<i>Eugenia</i> sp. 3	N.A.		X					Nc	Zoo
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Maria-faceira	X	X	X				NP	Zoo
	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Maria-mole	X		X				NP	Zoo
	<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	Primavera		X	X				P	Ane
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ExBaill.	Tabocuva		X	X		X	X	NP	Zoo
Polygonaceae	<i>Coccoloba warmingii</i> Meisn.	N.A.	X		X				NP	Zoo
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororoca	X		X				NP	Zoo
	<i>Myrsine</i> sp.	N.A.		X					NP	Zoo
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-do-mato	X						NP	Zoo
Rubiaceae	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. &Schltdl.) Wawra	Cravo-negro	X	X	X				NP	Zoo
	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	Jasmim-do-mato	X	X	X			X	NP	Zoo
	<i>Alseis floribunda</i> Schott	Qima-de-são-paulo	X	X					P	Zoo
	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	Fumão	X	X	X				NP	Zoo
	<i>Psychotria</i> sp.	N.A.		X					NP	Zoo
	Rutaceae	<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	Chupa-ferro	X	X			X	X	NP
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.		Mamica-de-porca	X	X	X				NP	Zoo
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		Mamica-de-porca		X					P	Zoo
Salicaceae	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Guaçatonga	X	X	X			X	P	Zoo
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatonga	X		X	X		X	P	Zoo

(continuação) **Tabela 3:** Listagem das Famílias e Espécies encontradas na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual do Jurupará, São Paulo, Brasil em diferentes estágios sucessionais: Floresta preservada sem histórico de uso humano recente (F); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra), regeneração natural sob eucaliptais abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea). Espécies estão separadas por seus respectivos nomes científicos e populares, Áreas de ocorrência, Classe Sucessional – CS (P - Pioneira, NP – não pioneira, Nc - não classificada) e Síndrome de Dispersão SD (Zoo - Zoocórica, Ane - Anemocórica, Aut - autocórica).

	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Guaçatonga	X	X	X	X	X	P	Zoo
	<i>Casearia</i> sp.	N.A.	X					P	Zoo
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Pau-magro	X					NP	Zoo
Symplocaceae	<i>Symplocos laxiflora</i> Benth.	Bofe	X	X	X			NP	Zoo
	<i>Symplocos estrellensis</i> Casar.	Canela-conserva			X			NP	Zoo

Na Floresta sem uso humano recente (F), foram amostrados 225 indivíduos, de 58 espécies, distribuídas em 29 famílias, com densidade estimada de 3000 ind/ha. As famílias com mais espécies representando-as foram: Myrtaceae (8); Fabaceae (7); Lauraceae (5); Rubiaceae (5); Salicaceae (4); Annonaceae (3); Rutaceae (2); Nyctaginaceae (2); e Meliaceae (2). Das espécies identificadas na comunidade vegetal, 76% são categorizadas como não pioneiras e 24% como pioneiras. Quanto a síndrome de dispersão, há o predomínio da zoocoria (82%), seguido da anemocoria (12%) e autocoria (6%).

Na regeneração recente (Rr), foram amostrados 23 indivíduos pertencentes a 7 espécies, distribuídas por 5 famílias: Fabaceae (2); Lauraceae (2); Nyctaginaceae (1); Moraceae (1); e Clethraceae (1). A densidade estimada é de 306,67 ind/ha. As espécies mais abundantes foram a *Ocotea diospyrifolia* (9) e a *Casearia decandra* (8), ambas com síndrome de dispersão zoocórica, assim como *Inga uruguensis*; *Sorocea hilarii*; e *Nectandra grandiflora*. As outras duas espécies encontradas possuem síndromes de dispersão anemocórica (*Clethra scabra*) e autocórica (*Tachigali multijuga*). Destas espécies 4 são consideradas não-pioneiras e 3 pioneiras.

Na regeneração média (Rm), foram amostrados 198 indivíduos, representando uma densidade estimada de 2640 ind/ha, pertencentes a 38 espécies e 22 famílias. As famílias representadas pelo maior número de espécies foram: Myrtaceae (5); Lauraceae (5); Fabaceae (3); e Rubiaceae (3). As famílias Nyctaginaceae, Salicaceae, Symplocaceae e Bignoniaceae foram representadas por 2 espécies cada. Das espécies em que foi possível identificar o estágio sucessional e síndrome de dispersão, 72,97% são consideradas não-pioneiras e 27,02% consideradas pioneiras. A maioria (75,67%) possui síndrome de dispersão zoocórica, sendo que 16,21% possuem síndrome de dispersão anemocórica e 8,1% autocórica.

Na regeneração antiga (Ra) foram amostrados 281 indivíduos, pertencentes a 47 espécies e 22 famílias, com uma densidade de 3746,67 ind/ha. As famílias com mais espécies representando-as foram: Myrtaceae (8); Lauraceae (5); Rubiaceae (5); Fabaceae (4); e Rutaceae (3). Com relação ao estágio sucessional e síndromes de dispersão, foi possível identificar que 72,09% são consideradas não-pioneiras e

27,9% pioneiras. A zoocoria também predomina dentre as síndromes de dispersão (76,4%), seguida da anemocoria e autocoria com 13,95% cada.

Na regeneração sob eucaliptal abandonado recente (Er), foram amostrados 28 indivíduos, pertencentes a 8 espécies representando 7 famílias. A densidade estimada é de 373,33 ind/ha. Lauraceae foi a única família com 2 espécies (*Endlicheria paniculata* e *Nectandra grandiflora*). As demais foram representadas por 1 espécie, são estas: Annonaceae; Lacistemataceae; Melastomataceae; Peraceae; Rutaceae e Salicaceae. Quanto ao estágio sucessional, apenas as espécies *Pleroma mutabile* e *Casearia sylvestris* são consideradas pioneiras. A síndrome de dispersão predominante foi a zoocoria (75%), e anemocoria e autocoria representaram 12,5% cada.

No eucaliptal abandonado antigo (Ea), foram amostrados 101 indivíduos em seu subosque, indentificados em 17 espécies e 13 famílias. A densidade estimada é de 1346,67 ind/ha. As famílias representadas pelo maior número de espécies foram: Salicaceae (3); Lauraceae (2); e Annonaceae (2). Das espécies identificadas 67,7% são classificadas como não-pioneiras e 35,29% como pioneiras. A síndrome de dispersão predominante foi a zoocoria (70,58%), seguida pela anemocoria (17,65%) e autocoria (11,76%).

Em todas as comunidades vegetais amostradas predominou a síndrome de dispersão zoocórica (**figura 10**).

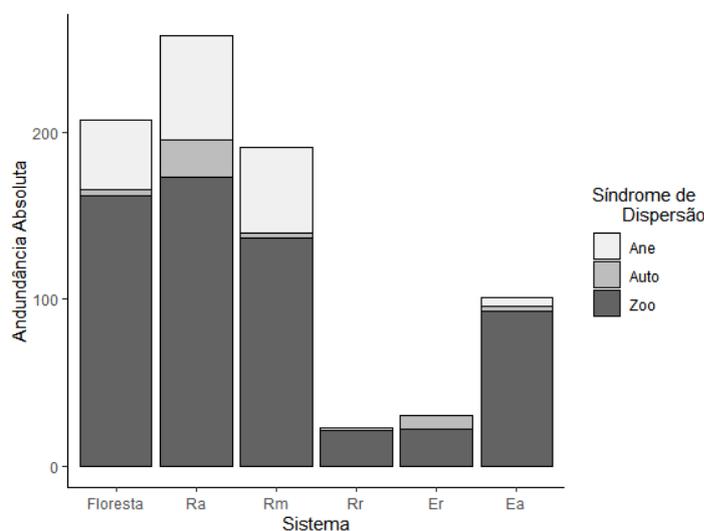


Figura 10: Abundância absoluta das espécies classificadas pela síndrome de dispersão em: anemocórica (Ane); zoocórica (Zoo); e Autocórica (Auto), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com

8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).

O fato de a maioria das espécies (de 70 a 76%) possuírem sua disseminação facilitada pela fauna confirma o padrão encontrado para as Florestas Tropicais, que é em torno de 50 a 90% (Chazdon 2012). A proximidade com remanescentes antigos e conservados e a diversidade de fauna (São Paulo 2006) influenciam a composição de espécies em todo o processo sucessional. Em especial, a dispersão de sementes dos fragmentos remanescentes para as áreas secundárias está intrinsecamente relacionada a fenologia das plantas e a capacidade dos dispersores de transitar entre as áreas (Mossoca et al. 2012). No Neotrópico, morcegos e aves são os agentes biológicos que mais contribuem na dispersão de sementes de plantas vasculares (Chazdon 2012). No PEJU, a proximidade entre as áreas amostradas e destas com os maiores fragmentos do Parque corroboram a maior participação da fauna na dispersão em todos os sistemas amostrados.

Quanto a estrutura horizontal das comunidades, a dominância basal por família não diferiu muito entre as regenerações naturais (**figura 11**). A família Clethraceae apresentou dominância basal importante em todos os estágios da regeneração da floresta, embora seja representada apenas pela espécie *Clethra scabra*. Esta é uma espécie comum em áreas de regeneração por todas as formações Atlânticas, permanecendo na comunidade com o passar dos anos (Vieira 2019). Myrtaceae, Lauraceae e Fabaceae além da dominância espacial também apresentaram o maior número de espécies. Estas foram encontradas tanto como árvores de grande porte (*Campomanesia guazumifolia*; *Ocotea diospyrifolia*; *Senna multijuga*), quanto arvoretas no subosque (*Machaerium aculeatum*; *Endlicheria paniculata*; *Psidium cattleianum*), demonstrando elevada contribuição para estrutura das florestas. Em especial, *Ocotea odorifera*, apresentou frequência entre áreas elevada (50%), sustentando o que foi apresentado em São Paulo (2006), que o PEJU possui população bem estabilizada desta espécie, criticamente ameaçada.

Myrtaceae e Lauraceae apresentaram elevada riqueza e dominância basal para Mata Atlântica, especialmente em altitude, aumentando em importância na comunidade de acordo com a maturidade da floresta (Tabarelli; Mantovani 1999). Fabaceae, assim como Sapindaceae e Meliaceae, tende a diminuir em importância com a altitude (Gentry 1988), sendo que nesta pesquisa foram representadas por apenas 1 e 3 espécies, respectivamente. Rubiaceae e Salicaceae, sobretudo

representadas pelas psychotrias e casearias, apresentaram elevada importância nas idades médias de regeneração. Estes são gêneros comuns em regenerações com significativa abundância, principalmente no subosque (Marangon et al. 2008; Kunks; Martins 2013).

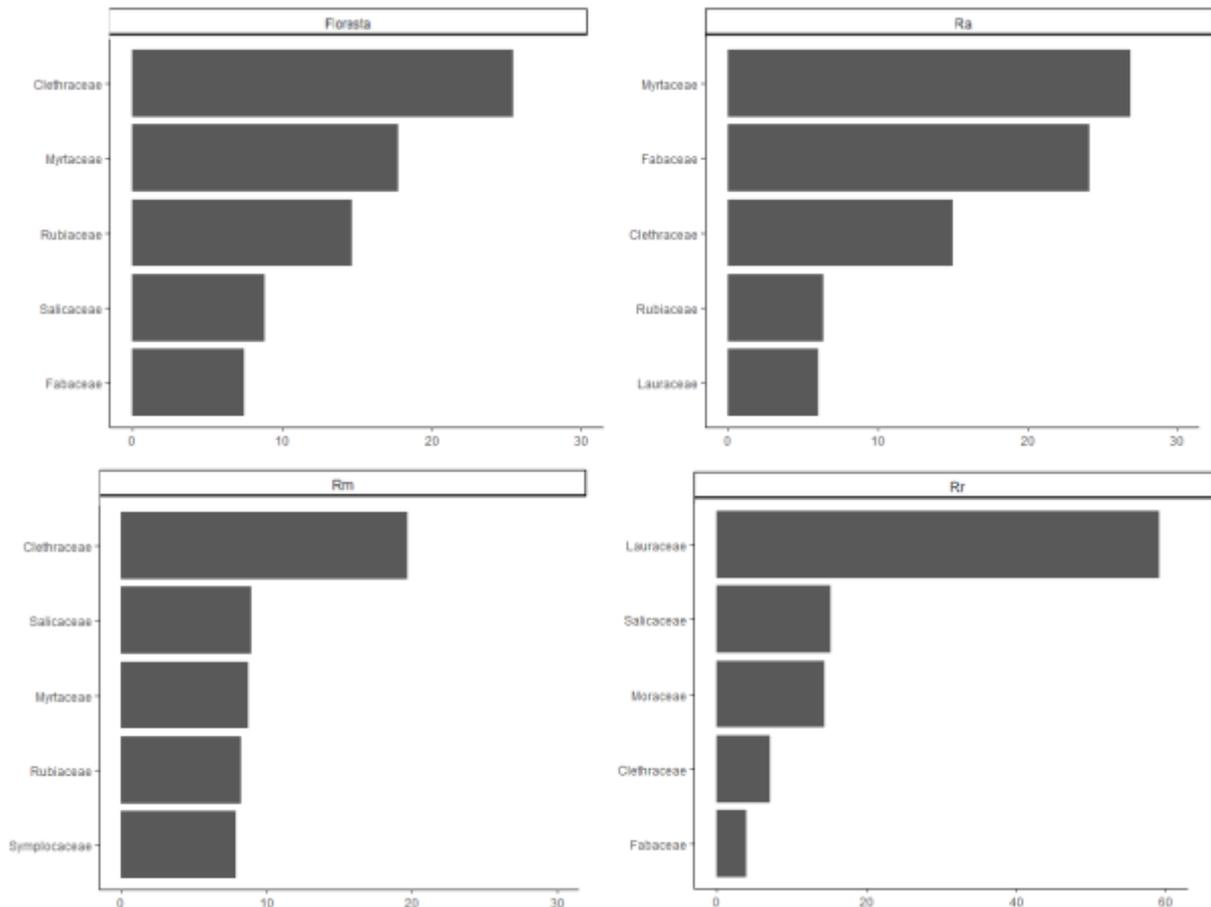


Figura 11: Classificação das famílias com maior dominância basal ($m^2 ha^{-1}$) nos sistemas: Floresta (referência); e áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra).

Nas regenerações sob eucaliptais abandonados, a família *Peraceae*, representada pela espécie *Pera Glabrata* teve importante dominância basal (**figura 12**). *Rutaceae*, que foi a família com maior dominância basal em Er e *Melastomataceae*, com dominância basal importante em ambas as comunidades, são famílias comuns em regenerações sob plantios florestais e ambientes alterados (Onofre et al. 2010).

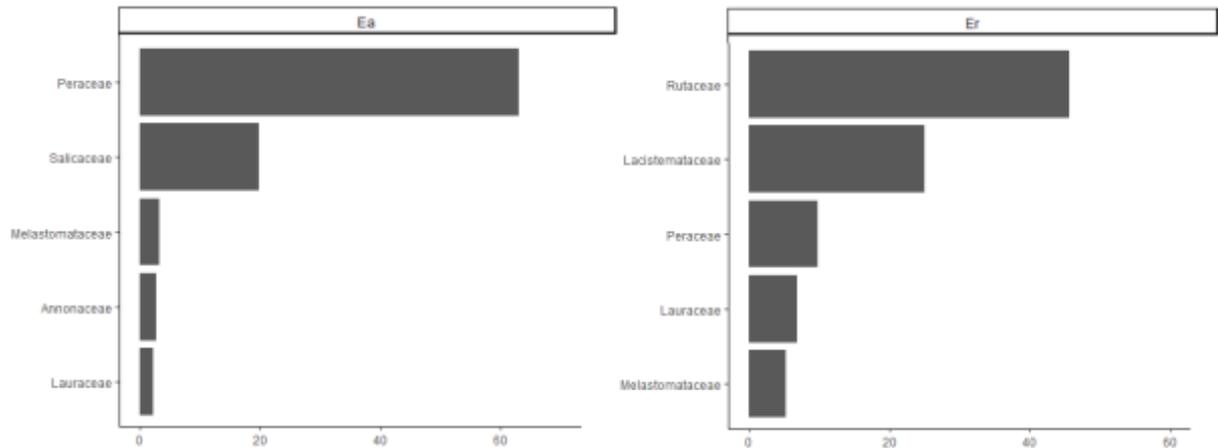


Figura 12: Classificação das famílias com maior dominância basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) nos povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er) e 30 anos (Ea).

Além da dominância basal por família, a partir da frequência relativa, área basal ou dominância relativa e densidade relativa por espécies em cada comunidade foram calculados os índices de valor de importância - IVI (**figura 13**) e de valor de cobertura – IVC (**tabela 4**) em cada sistema amostrado. Estes estimadores de importância ecológica de táxon em uma comunidade, diferem sobretudo pela menor importância do esforço amostral atribuído ao IVC, sendo o IVI, contudo, um descritor mais completo (Martins 1991).

Considerando os IVI de todas as comunidades, 31 espécies foram listadas. Nas regenerações Rm e Ra e em F, o IVI não ultrapassa os 50%, enquanto que nas demais este é próximo ou ultrapassa os 100%, resultado esperado dada a quantidade de indivíduos presentes nas regenerações.

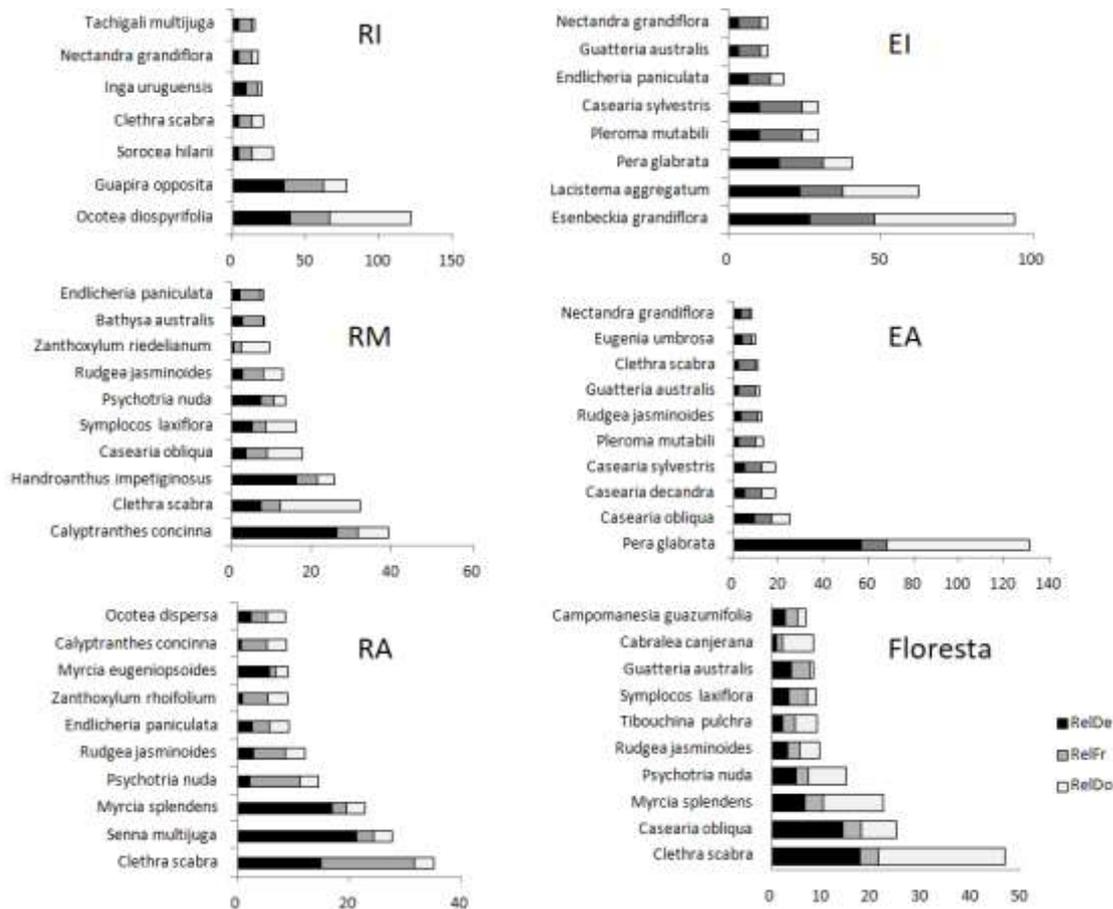


Figura 13: Classificação das espécies pelo Índice de Valor de Importância (IVI) decomposto em porcentagem de densidade relativa, frequência relativa e dominância relativa, em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).

Dentre as espécies com maior IVI, em F e Ra destaca-se a espécie *Clethra scabra*; em Rm *Calypttranthes concinna* teve maior IVI, seguida da *Clethra scabra*, evidenciando a importância desta espécie na estrutura da regeneração e Floresta. *Calypttranthes concinna*, por sua vez é uma espécie da família Myrtaceae encontrada em áreas antropizadas e formações primárias, mais comum na Floresta Estacional Semi-decidual (FESD) do interior do estado de São Paulo (Lorenzi 2002). A densidade elevada desta espécie em Rm e sua presença no subosque em Ra e F corroboram o apontado pelo Plano de Manejo do PEJU (São Paulo 2006) referente a marcante influência da FESD na porção norte do Parque. Com relação as demais áreas, apesar da baixa amostragem não possibilitar maiores interpretações, destaca-se para Rr a espécie *Ocotea diospyrifolia*, típica do interior da Floresta, especialmente nas encostas, mas com elevada ocorrência em áreas secundárias

(Lorenzi 2002); *Esenbeckia grandiflora*, em Er, típica da FESD mais amplamente encontrada no interior da mata, pela sua relativamente alta tolerância a sombra (Lorenzi 2002); e *Pera glabrata* que domina a estrutura horizontal em Ea, sendo esta espécie de ampla distribuição no Brasil, em diversos biomas, típica em áreas impactadas (Marangon et al., 2008). A espécie também ocorre em Er e em menor importância em Rm e Ra. Na comparação entre IVI e IVC houve poucas alterações na classificação, mantendo-se as principais espécies em ambos os estimadores.

Ambos os índices visam classificar as espécies de uma dada área pela sua distribuição horizontal. Quanto maior o espaço ocupado por determinada espécie maior será a sua importância para a comunidade diante ao uso de recursos e participação nos processos ecológicos. No processo de sucessão ecológica a comparação da distribuição horizontal das espécies em uma determinada fitocenose permite inferir sobre a reestruturação tanto da diversidade florística quanto da dominância quantitativa das espécies. Ou seja, estes índices consideram a anisotropia florística e estrutural na descrição de padrões da diversidade de uma comunidade vegetal (Silva; Guedes-Bruni 2005).

Tabela 4: Classificação das cinco espécies com maiores valores de Índice de Valor de Importância (IVI) e Índice de Valor de Cobertura (IVC), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).

F				Ra			
Espécies	IVI	Espécies	IVC	Espécies	IVI	Espécies	IVC
<i>Clethra scabra</i>	46.9	<i>Clethra scabra</i>	43.2	<i>Clethra scabra</i>	35.1	<i>Clethra scabra</i>	31.7
<i>Casearia obliqua</i>	25	<i>Casearia obliqua</i>	21.4	<i>Senna multijuga</i>	27.8	<i>Senna multijuga</i>	24.4
<i>Myrcia splendens</i>	22.4	<i>Myrcia splendens</i>	18.8	<i>Myrcia splendens</i>	22.9	<i>Myrcia splendens</i>	19.5
<i>Psychotria nuda</i>	15.1	<i>Psychotria nuda</i>	12.7	<i>Psychotria nuda</i>	14.5	<i>Psychotria nuda</i>	11.1
<i>Rudgea jasminoides</i>	9.68	<i>Rudgea jasminoides</i>	7.24	<i>Rudgea jasminoides</i>	12.0	<i>Rudgea jasminoides</i>	8.69
Rm				Rr			
<i>Calypttranthes concinna</i>	39	<i>Calypttranthes concinna</i>	33.8	<i>Ocotea diospyrifolia</i>	121.45	<i>Ocotea diospyrifolia</i>	94.1
<i>Clethra scabra</i>	31.9	<i>Clethra scabra</i>	26.7	<i>Guapira opposita</i>	77.33	<i>Guapira opposita</i>	50.0
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	25.6	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	20.4	<i>Sorocea hilarii</i>	27.87	<i>Sorocea hilarii</i>	18.7
<i>Casearia obliqua</i>	17.5	<i>Symplocos laxiflora</i>	12.6	<i>Clethra scabra</i>	20.63	<i>Clethra scabra</i>	11.5
<i>Symplocos laxiflora</i>	16.1	<i>Casearia obliqua</i>	12.3	<i>Inga uruguensis</i>	20.28	<i>Inga uruguensis</i>	11.1
Er				Ea			
<i>Esenbeckia grandiflora</i>	93.7	<i>Esenbeckia grandiflora</i>	72.2	<i>Pera glabrata</i>	131	<i>Pera glabrata</i>	119.4
<i>Lacistema aggregatum</i>	62.6	<i>Lacistema aggregatum</i>	48.3	<i>Casearia obliqua</i>	25.0	<i>Casearia obliqua</i>	17.33
<i>Pera glabrata</i>	40.6	<i>Pera glabrata</i>	26.3	<i>Casearia decandra</i>	18.3	<i>Casearia decandra</i>	10.67
<i>Pleroma mutabili</i>	29.5	<i>Pleroma mutabili</i>	15.2	<i>Casearia sylvestris</i>	18.2	<i>Casearia sylvestris</i>	10.54
<i>Casearia sylvestris</i>	29.2	<i>Casearia sylvestris</i>	15	<i>Pleroma mutabili</i>	12.8	<i>Eugenia umbrosa</i>	5.76

Como demonstrado pelos descritores acima, as comunidades vegetais em regeneração natural com e sem a presença de *Eucalyptus* spp. apresentaram uma elevada diferença na composição de espécies. A similaridade florística entre as localidades analisadas, dada pelo coeficiente de Sorensen, variou de 7 a 59%. Os

índices de similaridade foram baixos, considerando que 53,33% dos pares apresentaram valores menores que 30% e 20% (**tabela 5**). Os maiores valores de similaridade foram encontrados entre a Regeneração média e a Regeneração antiga, entre estas e a Floresta e entre os dois eucaliptais abandonados.

Quando considerada a distância Bray-Curtis (**tabela 5**) para o agrupamento por abundâncias, o mesmo padrão é mantido, contudo há um maior distanciamento da regeneração recente para os demais grupos, assim como do grupo da regeneração sob eucaliptais com o grupo das regenerações médias, antigas e floresta. Neste último grupo, Ra e F são os pares com maior similaridade (45.2% ou distância de 54.8%).

O método de agrupamento UPGMA separou numa primeira divisão a Regeneração recente (Rr), considerada a mais distante taxonomicamente das demais comunidades. Resultado esperado dada esta ser a única formação em que não há a formação de dossel, seja pela estratificação esperada no processo sucessional ou pelos povoamentos de *Eucalyptus* spp.. A segunda divisão separou os estágios sucessionais médio e antigo e a floresta em um grande grupo e os eucaliptais abandonados em outro grupo, demonstrando que a similaridade nas regenerações sem interferência humana se aproximam mais do que o regeneração no subosque dos eucaliptais (**figura 14**).

Considerando as abundâncias pela distância Bray-Curtis, todos os pares demonstram que, pra esta medida de diversidade, a similaridade entre as comunidades de arbóreas é menor do que pela medida de diversidade utilizada pelo coeficiente de Sorensen (**figura 14**).

Tabela 5: A: Valores do Coeficiente de Sorensen (Ss) entre os pares de sistemas e B: Valores de similaridade (1-BC) pela Distância de Bray-Curtis (BC) entre os pares de sistemas, sendo estes: Floresta (F - referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).

Sistema	F	Ra	Rm	Rr	Ea
Ra	0.557692				A
Rm	0.551020	0.590909			
Rr	0.125000	0.074074	0.166667		
Ea	0.351351	0.406250	0.379310	0.250000	
Er	0.153846	0.218182	0.163265	0.133333	0.560000
Sistema	F	Ra	Rm	Rr	Ea
Ra	0.452000				B
Rm	0.386635	0.370526			
Rr	0.082305	0.013378	0.04587		
Ea	0.185759	0.131926	0.12751	0.114754	
Er	0.071146	0.116505	0.04386	0.038462	0.227273

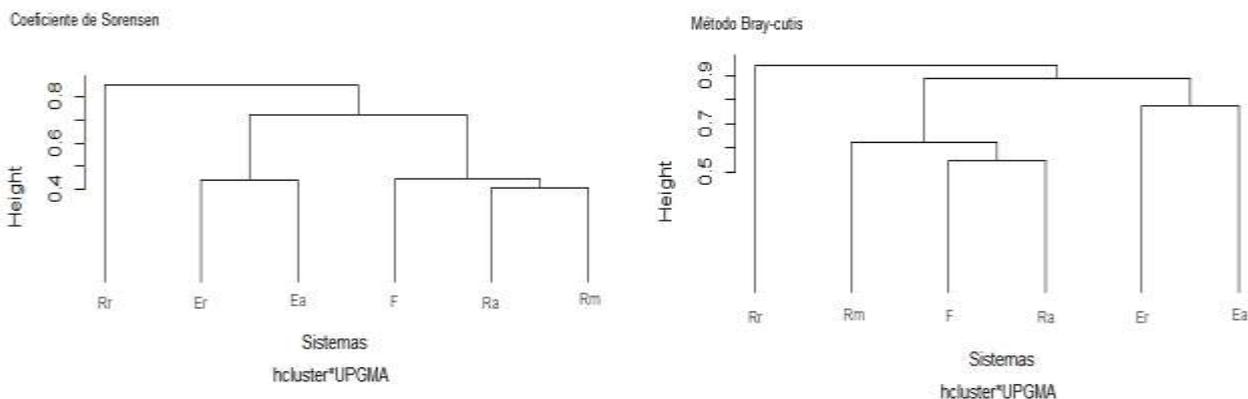


Figura 14: Cluster hierárquico aglomerativo por UPGMA (*Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*) para os valores de Coeficiente de Sorensen (à esquerda) e Método de Bray-Curtis (à direita), pareado por cada sistema analisado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com >8 anos (Rr); >20 anos (Rm); e <40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com >8 anos (Er); e <30 anos (Ea).

Comparando as duas análises de similaridade é possível perceber que além da proximidade florística nas regenerações médias (Rm e Ra) com a regeneração avançada (F), a distribuição das abundâncias das espécies também tende a se aproximar com o tempo. O distanciamento entre a composição e distribuição das espécies no subosque dos eucaliptais abandonados e as demais comunidades pode ser explicado quanto a tolerância à sombra das espécies dominantes nestas comunidades (**figura 15**). Entretanto, deve-se ressaltar que para ambos os métodos,

o aumento substancial de espécies em Rm, Ra e F, tende a separar essas comunidades das demais. Ante essa premissa, o distanciamento entre Er e Ea com relação a Rr demonstra que a dinâmica de estabelecimento de espécies nos eucaliptais é muito diferente.

A dinâmica de regeneração no subosque de plantios de árvores exóticas, como no caso do grupo dos eucaliptos, vai ser dirigida por processos subjacentes diferenciados, como por exemplo a rápida formação de dossel homogêneo que tende a depositar rapidamente uma espessa camada de serapilheira, alterando o potencial germinativo das espécies da banco de sementes (Costa 2002) e a competição por água e nutrientes dos regenerantes com o povoamento já estabelecido (Evaristo 2006). A partir disto, outros fatores passam a ser muito importantes no recrutamento de espécies nestes sistemas, como a proximidade com centros dispersores de sementes e a presença da fauna associada a esta dispersão, uma vez que embora permeável a um grande número de espécies, os eucaliptais são pouco atrativos para fauna (Evaristo 2006) e, sobretudo, características edáficas quanto a qualidade nutricional dos solos e grau de degradação destes (Rajvanshi et al. 1983).

Por esse conjunto de processos o padrão espacial de distribuição das espécies também é diferenciado no subosque de plantios, conforme descrito por Carneiro e Rodrigues (2007), sendo mais agregado, devido a dispersão de algumas espécies barocóricas, autocóricas e zoocóricas sem a presença dos dispersores, concentrada ao redor dos parentais; da concentração em manchas com melhores níveis de fertilidade e/ou disponibilidade de água; e a abertura de clareiras nos plantios, que acabam proporcionando o estabelecimento principalmente de espécies pioneiras. De toda maneira, grande parte das pesquisas sobre o potencial do subosques de eucaliptais para a regeneração tem apontado um grande número de espécies nativas resistentes a ambientes perturbados em destaques nestes levantamentos (Alencar et al. 2001; Saporetto Jr et al. 2003; Neri et al. 2005; Onofre et al. 2010; Alencar et al. 2011).

A densidade das copas e abertura do dossel influenciam na disponibilidade luminosa no subosque e é apontado, dentre todos os fatores, como o maior regulador da regeneração em plantios florestais (Viani et al. 2010). O sombreamento pelo dossel dos povoamentos implantados se correlaciona positivamente com a densidade e riqueza de espécies lenhosas, em detrimento do aumento da

regeneração de gramíneas e herbáceas (Carnevale; Montagnini 2002). Atua, também, diretamente na composição de espécies, favorendo aquelas com maior tolerância a sombra, descritas, normalmente como secundárias na sucessão ecológica (Onofre et al. 2010).

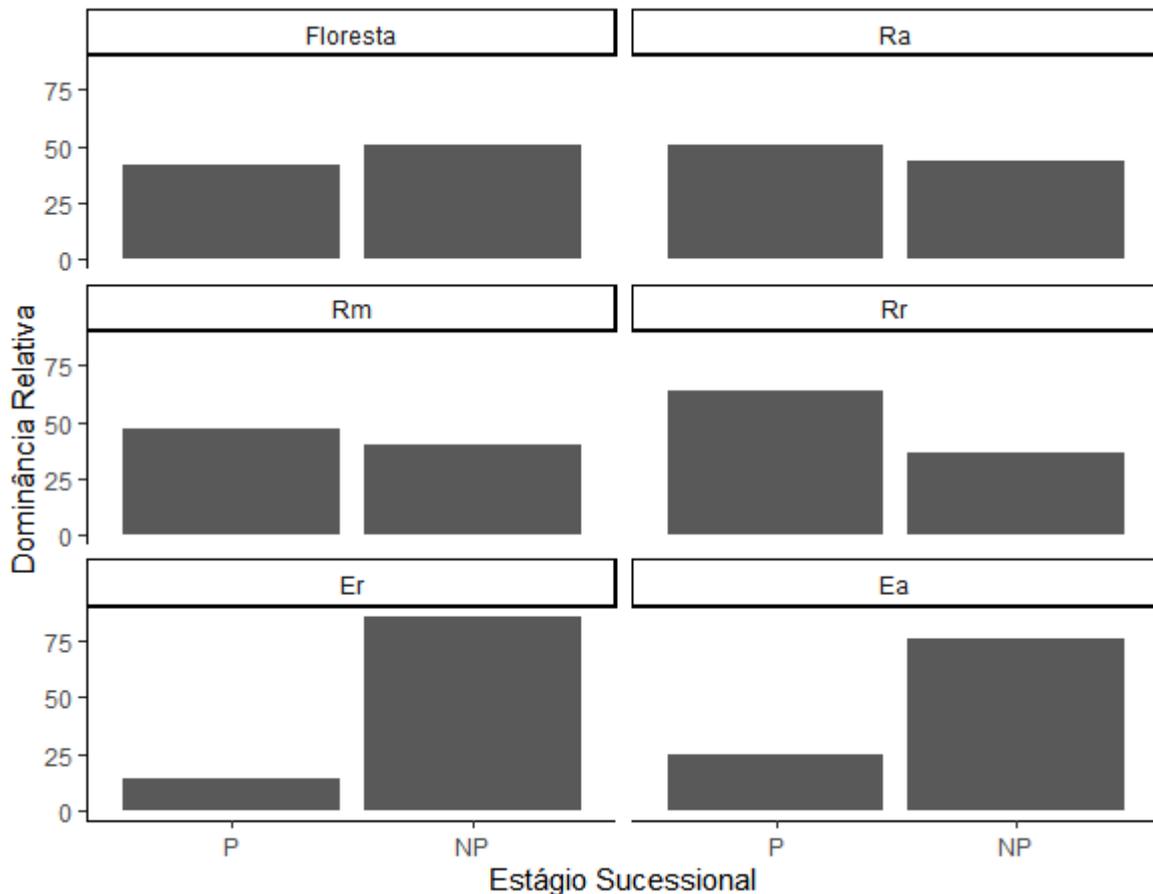


Figura 15: Abundância das espécies classificadas pelo Estágio Sucessional em: pioneiras (P) e não-pioneiras (NP) em relação ao total de espécies em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).

Pela determinação dos estágios sucessionais, apenas e em F, Er e Ea houve a dominância de espécies não pioneiras. Tal medida é interessante quanto a evolução da sucessão ecológicas nos pastos abandonados, como também ao recrutamento de espécies sob eucaliptais abandonados. Onofre et al. (2010) ao analisar a fitossociologia de espécies lenhosas no subosque de *Eucalyptus saligna* em duas classes de DAP >5 e <5 cm, encontrou que espécies pioneiras, como *Pteroma mutabilis*, apresentam uma abundância alta na primeira classe, mas muito baixa na segunda, ou seja, apesar do recrutamento, estas espécies têm dificuldade

de se estabelecerem. Espécies típicas de subosque, tolerantes a sombra, como *Pera glabrata* e a *Casearia sylvestris*, têm mais sucesso no estabelecimento na comunidade.

Quanto as regenerações naturais a partir de pastagens abandonadas, o padrão de distribuição das abundâncias das espécie por estágio sucessional segue o esperado tanto pelo aumento da complexidade estrutural quanto pelo tempo para aporte de espécies: inicialmente há o predomínio de espécies pioneiras (P), seguida pela diminuição na proporcionalidade de pioneiras e não-pioneiras (Rm e Ra), até a sobreposição das não pioneiras (F) (Gurevitch et al.2009). Este delineamento ao longo do tempo, junto à proximidade florística e o aumento da proximidade da composição das abundâncias apresentadas apontam para o potencial de recuperação destas áreas, no contexto em que se apresentam na paisagem.

4.1.2 Diversidade e parâmetros dendrométricos nas Regenerações Naturais

Com relação à diversidade, os índices não paramétricos de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J) para cada área amostrada, apresentaram uma crescente equidade entre riqueza e abundância da regeneração recente para a Floresta. Nas comunidades amostradas sob os eucaliptais o índice foi semelhante para as duas idades e mais próximos a de Rr do que dos demais estágios sucessionais. Os índices de Simpson (1-D) apresentaram o mesmo padrão. Comparando a riqueza e diversidade de espécies pelos teste t de Wilcoxon (riqueza) e de Hitchenson (índice de Shannon) a 95% de confiança ($p < 0,05$) mostrou-se haver uma similaridade entre a riqueza esperada entre F e Ra; Ra e Rm; Rr e Er; Er e Ea. Porém, quando comparada pelo índice de Shannon não houve diferença significativa entre a distribuição das abundâncias para F e Ra; Rr e Er; Er e Ea.

A **tabela 6** sintetiza os dados e índices de diversidade apresentados:

Tabela 6: Número de espécies total (S); Índice de Dominância (D) e diversidade (1-D) de Simpson; Índice de Shannon (H') e Equitabilidade de Pielou (J), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea). As letras representam diferenças significativas a 95% de confiança ($p < 0,05$) pelo teste t de Wilcoxon para riqueza (W) e teste t de Hitchenson para índice de Shannon (tH).

Sistema	S	W	D	1-D	H'	tH	J
F	58	a	0.057	0.942	3.331	a	0.816
Ra	47	ab	0.274	0.725	3.218	a	0.857
Rm	38	b	0.114	0.8853	2.766	b	0.760
Rr	7	c	0.071	0.928	1.492	c	0.767
Er	8	cd	0.186	0.813	1.858	cd	0.894
Ea	17	d	0.337	0.662	1.789	d	0.631

Segundo a literatura, a diversidade tende a diminuir com o aumento da altitude, uma vez que as condições ambientais, como redução de temperatura, frequentes eventos de nevoeiro e altas taxas de precipitação, podem limitar a ocorrência de algumas espécies, levando a redução nos índices de diversidade (Tabarelli; Mantovani 1999; Rochelle et al. 2011). Os índices de Shannon (H') e equitabilidade (J) para F e Ra mostram que a comunidade é diversa, mas com uma distribuição desigual de indivíduos por espécie.

Em formações florestais semelhantes a F quanto a florística, altitude e clima, e ausência de histórico de uso humano recente, na Serra do Mar, Medeiros; Aidar (2011) encontraram indicadores de diversidade semelhantes ($H' = 3,6$ nats.ind.⁻¹ e $J = 0,7$) e Padgurschi et al. (2011) encontraram diversidade maior ($H' = 4,05$ nats.ind.⁻¹, $J = 0,8$). Estes últimos, em áreas que sofreram corte seletivo e encontravam-se em regeneração há 40 anos, apresentaram uma pequena diferença entre estas comunidades ($H' = 3,72$ nats.ind.⁻¹, $J = 0,7$). Considerando o uso anterior mais intensivo (pasto) em Ra houve um avanço considerável na recomposição da diversidade de espécies.

Na regeneração média (Rm) a riqueza encontrada, embora inferior, foi similar a riqueza encontrada em Ra e consideravelmente diferente em Rr. O efeito da idade da regeneração é mais importante quanto a distribuição das abundâncias menos equânime neste sistema. A Rr apresenta um estado ainda incipiente de regeneração. Guapyassu (1994), comparando estágios de regeneração na Floresta Ombrófila Densa semelhante ao apresentado, encontrou para uma idade

intermediária a estas (10-13 anos de abandono), 25 espécies e H' igual a 1,771 e D igual a 0,7. Embora R_r apresente uma riqueza menor, comparando com os demais índice a diferença na diversidade não é tão acentuada, em menos tempo de abandono. Enquanto que com poucos anos de diferença entre abandonos, R_m apresentou um incremento em número de espécies e estrutura da comunidade muito maior. Essa mesma autora, para a similaridade florística pelo coeficiente de Sorensen, encontrou um padrão semelhante, em que a regeneração inicial se diferencia mais amplamente das demais formações.

Destaca-se que ainda na comparação entre estes trabalhos a composição de espécies descrita por Guapyassu (1994) para a regeneração inicial assemelha-se a composição de espécies em E_r e E_a , com populações estabelecidas de *Pera glabrata*, *Tibouchina pulchra* e *Zanthoxylum rhoifolium*. Os demais parâmetros de diversidade assemelham E_r e E_a a regenerações iniciais, resultado esperado, considerando que nos eucaliptais a dominância absoluta da ocupação solo é representada pelo monocultivo.

A diversidade tende a ser menor na regeneração sob plantios florestais, uma vez que a distribuições das abundâncias entre espécies tende a ser mais concentrada, posto que estes sistemas uma maior homogeneidade de condições, sobretudo radiação solar, desde o início (Yirdaw; Lukkanen 2003). Nos eucaliptais analisados *Lacistema aggregatum* e *Esenbeckia grandiflora* representaram 50% das abundâncias totais e *Pera glabrata* e *Casearia obliqua* representaram 64,35% da abundância total em E_a .

Para análise da estrutura das regenerações, utilizou-se os parâmetros: abundância absoluta, densidade, área basal, diâmetro a altura do peito e altura de abertura do dossel, dados apresentados na **tabela 7** e representados na **figura 16**.

Tabela 7: Parâmetros estruturais: número de espécies absoluto (N); densidade estimada total (Den – ind/ha); Área basal estimada total (AB – m²/ha); valores médios do Diâmetro a altura do peito (DAP – cm) e desvio padrão (dp); valor máximo Diâmetro a altura do peito (DAP max), em cm; valores médios da Altura de abertura do dossel (H – m) e desvio padrão (dp); valor máximo da Altura de abertura do dossel (H max), em casa sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).

Sistema	N	Den (ind/ha)	AB (m ² /ha)	DAP (\bar{x} cm)	dp	DAP max	H (\bar{x} m)	dp	H max
F	225	3000	44.27	10.36	9.001	61.43	10.91	5.764	35
Ra	281	3746.67	58.45	11.526	10.55	82.12	7.49	4.760	25
Rm	198	2640	39.59	10.199	9.346	51.57	8.184	7.771	30
Rr	23	306.67	0.85	5.411	2.506	10.82	2.891	0.499	4
Er	28	373.33	1.03	5.348	2.097	12.73	3.783	1.048	6
Ea	101	1346.67	4.21	5.704	2.709	19.42	4.1217	1.538	10

As abundâncias totais, ou número de indivíduos, e a densidade de indivíduos na área não diferiram estatisticamente entre Floresta (F) e as regenerações Ra e Rm, que possuem as maiores abundâncias e densidade de indivíduos e entre Rr e Er, que possuem as menores. Ea possui valores intermediários para estes parâmetros diferindo significativamente das demais comunidades. Ou seja, tanto na composição de espécies quanto na estrutura da comunidade estas F, Ra e Rm são similares.

A área basal manteve o mesmo padrão: não diferiu significativamente entre F, Ra e Rm. As áreas recentes, Er e Er, não diferiram entre si, e a área basal encontrada em Ea foi significativamente diferente das demais, apresentando um valor intermediário. Comparando a área ocupada por biomassa arbórea em Rr e Ra, encontra-se um incremento de 98,81% entre estes 2 momentos da regeneração. Enquanto que entre Er e Ea este incremento foi de 75,63%, sendo a área basal em Ea, 90,48% menor do que em F.

Para altura de abertura do dossel Rr, Er, Ea não foram significativamente diferentes entre si, também não houve diferença significativa entre Ra e Rm. A altura média das árvores regenerantes em F é significativamente maior que em todos os outros estágios e modelos de regeneração, enquanto que Ra e Rm apresentam valor intermediários de altura entre F e Rr e regenerações sob eucalipto.

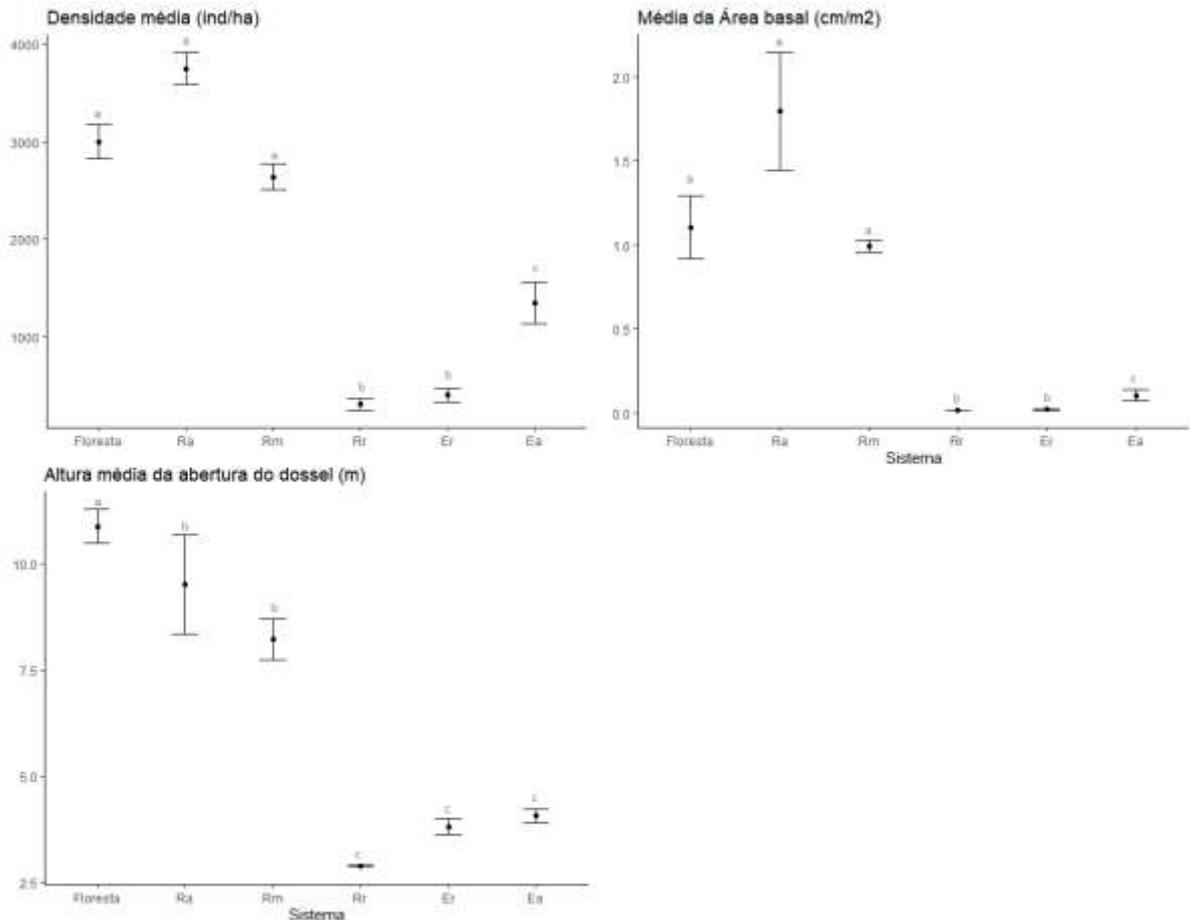


Figura 16: Valores médios com a barra de erro (desvio padrão máximo e mínimo) da densidade (ind/ha); área basal (cm/m²) e altura de abertura do dossel (m), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea). Diferentes letras significam diferenças estatísticas entre os tratamentos ($p \leq 0,05$).

Os valores de densidade e área basal em Ra e Rm foram elevados em comparação aos valores encontrados em outras formações secundárias da Floresta Ombrófila Densa, como em Medeiros e Aidar (2011), que apresentam densidade de 1743,3 ind/ha e área basal de 28,5 m²/ha para floresta em regeneração natural há 35 anos e em Taberelli e Mantovani (1999) que apresentaram densidade de 2735 ind/ha em florestas com 40 anos de abandono a 870 m de altitude.

A distribuição diamétrica da comunidade vegetal, representada na **figura 17**, demonstra que a Floresta, Ra e Rm possuem uma estrutura horizontal mais homogênea com a maior proporção de DAP em torno da mediana, menor concentração de indivíduos com DAP menor de 4,6 cm, que tendem a ser mais jovens. Essas comunidades também apresentam mais de 50% dos indivíduos com DAP nas classes mais elevadas. A tendência inversa é observada em Rr, Er e Ea.

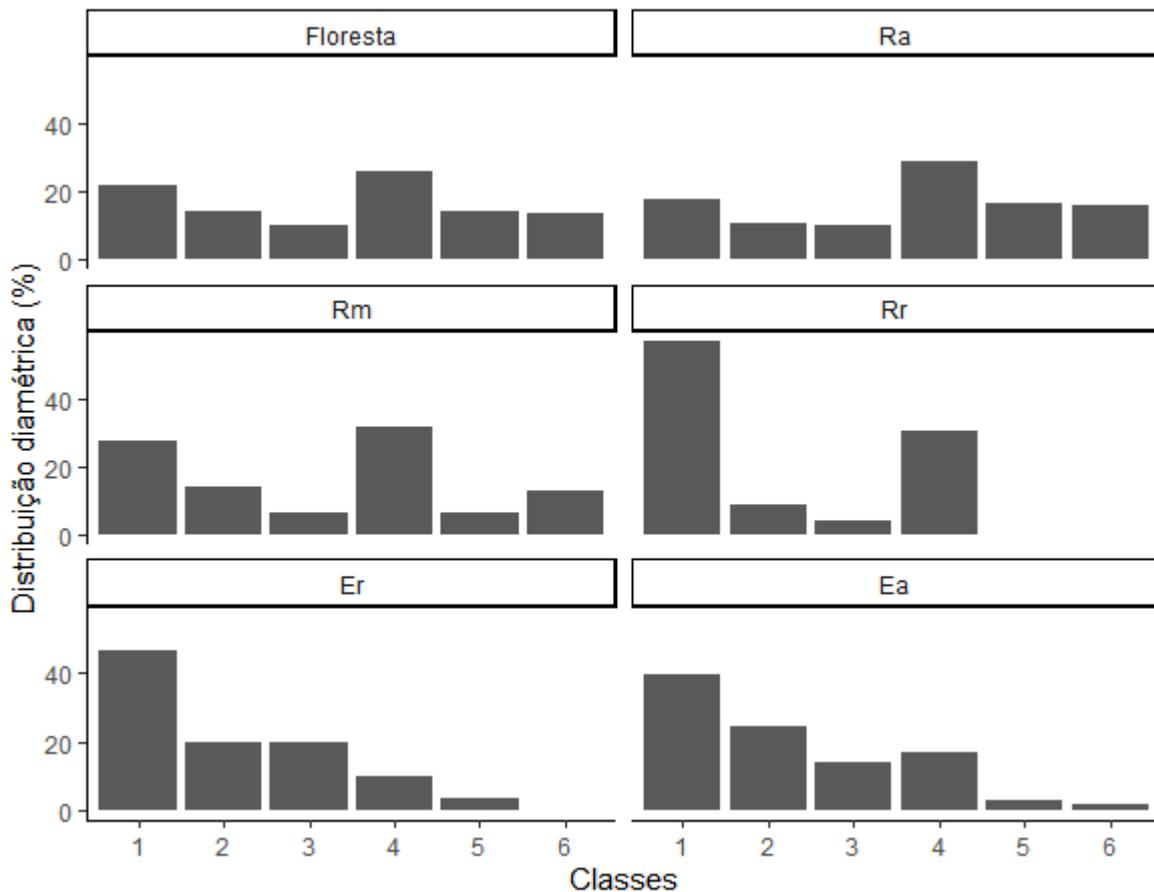


Figura 17: Proporção do diâmetro a altura do peito (DAP) dos indivíduos em classes, sendo: classe 1: 3,2 (diâmetro mínimo) a 4,458 cm; classe 2: 4,458 a 5,414 cm; classe 3: 5,414 a 6,369 cm (mediana); classe 4: 6,369 a 11,146 cm; classe 5: 11,146 a 18,153 cm; e classe 6: 18,153 a 82,165 cm (maior diâmetro), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).

A distribuição diamétrica em formações florestais é um bom parâmetro comparativo das idades destes sistemas (Harper 1977). Mas a extrapolação das médias diamétricas para a comunidade não leva em conta as diferenças de velocidade de crescimento no ciclo de vida da planta ou a substituição de espécies e indivíduos ao longo do tempo (Roing 2000). Nos eucaliptais abandonados, na comparação temporal entre Er e Ea é possível notar uma tendência de estabelecimento da regeneração natural no subosque, em que a proporção de árvores mais jovens diminui em relação àquelas das maiores classes (mais velhas), com o passar do tempo.

Os resultados obtidos na análise da regeneração natural da vegetação nativa no subosque de eucaliptais variam além dos fatores próprios à regeneração, do

universo da amostragem (tamanho da área e critério de inclusão), do esforço amostral empregado, idade e manejo das árvores plantadas, o que limita a comparação direta das comunidades em regeneração (Viani et al. 2010).

Alencar et al. (2001) e Onofre et al. (2010) encontraram valores muito superiores em plantios abandonados de *Eucalipytus saligna* na Floresta Ombrófila Densa na Mata Atlântica, mas com critérios de inclusão diferentes: 1m de altura e >5cm de CAP, respectivamente. Alencar et al. (2001) na Floresta de terras baixas, encontraram uma riqueza de 39 espécies em 302 indivíduos, após 22 anos de abandono do plantio, já Onofre et al. (2010) encontraram 111 espécies em 2763 indivíduos após 15 anos de abandono, com uma área de ocupação por estes plantios que possibilitou uma esforço amostral consideravelmente maior. A área basal ocupada por regerantes nativos no trabalho de Onofre et al. (2010) foi de 2,76 m²/ha, o que indica se tratar de indivíduos jovens.

Tabellari et al. (1993) em trabalho no núcleo Santa Virgínia na Serra do Mar, analisou a regeneração no subosque de *Eucalyptus* spp. com cerca de 20 anos de reestabelecimento após corte raso, encontrou 63 espécies entre regenerantes (50 a 130cm) e árvores estabelecidas (CAP>10 cm e altura >130cm). Em outras formações tropicais, Neri et al. (2004) a regeneração sob *Eucalyptus* spp. com 30 anos de abandono, no Cerradão, utilizando o mesmo critério de inclusão desta pesquisa (DAP>10cm) encontrou 376 indivíduos pertencentes a 47 espécies, representando uma área basal de 8,34 m²/ha.

Diante do universo de possibilidades da composição e histórico dos povoamentos de exóticas e do tipo de amostragem, a comparação entre a regeneração no subosque dos plantios com a regeneração em fragmentos não perturbados do entorno é uma boa opção para avaliar o sucesso da regeneração na área (Viani et al. 2010). Durigan et al. (1997) encontrou um exelente desempenho da regeneração no subosque de *Eucalyptus citriodora*, na Estação Experimental de Assis, ao compará-la com o Cerradão sem perturbação por 22 anos. A densidade de indivíduos foi muito similar (1377 e 1515 ind/ha, respectivamente), a riqueza variou de 41 espécies no Cerradão e 25 no plantio e a área basal variou em 22,11 m²/ha no primeiro e 6,02 m²/ha no último, demonstrando que sob os plantios as árvores eram mais jovens e de menor porte.

Considerando a riqueza, densidade, área basal e os índices de diversidade entre Er e Ea há um ganho na regeneração com o passar do tempo, embora aponte para uma tendência de concentração de espécies, e estas regenerações mostram-se adequadas e até superiores se comparado Ea com a regeneração inicial (Rr) e até a regeneração média menos desenvolvida (Rm). Embora seja possível afirmar, pelos dados apresentados, que haja uma regeneração natural de espécies nativas no subosque dos eucaliptais abandonados e que esta regeneração é condizente com a regeneração natural do entorno, a maior discrepância encontrada diz respeito a diferença na composição de espécies com e sem a presença dos povoamentos de eucalipto.

4.1.3 Variação da Cobertura do Dossel em relação a estrutura horizontal das comunidades vegetais

Em todos os sistemas avaliados a porcentagem de abertura do dossel não variou significativamente ($p > 0,05$) intrasistemas ao final da temporada de meses mais chuvosos (EU) e ao final da temporada de meses menos chuvosos (EMU) (**figura 18**). Para os meses chuvosos e menos chuvosos, Rr apresentou a maior porcentagem de abertura do dossel ($p < 0,01$ em relação a todos os demais sistemas). Não houve diferença entre os demais ($p > 0,05$), para a abertura de dossel ao final dos meses menos chuvosos. Para os meses mais chuvosos Er e Ea apresentaram uma abertura de dossel significativamente maior que F e Ra ($p < 0,01$, para ambos) e Ea maior que Rm ($p < 0,05$) também. Isto denota uma tendência ao aumento na abertura do dossel ao final da estação chuvosa em Er e Ea quando comparado a F, Ra e Rm.

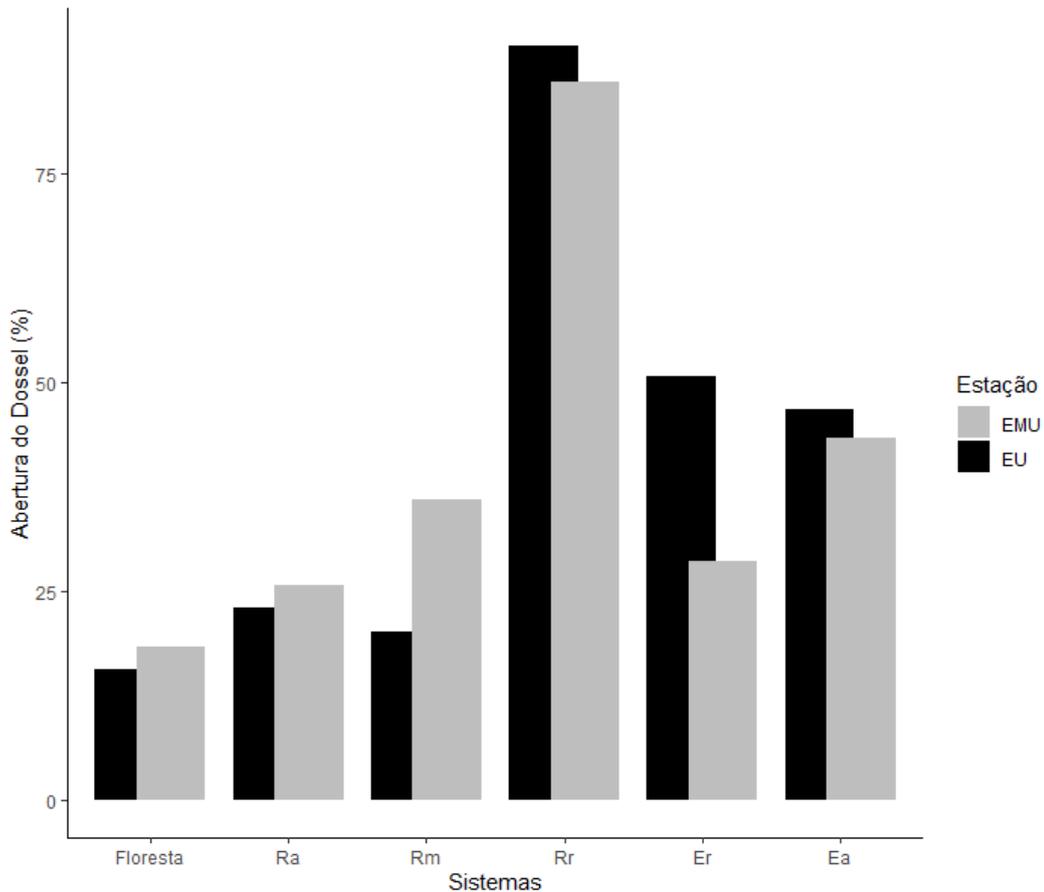


Figura 18: Porcentagem de abertura de dossel pelo método de foto hemisférica considerando as estações menos chuvosas (EMU) e chuvosa (EU), em cada sistema avaliado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).

Não ter havido uma grande diferenciação sazonal com relação a abertura do dossel é esperado devido a baixa variação dos fatores que a determinam ao longo do ano. Uma maior aclimatação das folhas a mudanças drásticas nas condições ambientais é mais marcada nas florestas sazonalmente secas (Avalos; Mulkey 1999), incluindo adaptações em outros processos, como banco de sementes (Nicoitra et al. 1999). Nos eucaliptais a tendência a uma maior abertura ao final da estação mais chuvosa relaciona-se ao observado por Vieira e Shumacher (2010) em quem o aumento da temperatura do ar, se conciliado a quedas periódicas na precipitação proporcional ao aumento da temperatura, levam ao aumento da deposição de folhas como estratégia da planta a perda de água pela elevação da evapotranspiração decorrente do aumento da temperatura.

A abertura do dossel relaciona-se aos aspectos estruturais da comunidade e variação vertical destes. Além dos dados apresentados para a comunidades de

espécies regenerantes, quando incorporados todos os componentes lenhosos com CAP>10 cm das comunidades Ea e Er, nativas e eucaliptos, a densidade de indivíduos em Ea é superior a Er e as regenerações Rr e Rm. A altura de abertura do dossel nos eucaliptais foi superior aos demais sistemas, embora a altura do dossel em Ea seja superior a Er. A área basal dos eucaliptais foi superior a Rr e Rm e não diferiram entre si.

Para estes atributos há uma correlação positiva entre densidade de indivíduos, área basal e riqueza de espécies com relação a cobertura de dossel (**tabela 8**). Não foi observada correlação positiva para altura do dossel e cobertura. A correlação positiva entre cobertura de dossel e a riqueza em subosque de espécies plantadas está relacionada, muita das vezes, com o controle da invasão por gramíneas e outras herbáceas e pteridófitas (Carnevale; Montagnini 2002; Modna et al. 2010) e a facilitação no trânsito de dispersores (Powers et al. 1997). Entretanto, nem sempre esta correlação é positiva, como em Boni et al. (1997) estudando a regeneração no subosque de *Eucalyptus camaldulensis* em área de domínio da floresta tropical, a depender da densidade de indivíduos que possibilite a entrada de luz suficiente para regeneração.

Tabela 8: Valores de correlação linear de Pearson (r) e significância (p) a (a 95% de confiança), para os fatores: densidade de indivíduos; área basal (m²); altura (m) em relação a cobertura de dossel (%).

Fatores	Cobertura de Dossel	
	r	p
Densidade	0.639178	0.0042
Área Basal	0.503551	0.0331
Riqueza	0.723414	0.0006
Altura	0.291394	>0,05

Considerando apenas a riqueza de regenerantes nos eucaliptais a correlação com a cobertura de dossel nestes sistemas, foi muito forte ($r = 0.95708$, $p = 0.0027$), demonstrando uma tendência, embora o esforço amostral não permita grandes inferências a respeito. Como a cobertura de dossel reflete, também, as variações verticais, como os tipos de árvores, pela angulação das folhas, e ocupação por outras formas de vida como as lianas, pelo índice de área da vegetação (IAV) a correlação positiva com a riqueza foi igualmente muito forte ($r = 0.8393439$, $p < 0,001$), indicando que é possível que para este caso de análise, a relação entre a

estrutura do dossel formado seja positiva para o estabelecimento das espécies no subosque.

O IAV para o conjunto das regenerações analisadas não apresentou nenhuma diferença significativa quanto a sazonalidade ($p > 0,05$). Na regeneração inicial (Rr) o IAV foi estatisticamente menor que para os demais sistemas ($p < 0,001$) e em Er e Ea os valores foram menores apenas com relação a F ($p = 0,007$ e $0,04$, respectivamente) (**tabela 9**). Na comparação com os dados da abertura do dossel, percebe-se uma complexidade da estratificação vertical maior em F e mais próxima da complexidade em Ra e Rm, porém com certa aproximação dos eucaliptais com as regenerações médias.

Tabela 9: Valores médios do Índice de Área Vegetal (IAV) e desvio padrão (dp) por classificação de foto hemisférica, em cada sistema analisado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea).

Sistemas	IAV (m^2/m^2)	dp
F	2.8817 a	0.458
Rr	0.2200 c	0.121
Rm	2.3883 ab	0.435
Ra	2.1300 ab	0.573
Er	1.3250 b	0.417
Ea	1.2167 b	0.103

Os valores de IAV correlacionaram-se positivamente com a riqueza e o número de indivíduos (**figura 19**), sendo para a riqueza $r = 0,8393$ e $p < 0,0001$ e para o número de indivíduos $r = 0,6622$ e $p = 0,0027$. Para os fatores área basal ($r = 0,1737$, $p > 0,05$) e altura ($r = 0,0469$, $p > 0,05$) não houve correlação estatisticamente significativa.

Em eucaliptais das espécies comerciais mais comuns, Cantinho et al. (2014) encontrou valor médio de IAV de $1,65m^2/m^2$, próximo ao apresentado para os eucaliptais analisados nesta pesquisa. Com relação a correlação entre riqueza e dossel, sob plantios de *Eucalyptus grandis* em Lavras/MG, Ferreira et al. (2007) encontraram uma densidade de indivíduos regenerantes maior em coberturas de dossel superior a 50%. Desde os anos iniciais (Er) aos mais avançados (Ea) os eucaliptais demonstram uma formação de dossel superior a 50%, mas inferior a 70%, possibilitando a entrada de radiação, facilitando a emergência de regenerantes.

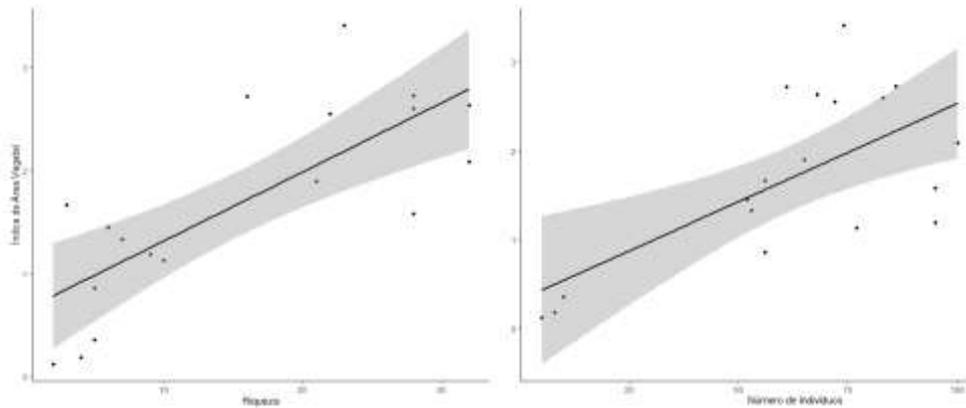


Figura 19: Representação da regressão linear simples pelo método lm para os fatores Índice de Área Vegetal pela Riqueza de espécies (a esquerda) e pelo número de indivíduos (a direita), onde as bandas em cinza representam o intervalo de confiança de 95%.

Destacando que a densidade de copas está intrinsecamente relacionada a idade do plantio (Geldenhuys 1997), houve um incremento copa de 11,47% entre o eucaliptal mais jovem e o mais antigo, sendo os valores médios entre variação espacial e sazonal dos eucaliptais analisados foi de 58,44% e 69,91% para Er e Ea respectivamente. Na comparação destes eucaliptais com as regenerações naturais das pastagens, a implantação da espécie exótica de rápido crescimento representou um incremento de 38,99% na cobertura de dossel em comparação com a regeneração inicial (19,45%) de idade semelhante, e de 83,39% em relação ao IVA entre estes sistemas.

Diversos estudos sobre densidade de dossel na Floresta Ombrófila Densa definem que estes encontram-se entre 90% ou menos, com tendência ao aumento do IAV com o fechamento do dossel (Molofsky; Fisher 1993; Trichon et al. 1998; Nicotra et al. 1999; Grove et al. 2000), contudo com ampla variação entre métodos de amostragem, altitude e características fisionômicas. Na Floresta Ombrófila Densa Amazônica, Pinagé et al. (2013) encontraram valores médios de cobertura de dossel na Floresta madura de 89,4%; Suganuma et al. (2008) na Mata Atlântica Semi-decidual encontraram cobertura de dossel de 94%; e Silva (2016) cobertura de dossel de 93,74% na Ombrófila densa submontana, todos com classificação por foto hemisférica. Os valores médios para F de 87,16% de cobertura de dossel estão dentro do padrão esperado, sobretudo por certo escalonamento por declividade da área, comuns em altitudes mais elevadas (Peixoto et al. 2002). As regenerações Rm e Ra seguem o mesmo padrão com 80,6% e 80,86%, respectivamente.

As áreas basais correlacionaram-se à cobertura de dossel positivamente, enquanto não foi percebida correlação significativa com o IAV, resultado que

demonstra a importância da estrutura horizontal decorrentes dos povoamentos de eucalipto para a composição do dossel nestas áreas, inclusive ao se considerar o claro distanciamento da regeneração inicial R_r para os demais sistemas. Ambos os atributos biofísicos do dossel estão fortemente correlacionados à riqueza de espécies, sendo este, portanto, o fator mais provável de diferenciação entre os eucaliptais e a Floresta e regenerações médias (R_a e R_m).

4.2 Efeito do povoamento de *Eucalyptus* spp. na ciclagem de nutrientes da regeneração natural na Floresta Ombrófila Densa da Mata Atlântica

4.2.1 Caracterização química dos solos

Os resultados para as análises de solo por profundidade e por sistema amostrado estão apresentados na **tabela 10**. A floresta ombrófila densa em relevo ondulado a montanhoso e sobre solo argiloso é considerada, em geral, de boa drenagem e baixa fertilidade, sendo classificada como de baixa aptidão agrícola e indicada para conservação e reflorestamento (EMBRAPA 2001).

O solo florestal (F) apresenta valor médio de pH em CaCl_2 de 4,25, sem variação entre as profundidades amostradas. Solos com pH abaixo de 4,3 são considerados extremamente ácidos, com potencial dano às raízes e queda na fertilidade (IAC 2001). Em solos florestais da Mata Atlântica em altitude, os solos apresentam, normalmente, pH nas faixas de ácido a extremamente ácidos, $<4,3$ $>5,3$ (Lima et al. 2007). Nos três momentos da regeneração natural analisados, assim como nos eucaliptais abandonados, os valores de pH se mantiveram na mesma faixa de acidez, sem variação considerável entre as faixas de profundidade do solo. O pasto apresentou uma diminuição na acidez, média de 4,57, classificado como de alta acidez e ainda na faixa de potencial dano às raízes e queda na fertilidade (IAC 2001).

As espécies florestais cultivadas no Brasil tendem a ser resistentes à acidez do solo, sendo os teores de Alumínio trocável e Cálcio e Magnésio, estritamente relacionados à acidez, determinantes potencialmente maiores que o próprio valor de pH quanto à necessidade de correção (Gonçalves 1995; Embrapa Florestas 2012). De forma geral a correção adequada a estes cultivos e também às pastagem é a elevação do pH a 5,5, adequando assim a disponibilidade de Ca^+ e Mg^+ e CTC e

reduzindo o dano potencial às raízes do Al^{3+} (Gonçalves 1995; Embrapa 2008; Embrapa Florestas 2012).

A acidez residual (H+Al) manteve padrão semelhante em todos os sistemas, com valores médios entre 5,28 (Ra) e 5,77 (F), com a primeira camada de solo menos ácida que as demais, sendo que os eucaliptais abandonados apresenta uma tendência de aumento da acidez com o aprofundamento do solo. A ligação H+Al encontra-se fortemente relacionada a solos argilosos, por complexos coloidais e ácidos orgânicos, assim como monômeros e polímeros de Alumínio, principalmente Al^{3+} (IAC 2001).

A acidez trocável ou teor de Al^{3+} apresentou diferenças significativas tanto entre os sistemas quanto entre as profundidades intrasistemas. Esta foi significativamente menor no pasto (2,98 mmol/dm³) em relação aos demais sistemas. O pasto e a Floresta foram os únicos sistemas em que não houve variação quanto ao aprofundamento do solo. A regeneração antiga (Ra) apresentou o maior teor médio de Al^{3+} (16,45 mmol/dm³) diferindo significativamente de F, Rr, Rm e Ea. Em todos os sistemas em regeneração natural a camada superficial apresentou teores de Al^{3+} maiores que nas demais camadas. Nos eucaliptais há uma tendência de diminuição da acidez trocável ao longo do tempo de abandono e em todas as idades de abandono os teores de Al^{3+} diminuíram significativamente com o aprofundamento das camadas no perfil de solo. Desta forma a 1m de profundidade os teores de Al^{3+} em Er e Em foram maiores apenas que o do pasto.

Os altos teores de Al trocável decrescendo em profundidade podem estar relacionado com alterações físicas do solo em função do gradiente altitudinal (Martins 2010), como também à qualidade do material da serapilheira (Lucas et al. 1993). Os teores de Al^{3+} no solo influenciam diretamente na capacidade de troca catiônica (CTC) do solo. Quanto maior o teor de alumínio trocável, maior a porcentagem de saturação por Al e menores os teores de Ca, Mg e K. A Soma de Base (SB) e a Saturação por Bases (V%) para todos os sistemas foram consideradas muito baixas, caracterizando solos distróficos (V<50%) e a Capacidade de Troca Catiônica (CTC) de baixa a muito baixa, segundo determinação do CFSEM (1999).

Quanto a saturação por alumínio (m%), apenas os solos florestais (F) e pastagem (P) não se caracterizam como álicos (m<50%), segundo caracterização dos solos tropicais (Ronquim 2010). Considerando as recomendações de correção

(Sobral et al. 2015), o pasto (P) apresenta valores baixos de m% (<30%), F, Rr, Rm e Ra apresentam valores médios de m% (30<50%) e os solos sob eucaliptais valores altos de m% (>50%), o que combinado com a saturação de base significativa menor nestes sistemas, demonstra perda de fertilidade.

De acordo com os aspectos totais da acidez dos solos e saturação por base trata-se de solos de fertilidade extremamente baixa. O pasto foi o sistema amostrado com os melhores indicadores quanto a estes parâmetros. Os solos florestais mantêm qualidade superior às regenerações, e estas, qualidade superior aos eucaliptais, considerando indicativo das condições gerais de fertilidade do solo apresentados.

A matéria orgânica do solo (MOS), para além de fonte de nutrição, possui propriedades que contribuem para a manutenção da fertilidade, como a determinação da carga líquida negativa dos solos, influenciando diretamente na CTC e, portanto, retenção de nutrientes minerais para as plantas (Fontana et al. 2006; Bortoluzzi et al. 2009). A dissociação de grupos funcionais, com destaque ao carboxílico, presentes na MOS se dá em pH muito baixo (Sposito 20008), o que a torna responsável por 75 a 90% da CTC em solos tropicais e subtropicais, reafirmando a importância de altos teores de Carbono Orgânico Total (COT) em solos ácidos e com baixas reservas de nutrientes (Fontana et al. 2006; Bortoluzzi et al. 2009).

Os teores médios de COT encontrado em todas as amostras são considerados baixos (valores < 0,40 dag/kg), segundo CFSEM (1999). Há notável aumento dos teores na camada superficial (estatisticamente significativa) em todos os sistemas e decréscimo gradual dos teores no aprofundamento do solo. Em solos sem revolvimento, o acúmulo de COT superficial e sua estratificação ao longo do perfil deve-se ao aporte contínuo de MOS por deposição de resíduos, sobretudo de serapilheira (Franzluebbers 2002; Sá; Lal 2009). Não foram encontradas diferenças significativas entre os sistemas avaliados, considerando todas as profundidades de solo. Na camada superficial, o teor de COT foi maior nos eucaliptais, sendo em Ea significativamente superior aos sistemas sem a presença de eucalipto.

Considerando os solos na região de coleta com teores de argila entre 38 – 60% (São Paulo 2006), a disponibilidade de P resina é considerada baixa (Lobato et al. 2004) em todas as profundidades de solo, embora estatisticamente superior na camada superficial em todos os sistemas. Não houve diferenças entre os valores

médios totais dos sistemas. Entretanto, analisando os teores de P no solo superficial, os eucaliptais apresentaram os menores valores comparado aos demais sistemas, inversamente proporcional ao teor de COT, com Ea apresentando valores estatisticamente menores que os demais, podendo ser um indício do empobrecimento em P da serapilheira formada pelos povoamentos de eucalipto.

O Ca foi o nutriente que apresentou maior diferenciação entre os sistemas. Os eucaliptais abandonados Er e Em apresentaram teores de Ca menores que os demais sistemas e em Ea menores que F e Rm. Os dados apontam para o maior aporte de Ca, sobretudo nas camadas superiores (0-10 cm e 30-40) na regeneração e na Floresta, como também no pasto e com menor aporte deste nutriente nos anos iniciais de crescimento do Eucalipto, tendendo à uma estabilização após 30 anos.

Para Mg não houve diferença entre sistemas, com exceção de Rm que demonstrou teores de Mg significativamente maiores que os demais em todos os extratos de aprofundamento do solo. Esse nutriente apresenta uma diminuição gradual em profundidade. As concentrações de K foram significativamente maiores na Floresta em todas as profundidades de solo. Os teores de N não variaram entre sistema, e foram significativamente menores a 1m do que nas camadas superficiais. Gonçalves et al. (2001) e D'Andrea et al. (2004) afirmam que as maiores reservas de N estão na camada de 0–20 cm do solo, em conformidade com os resultados encontrados.

Com relação aos macronutrientes, era esperado um declínio com relação ao COT e N do pasto para Rr, devido a grande quantidade de biomassa e rotatividade desta em sistemas dominados por gramíneas (Kuzakov; Domanski 2000). Contudo, a regeneração inicial continua dominada por gramíneas (dados não quantificados), porque não houve o direcionamento e preparo da área para recuperação por regeneração natural intencionalmente, como pode ocorrer em alguns outros locais. O manejo da área e/ou do seu entorno varia com os objetivos estabelecidos, assim como as variantes locais, como grau de intemperismo e drenagem dos solos e clima, e da própria composição de espécies de gramíneas e intensividade do seu uso. Tudo isso leva a uma discordância na literatura sobre o declínio (Céspedes-Payret et al. 2017; Zhao et al. 2017), aumento (Cukoret al. 2017; Liu et al. 2017) ou manutenção (Davis et al. 2007) dos estoques destes nutrientes no solo após algum tipo de reflorestamento.

Plantios de *Eucalyptus* spp. demandam uma quantidade muito elevada de nutrientes nos primeiros anos de crescimento, conseguem manter certa sustentabilidade por ciclagem de nutrientes, mesmo em solos muito intemperizados, mas demandam *inputs* externos de alguns elementos com o passar dos anos (Laclau et al. 2010). Em todas as idades de abandono analisadas os eucaliptais apresentaram uma diminuição nos teores de Ca e P resina nas camadas superficiais de solo. Embora haja estatisticamente uma maior deposição de COT nas camadas superficiais em Ea, a CTC foi mais baixa e mais elevada em todas as idades. Parrota (1999) relatou maiores teores de nutrientes na biomassa lenhosa de eucalipto em comparação a três espécies tropicais, principalmente quanto ao Ca. Essa maior captação e imobilização de nutrientes nos eucaliptais pode explicar a relativamenor fertilidade do solo encontrado.

Com relação a altitude, Dezzeo et al. (2004), em florestas tropicais na Venezuela a 1300m, verificaram que os solos eram extremamente ácidos, com altos teores de Al^{+3} (12,7 mmol/kg), valores semelhantes ao encontrado Ra, Er e Em e superior aos demais, e baixos teores de K (0,7 mmol/Kg), Ca (0,4 mmol/kg), Mg (0,5 mmol/kg) e P (0,06 mmol/Kg), ainda superiores ao encontrado em todos os sistemas nesta pesquisa. Martins (2010) comparando a fertilidade dos solos na Floresta Ombrófila Densa no gradiente altitudinal da Serra do Mar, demonstrou uma tendência ao ganho de nutrientes em altitude, mas com baixa na fertilidade e aumento da acidez. Os valores encontrados a 1000m na Serra do Mar foram maiores principalmente em relação ao P do que os encontrados para a Serra do Paranapiacaba por esta pesquisa. Alguns fatores condicionantes a estas diferenças nutricionais referem-se, para além da ciclagem local de nutrientes, a história da formação dos solos e ao nível de drenagem. Desse modo, ressalta-se que a formação da Serra do Paranapiacaba é o resultado de um desmembramento geológico recente e exposto a erosão regressiva da própria Serra do Mar, sob forte influência dos cambissolos háplicos, de fertilidade variável podendo conter manchas empobrecidas principalmente em declividade (Almeida; Carneiro 1998).

Tabela 10: Atributos físico-químicos do solo a 0-10 cm, 30-40cm, 90-100cm de profundidade e média e desvio padrão, em cada sistema avaliado.

Profundidade (cm)	pH (CaCl ₂)	H+Al	Al ⁺³ mmoldm ⁻³	COT g dm ⁻³	N mg/Kg	P mg dm ⁻³	K mg dm ⁻³	Ca mg dm ⁻³	Mg mg dm ⁻³	SB cmol dm ⁻³	CTC cmol dm ⁻³	V%	m%
Floresta (F)													
0-10	4.37	5.63	7.07	39.16	2517.67	1.39	2.51	10.83	6.16	0.11	0.82	25.14	26.75
30-40	4.20	5.90	9.00	25.04	1920.33	0.84	1.84	2.78	2.59	0.04	0.94	13.11	55.50
90-100	4.20	5.80	7.43	15.30	1295.00	0.76	2.34	1.80	1.15	0.02	0.77	11.08	58.32
Média/sd	4.26 ±0.16	5.78 ±0.16	7.83 ±1.48	26.50±10.8 0	1911 ±554.65	1.00 ±0.41	2.23 ±0.66	5.14 ±4.42	3.30±2.2 5	0.05	0.84	5.83	1.01
Regeneração recente (Rr)													
0-10	4.17	5.37	8.60	42.80	1885.33	1.05	1.13	6.59	3.98	0.07	0.93	17.06	42.57
30-40	4.17	5.70	6.93	35.20	1964.67	0.87	0.85	4.13	1.99	0.04	0.73	12.68	49.75
90-100	4.23	5.87	6.20	15.52	1393.00	0.79	0.27	1.94	1.03	0.02	0.64	9.10	65.62
Média	4.19 ±0.09	5.64 ±0.26	7.24 ±1.36	31.17 ±12.73	1747.67 ±341.4	0.90 ±0.12	0.75 ±0.43	4.22 ±2.18	2.33 ±1.37	0.04	0.76	5.69	0.75
Regeneração média (Rm)													
0-10	4.43	5.47	8.40	46.87	4018.00	1.20	0.99	14.02	11.40	0.17	0.81	31.88	39.53
30-40	4.23	5.77	7.87	29.10	2858.33	0.93	0.73	5.45	5.01	0.07	0.86	16.96	47.96
90-100	4.23	5.77	7.97	16.69	1738.33	0.87	0.63	2.67	3.08	0.04	0.84	12.15	65.48
Média	4.30 ±0.11	5.67 ±0.19	7.41 ±0.93	30.89 ±13.71	2871.56 ±1002.55	1.00 ±0.16	0.78 ±0.18	7.38 ±5.15	6.50 ±3.84	0.09	0.83	5.75	1.62
Regeneração antiga (Ra)													
0-10	3.90	4.97	18.77	39.06	2874.67	1.28	1.10	6.99	3.44	0.07	1.94	16.50	61.58
30-40	3.93	5.27	17.33	26.75	2081.33	0.99	0.60	2.56	1.21	0.02	1.76	9.63	79.80
90-100	4.00	5.60	13.23	17.23	1540.00	0.85	0.42	1.43	0.72	0.01	1.34	8.17	83.72
Média	3.94 ±0.07	5.28 ±0.30	16.44 ±3.17	27.68 ±9.61	2165.33 ±590.92	1.04 ±0.20	0.71 ±0.32	3.66 ±2.63	1.79 ±1.29	0.03	1.68	5.31	0.67

(continuação) **Tabela 10:** Atributos físico-químicos do solo a 0-10 cm, 30-40cm, 90-100cm de profundidade e média e desvio padrão, em cada sistema avaliado.

Profundidade (cm)	pH (CaCl ₂)	H+Al	Al ³⁺ mmoldm ⁻³	COT g dm ⁻³	N mg/Kg	P g dm ⁻³	K g dm ⁻³	Ca g dm ⁻³	Mg g dm ⁻³	SB cmol dm ⁻³	CTC cmol dm ⁻³	V%	m%
Eucaliptal de abandono recente (Er)													
0-10	3.77	5.03	18.37	56.50	3175.67	1.14	0.99	1.39	1.75	0.02	1.86	9.17	81.61
30-40	3.93	5.43	11.83	35.63	2123.33	0.94	0.79	0.40	0.91	0.02	1.20	8.45	79.71
90-100	3.97	5.70	9.00	23.54	1624.00	0.89	0.53	0.40	0.66	0.01	0.91	8.22	78.21
Média	3.89 ±0.12	5.39 ±0.30	13.07 ±4.20	38.56 ±14.82	2307.55 ±691.62	0.99 ±0.12	0.77 ±0.23	0.65 ±0.66	1.11 ±0.52	0.01	1.32	5.41	0.33
Eucaliptal de abandono médio (Em)													
0-10	3.93	5.30	15.00	50.72	3945.67	1.14	0.83	1.00	2.05	0.02	1.52	9.35	78.83
30-40	4.07	5.47	11.20	29.00	4001.67	0.88	0.56	1.00	1.15	0.02	1.14	8.34	79.76
90-100	4.10	5.67	8.70	18.51	1183.00	0.82	0.34	1.17	1.09	0.02	0.89	8.26	77.33
Média	4.03 ±0.10	5.48 ±0.16	11.63 ±2.78	32.74 ±14.89	2354.56 ±1456.37	0.95 ±0.15	0.57 ±0.24	0.46 ±0.71	1.43 ±0.55	0.02	1.18	5.49	0.35
Eucaliptal de abandono antigo (Ea)													
0-10	4.03	5.07	13.93	61.42	2347.33	1.11	1.18	0.95	2.90	0.03	1.42	10.10	73.50
30-40	4.13	5.47	8.77	30.60	2137.33	0.99	0.69	0.62	1.57	0.02	0.89	8.35	75.25
90-100	4.27	5.73	6.17	25.68	1430.33	0.99	0.39	0.62	1.09	0.01	0.63	7.83	74.76
Média	4.14 ±0.12	5.42 ±0.32	9.62 ±3.52	39.23 ±17.10	1971.67 ±707.88	1.03 ±0.07	0.75 ±0.36	0.73 ±0.32	1.85 ±0.85	0.02	0.98	5.44	0.39
Pasto (P)													
0-10	4.60	5.77	2.30	40.55	2011.33	1.24	1.42	10.32	3.08	0.08	0.31	20.59	13.48
30-40	4.60	5.73	2.57	22.58	1481.67	1.07	0.69	9.99	2.47	0.07	0.33	18.88	18.10
90-100	4.50	5.63	4.07	27.93	1766.33	1.22	0.69	7.87	2.23	0.06	0.47	16.43	27.40
Média	4.57 ±0.17	5.71 ±0.09	2.98 ±2.17	30.35 ±8.90	1753.11 ±236.35	1.18 ±0.12	0.93 ±0.38	9.39 ±3.02	2.59 ±0.46	0.07	0.37	5.78	1.22

4.2.2 Dinâmica anual de deposição da serapilheira

A **figura 20** apresenta a quantidade total de folheto produzido em cada sistema, de janeiro a dezembro do ano de 2017. As diferenças entre os sistemas só foi estaticamente significativa para Rr em relação aos demais.

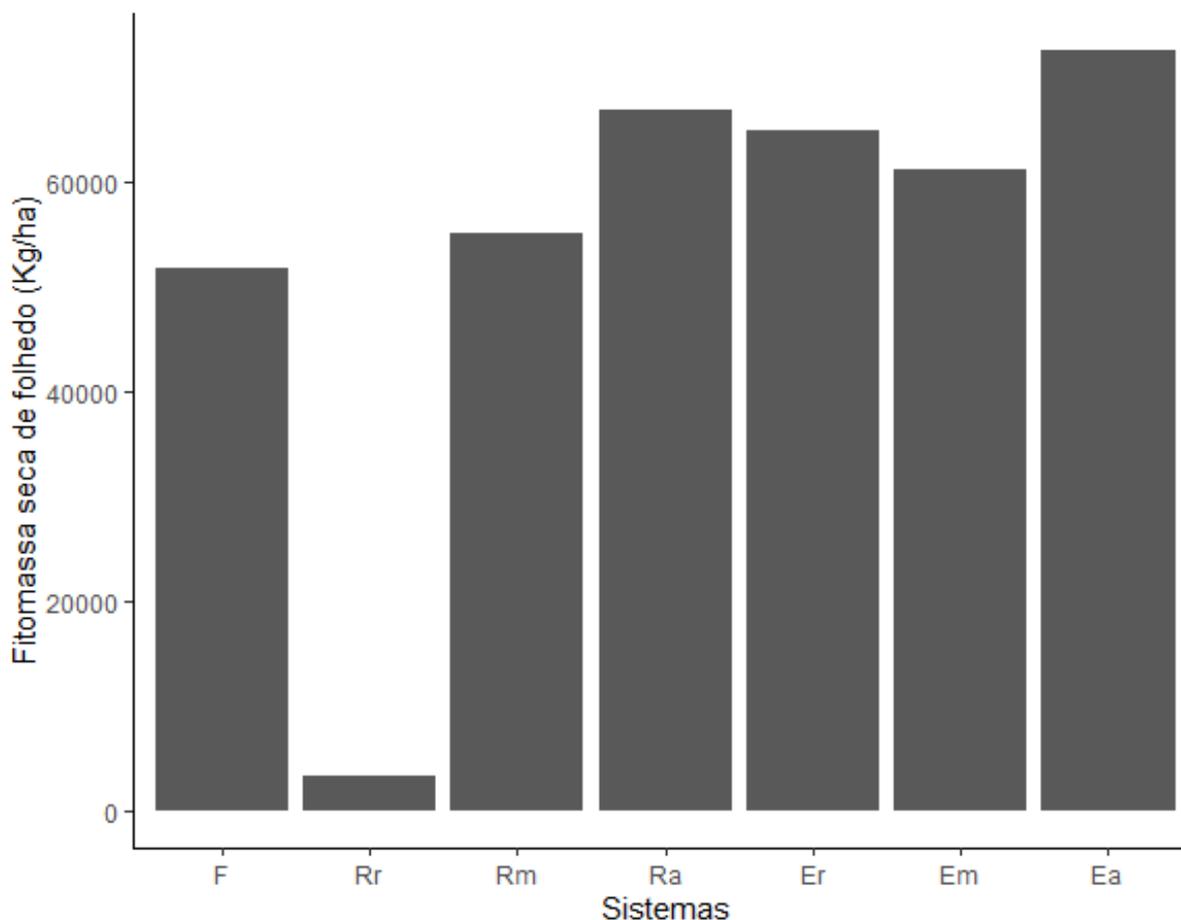


Figura 20: Valores médios totais de fitomassa seca produzida (Kg/ha) de janeiro a dezembro de 2017 nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); Povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).

A porção foliar em relação às demais estruturas que compões o folheto coletado foi dividida em: cascas, galhos finos, galhos grossos, material reprodutivo, material particulado e outros (fragmentos de rochas, gramíneas e restos animais). Na **figura 21** estão demonstrados os percentuais encontrados em cada sistema amostrado. Ressalta-se que as mesmas análises estatísticas aplicadas às frações de folhas nos sistemas resultaram no mesmo padrão de diferença.

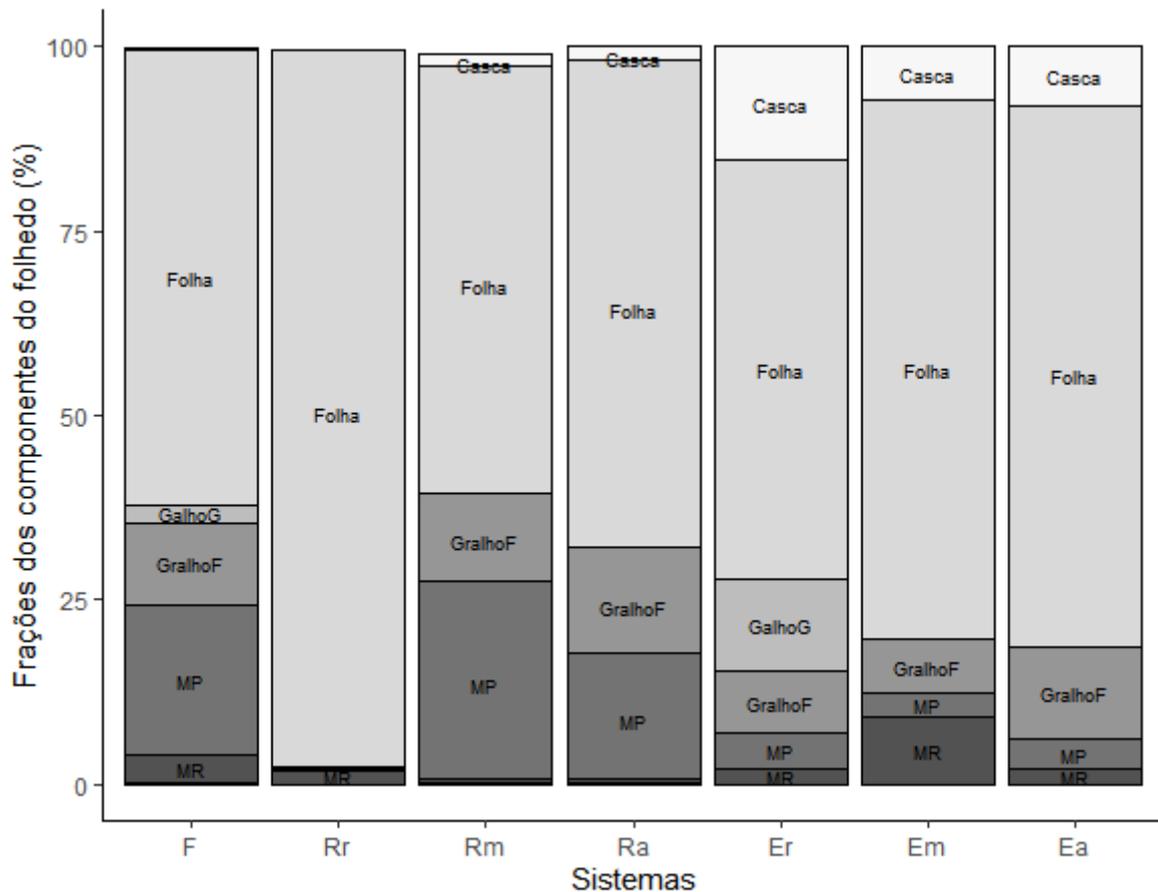


Figura 21: Fracionamento médio por triagem dos componentes do folheto produzido, em porcentagem, sendo os componentes: Material reprodutivo (MR); Material particulado ou miscelânea (MP); Galhos com diâmetro <0,5cm (GalhoF); Galhos com diâmetro >0,5 cm (GalhoG); Folhas; e Casca, em cada sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); Povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).

A deposição anual média na Floresta Ombrófila Densa foi de 5,5 t/ha, sendo a fração foliar responsável por 61,75% da produção total (3,4 t/ha). Bauer et al. (2018) encontrou valores muito semelhantes para Floresta Ombrófila Densa no Rio Grande do Sul, 5,56 t/ha, com 59% da produção composta pelas folhas no verão e 73% no inverno. Estes valores encontram-se no limite inferior do observado para ecossistemas florestais tropicais, os quais variam de 5,35 (t/ha) em Matas Ciliares no Oeste do estado de São Paulo (Pagano; Durigan 2000), 5,68 (t/ha) com 57% de fração foliar, na Floresta Paludosa de Altitude (Terror et al. 2011) e 12,22 (t/ha) com fração foliar atingindo 80% na Floresta Estacional Semidecidual no interior de São Paulo (Hora et al. 2008) e 7,75 (t/ha) no mesma formação no interior do Rio Grande

do Sul (Bauer et al. 2018).

Vitousek e Sanford Jr. (1986) em uma extensa meta-análise sobre processos ligados à ciclagem de nutrientes em florestas tropicais úmidas em diversas formações na América do Sul e Central, Ásia e Oceania, encontraram valores médios de produção anual de serapilheira variando entre 10,4 (t/ha) em florestas sobre solos moderadamente férteis, 8,8 (t/ha) para solos de baixa fertilidade (oxissolos) e 6,4 (t/ha) em florestas tropicais úmidas de altitude.

Os sistemas de regeneração natural médio (Rm) e antiga (Ra), compreendem estágios intermediários da regeneração. Estatisticamente não houve diferença na produção de folheto entre esses sistemas e entre estes e a Floresta (F), percebendo-se apenas um pequeno incremento 17,63% de Rm para Ra, apesar de que este último apresentou uma produção 24,24% maior que F. Para Rm a produção anual média foi de 5,98 (t/ha) e em Ra 7,26 (t/ha), com a fração de folhas representando 57,96% (3,47 t/ha) e 66,3% (4,81 t/ha), respectivamente.

Com relação ao padrão de deposição da serapilheira em formações secundárias, alguns trabalhos apontam para maior produção em estágios sucessionais mais avançados, com maior estruturação das florestas (Sanchez; Sanches 1995; Werneck et al. 2001; Martius et al. 2004), enquanto outros indicam que a produção de serapilheira em estágios sucessionais iniciais e médios devem ser maiores do que em florestas maduras, principalmente devido ao predomínio de espécies pioneiras nas fases iniciais da regeneração (Leitão-Filho et al. 1993; Martins; Rodrigues 1999).

Dickow et al. (2012) ao analisar a deposição da serapilheira em diferentes estágios de sucessão após pasto abandonado, 20 e 80 anos, e Floresta de referência, na Mata Atlântica Ombrófila Densa de altitude, igualmente não encontraram diferenças significativas entre sistemas, com depósito de 5,2, 5,4 e 5,32 (t/ha), respectivamente. Valores estes, inclusive, muito próximos aos encontrados nesta pesquisa.

Nos eucaliptais abandonados a deposição média anual foi de 7,01 (t/ha) em Er; 6,76 (t/ha) em Em; e 7,89 (t/ha) em Ea. Não houve variação de produção de folheto ao longo dos anos de abandono observando-se a cronossequência estabelecida, apresentando um pequeno incremento de 11,15 e 14,32% dos anos iniciais para o ano de abandono mais antigo. A fração foliar em Er foi de 56,84%, destes, 52,3% representa a participação de folhas de eucalipto na produção total,

3,76 (t/ha); em Rm a fração total de folhas foi de 73,08%, sendo 68,9% composta por folhas de eucalipto, 4,66 (t/ha). Para ambos os sistemas a fração de folhas de regenerantes foi similar 4,54% e 4,18% respectivamente. Do total da produção em Ea 73,57% corresponde a fração de folhas, sendo 73,57% oriundas da população de eucalipto, 5,01 (t/ha) e 9,95% oriundas da população regenerante.

A deposição de serapilheira em povoamentos de Eucalipto varia em relação a espécie, densidade e espaçamento do plantio; tipo de adubação implantado, manejo e desbaste (Kolm; Poggiani 2003). Carpenazi (1980) observou deposição de 4,69 ton/ha em plantios comerciais de *Eucalyptus grandis* aos 5 anos de idade e Shumacher (1992) valores médios de 3,14 ton/ha para mesma espécie aos 7 anos, de modo que, apesar da baixa fertilidade do solo e ausência de manejo em Er a deposição encontrada é substancialmente elevada, provavelmente pela disponibilidade suficiente de N absorvível no solo durante na fase de formação de copa. Após a formação de copa é esperada uma estabilização na produção de folheto, conforme observado nesta pesquisa, seguindo um modelo de crescimento, estabilização e queda ao longo dos anos como já apresentado por Laclau et al. (2000) e Guedes (2005).

Quando comparadas as deposições foliares de regenerantes para as 3 idades de abandono dos eucaliptais em relação ao pasto recém abandonado (Rr), sem formação de dossel, os valores encontrados são estatisticamente similares: 0,31 (t/ha), em Er; 0,28 (t/ha) em Em; 0,78 (t/ha) em Ea; e 0,5 (t/ha) em Rr. Ou seja, ao longo do tempo, o povoamento de Eucalipto mantém o aporte majoritário dos resíduos das espécies introduzidas na formação da serapilheira, mantendo, também, uma produção homogênea em comparação as regenerações naturais.

A deposição mensal é apresentada na **figura 22**. Na comparação estatísticas entre os meses, a diferenciação encontrada foi grande. Entretanto, no agrupamento por sazonalidade: estação menos chuvosa e estação com chuvas mais acentuadas, não houve variação da deposição por sistema, assim como no agrupamento por estação.

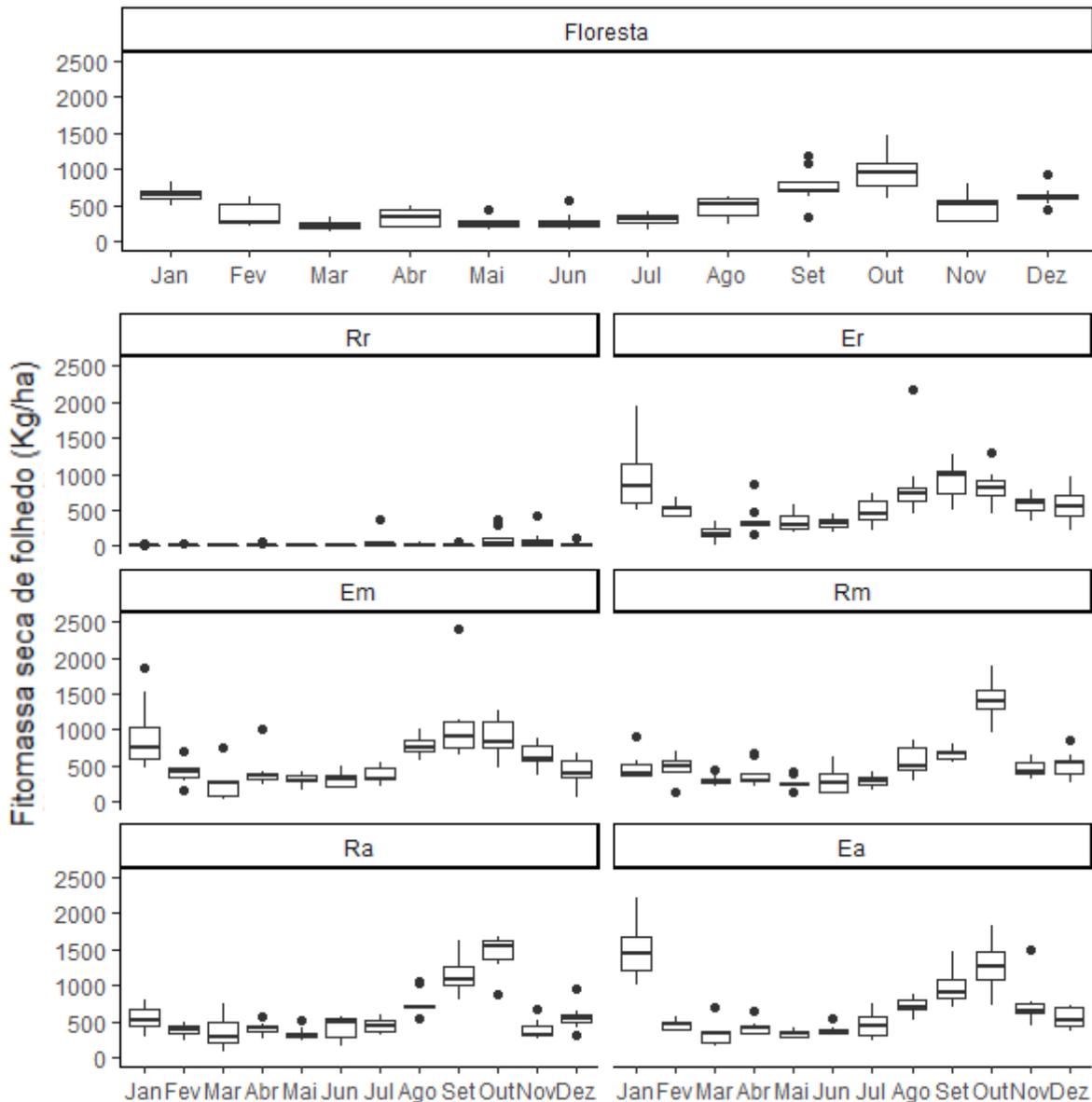


Figura 22: Valores médios mensais de fitomassa seca produzida (Kg/ha) entre janeiro e dezembro de 2017 nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); Povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).

Embora haja uma tendência de diminuição da produção de folheto nos meses menos chuvosos, esta não representa um incremento estatisticamente significativo de serapilheira nos meses mais chuvosos, mantendo-se constante, para todos os sistemas ao longo do ano assim como os seus totais. Isso pode ser observado claramente na **figura 23** abaixo.

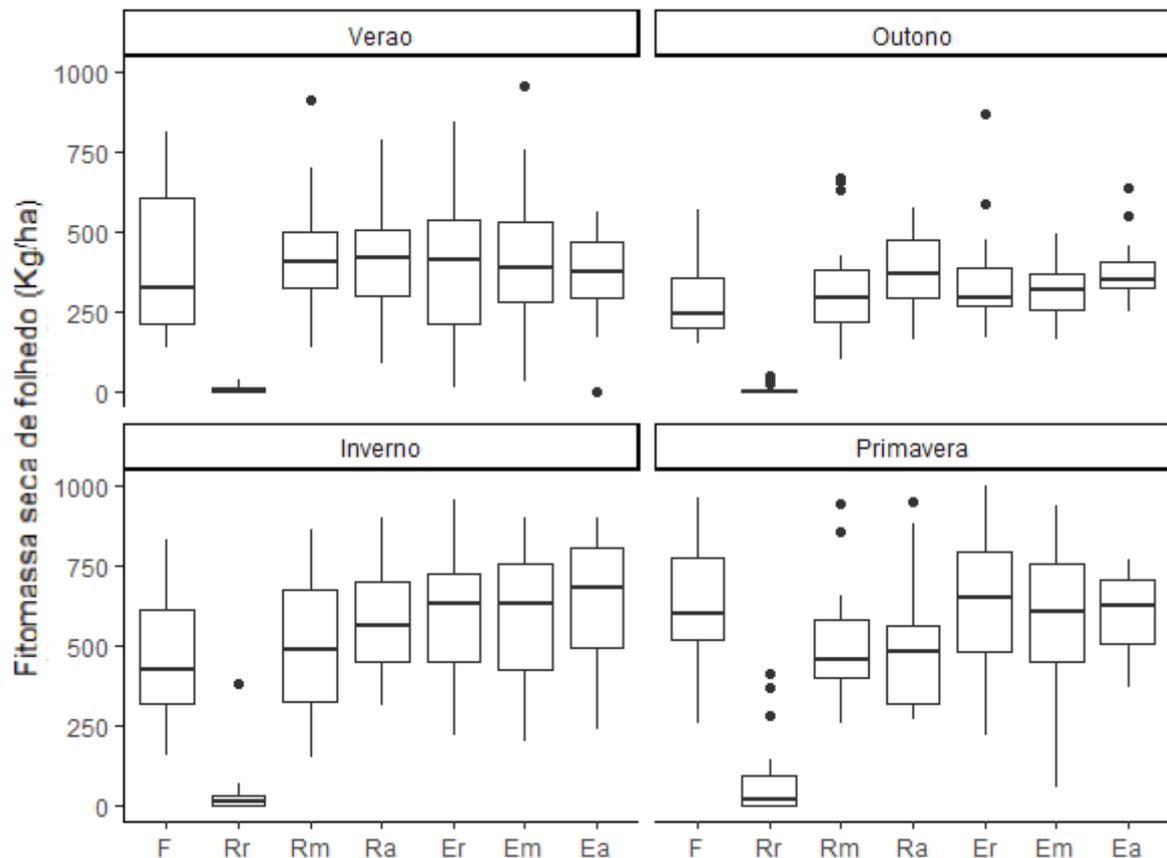


Figura 23: Valores médios de fitomassa seca produzida (Kg/ha) em cada estação do ano de 2017 nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); Povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).

Os valores médios de produção mensal por sistema não apresentaram correlação significativa para temperatura ($p > 0,05$ para todos os sistemas) e pluviosidade ($p > 0,05$ para todos os sistemas). A sazonalidade da produção de folheto é influenciada, em termos climáticos, por períodos prolongados de estresse hídrico, quedas bruscas de temperatura ou fenômenos intensivos de movimentação de massas de ar em diferentes escalas (Heikel 2002; Camara et al. 2018). Para o caso, as variações climáticas não foram marcantes, o que pode contribuir para a deposição contante ao longo do ano. Especialmente considerando que os dados coletados são em escala regional, não representando as características microclimáticas locais, como nevoeiro.

4.2.3 Determinação das constantes de Decomposição da serapilheira e tempo de permanência da serapilheira no sistema

Os valores médios da serapilheira acumulada no solo (**figura 24**) só diferiram significativamente entre Rr e os demais sistemas ($p < 0,001$ para todos). A fração foliar referente às gramíneas depositadas não foi considerada para essa análise, afim de manter o padrão comparativo com os outros parâmetros analisados. A variação sazonal, igualmente à produção do folheto, não foi significativa ($p > 0,05$).

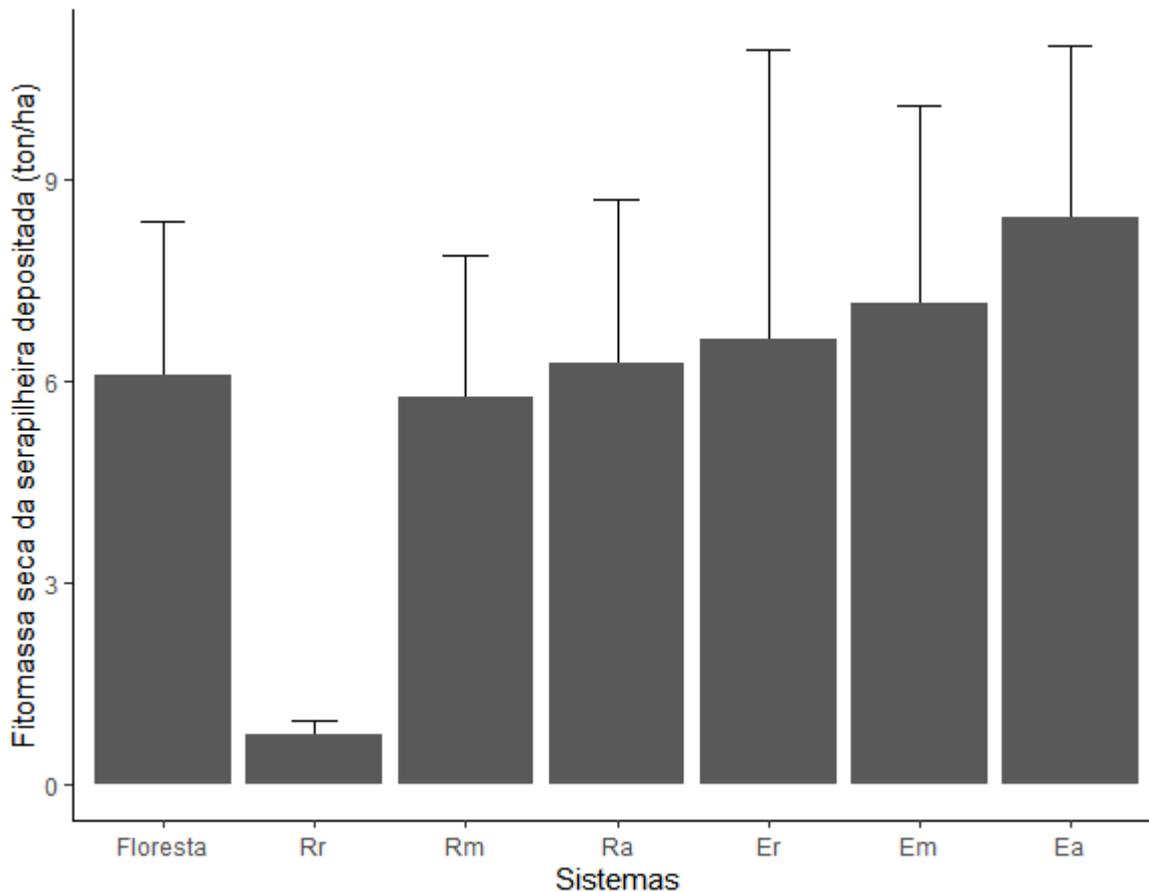


Figura 24: Valores médios (desvio padrão máximo) da fitomassa seca depositada sobre o solo (ton/ha) nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).

As constante de decaimento de massa para o ano de 2017, considerando os valores médios de folheto produzido e serapilheira acumulada no período (K_L) não diferiram significativamente entre os sistemas ($p > 0,05$) e demonstraram um tempo de permanência de 50% do material muito curto (de 25 a 45 dias) e uma acelerada capacidade de decaimento inicial da massa depositada (**tabela 11**).

Pelo método direto de quantificação da serapilheira decomposta (*litter bags*), evidencia-se que a decomposição do folheto foi mais rápida nos primeiros 60 dias, com subsequente desaceleração, em todos os sistemas (**figura 25**). Esse padrão de decaimento de massa é devido ao alto conteúdo de componentes rapidamente decomponíveis no conteúdo inicial, seguido por uma menor taxa de perda pela maior resistência das estruturas restantes (Matos et al. 2011).

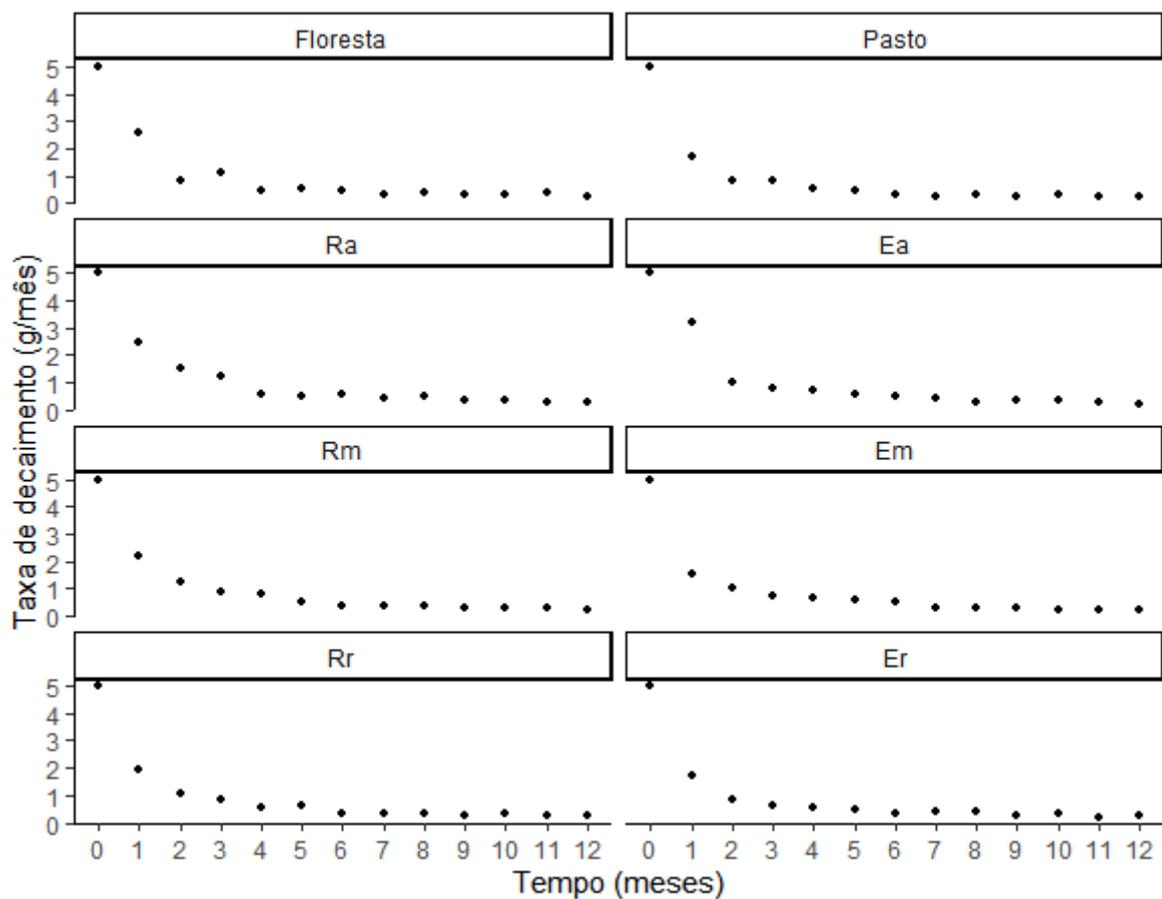


Figura 25: Razão dos valores médios da fitomassa residual pela fitomassa original em determinado tempo de permanência no solo (meses) nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).

Os valores de constante de decomposição (k) dos sistemas por medida direta (**tabela 11**) também não apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p \geq 0,05$ e $F=2,155$). A meia-vida da massa do material original estimada por k em F, foi muito menor do que encontrado por Pereira et al. (2013) na Floresta Ombrófila Densa Submontana de regeneração avançada e pouco perturbada em Pinheiral, RJ

($k = 0,0042$ e $T50\% = 165$) e Martins (2010) na Floresta Ombrófila Densa Montana na Serra do Mar ($k = 1,55$, $T50\% = 164$ dias e $T95\% = 705$ dias).

Tabela 11: Valores da constante de decomposição pelo método de *litter bags* (K); tempo necessário para o decaimento de 50% do material através de k ($T50\%$); tempo necessário para o decaimento de 95% do material através de k ($T95\%$); Porcentagem da massa seca remanescente ao final do período de amostragem (MR); constante de decomposição pela razão entre material produzido e acumulado (K_L); tempo necessário para o decaimento de 50% do material através de K_L ($T_{L50\%}$); e valores médios da fitomassa seca acumulada sobre os solos (SA) nos sistema amostrado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea). * valores não significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Sistema	K^*	$T50\%$ (dias)	$T95\%$ (dias)	MR (%)	K_L^*	$T_{L50\%}$ (dias)	SA (T/ha)
F	0.006344	59	256	9.60	0.906428	33	6.08
Rr	0.017024	42	181	2.02	0.675409	44	0.73
Rm	0.028528	39	105	2.20	1.036991	29	5.77
Ra	0.021882	31	135	3.41	1.157587	26	6.28
Er	0.011984	58	250	1.62	1.060081	28	6.62
Em	0.017639	39	170	1.00	0.942427	32	7.17
Ea	0.013214	51	226	1.62	0.934639	32	8.44
P	0.014817	47	202	1.73	0.906428	33	6.08

Em florestas secundárias a velocidade de decomposição da serapilheira varia com a sucessão natural, tendendo a ser menor nos estágios iniciais (Toledo et al. 2002; Menezes et al. 2010; Machado 2011). Um dos motivos é a produção de serapilheira com folhas com maior grau de esclerificação nestes estágios (Boeger; Wisniewski 2003), o que retarda a macrodecomposição por invertebrados do solo (Selle 2007). O avanço da estratificação vertical nos estágios posteriores favorecem a menor entrada de luz no solo e manutenção da umidade, além aumentar a diversidade de habitats relacionados a comunidade edáfica, o que também tende a acelerar a macrodecomposição (Correia 2002).

A rápida recomposição da biomassa de arbóreas nas comunidades analisadas e a considerável umidade, própria da altitude na região em questão, podem explicar a ausência de variação na velocidade de decomposição encontrada, assim como o baixo tempo de permanência das massas no solo. Comparativamente, o tempo estimado de decaimento de 50% da massa original em Rm foi muito menor do que os valores encontrados por Ferreira et al. (2014) em floresta secundária com cerca de 20 anos de abandono em São Paulo, SP ($k = 0,0027$ e $T50\% = 248$), no caso Floresta Ombrófila Densa submontana.

Nos povoamentos de *Eucalyptus* spp. a fração foliar específica foi predominante. Em plantios comerciais o coeficiente de decomposição (k) tipicamente encontrado é em torno de 0,45, com variação entre espécies, mas representando uma baixa taxa de decomposição (Vieira et al. 2013; 2014). Alguns fatores podem ser ressaltados com relação a diferença encontrada nesta pesquisa: na coleta de dados realizada, os *litter bags* eram composto por uma mistura de folhas de eucalipto e de espécies nativas do subosque; baixos teores de P comparado ao citado na literatura para os eucaliptais comerciais; a localização na paisagem junto a rápida recomposição do dossel nestes povoamentos tende a favorecer uma recomposição da comunidade edáfica (embora Martello et al. (2018) tenha demonstrado que a composição de diversos táxons podem variar entre eucaliptais e floresta circundante).

Em altitudes mais elevadas (600 – 1000m) é esperada que a decomposição da serapilheira seja mais lenta do que em menores altitudes por diversos motivos. A temperatura do ar e do solo são as variáveis climáticas mais intrinsecamente relacionadas a decomposição (Vitousek et al. 1994), porque a queda na temperatura pode limitar a disponibilidade de nutrientes na MOS, afetando a comunidade microbiana responsável principalmente pelos processos de transformação do N (Moreira; Siqueira 2006), e estas variáveis tendem a diminuir com a altitude (Souza Neto 2008). Também, a constante precipitação e nevoeiros em altitude tendem a tornarr as superfícies dos solos anaeróbicas, assim como a diminuição por perdas via evapotranspiração, acarretando mais obstáculos a decomposição da matéria orgânica adicionada pela serapilheira (Souza Neto 2008).

Como o decaimento de massa observado foi extremamente rápido em todos os sistemas tanto pelo método direto quanto pelo indireto, com os quais foi possível observar resultados muito similares entre si, é possível que sejam necessárias análises metabólicas da decomposição (como a própria evapotranspiração e liberação de NO₂, por exemplo) para além das análises numérica apresentada, afim de separar o que é a decomposição real do que é perda de massa por lixiviação. A baixa concentração de Ca e Mg observada na análise de solo, mesmo se tratando de solos pobres, pode ser um bom indicativo de que este processo esteja acontecendo. Cleveland et al. (2006) alerta para os processos de perda de massa em florestas constantemente úmidas como uma dinâmica excepcional e pouco

conhecida, e embora a pluviosidade regional não caracterize as formações florestais como extremamente úmidas (>2500 mm anuais), a variante local de umidade em função da altitude e posição na escarpa da Serra não foram mensuradas.

4.2.4 Retorno de nutrientes ao solo via serapilheira e eficiência no uso de nutrientes na Regeneração Natural

As características de fertilidade dos solos e as particularidades de nutrição mineral das espécies que compõem as comunidades vegetais em cada sistema ecológico são apontadas como as principais responsáveis pelos teores de nutrientes depositados via serapilheira (Carpanezzi 1980). Os valores médios dos teores de macronutrientes (Ca, Mg, K, P e N) analisados estão representados na **figura 26**.

O Ca tem função estruturante nas plantas, interferindo diretamente no crescimento e desenvolvimento destas. Além de manter a integridade estrutural das membranas e parede celular, a maior disponibilidade de Ca no tecido foliar aumenta a regulação de uma série de processos fisiológicos, como resposta geotrópica, fotossíntese, divisão celular, movimentação citoplasmática e atividade de enzimas e proteínas. Em especial as calmodulinas, proteínas não-enzimáticas associadas ao Ca, modulam vários processos enzimáticos. Em solos ácidos, a maior disponibilidade de Al interfere diretamente na estrutura e funcionamento das calmodulinas, gerando vários prejuízos ao desenvolvimento da comunidade vegetal (Malavolta et al. 1997).

A floresta apresentou um teor médio de Ca foliar de 12,15 g/Kg, não diferindo significativamente das regenerações Rm (10,27 g/Kg) e Ra (10,53 g/Kg). Na regeneração recém abandonada (Rr) o teor de Ca (9,11 g/Kg) foi significativamente menor em relação a F, mas não diferiu das demais idades de regeneração. Todas as áreas sem a influência do eucalipto apresentaram teores de Ca significativamente maiores, entretanto, entre as diferentes idades de abandono houve uma tendência ao aumento dos teores de Ca com o tempo, sendo significativo de Er (4,66 g/Kg) e Em (5,05 g/Kg) para Ea (6,61 g/Kg). Com relação a época de produção do folheto (chuvosa ou menos chuvosa), não houve variações dentro dos sistemas, ou seja, a deposição do Ca manteve constante ao longo do ano. O Ca é um elemento de baixa mobilidade na planta, ou seja, não apresenta retranslocação e se acumula nas

folhas senescentes. Assim, a variação do seu teor no folheto é uma função direta do Ca absorvido pelas árvores (Malavolta et al. 1997).

O teor de Mg no folheto pode ser considerado semelhante a contribuição do elemento na nutrição da planta metabolicamente ativa. Apresenta retranslocação via sistema transpiratório e alta lixiviação (Laclau 2003). Os teores médios de Mg nas regenerações Rm (5,12 g/Kg) e Ra (4,34 g/Kg) foram maiores que os demais sistemas, inclusive na Floresta. Neste sistema o teor médio de Mg encontrado foi 3,37g/Kg, significativamente maior que Rr e os eucaliptais abandonados: Er (2,29 g/Kg), Em (2,45 g/kg) e Ea (2,42 g/kg). O teor de Mg no folheto produzido na Floresta (F) nos meses chuvosos foi estatisticamente superior ao encontrado no folheto produzido na estação menos chuvosa. Para os demais sistemas não houve diferenças significativas.

O K é absorvido pelas raízes na sua forma iônica mais simples K^+ e, ao contrário do que acontece com o Ca e Mg, é bastante solúvel em água com fácil redistribuição através do floema. A demanda por esse nutriente nas plantas é relativamente alta, possivelmente por ser condicionante de boa parte das enzimas presentes no citoplasma (Malavolta et al. 1997). Como o K não forma moléculas orgânicas nas plantas, é facilmente lixiável do dossel para o solo e mantém um fluxo relativamente elevado entre estes compartimentos (Vital et al. 2004).

O teor de K no folheto produzido na Floresta (F) foi estatisticamente maior que em todos os outros sistemas (5,05 g/Kg). O folheto produzido nos eucaliptais apresentou teores de K similares: Er (1,92g/Kg); Em (1,83g/Kg); Ea (2,59g/Kg) e nas regenerações: Rr (2,26g/Kg); Ra (2,21g/Kg). Em Rm (3,48 g/Kg) houve uma diferenciação significativa para os anos mais iniciais de abandono dos eucaliptais Er e Em. Os teores de K no folheto produzido nos meses mais chuvosos foram significativamente maiores em todas as idades dos eucaliptais e em Rr. Em F, Rm e Ra não houve diferenças significativas.

O P e N são os elementos mais prontamente redistribuídos nas plantas. O P é predominantemente absorvido na forma iônica H_2PO_4 e transportado até as regiões de crescimento pelo simplasto, sendo que no processo de senescência foliar até 60% do P pode ser conduzido a, principalmente, órgãos novos e frutos em desenvolvimento, o que gera um retorno baixo desse elemento ao solo via deposição do folheto (Malavolta et al. 1997). Os teores de P encontrados no folheto

em F (0,89 g/kg), Rr (0,61 g/kg), Rm (0,83 g/kg) e Ra (0,67 g/kg) não diferiram estatisticamente entre si e foram significativamente maiores que nos eucaliptais. Não houve diferenças significativas na deposição de P com as idades dos eucaliptais: Er (0,32 g/Kg); Em (0,35 g/Kg); Ea (0,36 g/Kg). Sazonalmente, os teores de P no folheto produzido nos meses chuvosos foram significativamente maiores em F, Rr e Ra, e em Ea o padrão inverso foi encontrado: maior deposição na estação menos chuvosa. Nos demais sistemas não houve diferença.

O metabolismo do N na planta, que vai influenciar no processo bioquímico de transferência de nutrientes via serapilheira, é um pouco mais complexo que os demais e pode variar mais intensamente entre grupos filogenéticos. Nas espécies em que a fotossíntese é via C3, como as espécies arbóreas das florestas tropicais e do gênero *Eucalyptus*, a incorporação de NH_4 é majoritariamente pela fotorrespiração, enquanto que em espécies C4 como a maior parte das gramíneas tropicais, especialmente as cultivadas, como os ciclos de fotorrespiração são menos intensos, a maior fonte de incorporação do NH_4 será pela redução do Nitrato, e espera-se destas um retorno mais lento deste nutriente (Malavolta et al. 1997). A dominância basal de espécies da família Fabaceae, que formam sistemas simbióticos com bactérias fixadoras de N_2 também pode influenciar na deposição e acúmulo de N na serapilheira (Diniz et al. 2015).

Nos sistemas avaliados, F (21,09 g/Kg), Ra (22,19 g/Kg) e Rm (17,53) não diferiram estatisticamente quanto aos teores de N no folheto, que foram significativamente maiores que nos demais sistemas. Nestes sistemas, em especial F e Ra, a família Fabaceae apresentou elevado Índice de Valor de Importância nas comunidades de plantas, o que ocorreu também em Rr, contudo com um número de indivíduos expressivamente menor, conforme já demonstrado anteriormente. Os teores de N em Rr (14,29 g/Kg), Er (8,08 g/Kg), Em (9,17 g/Kg) e Ea (9,16 g/Kg) não diferiram significativamente entre si. Só houve diferença estatística entre os teores de N no folheto produzido na estação chuvosa em relação a estação menos chuvosa em Rr.

O aumento dos teores de Mg (em F), K (em Er, Em, Ea e Rr), P (em F, Rr, Ra) e N (em Rr) no folheto produzido nos meses de maior intensidade pluviométrica, pode estar relacionado, neste caso, à uma maior quantidade de folhas novas constituindo o material produzido e depositadas por efeito mecânico da precipitação

e vento associado, situação comum para áreas com o declive topográfico como o que se estabelecem nas comunidades analisadas (Mendonça et al. 2018).

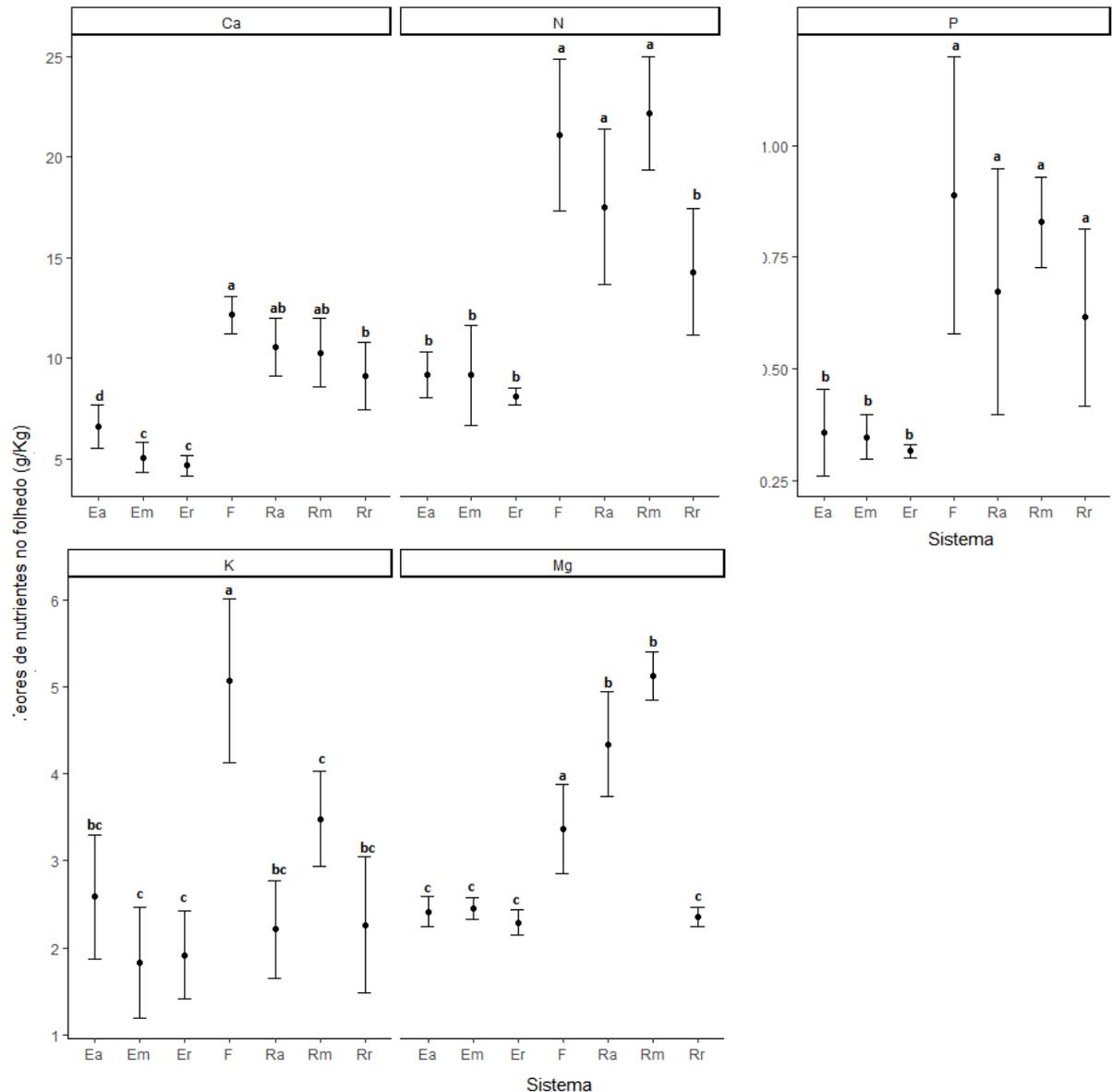


Figura 26: Teores (média e desvio padrão) dos nutrientes (g/Kg): Cálcio (Ca), Nitrogênio (N), Fósforo (P), Potássio (K) e Magnésio (Mg) do folheto produzido nos sistema amostrado: Povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea); F (Floresta – referência); e áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra). Diferentes letras significam diferenças estatísticas entre os tratamentos ($p \leq 0,05$).

Considerando a deposição total de folhas no ano e os teores dos macronutrientes encontrados, a proporção da deposição por nutrientes foi: $N > Ca > K > Mg > P$, para Floresta (F), $N > Ca > K = Mg > P$ no eucaliptal mais antigo (Ea) e

na regeneração inicial Rr e N>Ca>Mg>K>P, nas regenerações Rm e Ra e nos demais eucaliptais Er e Em, conforme apresentado na **tabela 12**:

Tabela 12: Proporção da quantidade de macronutrientes depositado no solo em função dos valores de fitomassa seca da fração de folhas produzida anualmente, em cada sistema analisado: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); e povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).

Sistema	N(%)	Ca(%)	Mg(%)	K(%)	P(%)	F (ton ha ⁻¹)
F	3.417	1.968	0.546	0.818	0.144	3.39
Rr	1.471	0.937	0.243	0.232	0.063	0.30
Rm	3.828	1.772	0.883	0.600	0.143	3.46
Ra	2.643	1.588	0.654	0.333	0.101	4.81
Er	1.422	0.820	0.403	0.338	0.056	3.98
Em	1.255	0.691	0.335	0.250	0.048	4.87
Ea	1.246	0.898	0.329	0.352	0.049	5.80

Em geral, pela quantidade exigida e características de translocação, o N e o Ca são os nutrientes mais depositados nos ecossistemas terrestres (Vitousek; Sanford Jr. 1986; Godinho et al 2015; Caliman et al. 2020). A proporção de contribuição do retorno de nutriente no solo em regenerações médias e avançadas da Floresta Ombrófila densa encontrada por Barbosa e Faria (2006), também foi N>Ca>Mg>K>P. Vieira et al. (2014) ao analisar os teores de nutrientes depositados por *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus* sem manejo encontrou a proporção Ca>N>K>Mg>P e Diniz et al. 2011, analisando o híbrido *E. Urograndis*, encontrou a proporção N>Ca>K>Mg>P, semelhante ao encontrado nos eucaliptais analisados nesta pesquisa.

Os valores de retorno anual de nutrientes por deposição da matéria fina encontrados relacionam-se mais aos teores de nutrientes no conteúdo foliar produzido, que variou entre sistemas, do que a quantidade produzida em si, que variou somente em relação a regeneração inicial (Rr). A **figura 27** apresenta os valores de retorno por nutrientes em cada sistema, exceto Rr, por uma questão de escala e estes foram, em média: N; 4,29Kg/ha; Ca: 2,82 Kg/ha; Mg: 0,73 Kg/ha; K: 0,7 Kg/ha; e P: 0,19 Kg/ha. Os valores para Rr diz respeito estritamente ao conteúdo dos nutrientes depositados ao longo do ano pela comunidade arbórea da área, não considerando gramíneas e ervas, que dominam a estrutura vegetal nestes sistemas.

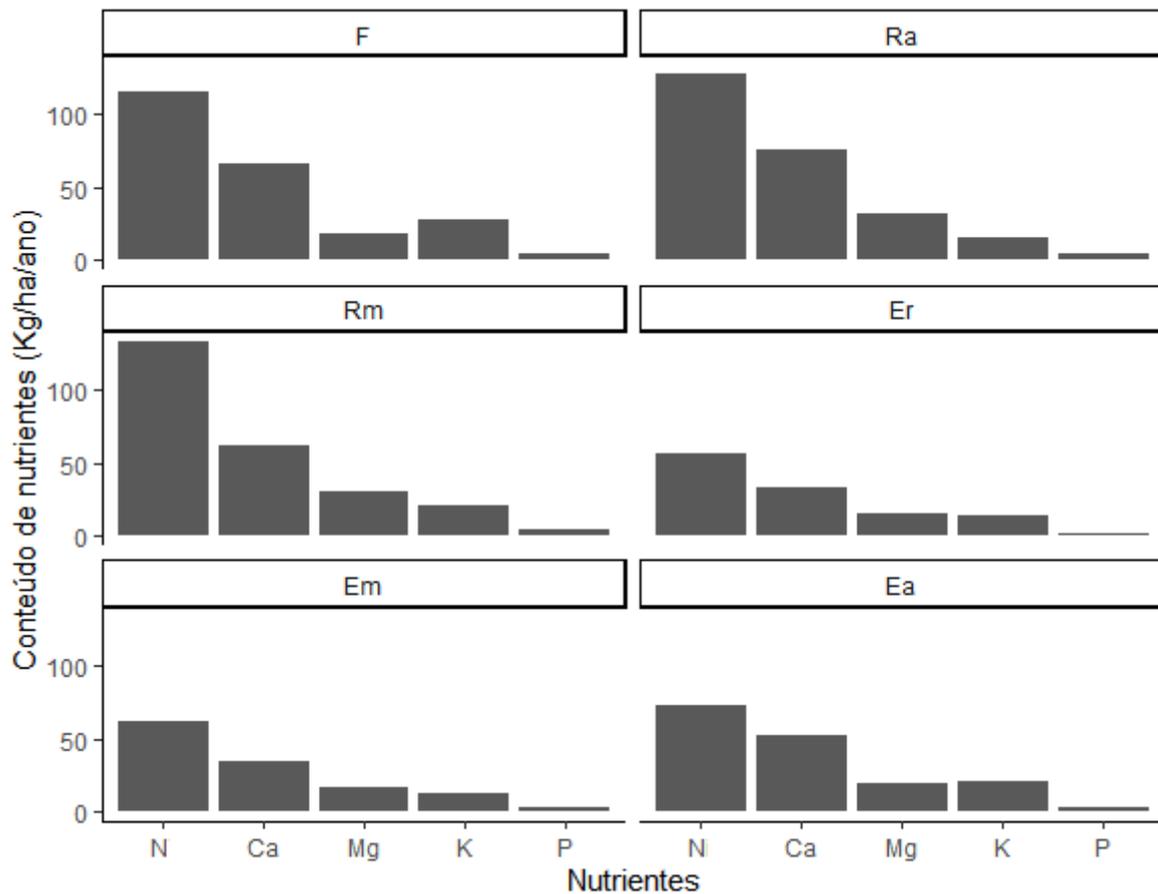


Figura 27: Valores médios estimados de retorno anual de nutrientes (Kg/ha): Nitrogênio (N), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Potássio (K) e Fósforo (P) pela deposição de serapilheira nos sistemas amostrados: F (Floresta – referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra) e povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); 20 anos (Em) e 30 anos (Ea).

Os valores de retorno de nutrientes em Rm foram muito semelhantes ao encontrado por Scheer et al. (2011) na Floresta Ombrófila Densa no nordeste do Paraná (em Kg/ha: N:93, Ca: 79, K: 24, Mg: 15, P: 6), para regeneração em idade semelhante. Os valores de retorno em Er foi próximo, superior em N, quando comparado aos valores encontrados por Vieira et al. (2014) em eucaliptais da mesma idade (em Kg/ha: N:35,6, Ca: 37,0, K: 13,0, Mg:8,7, P: 1,9). Assim, parece haver uma tendência à diminuição do retorno de nutrientes em plantios homogêneos em relação às áreas em regeneração.

Nesta pesquisa, o empobrecimento do folheto nos eucaliptais em comparação ao conteúdo de nutrientes nas regenerações foi significativo para todos os nutrientes, como também o retorno destes via serapilheira foi significativamente menor nos eucaliptais. Pela análise destes parâmetros entre as diferentes idades de estabelecimento dos eucaliptais, conforme apresentado, não houve alteração na

contribuição de N, P e Mg no folheto com o avanço nas idades dos eucaliptais, mas a contribuição de Ca foi significativamente maior em Ea e de Mg, embora não tenha sido estatisticamente maior em Ea, apresentou um aumento de contribuição no folheto suficiente para aproximar estatisticamente o retorno de Mg entre Ea e as regenerações. Desta forma, a estimativa de retorno destes dois nutrientes em Ea, como também em relação ao K, equipara-se estatisticamente a estimativa de retorno em F.

Nas regenerações, o retorno de nutrientes foi estatisticamente menor em Rr, como esperado, dada a diferença na deposição de fitomassa. Analisando os outros estágios, a contribuição de N e P no folheto e as respectivas estimativas de retorno ao sistema foram iguais em todas as idades de regeneração. Tanto os teores no folheto e estimativa de retorno do K foram maiores em F e igual nas regenerações. O teor de Ca no folheto em F foi maior que nas demais, porém a estimativa de retorno equipara-se entre F e Ra, e a estimativa de retorno de Mg é maior nas regenerações do que em F, embora a contribuição deste nutriente no folheto seja igual nos 3 sistemas. Assim, infere-se pelo padrão encontrado, uma recuperação mais rápida na dinâmica de absorção e retorno do N e P, já similar em Rm que nas demais idades, mais lenta para o Ca que só se aproxima entre Ra e F e mais lenta do K. O retorno de Mg pode ser maior nas regenerações médias.

Desta maneira, a **tabela 13** apresenta os valores médios de retorno de cada nutriente analisado, em comparação a eficiência do uso destes nutrientes por sistema. Esta eficiência está condicionada tanto a quantidade de folheto produzido quanto aos teores dos nutrientes presentes no mesmo. Assim, quanto menor a quantidade de nutriente contribuído, maior tende a ser a eficiência desde que a produção de massa se mantenha. Ou seja, sistemas em que as espécies mantêm uma elevada produção embora com baixos teores de determinado nutriente apresentam uma eficiência maior no uso deste nutriente.

A eficiência no uso do N, Ca e P foi estatisticamente similar entre F, Rm e Ra e para o Mg e K houve uma diferenciação, sendo maior em F para Mg e menor em F para o K em relação a Rm e Ra. Nas três idades dos eucaliptais a eficiência no uso de N foi similar, para Ca e K houve uma variação em Em, maior que os demais, e para o Mg e P a eficiência de uso foi menor em Er.

Tabela 13: Valores médios estimados de retorno de nutrientes anualmente e da eficiência no uso destes nutrientes (NUE), por nutriente e por sistema analisado: Floresta (referência); áreas em regeneração natural após uso como pastagem, sem interferência humana com 8 anos (Rr); 20 anos (Rm); e 40 anos (Ra); povoamentos de *Eucalyptus* spp. abandonados com 8 anos (Er); e 30 anos (Ea). Letras minúsculas representam diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores médios estimados do retorno de cada nutriente por sistema e letras maiúsculas representam diferença significativa ($p < 0,05$) dos valores médios estimados de NUE de cada nutriente por sistema.

Sistema	Retorno					NUE				
	N	Ca	Mg	K	P	N	Ca	Mg	K	P
F	71.52a	41.22a	11.41a	17.16a	3.01a	29.21A	50.73A	182.9A	122.05A	692.54A
Rr	4.29b	2.73b	0.70b	0.68b	0.18b	69.95B	106.23B	410.6B	428.20B	1586.46B
Rm	76.77a	35.52c	17.70c	12.04cd	2.87a	26.08A	56.34AC	113.01C	166.26C	697.10A
Ra	84.32a	50.65a	20.87d	10.63d	3.24a	37.79A	62.92A	152.66C	299.79D	988.86A
Er	32.18c	18.53d	9.12e	7.64e	1.26c	70.21B	121.84E	247.93D	295.71D	1774.25B
Em	44.67d	24.60e	11.92a	8.92ce	1.70d	79.59B	144.58D	298.01EA	398.98E	2086.10C
Ea	53.15d	38.36a	14.02f	15.00c	2.08d	80.22B	111.2CE	303.76EA	283.83D	2041.97C

A elevada eficiência de uso do P, indica que este é o nutriente mais limitante para o desenvolvimento das comunidades vegetais, sendo muito mais acentuado nos eucaliptais. A etapa de retorno ao solo via serapilheira é extremamente importante em solos tropicais. Em solos pobres em P pode ocorrer a absorção direta da camada de seralheira depositada e as raízes finas superficiais por meio das micorrizas (Sayer; Tanner 2010). Além do que, não é esperado um ciclo eficiente do P inorgânico dada a retenção e imobilização deste por óxidos de Fe e Al (Mathews et al. 2005) e a demanda da microbiota que também contribui para sua imobilização (Olander; Vitousek 2005).

A rápida recuperação do retorno de P nas regenerações, assim como de N, segue o padrão descrito por Sayer e Tanner (2010) em experimentos de manipulação da serapilheira, em que estes atingem uma certa estabilidade em poucos anos. Nos eucaliptais, embora tenha havido uma tendência a recuperação de Rr para Rm e Ra, ainda há um déficit considerável em relação às regenerações naturais. Como a necessidade inicial do eucalipto por P é alta, a diminuição da contribuição deste elemento no folheto é esperada. O aumento na eficiência de uso, com o aumento da contribuição do elemento nos anos mais avançados de implantação dos povoamentos, pode ser um indicativo que este elemento seja realmente limitante nestes sistemas, mesmo com o maior desenvolvimento do sistema radicular e mais tempo de absorção dos organofosfatos.

A relação entre N:P tem sido considerada fundamental para a decomposição e manutenção de uma série de processos adjacentes na ciclagem de nutrientes e produtividade primária, pela diminuição da taxa fotossintética, nas florestas tropicais (Güsewell 2004). Embora tenha havido uma menor contribuição de N nos eucaliptais e uma maior eficiência no uso, esta foi menor que outros trabalhos que apontam possível limitação por N (Vitousek 1984; Moran et al. 2000; Dent et al. 2006). Em povoamentos de eucalipto, a microbiota é capaz de ciclar N de forma suficiente para manutenção deste nutriente em até 78% nos primeiros 2 anos e até 51% após 7 anos de implantação (Gama-Rodrigues et al. 1997). A menor eficiência no uso do N nas regenerações pode ser atribuída a abundância de Fabaceas nos sistemas.

O Ca raramente é tido como um nutriente limitante e as plantas geralmente absorvem Ca em relativo excesso a demanda metabólica celular (Rorison; Robinson 1984), além do desenvolvimento radicular em profundidade que aumenta a captação deste nutriente (Nilsson et al. 1995). Portanto, embora os eucaliptais tenham apresentado menor contribuição deste nutriente nos anos iniciais, que são os de maior demanda, o conteúdo foliar tende a aumentar no eucaliptal mais antigo, assim como a eficiência no uso tende a diminuir.

O Mg e o K, mesmo que em diferentes graus, são facilmente lixiviados, e portanto a devolução ao solo através da deposição é um bom indicador da ciclagem de nutrientes (Parker 1983). A contribuição do Mg nas regenerações médias foi maior que em F e com uma eficiência de uso menor nesses sistemas. O aporte de Mg varia muito entre espécies e a dominância de espécies pioneiras nas regenerações, com consequente queda de folhas mais jovens, pode estar interferindo, uma vez que a proporção de Mg na clorofila é alta. Em solos pobres em P, o Mg^{2+} torna-se especialmente importante no carreamento do P em H_2PO_4 .

A contribuição de K apresentou acréscimo com o tempo, tanto nas regenerações quanto nos eucaliptais, mas embora mais próximo entre Ea e F, a eficiência de uso em F foi menor. A alta solubilidade faz deste um elemento bastante lixiviável e de alta demanda em pastagens (Kayser; Isselstein 2005). Desta forma a recuperação era esperada nas regenerações, inclusive pelas menores demandas de retranslocação em comunidades estabelecidas há mais tempo em relação às comunidades com muitos indivíduos jovens, com crescimento mais acentuado. Já nos eucaliptais, Klugl et al. (2020) observaram que, comparativamente, a Floresta

Ombrófila Mista, regenerações e eucaliptais esses últimos tendem a estabelecer uma menor ciclagem de Ca e Mg, mas mantêm altos valores de retorno de K e aproveitamento deste.

4.3 Dinâmica de nutrientes e evolução da diversidade de arbóreas na regeneração natural da Mata Atlântica: condicionantes estruturais e temporais da ocupação do solo

A regeneração natural sem assistência humana é a abordagem de restauração mais amplamente usada para restaurar florestas tropicais (Chazdon; Guariguata 2016). O reaproveitamento de plantações de arbóreas exóticas abandonadas para regeneração do subsque tem ganhado visibilidade ao longo dos anos, por ser uma abordagem de baixa intervenção humana (Cesar et al. 2018). Dentre estas espécies plantadas, especialmente o *Eucalyptus* spp. vem sendo utilizado no escopo da restauração dado ao seu baixo potencial de invasão (Silva et al. 2011), rápido estabelecimento de dossel homogêneo que tende a diminuir a invasividade com relação à gramíneas exóticas no ambiente (Bernardes; Righi 2017) e contribuição para o armazenamento de Carbono (Cesar et al. 2018).

Outras abordagens com maior grau de intervenção e assistência humana são empregadas com o objetivo de restauração na Mata Atlântica (Rodrigues et al. 2009) e diversos fatores ambientais são considerados no direcionamento destas abordagens, além do objetivo da restauração em si (McDonald et al. 2016). Entretanto, afim de se estabelecer a viabilidade ecológica de determinada abordagem, é preciso considerar o que se entende por ecossistema recuperado. Restabelecer a produtividade do solo e sua manutenção em longo prazo, com espécies capazes de regenerar e se manter na área, conforme Lugo (1992) ou conforme a definição da Society for Ecological Restoration International (SERI), deva garantir a integridade ecológica dos ecossistemas, incluindo um mínimo de biodiversidade e variabilidade na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos?

Mesmo considerando uma interpretação mais abrangente da restauração, o entendimento do que seria um mínimo de características estruturais e funcionais em um ecossistema não é simples. Especialmente considerando a Mata Atlântica em suas diversas fisionômias e extraordinária biodiversidade, muito ainda não

completamente descrito pela ciência ou abordado por esta em múltiplas regras que montam as comunidades ao longo do tempo e, acrescentando a isto, o histórico de uso e ocupação humana deste bioma, enquanto ainda está sob forte pressão antrópica, configura em si um paradoxo.

Tentando somar esforços a esse enorme desafio de entender como se dá a regeneração natural na Mata Atlântica e como abordar a restauração nesta, esta pesquisa visou responder as seguintes perguntas: os eucaliptais abandonados podem funcionar como facilitadores da regeneração natural em seu subosque na Floresta Ombrófila Densa Montana? A fertilidade do ecossistema, considerando a dinâmica de deposição de nutrientes, é reestabelecida ao longo tempo? E por fim, seria esta, o uso de povoamentos de *Eucalyptus* spp., uma abordagem adequada a restauração destas Florestas após o uso do solo para pastagens?

Os dados apresentados nesta pesquisa apontam para uma recuperação parcial da biodiversidade sob eucaliptais com acréscimo de espécies com o passar do tempo, embora significativamente menor que a regeneração sem qualquer intervenção humana nas idades mais avançadas. As regenerações médias tendem a recuperar taxonomicamente e em dominância estratal a biodiversidade encontrada na regeneração avançada, tida por referência, enquanto que sob os eucaliptais a comunidade vegetal estabelecida possui maior diferenciação taxonomica e estrutural. A biomassa arbórea, considerando densidade de indivíduos, área basal e altura, recuperou-se rapidamente (cerca de 20 anos) nas regenerações sem interferência humana. Nas regenerações sob subosque do eucalipto, houve um incremento significativo destes parâmetros ao longo do tempo, embora sejam estes similares entre as regenerações iniciais com e sem o eucalipto. De modo geral, sob as condições das comunidades analisadas, houve um ganho parcial em estrutura e biodiversidade regenerante sob os eucaliptais ao longo do tempo, embora significativamente mais lento que nas áreas abertas e com características mais distantes que as da Floresta tida como referência local.

Em todos os sistemas analisados pôde-se considerar a deposição de fitomassa pelo sistema planta-solo, a fertilidade deste material e do solo baixa em relação a outras formações florestais neotropicais descritas, demonstrando a importância da altitude e relevo na manutenção ecológica destes sistemas. Os principais atributos do solo que determinam a diferenciação química entre eucaliptais e regenerações naturais é a diminuição nas concentrações dos principais

macronutrientes nos eucaliptais e em relação ao pasto, principalmente o Fósforo, como também perda de acidez, diminuição na concentração de alumínio trocável nestes sistemas. Quanto ao retorno de nutrientes via fitomassa depositada, nos eucaliptais mais antigos houve um aumento no potencial de ciclagem Cálcio, Magnésio e Potássio ao longo dos anos, sendo similar ao da Floresta referência, sendo o Fósforo o nutriente com menor retorno nos eucaliptais e mais distante do encontrado nos outros sistemas. A eficiência no uso de nutrientes foi consideravelmente maior nos eucaliptais em comparação as demais regenerações.

Muitos dos atributos funcionais e estruturais das florestas se correlacionam a partir das interações desenvolvidas nos ecossistemas (Weathers et al. 2015). Carpenazzi (1997) e Kolm e Poggiani (2003), por exemplo, observaram que em povoamentos mais jovens ou com maior adensamento tendem a apresentar maior deposição de serapilheira. A altura dos indivíduos da comunidade também possui forte correlação com a deposição da serapilheira, pois este é um parâmetro estrutural de desenvolvimento podendo representar essa correlação um reflexo das interrelações destas variáveis com as demais (Saenger; Snedaker 1993).

Portanto, para estabelecer uma relação entre os parâmetros mensurados de estrutura e biodiversidade e os parâmetros funcionais de fertilidade analisados, montou-se uma tabela de correlação desmembrada entre as regenerações sem interferência humana (**tabela 14**) e as sob os plantios de eucalipto (**tabela 15**). Considerou-se para tal, parâmetros da estrutura horizontal (área basal, DAP e densidade) e vertical (altura dos indivíduos, cobertura do dossel e índice de área vegetada) das florestas e a riqueza em espécies, parâmetros funcionais da dinâmica de nutrientes (fitomassa produzida total, serapilheira acumulada e a estimativa de macronutrientes ao solo) e os sistemas avaliados em si foram considerados pelo tempo decorrido do processo de regeneração.

A probabilidade de 5 a 1%, nas regenerações sem interferência humana todas as correlações foram positivas e aquelas significativas estatisticamente muito fortes. Nos eucaliptais algumas correlações negativas foram encontradas, sobretudo com relação a área basal, inclusive com relação a idade dos povoamentos. O rápido incremento em área basal nos plantios não acompanha o desenvolvimento dos demais parâmetros, como os relacionados a cobertura de dossel, ganho em espécies e acúmulo de serapilheira. De um modo geral, houve menos correlações

significativas estatisticamente nos povoamentos de eucalipto e estas tendem a ser mais fracas.

Nas regenerações sem interferência humana, a área basal teve esperada correlação com o DAP e densidade de indivíduos, como também com a cobertura de dossel e deposição de fitomassa e acúmulo de serapilheira. O DAP, altura dos indivíduos, cobertura de dossel, índice de área vegetada, densidade de indivíduos, riqueza de espécies, produção de fitomassa e serapilheira acumulada correlacionam positivamente de maneira estatisticamente significativa. Entretanto, apenas a altura dos indivíduos e riqueza em espécies correlacionam-se de forma positiva significativamente com o tempo decorrido de regeneração.

De forma geral, a recuperação da estrutura (área basal, densidade, estratificação do dossel) em florestas secundária se dá mais rapidamente do que o incremento na composição de espécies (Brown; Lugo 1990; Guariguata; Ostertag 2001). Nas regenerações avaliadas houve a recuperação dos parâmetros estruturais à partir da regeneração com 20 anos de abandono, entretanto o acúmulo de espécies e aumento médio da altura do dossel, embora crescentes, diferiram com relação a floresta há mais tempo sem interferência humana, utilizada por referência. A altura está positivamente correlacionada com o retorno da maioria dos nutrientes ao solo, a excessão do Fósforo, e a riqueza está positivamente correlacionada com o retorno de Cálcio no sistema. Já o tempo transcorrido da regeneração está positivamente correlacionado ao retorno de todos os nutrientes. Além da correlação positiva entre os retornos de nutrientes individualmente.

Por esta análise evidencia-se a importância do amadurecimento da regeneração para estabilização da ciclagem de nutrientes nos sistemas. O mesmo padrão é encontrado com relação as análises de correlação nos eucaliptais abandonados. O tempo transcorrido da regeneração correlaciona-se positivamente com a altura, riqueza em espécies, e além deste, cobertura de dossel – uma vez que o aumento da diversidade diminui a homogeneidade do dossel formado. Da mesma forma, o retorno de todos os nutrientes ao solo está positivamente relacionado ao tempo de abandono. Diferentemente das demais regenerações, no caso dos eucaliptais a riqueza em espécies correlaciona-se além do retorno de Cálcio, ao retorno de Magnésio e Nitrogênio. Altura e cobertura de dossel também estão correlacionadas ao retorno de todos os nutrientes, incluindo o Fósforo neste caso.

Nos plantios de eucalipto os parâmetros estruturantes não seguiram o mesmo padrão encontrado nas regenerações, sendo que densidade e riqueza se correlacionaram positivamente, conforme esperado uma vez que o potencial de recrutamento de plântulas de *Eucalyptus* spp. no sistema é baixo; cobertura de dossel correlacionou-se positivamente com a densidade e a riqueza – aumento da estrutura vertical com o aumento da regeneração de subosque; e a altura correlacionou-se positivamente com a cobertura de dossel e produção de fitomassa, além da riqueza de espécies, ambos relacionados a idade da regeneração. A diferenciação nas linhas de correlação entre fatores estruturantes causadas pela implantação de uma exótica de rápido crescimento e em alto grau de adensamento, gera uma disponibilidade de habitats e nichos diferente da esperada nos processos sucessionais sem intervenção humana.

Embora nos dois modelos de regeneração o retorno de nutrientes aumente com a idade das regenerações, para o Nitrogênio e o Fósforo este foi estatisticamente inferior nos eucaliptais quando comparadas as regenerações de mesma idade e com relação à floresta. Entretanto, para o retorno de ambos os nutrientes foi mensurado um aumento estatisticamente significativo das regenerações mais recente para a mais antiga, demonstrando uma tendência de recuperação da ciclagem dos nutrientes com o tempo de abandono.

Tabela 14: Valores de correlação linear de Pearson (r)¹ e significância (p)² a (a 95% de confiança), para os fatores: tempo transcorrido da regeneração (idade); área basal - AB (m²); diâmetro - DAP (cm); altura - H (m), cobertura de dossel - CD (%); índice de área vegetada - IAV (m²/m²); densidade de indivíduos - Den; riqueza de espécies - S; Produção de fitomassa - ProdS (kg/ha); serapilheira acumulada - AcumS (kg/ha); retorno dos nutrientes (Ret): Ca, Mg, N, P, K (kg/ha), considerando as regenerações sem interferência humana.

	Idade	AB	DAP	H	CD	IAV	Den	S	ProdS	AcumS	RetCa	RetMg	RetN	RetP	RetK
Idade	1														
AB	0.3540 ¹ 0.2588 ²	1													
DAP	0.4146 0.1802	0.9208 >0.0001	1												
H	0.7239 0.0077	0.6675 0.0177	0.7459 0.0053	1											
CD	0.6075 0.0167	0.7806 0.0027	0.8481 0.0004	0.9179 >0.0001	1										
IAV	0.6718 0.0167	0.5475 0.0653	0.6096 0.0353	0.9033 >0.0001	0.9059 >0.0001	1									
Den	0.5022 0.0961	0.9324 >0.0001	0.8948 >0.0001	0.8670 0.0002	0.9240 >0.0001	0.7966 0.0019	1								
S	0.6405 0.0248	0.8315 0.0008	0.7661 0.0036	0.8809 0.0001	0.8964 >0.0001	0.8709 0.0002	0.9516 >0.0001	1							
ProdS	0.4064 0.1898	0.8947 >0.0001	0.8919 >0.0001	0.8591 0.0003	0.9231 >0.0001	0.8049 0.0016	0.9786 >0.0001	0.9022 >0.0001	1						
AcumS	0.4994 0.0983	0.8405 0.0006	0.8343 0.0007	0.8599 0.0003	0.9450 >0.0001	0.8861 0.0001	0.9584 >0.0001	0.9447 >0.0001	0.9582 >0.0001	1					
RetCa	0.9924 >0.0001	0.3361 0.2854	0.3863 0.2149	0.6698 0.0172	0.5477 0.0652	0.5947 0.0414	0.4546 0.1376	0.6038 0.0376	0.3496 0.2653	0.4343 0.1582	1				
RetMg	0.9532 >0.0001	0.2592 0.4159	0.3532 0.2601	0.6262 0.0294	0.5248 0.0797	0.5641 0.0560	0.3794 0.2238	0.4988 0.0988	0.2978 0.3471	0.3551 0.2573	0.9647 >0.0001	1			
RetN	0.9668 >0.0001	0.1856 0.5634	0.2896 0.3611	0.6014 0.0386	0.4950 0.1018	0.5612 0.0576	0.3217 0.2984	0.4764 0.1174	0.2333 0.4654	0.3321 0.2916	0.9735 >0.0001	0.9789 >0.0001	1		
RetP	0.9682 >0.0001	0.1807 0.5739	0.2653 0.4047	0.5705 0.0527	0.4745 0.119	0.5582 0.0593	0.3166 0.316	0.4803 0.114	0.2174 0.4973	0.3326 0.2908	0.9745 >0.0001	0.9704 >0.0001	0.9953 >0.0001	1	
RetK	0.9715 >0.0001	0.2916 0.3577	0.3527 0.2608	0.6339 0.0268	0.4829 0.1118	0.5217 0.0819	0.4015 0.1957	0.5283 0.0774	0.2906 0.3595	0.3454 0.2715	0.9842 >0.0001	0.9635 >0.0001	0.9652 >0.0001	0.9579 >0.0001	1

Tabela 15: Valores de correlação linear de Pearson (r)¹ e significância (p)² a (a 95% de confiança), para os fatores: tempo transcorrido da regeneração (idade); área basal - AB (m²); diâmetro - DAP (cm); altura - H (m), cobertura de dossel - CD (%); índice de área vegetada - IAV (m²/m²); densidade de indivíduos - Den; riqueza de espécies - S; Produção de fitomassa - ProdS (kg/ha); serapilheira acumulada - AcumS (kg/ha); retorno dos nutrientes (Ret): Ca, Mg, N, P, K (kg/ha), considerando as regenerações sob eucaliptais.

	Idade	AB	DAP	H	CD	IAV	Den	S	ProdS	AcumS	RetCa	RetMg	RetN	RetP	RetK
Idade	1														
AB	-0.2676 0.6081	1													
DAP	0.2490 0.6342	0.5229 0.2871	1												
H	0.9539 0.0031	0.4782 0.3373	0.2257 0.6672	1											
CD	0.9182 0.0097	-0.1373 0.7953	0.3905 0.444	0.8711 0.0238	1										
IAV	0.2135 0.6846	-0.2780 0.5936	-0.1045 0.8437	0.0177 0.9734	0.1054 0.8423	1									
Den	0.7864 0.0635	0.1714 0.7454	0.2105 0.6888	0.6049 0.2033	0.8596 0.0281	0.2760 0.5965	1								
S	0.8485 0.0326	-0.2397 0.7452	0.1849 0.7257	0.8197 0.0458	0.9570 0.0027	0.0854 0.8721	0.8526 0.0309	1							
ProdS	0.6896 0.1295	-0.3767 0.4617	0.3705 0.4657	0.6130 0.1956	0.6844 0.1337	0.0147 0.9778	0.7788 0.0679	0.8167 0.0473	1						
AcumS	0.7520 0.0846	-0.1239 0.8151	0.0770 0.8846	0.5797 0.2278	0.5540 0.2539	0.5235 0.3295	0.7276 0.1011	0.4945 0.3187	-0.5666 0.2429	1					
RetCa	0.9792 >0.0001	-0.3501 0.4962	0.2876 0.5804	0.9715 0.0012	0.9383 0.0055	0.1905 0.7176	0.7278 0.101	0.8638 0.0265	0.6486 0.1635	0.6050 0.2032	1				
RetMg	0.9550 >0.0001	-0.3633 0.479	0.2406 0.6459	0.9679 0.0015	0.9100 0.0117	0.2453 0.6394	0.7187 0.1075	0.8297 0.0410	0.6549 0.158	0.6475 0.1645	0.9954 >0.0001	1			
RetN	0.9826 >0.0001	-0.3532 0.4922	0.3061 0.5552	0.9855 0.0003	0.9190 0.0095	0.1459 0.7827	0.6955 0.1249	0.8404 0.0361	0.6148 0.1939	0.6317 0.1784	0.9946 >0.0001	0.9916 >0.0001	1		
RetP	0.9342 >0.0001	-0.4339 0.39	0.3333 0.5184	0.9794 0.0006	0.8587 0.0285	0.1431 0.7868	0.5582 0.2496	0.7583 0.0805	0.4978 0.3149	0.5168 0.2937	0.9733 >0.0001	0.9700 >0.0001	0.9817 >0.0001	1	
RetK	0.9956 >0.0001	-0.3072 0.5536	0.2706 0.6039	0.9736 0.0013	0.9309 0.0069	0.1427 0.7873	0.7598 0.0796	0.8681 0.0249	0.6765 0.14	0.7002 0.1213	0.9979 >0.0001	0.9869 >0.0001	0.9930 >0.0001	0.9529 >0.0001	1

Quando considerada a caracterização química dos solos, os eucaliptais eram mais ácidos e com menor fertilidade que as demais regenerações, sendo o Cálcio que mais diferiu com relação as demais regenerações. Para analisar como as variações químicas entre os solos dos diferentes sistemas relaciona-se com a composição das espécies montou-se a Análise de Coeficiente Canônico (ACC) à partir dos atributos químicos dos solos e número de indivíduos das espécies mais abundantes por sistema.

Os três primeiros eixos da ACC explicam 74,95 da variação dos dados (**tabela 16**), embora não significativos ($p > 0,05$) por permutação.

Tabela 16: Sumário estatístico dos eixos canônicos da Análise de Coeficiente Canônico (ACC) para relação entre comunidade vegetal e atributos químicos do solo.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Autovalor	0.5988	0.4455	0.3584
Varição explicada pelo eixo(%)	31.99	23.81	19.15
Porcentagem acumulada da variação	31.99	63.80	74.95

Os teores de COT, Ca e Mg apresentam forte correlação (valores $> 0,5$) com o eixo 1, sendo para o Ca e Mg a correlação negativa. Os teores de alumínio trocável relaciona-se fortemente ao eixo 2 e os teores de N ao eixo 3, ambos de forma positiva (**tabela 17**).

Tabela 17: Correlação entre os eixos canônicos da Análise de Coeficiente Canônico (ACC) e as variáveis preditoras.

Variável	Correlação		
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Ph	-0.494902	-0.38256	0.367572
Al ³⁺	0.375373	0.815571	0.140977
COT	0.854557	-0.494432	0.160079
P	0.0468614	0.477535	0.0433641
Ca	-0.940558	0.0635105	0.267093
Mg	-0.697235	-0.230303	0.471775
K	-0.235938	-0.151204	-0.481902
N	-0.159662	0.045545	0.911522

Na **figura 28** está retratado o padrão de distribuição das espécies e a ordenação das unidades amostrais em função das variáveis ambientais preditoras. Nota-se que houve diferenciação ambiental entre os eucaliptais, a Regeneração recente (Rr) e as demais regenerações, incluindo F. Destaca-se nas regenerações sob eucaliptais as espécies: *Casearia sylvestris*, *Esenbeckia grandiflora*, *Lacistema aggregatum*, *Casearia obliqua* e *Myrcia spectabilis*. Na regeneração recente (Rr) destaca-se as espécies: *Nectandra grandiflora* e *Casearia decandra*.

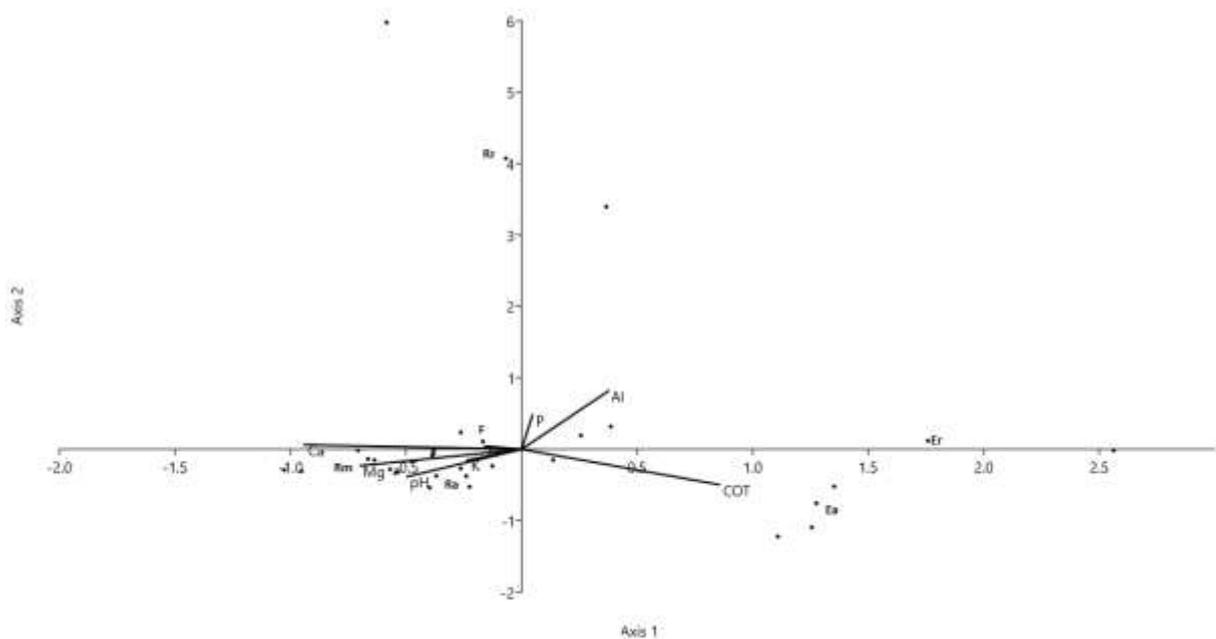


Figura 28: Análise de Coeficiente Canônico (ACC) com a ordenação das 18 unidades amostrais das regenerações naturais sem interferência humana e sob eucaliptais na Floresta Ombrófila Densa Atlântica, nos dois primeiros eixos canônicos baseada nas abundâncias das 26 espécies mais abundantes e sua correlação com as variáveis ambientais.

Embora os valores de COT tenham sido estatisticamente similares entre os sistemas avaliados, Ea apresentou o maior teor para este parâmetro, assim como nos eucaliptais os teores de Al^{+3} foram muito superiores. Já os teores de K e Ca foram superiores nas regenerações intermediárias sem eucalipto e F, representando uma maior aglomeração de espécies em torno deste plano em relação aos eixos apresentados pela ACC.

Um conjunto de fatores vão determinar os atributos dos solos nos plantios de eucalipto, como o uso anterior do solo e estado de fertilidade que estes se

encontram (Zerfu, 2002). A espécie, densidade e espaçamento do plantio; tipo de adubação, manejo e desbaste também vão influir em toda dinâmica de deposição e retorno dos nutrientes (Kolm; Poggiani 2003). Assim sendo, a ausência de qualquer tratamento ou manejo nas condições observadas pode ser um fator relevante quanto a perda nutricional do sistema o que tende a interferir no recrutamento e estabelecimento de espécies e no incremento de biomassa na regeneração.

Algumas das alterações na dinâmica de desenvolvimento da sucessão nas florestas plantadas apontadas por esta pesquisa, como o sombreamento e fertilidade do sistema, parecem funcionar como filtros no processo de montagem das comunidades, divergindo daquelas em que não há a presença da espécie. Entretanto, para todos os parâmetros analisados há uma tendência de aproximação dos processos ecológicos nos eucaliptais com a floresta referência ao longo do tempo. Portanto, é viável ressaltar que com algum grau de interferência humana direcionando a regeneração no subosque destes plantios, há um potencial de uso destes para regeneração da Floresta Ombrófila Densa na Mata Atlântica.

5. CONCLUSÃO

Os parâmetros de estrutura vertical das comunidades foram similares para F, Ra e Rm e superiores as regenerações sob os eucaliptais; a diversidade em Rr e Er foram similares e inferiores a Ea, contudo em Rm e Ra foi muito superior as demais; a similaridade florística foi mais próxima entre F, Ra e Rm em relação a Rr e Er e Ea, estes últimos igualmente próximos; quanto a estrutura vertical dos regenerantes Rm e Ra também possuem valores superiores e mais próximos a F. Já quanto a cobertura de dossel não houve diferenças entre os sistemas. Estes dados demonstram que em 20 anos percorridos da regeneração natural, houve uma significativa recuperação da estrutura e diversidade no sistema e superior as regenerações sob eucaliptais. Contudo, para todos os parâmetros, exceto estrutura vertical, houve um incremento de Er para Ea.

Com relação a produção de folhede, apenas Er apresenta diferenças significativas, ou seja, igualmente à partir de 20 anos de regeneração este parâmetro passa a ser similar ao da floresta referência e eucaliptais. Com relação ao retorno de nutrientes ao solo via serapilheira, este foi inferior em Rr para todos os nutrientes, esperado uma vez que a produção de folhede é muito inferior neste sistema. Nas demais regenerações evidencia-se o aumento do retorno com o passar do tempo para todos os nutrientes, sendo que apenas para o retorno de K que Ra não possui valores similares ou maiores que F. Já Ea, além do K, o retorno de P e N também foi inferior a F. Os eucaliptais apresentaram eficiência no uso dos nutrientes superior as demais regenerações. Tais diferenças entre as deposições anuais de nutrientes via folhede podem estar influenciando no fato dos solos florestais manterem níveis mais elevados de fertilidade, sobretudo considerando os aspectos totais de acidez e saturação por base.

Quando correlacionados os parâmetros de estrutura e diversidade com o retorno dos macronutrientes no solo, o tempo transcorrido da regeneração, a altura média dos indivíduos e a riqueza são mais fortemente correlacionados ao potencial de retornar nutrientes ao solo nos sistemas. Desta forma concluiu-se que na paisagem analisada a recuperação de biomassa, diversidade e consequente funcionalidade nas regenerações sem interferência humana se dá mais rapidamente do que sob os plantios abandonados de *Eucalyptus* spp., entretanto com o passar o

tempo de abandono destes plantios, há um potencial de recuperação de estrutura e função.

REFERÊNCIAS

- Aerts R (1997) Climate, Leaf Litter Chemistry and Leaf Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems: A Triangular Relationship. *Oikos* 79: 439-449
- Aguiar APA; Drumond LCD; Felipini TM; Pontes PO; Silva AM (2005) Características de crescimento de pastagens irrigadas e não irrigadas em ambiente de cerrado. *Fazu em Revista*, v. 2, n. 1, p. 22-26.
- Aide TM et al. (2013) Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45:262-271
- Alencar AL, Marangon LC, Feliciano ALP, Ferreira RLC, Teixeira LJ (2011) Regeneração natural avançada de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de *Eucalyptus saligna* Smith., na zona da mata sul de Pernambuco. *Ciência Florestal* 21:183-192
- Almeida FFM, Carneiro CDR (1998) Origem e evolução da Serra do Mar. *Revista Brasileira de Geociências* 28:135-150
- Andrade Lima D de (1996) Atlas Geográfico do Brasil, IBOE, Rio de Janeiro.
- Attiwill PM, Adams MA (1993) Nutrient cycling in forests. *New Phytologist* 124: 561-582
- Austi AT, Vitousek PM (2000) Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forests on Hawaii. *Journal of Ecology* 88:129-138
- Avalos G, Mulkey SS (1999) Photosynthetic acclimation of the liana *Stigmaphyllon lindenianum* to light changes in a tropical dry forest canopy. *Oecologia* 120:475-484
- Barbosa JHC, Faria SM (2006) Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia* 57:461-476
- Beca G et al. (2017) High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation* 210: 352-359
- Bigarella JJ (1991) Aspectos físicos da paisagem / Physical landscape features. In: *Mata Atlântica / Atlantic Rain Forest*. Câmara GI (ed.), Editora Index Ltd. e Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- Begon M, Townsend C R; Harper JL (2007) *Ecologia de indivíduos a ecossistemas*. 4. ed. Porto Alegre: Artmed Editora S/A.
- Bigio NC, Secco RS (2012) As espécies de Pera (Euphorbiaceae s.s) na Amazônia brasileira. *Rodriguésia* 63:163-207
- Bocock KL, Gilbert JW (1957) The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil* 9:179-185

Boeger MRT, Wisniewski C (2003) Comparação da morfologia foliar de espécies arbóreas de três estádios sucessionais distintos de floresta ombrófila densa (Floresta Atlântica) no Sul do Brasil. *Brazilian Journal of Botany* 26:61-72

Boeger MR, Wisniewski C, Reissmann CB (2005) Nutrientes foliares de espécies arbóreas de três estádios sucessionais de floresta ombrófila densa no sul do Brasil. *Acta Botânica Brasileira* 19

Bone R, Lawrence M, Magombo Z (1997) The effect of a *Eucalyptus camaldulensis* (Dehn) plantation on native woodland recovery on Ulumba Mountain, southern Malawi. *Forest Ecology and Management* 99:83-99

Bossuyt B, Hermy M (2001) Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography* 24:225-238

Bovo AAA et al. (2018) Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16: 90-96

Britez RM; Castella PR; Pires LA (2000) Estratégia de conservação da floresta com araucária para o Estado do Paraná. In: Milano MS; Theulen V (eds). Campo Grande, Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, p. 731-737.

Brokaw NVL (1985) Gap-Phase Regeneration in a Tropical Forest. *Ecology* 66:682-687

Brown KS Jr. (1987) Biogeography and Evolution of Neotropical Butterflies. In T. C. Whitmore & G. T. Prance (eds), *Biogeography and Quaternary history in tropical America*. Oxford Science Publications, Oxford, p. 66-104.

Brown S, Lugo AE (1990) Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6:1-32

Brow S et al. (1993) Tropical forests: Their past, present, and potential future role in the terrestrial carbon budget. *Water Air Soil Pollut* 70:71-94

Butchart SHM et al. (2010) Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 28: 1164-1168

Burel F, Baudry J (2005) Habitat quality and connectivity in agricultural landscapes: The role of land use systems at various scales in time. *Ecological Indicators* 5:305-313

Caliman JP et al. (2020) Seasonal pattern of nutrient cycling in the Atlantic Forest across a topographic gradient. *Scientia Forestalis* 45:1-16

Callaway RM (1995) Positive Interactions among Plants. *The Botanical Review* 61:306-349

Camara R, Silva VD, Delaqua GCG, Lisbôa CP, Villela DM (2018) Relação entre sucessão secundária, solo e serapilheira em uma Reserva Biológica no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Ciência Florestal* 28:674-686

Campo J; Maass JM; Jaramillo VJ; Yrizar AM (2000) Calcium, potassium, and magnesium cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem. *Biogeochemistry*, v.49, n.1, p.21-36.

Carneiro PHM, Rodrigues RR (2007) Management of monoespecific commercial reforestations for the forest restoration of native species with high diversity. In: Rodrigues RR, Martins SV, Gandolfi S. *High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas*. Nova Science Publishers, New York 129–144

Carneiro MAC; Cordeiro MAS; Assis PCR; Moraes ES; Pereira HS; Paulino HB; Souza ED (2008) Produção de fitomassa de diferentes espécies de cobertura e suas alterações na atividade microbiana de solo de cerrado. *Bragantia*, Campinas, v.67, n.2, p.455-462.

Carnevale NJ, Montagnini F (2002) Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* 163:217-227

Carpanezzi AA (1980) Deposição de material orgânico e nutrientes em uma floresta natural e em uma plantação de Eucaliptus no interior do Estado de São Paulo. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP

Carvalho LMT (1997) Dinâmica de clareiras em uma floresta de nivem na Serra Ibitipoca, MG. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

Castanho CT (2005) Fatores determinantes no processo de decomposição em florestas do Estado de São Paulo. Dissertação (Mestrado Biologia comparada)-Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 112p.

Castro C, Lourenco A, Guimarães MF, Fonseca ICB (2002) Aggregate stability under different soil management systems in a red latosol in the state of Parana, Brazil. *Soil and Tillage Research* 65:45-51

César RG et al. (2018) Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. *Ecological Applications* 28:373-384

Céspedes-Payret C, Bazzoni B, Gutiérrez O, Panario D (2017) Soil Organic Carbon vs. Bulk Density Following Temperate Grassland Afforestation. *Environmental Processes* 4:75-92

Chazdon RL (2012) Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências naturais* 7:195-218

Chazdon RL (2014) *Second Growth: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. The University of Chicago Press.

Chazdon RL, Uriarte M (2016) Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* 48 : 709-715

Chu C; Mortimer PE; Wang H; Wang Y; Liu X; Yu S (2014). Allelopathic effects of *Eucalyptus* on native and introduced tree species. *Forest Ecology and Management*.

Ciais P et al. (2013) Carbon and Other Biogeochemical Cycles. In: Stocker T; Qin D; Plattner GK (eds.). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, Chapter 6.

Cleveland CC, Nemergut DR, Schmidt SK, Townsend AR (2007) Increases in soil respiration following labile carbon additions linked to rapid shifts in soil microbial community composition. *Biogeochemistry* 82:229-240

Correia MEF (2002) Relações entre a diversidade da fauna de solo e o processo de decomposição e seus reflexos sobre a estabilidade dos ecossistemas. Embrapa Agrobiologia, Seropédica - RJ.

Costa GS; Gama-Rodrigues AC; Cunha GM (2005) Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de *Eucalyptus grandis* no Norte Fluminense. *Revista Árvore*, v.29, n.4, p.563-570.

Cousins SAO, Lindborg R (2004) Assessing changes in plant distribution patterns—indicator species versus plant functional types. *Ecological Indicators* 4:17-27

Cukor J, Vacek Z, Linda R, Bílek L (2017) Carbon sequestration in soil following afforestation of former agricultural land in the Czech Republic. *Central European Forestry Journal* 63:97-104

Da Silva JMC; Rylands AB; Da Fonseca GAB (2005) The Fate of the Amazonian Areas of Endemism. *Conservation Biology*. 19(3): p. 689–694.

D'Andréa AF, Silva MLN, Curi N, Guilherme LRG (2004) Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 39:179-186

Dean W (1997) *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira*. Companhia das Letras.

Delaney ML (1998) Phosphorus accumulation in marine sediments and the oceanic phosphorus cycle. *Global Biogeochemical Cycles* 12:563–572

Denslow JS, Guzman SG (2000) Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science* 11:201-212

Dent DH et al. (2006) Nutrient fluxes via litterfall and leaf litter decomposition vary across a gradient of soil nutrient supply in a lowland tropical rainforest. *Plant Soil*.

Dezseo N, Chacón N, Sanoja E, Picón G (2004) Changes in soil properties and vegetation characteristics along a forest-savanna gradient in southern Venezuela. *Forest Ecology and Management* 200:183-193

Dickow KMC, Marques R, Pinto CB, Hofer H (2012) Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. *Cerne* 18:75-86

Diegues AC (1996) O mito moderno da natureza intocada. São Paulo, Hucitec.

Diniz AR, Machado DL, Pereira MG, Balieiro FC, Menezes CEG (2015) Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. *Embrapa Solos*

Diniz AR, Pereira MG, Loss A (2011) Aporte de material decíduo e nutriente para o solo em plantio de eucalipto e floresta secundária. *Pesquisa Florestal Brasileira* 31:19-26

Dubeux JCB, Sollenberger LE, Interrante SM, Vendramini JMB, Stewart RL (2006) Litter Decomposition and Mineralization in Bahiagrass Pastures Managed at Different Intensities. *Crop Science* 46:1305-1310

Durigan G (1997) Regeneração natural da vegetação de cerrado sob floresta de *Eucalyptus citriodora*. *Rev. Inst. Flor.* 9:71-85

Engel VL, Parrota JA (2003) Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: Kageyama PY et al. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. FEPAF 1 – 26

Esser LF, Neves DM, Jarenkow JA (2019) Habitat-specific impacts of climate change in the Mata Atlântica biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions* 25: 1846-1856

Ewel J (1976) Litter Fall and Leaf Decomposition in a Tropical Forest Succession in Eastern Guatemala. *Journal of Ecology* 64: 293-308

Facelli JM, Pickett STA (1991) Plant Litter: Its Dynamics and Effects on Plant Community Structure. *The Botanical Review* 57:1-32

FAO. Food and agriculture Organization of the United Nations (2010) Global Forest Resource Assessment. Disponível em: <http://www.fao.org/publications/en/> Acesso: setembro 2020.

Fernandes P et al. (2016) Natural regeneration of *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus* from plantation into adjacent natural habitats. *Forest Ecology and Management*, v. 378, p. 91–102

Ferreira DHAA, Leles PSS, Machado EC, Abreu AHM, Abilio FM (2014) Crescimento de clone de *Eucalyptus urophylla* x *E. grandis* em diferentes espaçamentos. *Revista Floresta, UFPR* 44:431-440

Ferretti AR, Britez RM (2006) Ecological restoration, carbon sequestration and biodiversity conservation: The experience of the Society for Wildlife Research and

Environmental Education (SPVS) in the Atlantic Rain Forest of Southern Brazil. *Journal for Nature Conservation* 14:249-259

Florentine SK, Westbrooke ME (2004) Restoration on abandoned tropical pasturelands—do we know enough? *Journal for Nature Conservation* 12:85-94

Fonseca GAB; Alger KN; Pinto LP; Araújo M; Cavalcanti R (2004) Corredores de biodiversidade: o Corredor Central da Mata Atlântica. In: Prado PI; Landau EC; Moura RT; Pinto LPS; Fonseca GAB; Alger K. (orgs.). *Corredores ecológicos: uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília. pp. 47-65.

Fontana A et al. (2006) Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 41:847-853

Forrester DI, Bauhus J, Cowie A, Vanclay JK (2006) Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen-fixing trees: A review. *Forest Ecology and Management* 233:211-230

Fox TR, Comerford NB, McFee WW (1990) Phosphorus and Aluminum Release from a Spodic Horizon Mediated by Organic Acids. *Soil Science Society of America Journal*.

Frazer GW; Trofymow JA; Lertzman KP (1999). Canopy openness and leaf area index in chronosequences of coastal temperate rainforests. *Can. J. For. Res.* In Press.

Franzluebbers AJ (2002) Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil and Tillage Research* 66:197-205

Frederico S (2013) Agricultura científica globalizada e fronteira agrícola moderna no Brasil. *Revista Franco-brasileira de Geografia*. n. 17.

Galindo-Leal C, Câmara IG (2005) Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas* (Galindo-Leal C, Câmara IG). *Conservação Internacional*.

Galloway JN et al. (2003) The Nitrogen Cascade. *BioScience* 53: 341-356

Galloway JN et al. (2004) Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry* 70: 153-226

Gama-Rodrigues EF, Gama-Rodrigues AC, BARros NF (1997) Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas florestais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 21:361-365

Gareca EE, Martinez YY, Bustamante RO, Aguirre LF, Siles MM (2007) Regeneration patterns of *Polylepis subtusalbida* growing with the exotic trees *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* at Parque Nacional Tunari, Bolivia. *Plant Ecology* 193:253-263

Geldenhuys CJ (1997) Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. *Forest Ecology and Management* 99:101-115

Gentry AH (1988) Changes in Plant Community Diversity and Floristic Composition on Environmental and Geographical Gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75:1-34

Givnish TF et al. (2014) Adaptive radiation, correlated and contingent evolution, and net species diversification in Bromeliaceae. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 71:55–78

Gholz HL, Wedin DA, Smitherman SM, Harmon ME, Parton WJ (2000) Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology* 6:751-765

Godinho TO, Caldeira MVW, Rocha JHT, Caliman JP, Trazzi PA (2014) Quantificação de biomassa e nutrientes na serapilheira acumulada em trecho de Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ES. *Cerne* 20: 11-20

Gonçalves ACA, Folegatti MV, Mata JDV (2001) Análises exploratória e geoestatística da variabilidade de propriedades físicas de um Argissolo Vermelho. *Acta Scientiarum Agronomy* 23:1149-1157

Grove SJ, Turton SM, Siegenthaler DT (2000) Mosaics of Canopy Openness Induced by Tropical Cyclones in Lowland Rain Forests with Contrasting Management Histories in Northeastern Australia. *Journal of Tropical Ecology* 16:883-894

Guapyassu MS (1994) Caracterização fitossociológica de tres fases sucessionais de uma floresta ombrofila densa submontana - Morretes - Parana. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná.

Guariguata MR, Dupuy JM (1995) Forest Regeneration in Abandoned Logging Roads in Lowland Costa Rica. *Biotropica* 29:15-28

Guariguata MR, Ostertag R (2001) Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148:185-206

Guariguata MR; Dupuy JM (2006) Forest Regeneration in Abandoned Logging Roads in Lowland Costa Rica. *Biotropica*.

Guedes MC (2005) CICLAGEM DE NUTRIENTES APÓS APLICAÇÃO DE LODO DE ESGOTO (BIOSSÓLIDO) SOBRE LATOSSOLO CULTIVADO COM *Eucalyptus Grandis*. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo (USP)

Gurevitch J, Scheiner SM, Fox GA (2009) *Ecologia Vegetal*. Artmed Editora.

Güsewell S (2004) N : P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist* 164:243-266

Haffer J (1982) General aspects of the refuge theory. In: Prance GT Biological diversification in the tropics. New York, Columbia University Press.

Hansen MC et al. (2013) High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342:850-853

Harper JL (1977) Population biology of plants. Academic Press.

Heal OW, Anderson JM, Swift MJ (1997) Plant litter quality and decomposition: An historical overview. In: Cadisch G, Giller KE (ed.) Driven by nature: Plant litter quality and decomposition. CAB International, Wallingford, UK.

Hecht SB, Sassan SS (2007) Globalization and Forest Resurgence: Changes in Forest Cover in El Salvador. *BioScience* 57: 663-672

Herrera B, Finegan B (1997) Substrate conditions, foliar nutrients and the distributions of two canopy tree species in a Costa Rican secondary rain forest. *Plant and Soil* 191: 259-267

Hetch KD (1993) The logic of livestock and deforestation in Amazonia. *Bioscience* 43: 687-685.

Holl KD (1999) Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil. *Biotropica* 31:229-242

Holl KD; Loik ME; Lin EHV; Samuels IA (2000) Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration Ecology*, 8:339-349.

Hora RC, Primavesi O, Soareas JJ (2008) Contribuição das folhas de lianas na produção de serapilheira em um fragmento de floresta estacional semidecidual em São Carlos, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 31:277-285

Horison IH, Robinson D (1984) Calcium as an environmental variable. *Plant, Cell & Environment* 7:381-390

Hothorn T, Bretz F, Westfall P. (2008) Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50: 346-363

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia Estatística (2012) Brasil em Síntese. Disponível em: <http://brasilemsintese.ibge.gov.br/agropecuaria/atividade-economica-area>. Acesso em julho de 2018.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais; Fundação SOS Mata Atlântica (2008) Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica 2005 a 2008. Fundação SOS Mata Atlântica.

Joly CA, Leitão-Filho H, Silva SM (1991) O patrimônio florístico. *Mata Atlântica* 95-125

Joly CA, Metzger JP, Tabarelli M (2014) Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist* 204: 459-473

Kaimowitz D (2000) Forestry assistance and tropical deforestation: why the public doesn't get what it pays for. *The International Forestry Review* 2:225-231

Kayser M, Isselstein J (2005) Potassium cycling and losses in grassland systems: a review. *Grass and Forage Science* 60:213-224

Kimmins JP (1987) *Forest ecology*. Macmillan.

Klein RM (1980) *Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina*. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí: UFSC, 24p.

Kolm L, Poggiani F (2003) Ciclagem de nutrientes em povoamentos de *Eucalyptus grandis* submetidos à prática de desbastes progressivos. *Scientia Forestalis* 63:79-93

Kronka FJN et al. (2003) Levantamento da vegetação natural e caracterização de uso do solo no estado de São Paulo In XI SBSR— Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Belo Horizonte: INPE 2779–2785

Kuzyakov Y, Domanski G (2000) Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163:421-431

Laclau JP, Bouillet JP, Ranger J (2000) Dynamics of biomass and nutrient accumulation in a clonal plantation of *Eucalyptus* in Congo. *Forest Ecology and Management* 128:181-196

Laclau JP (2003) Biomass and carbon sequestration of ponderosa pine plantations and native cypress forests in northwest Patagonia. *Forest Ecology and Management* 180:317-333

Laclau JP et al. (2010) Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in *Eucalyptus* plantations established on a sandy tropical soil. *Forest Ecology and Management* 260:2148-2159

Lavelle P, Blanchart E, Martin A, Martin S, Spain A (1993) A Hierarchical Model for Decomposition in Terrestrial Ecosystems: Application to Soils of the Humid Tropics. *Biotropica* 25:130-150

Leitão-Filho HF, Pagano SN, Cesar O, Timoni JL, RUEDA JJ (1993) *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)*. EDUNESP/ EDUNICAMP, São Paulo.

Leitão Filho HF (1994) Diversity of arboreal species in atlantic rain forest. *An. Acad. Bras. Ci.* 66 (supl. 1):91-96.

Lewis SL, Maslin MA (2015) Defining the Anthropocene. *Nature* 519:171-180

Lisanework N, Michelsen A (1993) Allelopathy in agroforestry systems: the effects of leaf extracts of *Cupressus lusitanica* and three *Eucalyptus* spp. on four Ethiopian crops. *Agroforestry Systems* 21:63-74

Lorenzi H (2002) Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil, volume 1,2,3. 4. Ed. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum.

Luizão F, Matson P, Livingston G, Luizão R, Vitousek P (1989) Nitrous oxide flux following tropical land clearing. *Global Biogeochemical Cycles* 3:281-285

Mack RN et al. (2000) Biotic Invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10:689-710

Magurran AE (2011) Medindo a diversidade biológica. Curitiba: Editora da UFPR.

Malavolta E, Vitti GC, Oliveira SA (1997) Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2. ed. Piracicaba, SP: POTAFOS

Marangon LC (1999) Florística e fitossociologia de área de floresta estacional semidecidual visando dinâmica de espécies florestais arbóreas no município de Viçosa – MG. 1999. 139 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

Maragon LC, Soares JJ, Feliciano ALP, Lins CF, Brandão S (2008) Regeneração natural em um fragmento de floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore* 32:183-191

Marchiori JNC; Pontes RC; Neto DLM (2016) Textos inéditos de Friedrich Sellow. Viagem às Missões Jesuíticas da Província de São Pedro do Grande do Sul. *Balduinia*, Santa Maria, n. 51, p. 12-24.

Martello F et al. (2018) Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in *Eucalyptus* plantations. *Scientific Reports* 8:1-11

Martins FR (1991) Estrutura de uma floresta mesófila. Campinas: Ed. UNICAMP.

Martins SC (2010) Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo. Tese de Doutorado. Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba – SP

Martins SV, Rodrigues RR (1999) Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 22:405-412

Martius C, Höfer H, Garcia MVB, Römbke J, Hanagarth W (2004) Litter fall, litter stocks and decomposition rates in rainforest and agroforestry sites in central Amazonia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68:137-154

Martinelli LA et al. (1999) Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forests. *Biogeochemistry* 46:45-65

Mather AS, Needle CL (1998) The forest transition: a theoretical basis. *Area*, Royal Geographical Society 30:117-124

Matthews M (2010) A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, v. 32, n. 21, p. 6855 – 6899.

Mathieu G; Vergara-Rodríguez D; Krömer T; Karger DN (2015) *Peperomia* (Piperaceae) novelties from Veracruz State, Mexico. *Phytotaxa*, v.205, n. 4, p. 268–276.

McDonald T, Gann GD, Jonson J, Dixon KW (2016) International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration: Washington, DC.

Medeiros MCMP, Aidar MPM (2011) Structural variation and content of aboveground living biomass in an area of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. *Hoehnea* 38:413-428

Menezes CEG, Pereira MG, Correia MEF, Anjos LHC, Paula RR, Souza ME (2010) Aporte e decomposição da serapilheira e produção de biomassa radicular em florestas com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ, *Ciência Florestal* 20:439-452

Meyfroidt P, Lambin EF (2011) Global Forest Transition: Prospects for an End to Deforestation. *Annual Review of Environment and Resources* 36:343-371

Michelsen A, Lisanework N, Friis I, Holst N (1996) Comparisons of Understorey Vegetation and Soil Fertility in Plantations and Adjacent Natural Forests in the Ethiopian Highlands. *Journal of Applied Ecology* 33:627-642

Miles PG; Shu-Ting Chang (2004). *Mushrooms: cultivation, nutritional value, medicinal effect, and environmental impact*. 2nd Edition. CRC Press.

Ming LC (1996) Coleta de plantas medicinais. In: Di Stasi LC (Org.). *Plantas medicinais - arte e ciência: um guia de estudo interdisciplinar*. São Paulo: UNESP, cap.6, p.69-86.

Miranda-Neto A, Martins SV, Silva KA (2020) Soil seed banks in different environments: initial forest, mature forest, Pinus and Eucalyptus abandoned stands. *Planys Biosystems*

Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C (2011) Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In: Zachos F, Habel J. *Biodiversity Hotspots*. Springer.

Modna D, Durigan G, Vital MVC (2010) *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. *Scientia Forestalis* 38:73-83

Molina A, Reigosa MJ, Carballeira A (1991) Release of allelochemical agents from litter, throughfall, and topsoil in plantations of *Eucalyptus globulus* Labill in Spain. *Journal of Chemical Ecology* 17:147-160

Molofsky J, Fisher BL (1993) Habitat and Predation Effects on Seedling Survival and Growth in Shade-Tolerant Tropical Trees. *Ecology* 74:261-265

Morellato LPC (2008) Fenologia de plantas e os efeitos das mudanças climáticas. pp. 181-191. In: Buckeridge MS (Ed.) *Biologia & Mudanças Climáticas no Brasil*. São Carlos: Rima.

Moreira FMS, Siqueira JO (2006) *Microbiologia e bioquímica do solo*. Universidade Federal de Lavras.

Mori SA, Boom BM, Prance GT (1981) Distribution of eastern Brazilian costal forest tree species. *Brittonia* 33:233-245

Mori SA, Boom BM, Carvalho AM, Santos TS (1983) Southern bahian moist forests. *Botanical Review* 49:155-232

Morley RJ (2000) *Origin and evolution of tropical rain forests*. Jhon Wiley & Sons, UK.

Mossoca PES, Jakovac AC, Bentos TV, Williamson B, Mesquita RCG. Dinâmica e trajetórias da sucessão secundária na Amazônia central. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais* 7:235-250

Neri AV et al. (2005) Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de Eucalyptus em área de Cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil. *Acta Botânica Brasileira* 19:369-376

Nicotra AB, Chazdon RL, Iriarte SVB (1999) Spatial heterogeneity of light and woody seedling regeneration in tropical wet forests. *Ecology* 80:1908-1926

Odum EP (2004) *Fundamentos de Ecologia*. Fundação Calouste Gulbenkian, ed (7).

Odum E, Barret G (2006) *Fundamentos de ecologia*. 1. ed. [s.l.] Cengage Learning

Oksanen J et al. (2017). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-3. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Olander LP, Vitousek PM (2005) Short-term controls over inorganic phosphorus during soil and ecosystem development. *Soil Biology and Biochemistry* 37:651-659

Olson JS (1963) Energy Storage and the Balance of Producers and Decomposers in Ecological Systems. *Ecology* 44:322-331

Olson DM et al. (2001) Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience* 51:933-938

Onofre FF, Engel VL, Cassola H (2010) Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de Eucalyptus saligna Smith. em uma antiga unidade de produção forestal no Parque das Neblinas, Bertioga, SP. *Scientia Florestalis* 85:39-52

Padgurschi MCG, Pereira LS, Tamashiro JY, Joly CA (2011) Composição e similaridade florística entre duas áreas de Floresta Atlântica Montana, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 11:139-152

Pagano SN, Durigan G (2000) Aspectos da ciclagem de nutrientes em matas ciliares do Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In: Rodrigues RR, Leitão Filho HF (Eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*.

Parker GG (1983) Throughfall and Stemflow in the Forest Nutrient Cycle. *Advances in Ecological Research* 13:57-133

Parrotta JA (1999) Productivity, nutrient cycling, and succession in single and mixed species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucalyptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 124:45-77

Parton W et al. (2007) Global-Scale Similarities in Nitrogen Release Patterns During Long-Term Decomposition. *Science* 315:361-364

Peixoto AL, Gentry A (1990) Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *Revista brasileira de Botânica* 13:19-25

Peixoto AL; Rosa MMT; Silva IM (2002) Caracterização da Mata Atlântica. In: Sylvestre, L.S. & Rosa, M.M.T.. (Org.). *Manual metodológico para estudos botânicos na Mata Atlântica*. 1aed. Seropédica, RJ: Editora Universidade Rural, 2002, v. 1, p. 9-23.

Peñuelas J, Sardans J, Rivas-Ubach A, Janssens IA (2012) The human-induced imbalance between C, N and P in Earth's life system. *Global Change Biology* 18: 3-6

Peñuelas J et al. (2013) Human-induced nitrogen–phosphorus imbalances alter natural and managed ecosystems across the globe. *Nature Communications* 4: 1-10

Pereira GHA, Pereira MG, Anjos LHC, Amorim TA, Menezes CEG (2013) Decomposição da serrapilheira, diversidade e funcionalidade de invertebrados do solo em um fragmento de floresta atlântica. *Bioscience Journal* 29:1317-1327

Pimm SL, Raven P (2000) Extinction by numbers. *Nature* 403:843-845

Pijl L (1982) *Principles of dispersal*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, New York.

Pinagé ER et al. (2013) Estimativa da fração de cobertura florestal em áreas de manejo florestal com a utilização do analisador ótico LAI-2000 e fotografias hemisféricas. *Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Foz do Iguaçu – PR*

Pinto CB, Marques R (2003) Aporte de nutrientes por frações da serrapilheira em sucessão ecológica de um ecossistema da Floresta Atlântica. *Revista Floresta* 33: 257-264

Pinto LP et al. (2006) Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. in *Essências em Biologia da Conservação*.

Poderara DS et al. (2015) Influence of Removal of a Non-native Tree Species *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. on the Regenerating Plant Communities in a Tropical Semideciduous Forest Under Restoration in Brazil. *Environmental Management* 56: 1148-1158

Poggiani F (1989) Estrutura, funcionamento e classificação de florestas: implicação ecológica em florestas plantadas. *Documentos Florestais*, 3:9-14

Poggiani F (1992) Alterações dos ciclos biogeoquímicos em florestas. In: Congresso Nacional sobre Essências Nativas, 2 (Anais), São Paulo, SP. *Revista do Instituto Florestal*, 4:734-739.

Poggiani F, Schumacher MV (2004) Nutrient cycling in native forests. In: Gonçalves JLM, Benedetti V. *Forest nutrition and fertilization*. IPEF.

Primack RB, Rodrigues E (2001) Ameaças à diversidade biológica. In: Primack RB, Rodrigues E (Eds) *Biologia da conservação*. Cap. 2. E.R., Londrina, Paraná

Pritchett WL (1979) *Properties and management of forest soils*. New York, John Wiley, 500p..

Raij B. van; Cantarella H; Quaggio JA; Furlani AMC (1996) *Recomendações de adubação e calagem no Estado de São Paulo*. 2.ed. Campinas Instituto Agrônomo, 300p.

Rajvanshi A, Soni S, Kukreti UD, Srivastava MM (1983) comparative study of undergrowth of Sal forest and Eucalyptus plantation at Golatappar-Dehra Dun during rainy season. *Ind. Jr. For.* 6:117-119

R Core Team (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Reich PB, Walters MB, Kloeppel BD, Ellsworth DS (1995) Different photosynthesis-nitrogen relations in deciduous hardwood and evergreen coniferous tree species. *Oecologia* 104: 24-30

Rezende CP et al. (1999) Litter deposition and disappearance in *Brachiaria* pastures in the Atlantic Forest region of the south of Bahia, Brazil. *Nutr. Cycling Agroec.*, 54:99-112.

Rezende CL et al. (2018) From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16:208-214

Ribeiro MC, Metzger JP, Mertensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153

Rochelle ALC, Cielo-Filho R, Martins FR (2011) Florística e estrutura de um trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica Submontana no Parque Estadual da Serra do Mar, em Ubatuba/SP, Brasil. *Biota Neotropica* 11:337-346

Rockström J et al. (2009) Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society* 14(2)

Roman ES, Velloso JARO (1993) Controle cultural, coberturas mortas e alelopatia em sistemas conservacionistas. *EMBRAPA* 77-84

Ronqueim CC (2010) Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (EMBRAPA)*

Rotz CA et al. (2005) Whole-Farm Perspectives of Nutrient Flows in Grassland Agriculture. *Crop Science* 45: 2139-2159

Rudel TK et al. (2005) Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change* 15:23-31

Rudel TK (2012) The Human Ecology of Regrowth in the Tropics. *Journal of Sustainable Forestry* 31:340-354

Sá JCM, Lal R (2009) Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research* 103:46-56

Santana JAS; Vilar FCR; Souto PC; Andrade LA (2009) Acúmulo de serapilheira em plantios puros e em fragmento de mata atlântica na Floresta Nacional de Nísia Floresta-RN. *Revista Caatinga*. v. 22 n. 3.

Saporetti AW, Meira JAA, Almado R (2003) Fitossociologia de sub-bosque de cerrado em talhão de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no município de Bom Despacho-MG. *Revista Árvore* 27: 905-910

Sartori MS, Poggiani F, Engel VL (2002) Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. Localizado no Estado de São Paulo. *Scientia Forestalis* 62:86-103

Sayer EJ, Banin LF (2016) Tree Nutrient Status and Nutrient Cycling in Tropical Forest—Lessons from Fertilization Experiments. *Tropical Tree Physiology* 6:275-297

Sayer EJ, Tanner EVj (2010) Experimental investigation of the importance of litterfall in lowland semi-evergreen tropical forest nutrient cycling. *Journal of Ecology* 98:1052-1062

Scariot A (2000) Seedling Mortality by Litterfall in Amazonian Forest Fragments. *Biotropica* 32:662-669.

Schumacher MV (1992) Aspectos da ciclagem de nutrientes e do microclima em talhões de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus torelliana* F. Muell. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba – SP.

Schuur EAG (2001) The effect of water on decomposition dynamics in mesic to wet Hawaiian montane forests ecosystems 4: 259–273.

Scoriza RN, Pereira MG, Pereira GHA, Machado DL, Silva EMR (2012) Métodos para coleta e análise de serrapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. *Floresta e Ambiente* 2:01-18

Selle GL (2008) Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. *Bioscience Journal* 23:29-39.

Simões-Jesus MF, Castellani TT (2007) Avaliação do potencial facilitador de *Eucalyptus* sp. na restinga da Praia da Joaquina, Ilha de Santa Catarina, SC. *Biotemas* 20.

Silva AG; Guedes-Bruni RR; Lima MPM (1997) Sistemas sexuais e recursos florais do componente arbustivo-arbóreo em mata preservada na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In: Lima HC; Guedes-Bruni RR (ed) *Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica*, Rio de Janeiro: JBRJ, pp. 187-211.

Silva IR; Medonça ES (2007) Matéria orgânica do solo. In: Novais, R. F et al. (Ed.). *Fertilidade do solo*. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 275-375.

Sloan S, Pelletier J (2012) How accurately may we project tropical forest-cover change? A validation of a forward-looking baseline for REDD. *Global Environmental Change* 22: 440-453

Sloan S (2015) The development-driven forest transition and its utility for REDD+. *Ecol. Econ.* 116:1-11

Sloan S, Goosem M, Laurance SG (2016) Tropical forest regeneration following land abandonment is driven by primary rainforest distribution in an old pastoral region. *Landscape Ecology* 31:601-618

Soares MP, Nunes YRF (2013) Regeneração natural de cerrado sob plantio de *Eucalyptus camaldulensis* Dehn. no norte de Minas Gerais, Brasil. *Revista Ceres* 60:205-214

Spurr SH, Barnes BV (1973) *Forest Ecology*. Ronald Press, New York.

Steffen W, Broadgate W, Deutsch L, Gaffney O, Ludwig C (2015) The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review* 2:81-98

Stocker TF, Schmittner A (1997) Influence of CO₂ emission rates on the stability of the thermohaline circulation. *Nature* 388: 862-865

Suganuma S et al. (2008) Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. *Revista Árvore* 32:377-385

Tabarelli M, Mantovani w (1999) A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59:239-250

Terror VL, Sousa HC, Kozovits AR (2011) Produção, decomposição e qualidade nutricional da serapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude. *Acta Botanica Brasilica* 25:113-121

Toledo LO, Pereira MG, Menezes CEG (2002) Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em florestas secundárias localizadas na região de Pinheiral, RJ. *Ciência Florestal* 12:9-16

Thomas RJ, Asakawa NM (1993) Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. *Soil Biology and Biochemistry* 25:1351-1361

Townsend AR, Asner GP, Cleveland CC (2008) The biogeochemical heterogeneity of tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 23:424-431

Trichon V, Walter JMN, Laumonier Y (1998) Identifying spatial patterns in the tropical rain forest structure using hemispherical photographs. *Plant Ecology* 137:227-244

Uhl C, Clark K, Clark H, Murphy P (1981) Early Plant Succession after Cutting and Burning in the Upper Rio Negro Region of the Amazon Basin. *Journal of Ecology* 69: 631-649

Van den Driessche R (1974) Prediction of mineral nutrient status of trees by foliar analysis. *The botanical review* 40: 347-394

Veloso PHP, Rangel ALRR, Lima JCA (1991) Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal. IBGE – Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais.

Viani RAG, Durigan G, Melo ACG (2010) A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? *Ciência Florestal* 20:533-552

Vieira L, Louzada J, Vaz-de-Mello FZ, Lopes PP, Silva FAB (2011) New records, threatens and conservation status for *Dichotomius schiffleri* Vaz-de-Mello, Louzada & Gavino (Coleoptera: Scarabaeidae): an endangered dung beetle species from Brazilian atlantic forest ecosystems. *Neotropical Entomology* 40:282-284

Vieira CM, Pessoa SVA (2001) Estrutura e composição florística do estrato herbáceosubarbustivo de um pasto abandonado na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ. *Rodriguésia* 52:17-30

Vieira M, Schumacher MV (2010) Exportação de nutrientes pela colheita do Pinus. *Caderno de Pesquisa Série Biologia* 22:13-23

Vieira M, Schumacher MV, Araújo EF, Corrêa RS, Caldeira MVW (2014) Deposição de serapilheira e nutrientes em plantio de *Eucalyptus urophylla* x *E. globulus*. *Floresta e Ambiente* 21:327-338

Vieira M, Schumacher MV, Trüby P, Araujo EF (2013) Biomassa e nutrientes em um povoamento de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus globulus*, em Eldorado do Sul-RS. *Ecologia e Nutrição Florestal* 1:1-13

Villela DM; Nascimento MT; Aragão LEOC de; Gama DM da (2006) Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Biogeography*, Oxford, v.33, p.506-5016.

Vital ART, Guerrini IA, Franken WK, Fonseca RCB (2004) Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. *Revista Árvore* 28:793-800

Vitousek PM (1982) Nutrient Cycling and Nutrient Use Efficiency. *The American Naturalist* 119

Vitousek PM (1984) Litterfall, Nutrient Cycling, and Nutrient Limitation in Tropical Forests. *Ecology* 65:285-298

Vitousek PM, Sanford RL (1986) Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 137-167

Vitousek PM, Turner DR, Parton WJ, Sanford RL (1994) Litter Decomposition on the Mauna Loa Environmental Matrix, Hawai'i: Patterns, Mechanisms, and Models. *Ecology* 75:418-429

Wang HZ; Wu ZX; Lu JJ; Shi NN; Zhao Y; Zhang ZT; Liu JJ (2009) Molecular diversity and relationships among *Cymbidium goeringii* cultivars based on inter-simple sequence repeat (ISSR) markers. *Genetica*, v. 136, n. 3, p. 391-399.

Wernberd T et al. (2013) An extreme climatic event alters marine ecosystem structure in a global biodiversity hotspot. *Nature Climate Change* 3: 78- 82

Werneck MS, Pedralli G, Gieseke LF (2001) Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecídua com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 24:195-198

Weathers KC, Strayer DL, Likens GE (2015) Introdução à ciência dos ecossistemas. In: Weathers KC, Strayer DL, Likens GE (Eds.) *Fundamentos de ciência dos ecossistemas*. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015. p. 336

Wernberg T, Thomsen MS, Connell SD, Russell BD, Waters JM, Zuccarello GC, et al. (2013) The Footprint of Continental-Scale Ocean Currents on the Biogeography of Seaweeds. *PLoS ONE* 8(11).

Wickham H. (2009) *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.

Wieder WR, Cleveland CC, Townsend AR (2008) Tropical tree species composition affects the oxidation of dissolved organic matter from litter. *Biogeochemistry* 88:127-138

Whittaker R (1975) *Communities and Ecosystems*. Macmillan, New York.

Whitmore TC (1990) *An introduction to tropical rain forests*. Clarendon Press.

Woodard SL et al. (2003) Maize (*Zea mays*)-derived bovine trypsin: characterization of the first large-scale, commercial protein product from transgenic plants. *Biotechnology and Applied Biochemistry* 38:123-130

Wright SJ, Muller-Landau HC (2006) The Future of Tropical Forest Species. *Biotropica* 38: 287-301

Yirdaw E, Luukkanen O (2003) Indigenous woody species diversity in *Eucalyptus globulus* Labill. ssp. *globulus* plantations in the Ethiopian highlands. *Biodiversity & Conservation* 12:567-582

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

Zhang Y. et al. (2008) Effects of nitrogen nutrition on grain yield of upland and paddy rice under different cultivation methods. *Acta Agronomica Sinica*, v.38 n.6, p.1005-1013.

Zhao B et al. (2017) Spatial distribution of soil organic carbon and its influencing factors under the condition of ecological construction in a hilly-gully watershed of the Loess Plateau, China. *Geoderma* 296:10-17

Zerfu H (2002). *Ecological impact evaluation of Eucalyptus plantations in comparison with agricultural and grazing land use types in the highlands of Ethiopia*. PhD dissertation, Vienna University of Agricultural Sciences, Vienna, pp. 271.