

**Universidade de São Paulo  
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"**

**Regeneração natural de fragmentos de florestas nativas inseridos em paisagens agrícolas muito fragmentadas do noroeste de São Paulo**

**Pablo Hugo Alves Figueiredo**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais.  
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba  
2016**

**Pablo Hugo Alves Figueiredo**  
**Bacharel em Engenharia Florestal**

**Regeneração natural de fragmentos de florestas nativas inseridos em paisagens agrícolas  
muito fragmentadas do noroeste de São Paulo**

Orientador:  
Prof. Dr. **RICARDO RIBEIRO RODRIGUES**

Dissertação apresentada para obtenção do título de  
Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais.  
Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba**  
**2016**

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

Figueiredo, Pablo Hugo Alves

Regeneração natural de fragmentos de florestas nativas inseridos em paisagens agrícolas muito fragmentadas do noroeste de São Paulo / Pablo Hugo Alves Figueiredo. - - Piracicaba, 2016.

143 p.

Dissertação (Mestrado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Ecótono 2. Filtros ecológicos 3. Incêndios 4. Fragmentação florestal 5. Ações de manejo adaptativo I. Título

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao professor Ricardo Ribeiro Rodrigues pelo aceite em me orientar e pela liberdade que me deu para criar e escrever este trabalho.

À Natália Ivanauskas, agradeço imensamente pela co-orientação e por toda atenção, carinho, paciência, incentivo e pelos ensinamentos científicos tanto nas discussões que tivemos sobre o trabalho quanto em suas correções, sempre todas muito detalhadas e precisas. Tudo isso foi fundamental para a elaboração e desenvolvimento da dissertação. Muito obrigado!

À Andréia Resende pela atenção, generosidade em disponibilizar os dados e confiança em meu trabalho de identificação das exsiccatas.

A CAPES pelo apoio financeiro.

À Giovana Oliveira, por toda generosidade e pró-atividade em ajudar todos os estudantes que chegavam à sua sala em diversos momentos conturbados que ocorrem ao longo desse período de pós-graduação. Sem ela seria muito mais difícil!

A todos os professores das disciplinas que cursei durante o mestrado, em especial ao professor Sergius Gandolf por fazer questão em aguçar o lado crítico e questionador e fazer com que acreditemos em nossa capacidade de fazer ciência.

A todos os colegas do Lerf, em especial, Cris, Mari, Júlia e Sergio por todos os bons momentos de risadas e elucubração científica na hora do cafezinho.

Aos técnicos e amigos Chico e Vande pela boa vontade em ajudar no que quer que fosse e pelos momentos de boa conversa e distração.

Aos meus grandes amigos da Família 2008-I e do Rurales Roots, em especial a Joaquim, Gabriel, Tomaz, Pedro e Raquel sempre muito presentes em minha vida.

Aos grandes mestres da UFRRJ, Ricardo Valcarcel, Thiago Amorim e Emanuel, que embora no presente estejam longes, foram essenciais para minha formação acadêmica e profissional enquanto estive na Rural.

Ao Sivuca pela alegria e energia de todos os dias!

À minha família por sempre apoiar, incentivar, dar segurança e orientações para que eu pudesse fazer as decisões mais importantes da minha vida, mesmo que estas custassem o aumento da distância física entre nós. Amo todos vocês!

À minha grande companheira, amiga e esposa Gabriela, que ao longo destes cinco anos esteve todos os dias comigo, ajudando a lutar, conquistar e construir tudo que temos até agora. Tudo isso, sempre com muita sabedoria, carinho e amor. Muito obrigado meu amor!!!

## SUMÁRIO

RESUMO .....	6
ABSTRACT .....	7
LISTA DE FIGURAS .....	8
LISTA DE TABELAS .....	11
LISTA DE ANEXOS .....	12
1 INTRODUÇÃO .....	15
1.1 Regeneração natural de fragmentos florestais .....	17
1.2 Fragmentação e degradação de ecossistemas florestais .....	22
1.3 Áreas de estudo .....	27
1.3.1 Histórico de degradação da vegetação da região noroeste de São Paulo .....	32
Referências .....	33
2 IMPORTÂNCIA DA REGENERAÇÃO NATURAL PARA A DEFINIÇÃO DE AÇÕES DE MANEJO ADAPTATIVO DE REMANESCENTES FLORESTAIS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS MUITO FRAGMENTADAS .....	45
Resumo .....	45
Abstract .....	45
2.1 Introdução .....	46
2.2 Materiais e Métodos .....	49
2.2.1 Coleta dos dados .....	49
2.2.2 Identificação dos indivíduos amostrados e classificação das espécies .....	50
2.2.3 Análise de dados .....	53
2.3 Resultados .....	55
2.3.1 Comparação entre componentes regenerante e arbóreo de um mesmo fragmento .....	56
2.4 Discussão .....	64
2.4.1 Regeneração natural como repositório da biodiversidade de remanescentes florestais em paisagens muito fragmentadas. ....	64
2.4.2 Perpetuação de remanescentes florestais em paisagens agrícolas muito fragmentadas através de manejo adaptativo .....	69
2.5 Conclusões .....	76
Referências .....	77
Bibliografia consultada .....	86

3 FATORES CONDICIONANTES PARA A REGENERAÇÃO NATURAL DE REMANESCENTES FLORESTAIS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS MUITO FRAGMENTADAS .....	89
Resumo .....	89
Abstract.....	89
3.1 Introdução .....	90
3.2 Material e Métodos.....	93
3.2.1 Variáveis respostas .....	93
3.2.2 Variáveis preditoras.....	93
3.2.3 Análise dos dados .....	95
3.3 Resultados .....	97
3.3.1 Densidade e riqueza de espécies.....	97
3.3.2 Composição florística.....	98
3.4 Discussão .....	106
3.4.1 Densidade e riqueza de espécies.....	106
3.4.2 Composição florística.....	110
3.5 Conclusão .....	114
Referências .....	115
APÊNDICES .....	122
ANEXOS .....	125

## RESUMO

### **Regeneração natural de fragmentos de florestas nativas inseridos em paisagens agrícolas muito fragmentadas do noroeste de São Paulo**

O noroeste de São Paulo, transição entre a Floresta Atlântica e o Cerrado, é uma das regiões mais fragmentadas do estado. Investigando a regeneração natural de remanescentes florestais é possível compreender como a diversidade de espécies e os processos ecológicos são mantidos nessas paisagens agrícolas muito fragmentadas, gerando subsídios para ações de conservação e restauração. Nesse sentido, as perguntas norteadoras deste estudo foram: 1) o conhecimento do componente regenerante de remanescentes florestais inseridos em matrizes agrícolas muito fragmentadas permite avaliar a perpetuação dos mesmos ao longo do tempo? 2) quais fatores, de qualidade de hábitat ou de estrutura da paisagem, exercem maior influência sobre composição, densidade e riqueza de espécies no componente regenerante desses remanescentes florestais? Para isso, foi comparada a riqueza, diversidade e composição de espécies entre o componente regenerante (altura >1,0 m e DAS < 5 cm) e arbóreo (DAS > 5 cm) de 18 fragmentos de florestas nativas do noroeste de São Paulo. Em seguida, foi analisada a relação entre a qualidade do hábitat (soma de bases do solo, teor de argila do solo e frequência de incêndio) e estrutura da paisagem (conectividade, isolamento e tamanho total do fragmento) com os valores descritivos do componente regenerante. Foram registrados no componente regenerante 5.989 indivíduos e 207 espécies, o que equivale a uma média de  $4968 \pm 3584$  ind.ha<sup>-1</sup> e  $33 \pm 14$  espécies por fragmento. As famílias mais ricas foram Fabaceae (28 espécies), Myrtaceae (25), Rubiaceae (21) e os gêneros foram *Eugenia* (12), *Ocotea* (6), *Campomanesia* (5) e *Psychotria* (5). Comparado ao componente arbóreo, o componente regenerante apresentou significativamente menor riqueza e diversidade  $\alpha$ , pois 71% das espécies do componente arbóreo não foram registradas na regeneração natural. Porém, ambos componentes apresentaram composição florística significativamente correlacionada. Com relação à diversidade  $\beta$ , em média, o componente regenerante apresentou valor significativamente maior entre os fragmentos. A qualidade de habitat foi mais importante para explicar a estrutura e riqueza da comunidade regenerante. Frequência de incêndio contribuiu negativamente para a densidade total comunidade e de indivíduos zoocóricos, clímaxes de sub-bosque e de dossel, assim como para a riqueza de espécies zoocóricas, pioneiras e colonizadoras. A riqueza de especialistas de florestas apresentou relação positiva com a soma de bases enquanto para a riqueza e densidade de generalistas a relação foi negativa. Soma de bases e teor de argila no solo foram as variáveis mais relacionadas com a composição florística da comunidade regenerante. Dentre as variáveis de paisagem, conectividade relacionou-se negativamente com a densidade de espécies generalistas enquanto área do fragmento apresentou relação positiva com a densidade de zoocóricas com propágulos de tamanho médio. Portanto, a regeneração natural representou um subconjunto de espécies do componente arbóreo com menor diversidade, riqueza e número de espécies compartilhadas entre os fragmentos e por isso seriam necessárias ações de manejo adaptativo para garantir a perpetuação dos remanescentes florestais nessas paisagens muito fragmentadas. Frequência de incêndios foi o principal fator comprometedor da perpetuação da biodiversidade e a importância do gradiente edáfico para composição de espécies dos remanescentes florestais da região foi confirmada.

Palavras-chave: Ecótono; Filtros ecológicos; Incêndios; Fragmentação florestal; Ações de manejo adaptativo

## ABSTRACT

### Natural regeneration of native forest fragments in highly fragmented agricultural landscape of northwest São Paulo

The northwestern São Paulo, a transition area between the Atlantic Forest and Cerrado, is one of the most fragmented region of the state. Investigating the sapling community of forest communities would be possible understanding how species diversity and ecological processes are maintained in this kind of landscape and therefore it would help creating subsidies for forest restoration. For this reason, the questions of this research were: 1) Does the survey of sapling community of forest remnants in highly fragmented agricultural landscape allows assessing their self-perpetuating capacity? 2) Which factors of habitat quality or landscape structure exerts greater influence on the species composition, density and species-richness of the sapling community of these forest remnants? Thus, it was assessed the sapling community (height >one, 0 m and DSH < 5,0 cm) density and compared the observed and the relative species-richness of functional groups,  $\alpha$  and  $\beta$  diversity and species composition to the tree community (DSH > 5,0 cm) in the same forest remnant. After that, was assessed the influence of habitat quality (soil sum of bases, soil clay content, fire frequency) and landscape structure (functional connectivity, isolation and total size of these forest remnants) on the descriptive values of sapling communities. Overall, the sapling community showed 5.989 individuals and 207 species that represent on average  $4968 \pm 3584$  ind.ha<sup>-1</sup> and  $33 \pm 14$  species for forest fragments. The botanic families with higher species-richness were Fabaceae (28 species), Myrtaceae (25), Rubiaceae (21) and genera were *Eugenia* (12), *Ocotea* (6), *Campomanesia* (5) e *Psychotria* (5). Compared to the tree community, the sapling community had significantly smaller species-richness (observed and estimated) and  $\alpha$  diversity, because 71 % of species from the tree community did not occur in sapling community. However, both communities had species composition significantly correlated, the sapling communities showed significantly higher  $\beta$  diversity than trees communities. The habitat quality were more important to explain the density, species-richness and species composition of the sapling communities. Fire frequency contributed negatively to species-richness of zoochorous species, pioneer species and colonizers group (species found only at sapling community) and to the sapling density of zoochorous species, shade-tolerant canopy species and shade-tolerant understory species. The species-richness of forest-specialist species was positively related to the soil sum of bases but to the sapling density and species-richness of generalist species was found the opposite relation. Similarly, sum of base and clay content were the variables most related to the species composition of sapling community. Functional connectivity and the total area of the forests fragments explained only the density of generalist and zoochorous medium-seeded species, but with relatively smaller importance than the habitat quality variables. Thus, the sapling community of these forest remnants represented a subset of the tree community but with significant smaller diversity, species richness and number of common species among fragments and then adaptive management efforts is needed to assist long-term biodiversity persistence in forests fragments in highly fragmented agricultural landscape. Frequent fires was the main factor affecting negatively the biodiversity perpetuation and the importance of an edaphic gradient to species composition of forests remnants in the region was validated.

Keywords: Ecotone; Ecological filters; Fire; Forest fragmentation; Adaptive management

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Localização dos 18 fragmentos de floresta nativa selecionados para o estudo na região noroeste de São Paulo. Informação ambientais sobre os fragmentos constam na Tabela 1 e os nomes utilizados para cada fragmento foram os mesmos adotados por Necchi Junior et al. (2012). Fonte: Mardegan (2012). ... 28
- Figura 2 - Esquema de alocação das parcelas para levantamento das espécies arbóreas nos 18 fragmentos de floresta nativa deste estudo. As parcelas do componente regenerante foram alocadas nos vértices de cada bloco, resultando em quatro sub-parcelas por bloco. Fonte: Mardegan (2012) ..... 50
- Figura 3 - Curva de acumulação de espécies dos componentes regenerante e arbóreo, baseado no número de indivíduos encontrados em ambos componentes nos fragmentos florestais G1 a G9 na região noroeste do estado de São Paulo. Cores cinza claro e cinza escuro em torno das curvas de acumulação de espécie representam intervalos de confiança de 95% para o componente arbóreo e regenerante, respectivamente. Entre parêntese estão as classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012) com as siglas conforme IBGE (2012): Fm – Floresta Estacional Semidecidual Montana; Sd – Savana Florestada; SNt - Ecótono Savana/Floresta Estacional..... 57
- Figura 4 - Curva de acumulação de espécies dos componentes regenerante e arbóreo, baseado no número de indivíduos encontrados em ambos componentes nos fragmentos florestais P1 ao P9, na região noroeste do estado de São Paulo. Cores cinza claro e cinza escuro em torno das curvas de acumulação de espécie representam intervalos de confiança de 95% para o componente arbóreo e regenerante, respectivamente. Entre parêntese estão as classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012) com as siglas conforme IBGE (2012): Fm – Floresta Estacional Semidecidual Montana; Sd – Savana Florestada; SNt - Ecótono Savana/Floresta Estacional..... 58
- Figura 5 – Riqueza relativa de espécies classificadas em pioneiras, secundárias iniciais, clímaxes de dossel e clímaxes de sub-bosque registradas nos componentes regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e arbóreo (DAS > 5,0 cm) dos 18 fragmentos de floresta nativa. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. .... 60
- Figura 6 - Riqueza relativa de espécies com propágulos pequenos (< 1,5 cm), médios (> 1,5 cm e < 3,5 cm) e grandes (>3,5 cm) registradas nos componentes regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e arbóreo (DAS > 5,0 cm) dos 18 fragmentos de floresta nativa. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. .... 61
- Figura 7 - Riqueza relativa de espécies classificadas pela especialização do hábitat em especialistas de florestas e generalistas registradas nos componentes regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e arbóreo (DAS > 5,0 cm) dos 18 fragmentos de floresta nativa. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada;

azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. Asterisco acima da barra representa diferença estatística significativa ao nível de 0.05 de probabilidade na proporção das categorias entre os componentes segundo estatística  $X^2$ . ..... 61

- Figura 8 - Riqueza relativa de espécies classificadas de acordo com os agentes dispersores em abióticos e bióticos registradas nos componentes regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e arbóreo (DAS > 5,0 cm) dos 18 fragmentos de floresta nativa. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. Asterisco acima da barra representa diferença estatística significativa ao nível de 0.05 de probabilidade na proporção das categorias entre os componentes segundo estatística  $X^2$ . ..... 62
- Figura 9 - Riqueza relativa de espécies classificadas pela posição potencial que ocupará no estrato vertical da floresta em dossel, emergente, sub-dossel e sub-bosque registradas nos componentes regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e arbóreo (DAS > 5,0 cm) dos 18 fragmentos de floresta nativa. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. Asterisco acima da barra representa diferença estatística significativa ao nível de 0.05 de probabilidade na proporção das categorias entre os componentes segundo estatística  $X^2$ . ..... 63
- Figura 10 - Densidade de indivíduos regenerantes ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ) e relação com a frequência de incêndios (%) ocorridos entre 1998 e 2008 em 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. a) Densidade total; b) Densidade de colonizadoras; c) Densidade de pioneiras. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. .... 100
- Figura 11 - Densidade regenerantes ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ) zoocóricos e relação com (a) a frequência de incêndios (%) ocorridos entre 1998 e 2008 e (b) com a média do teor de argila ( $\text{g.k}^{-1}$ ) nos solos dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. .... 101
- Figura 12 - Densidade de regenerantes ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ) clímaxes de dossel e sua relação com a média do teor de argila ( $\text{g.k}^{-1}$ ) nos solos dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. .... 101
- Figura 13 - Densidade de regenerantes ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ) generalistas e sua relação com (a) a média da soma de bases ( $\text{mmol.dm}^{-3}$ ) do solo e (b) área em hectares de vegetação funcionalmente conectada (CA300) dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. .... 102
- Figura 14 - Densidade de indivíduos regenerantes ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ) com a média da soma de bases ( $\text{mmol.dm}^{-3}$ ) do solo dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. a) Densidade de especialistas de florestas; b) Densidade de espécies emergentes; c) Densidade de espécies de dossel; d) Densidade de espécies

anemocóricas. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. .... 103

Figura 15 - Riqueza absoluta de regenerantes e sua relação com a média da soma de bases ( $\text{mmol.dm}^{-3}$ ) do solo dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. a) Riqueza de espécies generalistas; b) Riqueza de espécies de dossel; c) Riqueza de espécies autocóricas; d) Riqueza de espécies anemocóricas. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. .... 104

Figura 16 - Riqueza absoluta de regenerantes e sua relação com a frequência de incêndios (%) ocorridos entre 1998 e 2008 nos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. a) Riqueza de espécies zoocóricas; b) Riqueza de espécies clímaxes de dossel; c) Riqueza de espécies clímaxes de sub-bosque; d) Riqueza de espécies de sub-bosque. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. .... 105

Figura 17 - (a) Escalonamento Multidimensional Não-Paramétrico (NMDS) obtido através de uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis baseado na presença e ausência das espécies regenerantes em 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. (b) Relação entre a composição florística regenerante (NMDS 1) e a média da soma de bases do solo dos fragmentos florestais. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. O tamanho dos círculos representa a proporção (%) de espécies especialistas de florestas encontrada no componente regenerante de cada fragmento. .... 106

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1: Resumo das características ambientais dos 18 fragmentos de floresta nativa selecionados para esse estudo na região noroeste de São Paulo.....31
- Tabela 2- Quantificação em hectares (ha) das diferentes fisionomias florestais nas Regiões Administrativas da região noroeste do Estado de São Paulo onde estão situados os 18 fragmentos de floresta nativa desse estudo. ....33
- Tabela 3 – Riqueza de espécies e valores do índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) para os componentes arbóreo e regenerante dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo, onde:  $S_{obs}$  = riqueza total observada;  $S_{ace}$  = riqueza máxima obtida por estimador não-paramétrico de cobertura baseado em abundância;  $S_{nr}$  = número de espécies de populações não-regenerantes;  $S_{est}$  = número de espécies de populações estabelecidas;  $S_{col}$  = número de espécies de populações colonizadoras. Valores de diversidade em negrito foram estatisticamente superiores segundo teste estatístico paramétrico (teste “t”) proposto por Hutcheson (1970) no nível de 5% de significância.....59

## LISTA DE ANEXOS

- ANEXO A - Riqueza observada dos grupos de espécies do componente regenerante regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. Estrato vertical foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014): sub-bosque = altura potencial < 8m; sub-dossel = 8m < altura potencial > 15m, dossel = 15m < altura potencial > 20 m, emergente = altura potencial > 20 m. Tamanho do propágulo: pequenos = diâmetro < 1,5 cm; médios = 1,5 cm > diâmetro < 3.5 cm; grandes = diâmetro > 3,5 cm. Grupos sucessionais conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): P= pioneiras; Si= secundárias iniciais; CD= clímaxes de dossel; CS= clímaxes de sub-bosque..... 125
- ANEXO B - Densidade de indivíduos (ind.ha<sup>-1</sup>) dos grupos de espécies observados no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Estrato vertical foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014): sub-bosque = altura potencial < 8m; sub-dossel = 8m < altura potencial > 15m, dossel = 15m < altura potencial > 20 m, emergente = altura potencial > 20 m. Tamanho do propágulo: pequenos = diâmetro < 1,5 cm; médios = 1,5 cm > diâmetro < 3.5 cm; grandes = diâmetro > 3,5 cm. Grupos sucessionais conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): P= pioneiras; Si= secundárias iniciais; CD= clímaxes de dossel; CS= clímaxes de sub-bosque..... 126
- ANEXO C - Contribuição das populações colonizadoras para riqueza relativa (%) dos grupos de espécies observados no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Estrato vertical foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014): sub-bosque = altura potencial < 8m; sub-dossel = 8m < altura potencial > 15m, dossel = 15m < altura potencial > 20 m, emergente = altura potencial > 20 m. Tamanho do propágulo: pequenos = diâmetro < 1,5 cm; médios = 1,5 cm > diâmetro < 3.5 cm; grandes = diâmetro > 3,5 cm. Grupos sucessionais conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): P= pioneiras; Si= secundárias iniciais; CD= clímaxes de dossel; CS= clímaxes de sub-bosque..... 127
- ANEXO D: Contribuição das populações estabelecidas para riqueza relativa (%) dos grupos de espécies observados no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Estrato vertical foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014): sub-bosque = altura potencial < 8m; sub-dossel = 8m < altura potencial > 15m, dossel = 15m < altura potencial > 20 m, emergente = altura potencial > 20 m. Tamanho do propágulo: pequenos = diâmetro < 1,5 cm; médios = 1,5 cm > diâmetro < 3.5 cm; grandes = diâmetro > 3,5 cm. Grupos sucessionais conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): P= pioneiras; Si= secundárias iniciais; CD= clímaxes de dossel; CS= clímaxes de sub-bosque..... 128

- ANEXO E: Proporção de populações não-regenerantes por grupos de espécies observados no componente arbóreo (DAS > 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo levantadas por Ranga et al. (2012). Estrato vertical foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014): sub-bosque = altura potencial < 8m; sub-dossel = 8m < altura potencial > 15m, dossel = 15m < altura potencial > 20 m, emergente = altura potencial > 20 m. Tamanho do propágulo: pequenos = diâmetro < 1,5 cm; médios = 1,5 cm > diâmetro < 3,5 cm; grandes = diâmetro > 3,5 cm. Grupos sucessionais conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): P= pioneiras; Si= secundárias iniciais; CD= clímaxes de dossel; CS= clímaxes de sub-bosque. .... 129
- ANEXO F: Lista e índice de valores de importância (IVI) resultantes da soma da densidade e frequência relativas das espécies encontradas no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Os valores em negrito indicam as espécies que obtiveram maior IVI no fragmento. .... 130
- ANEXO G - Fatores antrópicos, ambientais e da paisagem que podem influenciar na densidade e riqueza dos grupos de espécies encontrados no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. A variável Incêndio representa a proporção de focos de incêndios ocorridos em dez anos antes da coleta de dados, detectado por satélites monitorados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Soma de Bases (mmol.dm<sup>-3</sup>) e Argila (g.k<sup>-1</sup>) são valores médios provenientes de coletas de solo de 0 a 40cm de profundidade realizadas por Mardegan (2012). Os valores de Área (área dos fragmentos amostrados, em hectares), ENN (medida, em metros, de isolamento do fragmento pelo cálculo da distância euclidiana ao fragmento vizinho mais próximo) e CA300 (área em hectares de vegetação funcionalmente conectada) foram realizados por Tambosi et al. (2012). .... 141
- ANEXO H- Resumo dos melhores modelos ajustados por regressão linear múltipla para examinar a relação entre a densidade dos grupos de espécies regenerantes (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e as variáveis que representam a qualidade do hábitat (incêndios, soma de bases e teor de argila no solo) e a estrutura da paisagem (área, distância do fragmento mais próximo e área conectada funcionalmente) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. .... 142
- ANEXO I - Resumo dos melhores modelos ajustados por regressão linear múltipla para examinar a relação entre a riqueza total e dos grupos de espécies regenerantes e as variáveis que representam a qualidade do hábitat (incêndios, soma de bases e teor de argila no solo) e a estrutura da paisagem (área, distância do fragmento mais próximo e área conectada funcionalmente) dos 18 fragmentos de floresta nativa inseridos em paisagem agrícolas do noroeste de São Paulo. .... 143



## 1 INTRODUÇÃO

A vegetação natural no estado de São Paulo ocupa apenas 17,5% de sua cobertura original (SIFESP, 2014). Diferente de sua região litorânea, onde ainda restam 32% da cobertura original de Floresta Ombrófila Densa, o interior do estado é caracterizado pela crítica situação da Floresta Estacional Semidecidual e Cerradão, a quais apresentam apenas 7,7% e 1,7%, respectivamente (SIFESP, 2014). Pelo fato dessas formações estarem presentes em um ambiente favorável ao desenvolvimento e expansão da agricultura, as florestas foram degradadas a quase um século por diversos impactos decorrentes da atividade agrícola, como fragmentação, recorrência de incêndios e invasão de gado, além da extração de madeira e caça (VICTOR, 2005; TABARELLI et al., 2005). Como consequência, restaram poucos fragmentos, em sua maioria menor que 50 ha e sem conectividade entre eles, os quais ainda estão sujeitos aos efeitos nocivos resultantes da fragmentação e destruição de habitats.

Na região noroeste de São Paulo, como sobraram poucos remanescentes florestais e esses são muito degradados, historicamente poucas unidades de conservação foram estabelecidas (NECCHI JUNIOR et al., 2012; SIFESP 2014). Como agravante, suas florestas são reconhecidas pela carência de estudos sobre biodiversidade (STRANGHETTI e RANGA, 1998, RODRIGUES e BONONI, 2008; NECCHI JUNIOR et al., 2012). Na década de 1960, Marinis e Camargo (1966) já indicavam a necessidade de estudos fitogeográficos para região, por conta de sua complexidade florística e dificuldade de se classificar as fisionomias florestais remanescentes. Meira Neto et al. (1986) apontaram que até a década de 1980 ainda não havia sido publicado nenhum levantamento florístico no noroeste paulista. Mais adiante, Durigan e Ratter (2006) relataram a necessidade de estudos relacionados aos processos e à dinâmica de formação dos ecótonos florestais entre savanas e florestas. Recentemente, em uma compilação de levantamentos florísticos realizados na Floresta Atlântica realizada por Lima et al. (2015), pouco mais de cinco estudos sobre a flora da região foram publicados em periódicos científicos. Por conta dessa situação, a região foi identificada como de alta prioridade para levantamento da flora e fauna, necessários para definição de novas estratégias para conservação e recuperação da biodiversidade nativa (RODRIGUES e BONONI, 2008)

Com o objetivo de preencher a lacuna sobre a biodiversidade presente nos remanescentes do noroeste do estado de São Paulo e de ressaltar a importância de sua conservação, entre 2007 e 2009 foi realizado, com incentivo do programa BIOTA/FAPESP-SP, o projeto temático intitulado “Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes da

região noroeste do estado de São Paulo: base para estudos de conservação da biodiversidade” (NECCHI JUNIOR et al., 2012 - Processo 2004/04820-3), no qual houve a participação de diversos pesquisadores de diferentes áreas de conhecimento e instituições de pesquisa. Nos 18 remanescentes contemplados pelo projeto foram estudados: criptógamas (algas aerofíticas, macroalgas lólicas, briófitas, pteridófitas e fungos basidiomicetos); fanerógamas; invertebrados aquáticos (zooplâncton e insetos); invertebrados terrestres (ácaros plantícolas e insetos); vertebrados aquáticos (peixes); e vertebrados terrestres (anfíbios, répteis e aves). Ao fim, foram encontradas 354 espécies novas para região, 12 para o país e 10 novas espécies para a ciência, um grande feito para a sociedade e para comunidade científica, devido à imensa valorização, contribuição e geração de informação a respeito da alta biodiversidade abrigada pelos poucos trechos florestais que ainda restam.

Este estudo tem como principal finalidade complementar as informações a respeito da manutenção da biodiversidade arbórea existente nos 18 fragmentos de floresta nativa contemplados no projeto “Fauna e flora de fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do estado de São Paulo: base para estudos de conservação da biodiversidade”, através da avaliação de sua comunidade regenerante. Levando em consideração o contexto histórico da região, permite-se que seja dado foco aos efeitos da fragmentação e degradação florestal de longa duração sobre a capacidade de perpetuação dos ecossistemas florestais em matrizes agrícolas (TABARELLI et al., 2010). Nessa perspectiva, o presente estudo foi dividido em dois capítulos onde, no primeiro, foi avaliado a capacidade de perpetuação dos remanescentes através da análise de indicadores da estrutura e diversidade do componente regenerante e no segundo, foi investigado como fatores abióticos influenciam a composição e estrutura do componente regenerante desses fragmentos florestais.

Precisamente, no capítulo 1 foram estabelecidas as seguintes perguntas: 1) o conhecimento do componente regenerante de remanescentes florestais inseridos em matrizes agrícolas muito fragmentadas pode ser útil para avaliar a perpetuação dos mesmos ao longo do tempo? 2) esses remanescentes florestais necessitariam de ações de manejo adaptativo para potencializar seu papel de conservação da biodiversidade? Estudos demonstram que comunidades florestais seguindo trajetória de sucessional para florestas maduras, apresentam alta diversidade e riqueza de espécies no componente regenerante. (GUARIGUATA et al., 1997; CHAZDON et al., 2010; TEIXEIRA et al., 2014), portanto, foi testada a hipótese de que a comunidade regenerante dos remanescentes florestais representa um estoque natural capaz de promover manutenção das populações presentes no componente arbóreo e ainda, aumentar sua diversidade.

No capítulo 2, a seguinte pergunta foi estabelecida: quais fatores exercem maior influência sobre composição, densidade e riqueza de espécies estabelecidas no componente regenerante desses remanescentes florestais? De acordo com a literatura, a intensidade e frequência de distúrbios e as condições ambientais locais parecem ser fatores mais determinantes sobre a composição e estrutura das comunidades vegetais (TURNER e CORLETT, 1996, TURNER, 2010; ALOFS et al., 2014). Além disso, Rossa-Feres et al. (2012) e Tambosi et al. (2012) não encontraram relação entre a estrutura da paisagem sobre a riqueza do componente arbóreo dos remanescentes florestais do presente estudo e concluíram que o histórico de perturbação poderiam ser o principal motivo que explicaria o padrão de riqueza para este componente. Por outro lado, Mardegan (2012) conclui que, para a região, os fatores edáficos foram preponderantes para separação florística dos remanescentes florestais, confirmando a hipótese do determinismo edáfico. Desta forma, foi testada a hipótese de que a qualidade do hábitat tem maior influência sobre a estrutura, riqueza e composição da comunidade regenerante do que as características da paisagem.

### **1.1 Regeneração natural de fragmentos florestais**

Na literatura, o termo regeneração natural pode ter basicamente dois significados. Em um sentido estático, representa os indivíduos de uma espécie ou comunidade na fase jovem e que indica o potencial regenerante da estrutura arbórea já estabelecida na floresta (GARCIA et al., 2011). Porém, um dos problemas encontrados nos estudos é que não existe consenso na comunidade científica quanto ao critério de inclusão para os indivíduos desse componente. Franco (2005) destaca que diversos critérios de inclusão de indivíduos têm sido adotados, o que dificulta a determinação da evolução do ecossistema, já que compromete a comparação entre diferentes áreas estudadas. Em geral, estudos que investigam esse componente adotam um limite máximo de 5 cm de diâmetro a 1,30 m do solo e o mínimo variando conforme objetivo do pesquisador. Como a taxa de mortalidade diminui conforme aumento de tamanho dos indivíduos jovens (IIDA et al., 2014), muitos estudos utilizam tamanho mínimo de 1,0 m, pois consideram que nessa estatura o indivíduo está estabelecido no local (GUARIGUATA et al., 1997; CHAZDON, 2010; GARCIA et al., 2011; MARRA et al., 2014). Por esses motivos, no presente estudo foi adotado esse critério de inclusão para avaliação do componente regenerante dos fragmentos florestais.

Em um sentido dinâmico da definição de regeneração natural, esse termo refere-se ao processo de sucessão natural em florestas secundárias que, de forma geral, pode ser descrito como fenômeno no qual uma dada comunidade vegetal é progressivamente substituída por outra ao longo do tempo (GANDOLFI et al., 2007). O conceito de sucessão foi primeiramente cunhado por H. D. Thoreau em 1860 para descrever mudanças em uma floresta (THOUREAU, 1860 *apud* McINTOSH, 1999), em uma época onde os estudiosos estavam empenhados em identificar e classificar as comunidades no tempo e no espaço (McINTOSH, 1999). Entretanto, o termo ganhou notoriedade através de Frederick Clements, que descreveu a sucessão como desenvolvimento previsível, unidirecional e progressivo de uma comunidade vegetal, convergindo para um estado de clímax, sendo a unidade principal da vegetação em equilíbrio com o ambiente, capaz de se autoperpetuar e tendo a propriedade de um organismo (CLEMENTS, 1936). Atualmente é bem aceito que o processo de sucessão pode ocorrer seguindo múltiplas trajetórias, em um equilíbrio dinâmico (PARKER, 1997; CHOI, 2004). Não existe um momento específico em que a floresta alcance um estado de estabilidade ou clímax, pois frequentemente ocorrem distúrbios, mesmo durante estágios tardios de sucessão (CHAZDON, 2008). Sendo assim, cada comunidade final possuiria particularidades florísticas que, por sua vez, são definidas pelo histórico pretérito de perturbações naturais e humanas.

Portanto, apesar dos sentidos aparentemente distintos, os dois conceitos são complementares, já que o conhecimento sobre a estrutura e composição do componente regenerante (sentido estático) permite inferências sobre possíveis trajetórias sucessionais (sentido dinâmico) que ocorrerão em uma determinada comunidade vegetal, possibilitando ações que visem a conservação dos ecossistemas florestais (RODRIGUES et al., 2009).

Diversos fatores podem ser determinantes para a composição de espécies, estrutura e diversidade do componente regenerante e que, por sua vez, influenciam no processo sucessional (CHAZDON, 2012; TEIXEIRA et al., 2014; JOHNSON et al., 2014). Esses fatores, também denominado de filtros, podem ser bióticos, abióticos e/ou antrópicos que, atuando de forma complexa e integrada, impedem ou favorecem o estabelecimento dos indivíduos ao longo de suas vidas (GRIME, 1998; RODRIGUES, 2013). O impacto relativo de cada filtro não é fixo, e há uma hipótese geral de que os filtros regulam a distribuição das espécies em diferentes escalas, como por exemplo, eventos biogeográficos e bióticos são considerados os mais importantes para regular a distribuição das espécies em uma escala local e regional (BROOKER et al., 2009).

No caso do filtro biológico, espécies do dossel criam microsítios específicos sob sua copa, funcionando como filtros para as espécies que tentam regenerar (GANDOLFI, 2000). Em florestas estacionais semidecíduais, a marcada deciduidade de certas espécies pode parcialmente determinar a composição e estrutura da comunidade de plantas sob a projeção de sua copa (GANDOLFI et al., 2007). Nesse tipo de floresta, a morte das espécies de dossel pode acarretar em perda progressiva da biodiversidade na floresta, levando anos para se tornar perceptível (FARAH et al., 2014). Souza et al. (2015), estudando a relação entre espécies presentes no dossel e a composição de espécies de sub-bosque, encontraram forte associação entre espécies destes estratos, demonstrando a atuação de espécies de dossel como filtros que podem determinar a estruturação da comunidade do sub-bosque. Essas associações podem ser positivas, onde espécies resistentes as condições locais colonizam o ambiente e facilitam o estabelecimento de outras espécies (YARRANTON e MORRISON, 1974; BROOKER et al., 2009), ou negativas, como no caso de substâncias alelopáticas sintetizadas por plantas estabelecidas e que inibem o crescimento de outras espécies (GROVE et al., 2012), bambus que limitam o recrutamento de espécies arbóreas (SANTOS et al., 2015) e a relação entre taxa de mortalidade de regenerantes e aumento de área basal co-específica (JOHNSON et al., 2014) ou proximidade com a planta mãe (JANZEN, 1970). Dessa maneira, a biodiversidade futura da floresta poderia ser parcialmente determinada pela comunidade atual de espécies estabelecidas (efeito de filtro). Essas informações são de grande importância para a restauração de ecossistemas florestais, pois dependendo da composição de espécies estabelecidas em um fragmento florestal ou plantadas numa área degradada, maior ou menor biodiversidade poderia ocorrer, dada a maior ou menor disponibilidade de micro habitats existentes para a regeneração de diferentes espécies (GANDOLFI et al., 2009).

A disponibilidade de água, nutrientes no solo, luz e distúrbios naturais são fatores limitantes para a regeneração e considerados como filtros abióticos. Em fisionomias savânicas, o estabelecimento de espécies apresenta alta relação com a disponibilidade de água no solo (JUHÁSZ et al., 2006; ASSIS et al., 2011). Em florestas ribeirinhas a diversidade da comunidade arbórea pode ser determinada pelo tempo em que as áreas permanecem inundadas ao longo do ano (ASSIS et al., 2014). A luz é outro importante fator que determina a substituição e o estabelecimento das espécies ao longo da sucessão natural (PICKETT, 1978). As características químicas e físicas do solo são filtros comumente associado ao estabelecimento e desenvolvimento das plantas, pois sobre ele fixam-se e nutrem-se a maioria das espécies arbóreas. Suas características texturais e químicas condicionam a disponibilidade de água e nutrientes que, quando deficientes, impedem o pleno desenvolvimento das partes

vegetativas e os ciclos reprodutivos dos vegetais (RIZZINI, 1997). Para as florestas tropicais, Guariguata e Ostertag (2001) afirmam que a sucessão secundária é mais rápida quando ocorre em solos jovens, férteis e vulcânicos, em comparação com solos desgastados e pobres em nutrientes.

Mudanças no regime de incêndios alteraram limites entre bordas de savana e floresta em ambientes de transição, como sugerido por Solbrig et al. (1996) em estudo em região de transição entre savana e floresta tropical no Brasil. Estudos realizados por Walter (2006) e Silva et al. (2013) em áreas de savana e Massad et al. (2015) e Reis et al. (2015) em fisionomias florestais, apontam que o fogo é uma das principais causas na dinâmica de modificação e evolução de suas fitofisionomias e favorecimento ou extinção local de espécies.

Já os filtros impostos pelas atividades antrópicas, geralmente consequência dos processos de fragmentação florestal e alteração do habitat, comprometem o recrutamento de espécies florestais e favorecem espécies generalistas, podendo levar a homogeneização da biodiversidade (SOLAR et al., 2015). A intensidade, extensão, severidade e duração do uso da terra exerce influência direta sobre as fontes de regeneração, disponibilidade de nutrientes no solo e condições para a fixação precoce de indivíduos regenerantes (CHAZDON, 2012). A regeneração natural irá ocorrer mais rapidamente e terá maior número de espécies primárias em áreas adjacentes a florestas primárias e em regiões onde a flora e a fauna estejam protegidas da extração e da caça (CHAZDON et al., 2009). Em regiões de florestas fragmentadas, por ser mais alta a pressão de caça (KARTHIK et al., 2010) o processo de dispersão de espécies arbóreas é seriamente comprometido (HOWE e SMALLWOOD, 1988). Metzger (2000), estudando a influência da estrutura da paisagem sobre a diversidade de espécies arbóreas de uma Floresta Estacional Semidecidual, afirma que as espécies secundárias tardias são influenciadas principalmente pela conectividade da vegetação florestal, enquanto as pioneiras não são afetadas por este parâmetro. Em escala local, atividades antrópicas adjacentes aos remanescentes interferem diretamente na regeneração como, por exemplo, a diminuição da abundância e riqueza de espécies no componente regenerante de fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual ocasionado pela presença do gado (MANGUEIRA, 2012).

Diante da forte relação com diversos fatores bióticos, abióticos e antrópicos, o conhecimento da estrutura e composição do componente regenerante pode servir como indicativo da trajetória sucessional da floresta em questão. Contudo, como visto anteriormente, a composição florística da regeneração, por inúmeros motivos, varia entre fragmentos e por isso a análise por grupos funcionais e a estratificação da floresta pode ser

mais eficiente para detectar diferenças no estágio sucessional das florestas (LOPES et al., 2014). Uma compreensão de como as mudanças na riqueza, composição de espécies e a biodiversidade, em geral influenciam as propriedades dos ecossistemas requer uma abordagem das características funcionais das espécies envolvidas. Por definição, características funcionais são aquelas que influenciam as propriedades do ecossistema ou respostas das espécies às condições ambientais. As espécies são frequentemente agrupadas de acordo com suas características funcionais para entender mecanismos gerais ou para tornar estudos de processos ecológicos complexos mais simples (HOOPER et al., 2005), como no caso do presente estudo. Por isso, classificar as espécies em grupos funcionais possibilita compreensão teórica e prática sobre sucessão, como por exemplo, escolha de espécies para restauração e avaliação de serviços ecossistêmicos (CHAZDON et al., 2012).

Em geral, em fragmentos florestais que caminham para o status de “florestas maduras” - florestas que se encontram num estágio tardio de sucessão, e que sejam relativamente estáveis segundo esses critérios (CHAZDON, 2012) - o processo sucessional pode seguir uma progressão de estágios durante os quais ocorre enriquecimento gradual de espécies e aumento em complexidade estrutural e funcional (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; CHAZDON, 2012). Sendo assim, em seu componente regenerante as florestas apresentariam elevada riqueza total de espécies e, principalmente, alta densidade e riqueza de espécies de crescimento lento e de sub-bosque e baixo recrutamento de espécies exigentes de luz (CHAZDON, 2008). Estudos como os de Garcia et al. (2011), Franco et al. (2014) e Lopes et al. (2015) em Floresta Estacional Semidecidual, Teixeira et al. (2014) em Floresta Ombrófila Densa e de Pinheiro e Durigan, (2012) em remanescente de Savana Florestada, corroboram com o padrão anteriormente descrito. Essa tendência é observada devido às condições de baixa luminosidade proporcionada pelo fechamento do dossel e que permite o estabelecimento de espécies adaptadas ao microclima do sub-bosque (GUARIGUATA et al., 1997). O fechamento do dossel marca o início do estágio da exclusão das espécies de árvores, lianas e arbustos intolerantes à sombra: elas são suprimidas e morrem, enquanto espécies umbrófilas recrutam no sub-bosque e no dossel e continuam a se estabelecer como mudas (CHAZDON, 2012). Por esse motivo, Lopes et al. (2015) afirmam que a alta densidade de espécies de sub-bosque e tolerantes à sombra pode ser indicativo de florestas bem conservadas. No caso dos Cerradões, o fechamento do dossel também implica em recrutamento e estabelecimento de espécies características de sub-bosque, como *Psychotria capitata* Ruiz & Pav. e *Guapira hirsuta* (Choisy) Lundell encontradas em Cerradão no Jardim Botânico de Bauru, embora sejam espécies peculiares de florestas (PINHEIRO e

MONTEIRO, 2006). Da mesma forma que em florestas estacionais, a redução da luminosidade é o fator determinante e que nesses ambientes pode estar relacionado com a supressão do fogo (PINHEIRO e MONTEIRO, 2008, PINHEIRO e DURIGAN, 2009)

Os agentes de dispersão variam em importância durante os estágios inicial, intermediário e tardio da regeneração e também funcionam como indicativo de trajetória da sucessão natural. De início, na ausência de vegetação remanescente, o vento e os morcegos têm papel relevante na dispersão de espécies de sementes pequenas. Uma vez que se formem poleiros, as aves frugívoras vêm a se tornar visitantes frequentes e aumentam a diversidade taxonômica, de tamanho e de função das sementes que chegam às florestas em regeneração (WESTOBY et al., 2002). À medida que a vegetação regenerante vai se desenvolvendo e diversificando, a disponibilidade crescente de recursos para repouso e alimentação atrai uma grande variedade de vertebrados pequenos e grandes, que se tornam visitantes regulares ou residentes em florestas em regeneração, e carregam consigo os frutos e sementes de espécies primárias das áreas adjacentes (CHAZDON, 2012).

Destacando-se a crescente tendência mundial de fragmentação dos ecossistemas florestais e do grande potencial das florestas tropicais em trajetória para florestas maduras em conter maior biodiversidade no componente regenerante (GUARIGUATA et al., 1997, CHAZDON et al., 2010), o conhecimento deste componente florestal pode reforçar a importância da conservação de fragmentos florestais em paisagens dominadas por atividades antrópicas e justificar, sempre que necessário, ações de manejo que visem sua perpetuação.

## **1.2 Fragmentação e degradação de ecossistemas florestais**

A fragmentação é quase sempre definida como processo no qual uma grande extensão de habitat é transformada em várias partes, com tamanho total reduzido e isolado entre elas por uma matriz diferente (FAHRIG, 2003; HARPER et al., 2005). A fragmentação muda a estrutura da paisagem, levando a habitats com baixa qualidade ambiental para espécies de plantas e animais não generalistas e, conseqüentemente, modifica os processos ecológicos resultando geralmente em perda de biodiversidade (COLLINGE, 1996, TABARELLI et al., 1999; METGZER, 2000, SOLAR et al., 2015). Essa definição sempre implica em quatro efeitos sobre o padrão do habitat (FAHRIG, 2003): 1) redução da cobertura original do habitat; 2) diminuição do tamanho das manchas de habitat; 3) aumento no número total de manchas de habitat; 4) e aumento do isolamento entre as manchas de habitats. Em geral, esses

efeitos ocorrem simultaneamente e, para detectar a importância de cada um deles sobre a perda da biodiversidade, é fundamental analisá-los em diferentes escalas espaciais e temporais (ALOFS et al., 2014).

Com a crescente pressão antrópica sobre os ecossistemas florestais (FAO, 2015), cada vez mais as florestas remanescentes estão sendo degradadas por alterações nas condições de luminosidade, temperatura, umidade e vento, devido ao aumento da área em contato com ambientes não florestais. Esse processo é denominado efeito de borda (PRIMACK e RODRIGUES, 2001) e é resultado principalmente da redução da proporção e do tamanho do habitat. De acordo com Harper et al. (2005), como resposta direta ao efeito de borda, a floresta apresenta aumento de danos na vegetação e no solo; aumento de dispersão de sementes e pólen; e mudanças na taxa de evapotranspiração, ciclagem de nutrientes e decomposição. Como consequência, a floresta sofre mudança na cobertura, densidade de indivíduos e biomassa florestal, e alterações na taxa de recrutamento, crescimento, reprodução e mortalidade das espécies (HARPER et al., 2005).

A diminuição do remanescente florestal pode implicar em predomínio de espécies de início de sucessão, pois são adaptadas às condições adversas distintas do interior das grandes florestas. Laurance et al. (2006), estudando a influência da fragmentação sobre a composição florística de um trecho de floresta tropical na Amazônia, verificou que as espécies pioneiras aumentaram mais de 1000% em densidade na borda dos fragmentos poucos anos após a fragmentação, no entanto, não houve diferença entre composição de espécies do interior destes fragmentos com aqueles intactos. Na Floresta Atlântica, Tabarelli et al. (1999) encontraram maior proporção de espécies intolerantes à sombra, típicas de dossel e dispersas por agentes abióticos em fragmentos pequenos (5 – 14 ha), enquanto que em fragmentos grandes (7.900 ha) a maior proporção de espécies era de tolerantes à sombra, assim como maior representatividade de espécies zoocóricas e de sub-bosque das famílias Myrtaceae, Sapotaceae, Lauraceae e Rubiaceae. Em fragmentos de Cerradão em Goiás, a densidade de indivíduos arbóreos foi significativamente menor no interior do que nos ambientes de borda, enquanto para a altura foi o oposto, sendo este um efeito relacionado às mudanças microclimáticas causadas pelo efeito de borda (LIMA-RIBEIRO, 2008).

Outro aspecto resultante da exposição do fragmento ao efeito de borda é a superabundância de trepadeiras (LAURANCE et al., 2001) que geralmente prejudica a regeneração das espécies arbustivo-arbóreas, podendo ocorrer tanto em florestas estacionais (ROZZA; et al., 2006) quanto em savanas florestadas (JORDÃO, 2009). Dessa maneira, fragmentos de florestas maduras submetidos a intenso efeito de borda poderiam ser

direcionados a uma condição inicial de sucessão, onde persistiriam devido ao alto recrutamento e predomínio de espécies pioneiras de ciclo de vida curto ou longo (TABARELLI et al., 2008).

Outro processo ecológico fortemente afetado pela fragmentação e destruição de habitat é a dispersão de plantas (TURNER, 1989; TURNER e CORLETT, 1996). Esse é um processo vital na dinâmica da floresta, pois os propágulos que chegam e se estabelecem irão influenciar o fluxo gênico, recrutamento e substituição das espécies e, portanto, a composição e estrutura da comunidade (GALETTI et al., 2013; REY e ALCÁNTARA, 2013; ZAMBRANO et al., 2014). A quantidade e qualidade de sementes que chega a um fragmento é afetada não só pela flora local, mas também pelo arranjo espacial dos elementos na paisagem. Melo et al. (2006) verificaram que a chegada de propágulos que ocorria na borda de um fragmento diferia daqueles que chegavam em seu interior, sendo estes com maior número de espécies e representados por sementes de tamanho médio a grandes e dispersas por animais. Jesus et al. (2012), estudando a chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica, verificou que o tamanho e a conectividade das florestas afetaram a composição de espécies da chuva de sementes, de maneira que sementes coletadas em fragmentos pequenos e isolados pertenciam majoritariamente a espécies dispersas pelo vento e de estágios iniciais de sucessão, enquanto que nos fragmentos maiores e mais conectados a maior parte das sementes era de espécies tardias de sucessão e dispersas por animais.

Em regiões com predomínio de cobertura florestal os efeitos da fragmentação não são tão evidentes, como na Amazônia, onde florestas fragmentadas a menos de 15 anos não apresentaram mudanças significativas entre densidade de regenerantes no interior de florestas de 1ha e de florestas contínuas (BENITEZ-MALVIDO, 1998). Isso ocorre porque a presença de trechos de florestas maduras próximo a florestas fragmentadas não permitem que haja limitação de propágulos, resultando em menor interferência na capacidade de autoperpetuação destas florestas (CHAZDON, 2012; JESUS et al., 2012).

O efeito da fragmentação sobre as florestas tropicais se torna evidente principalmente em regiões com baixa cobertura florestal e isoladas a muito tempo, pois a perda de espécies é gradativa e lenta, enquanto que muitas florestas recém impactadas ainda contém espécies que existiam antes da fragmentação (TURNER e CORLETT, 1996). Turner e Corlett (1996) relatam que um remanescente de floresta tropical de 4 ha, isolado a mais de 130 anos em Singapura, perdeu mais da metade de suas espécies de plantas e atualmente é dominado por uma única espécie arbórea, além de apresentar em algumas áreas infestação de trepadeiras que limitam a regeneração de outras espécies.

Em relação a composição de espécies de florestas muito fragmentadas, dois processos podem ocorrer ao longo do tempo: a homogeneização da composição de espécies (SOLAR et al., 2015) ou o aumento da divergência florística entre os remanescentes (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2013). O primeiro é caracterizado pela substituição das espécies especialistas de ambientes florestais por aquelas mais adaptadas e com maior facilidade de se dispersarem ao longo de paisagens fragmentadas, acarretando na diminuição da diversidade beta entre os habitats (SOLAR et al., 2015). Já o segundo processo pode ser resultado do aumento do isolamento e das características ambientais específicas dos habitats e, principalmente, de processos estocásticos que ocorrem ao longo do tempo nas manchas isoladas (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2013). Como consequência, observa-se aumento da diversidade beta entre fragmentos, o que caracteriza a divergência florística (BENCHIMOL e PERES, 2015). A partir da observação de que a composição de espécies em fragmentos florestais na região amazônica tornou-se cada vez mais peculiar após fragmentação da floresta, antes contínua, Laurance et al. (2007) propuseram a hipótese da divergência da paisagem. De acordo com essa hipótese, fragmentos inseridos em paisagens com diferentes características, e que conseqüentemente são afetados por distúrbios antrópicos ou naturais distintos, irão apresentar divergência de composição de espécies ao longo do tempo cada vez maior.

Na maioria das vezes, os distúrbios responsáveis pela fragmentação florestal criam manchas de habitats com peculiaridades históricas, trajetórias sucessionais e condições abióticas distintas (TURNER, 2010; ALOFS et al., 2014). Portanto, apesar dos efeitos negativos do isolamento e redução de tamanho do habitat, a intensidade e a frequência de distúrbios e as condições ambientais locais, que caracterizam a qualidade do habitat, parecem ser fatores ainda mais determinantes sobre a composição e estrutura das comunidades (TURNER e CORLETT, 1996; LEIBOLD et al., 2004, TURNER, 2010; ALOFS et al., 2014). Por isso, alterações na frequência com que as perturbações ocorrem devido à nova configuração da paisagem também contribuem para modificações na estrutura e diversidade dos ecossistemas florestais. Na Amazônia, ilhas de florestas formadas após inundação para construção de uma represa, tornaram se cada vez mais peculiares em relação a composição de espécies, devido à incêndios e vendavais ocorridos com frequências distintas em cada ilha durante 25 anos (BENCHIMOL e PERES; 2015). Em áreas de transição entre Cerrado e Amazônia, a frequência de incêndios, muitas vezes iniciados em áreas de agricultura e pecuária, pode determinar no aumento de espécies de savana em comunidades florestais, enquanto estas tornam-se menos diversas e com menor número de espécies florestais

(SILVERIO et al., 2013). Especificamente no Cerrado, a frequência de incêndios é considerada fator decisivo para a dinâmica das formações vegetais (HOFFMANN 1998; MOREIRA, 2000; PINHEIRO e DURIGAN, 2009). Dessa forma, além dos impactos diretos causados pela fragmentação, a recorrência de perturbações, que de certa forma implica na depreciação da qualidade do hábitat para as espécies se estabelecerem, é outro aspecto influente sobre a comunidade vegetal.

Estudos sobre espécies vegetais de florestas tropicais, em geral, não levam em consideração a análise conjunta dos fatores qualidade de habitat e estrutura da paisagem (ver TABARELLI et al., 1999, METZGER, 2010; JESUS et al., 2012), sendo essa análise mais comum para animais (ver McLAREN et al., 2011; ABEN et al., 2012), embora existam algumas publicações para vegetações temperadas. Por exemplo, ao avaliar a importância de variáveis ambientais locais e da paisagem sobre a riqueza de diferentes táxons em campos naturais na Alemanha, Dauber et al. (2003) concluíram que as variáveis que descreviam a qualidade de habitat local (tipo de solo e face de exposição da vertente) foram essenciais para prever a riqueza de espécies vegetais. Também na Alemanha, mas para fragmentos florestais em paisagens agrícolas, Wulf e KolK (2014) demonstraram que a riqueza de espécies era prevista principalmente pela qualidade e heterogeneidade do habitat, independente da classe de tamanho do fragmento. Em particular, espécies generalistas foram afetadas principalmente pela umidade do solo e nível de nutrientes, enquanto especialistas, adicionalmente, pela heterogeneidade e história do fragmento. Além disso, melhor qualidade do habitat (disponibilidade de nutrientes e água), aliado a maior conectividade entre a vegetação nativa, levou a um aumento no número de espécies especialistas de florestas e de espécies raras. Em campos de gramíneas no Texas, a qualidade do habitat, nesse caso o histórico de perturbações, apresentou maior importância para explicar a variação na riqueza das espécies, embora o acréscimo de variáveis que representavam o processo de fragmentação aumentou o poder preditivo do modelo (ALOF et al., 2014).

O conhecimento de todos esses efeitos adversos causados pela fragmentação, recorrência de perturbações e, conseqüentemente, depreciação da qualidade do hábitat florestal é o foco principal que restauradores florestais e conservacionistas tentam mitigar através de ações de manejo adaptativo. Na restauração ecológica, manejo adaptativo compreende intervenções deliberadas no ecossistema durante sua trajetória, visando superar filtros ou barreiras que dificultem a evolução da comunidade rumo ao estado desejado (ARONSON et al., 2011). Enquadram-se como ações de manejo adaptativo para aumento da qualidade do hábitat o controle de gramíneas exóticas que impedem o estabelecimento de

espécies arbóreas em fragmentos florestais (TOREZAN e MANTOANI, 2013) ou em áreas em processo de restauração (RODRIGUES et al., 2009b), elaboração de cercas ou aceiros para impedir que o fogo ou gado afetem o recrutamento de indivíduos arbóreos em florestas nativas (MARTINS, 2013), o enriquecimento ou adensamento de espécies nativas em florestas degradadas (RODRIGUES et al., 2009a) e até mesmo a utilização de fogo controlado para aumentar a diversidade e riqueza de espécies herbáceas em savanas (DURIGAN e RATTER., 2016). De uma forma mais abrangente e em escala regional, em paisagens fragmentadas Tabarelli e Gascon (2005) sugerem que as ações para conservação e restauração da biodiversidade devem ser baseadas em: (1) incorporar medidas de proteção como parte dos projetos; (2) proteger as áreas extensas e evitar a fragmentação das florestas contínuas ainda existentes; (3) manejar as bordas da floresta a partir do momento de criação dos fragmentos; (4) proteger as florestas ribeirinhas para conectar fragmentos isolados de floresta; (5) controlar o uso do fogo e a introdução de espécies de plantas exóticas invasoras e limitar o uso de biocidas em áreas adjacentes aos fragmentos florestais; e (6) promover o reflorestamento e a ampliação da cobertura florestal em áreas críticas da paisagem.

Assim, fica clara a importância de se levar em conta a interação entre a estrutura da paisagem e a qualidade do hábitat sobre a composição e estrutura das comunidades vegetais. A influência conjunta desses dois fatores pode fazer com que cada remanescente seja único em termos de composição de espécies e resiliência. Portanto, o conhecimento dos efeitos da fragmentação e depreciação da qualidade do hábitat sobre a capacidade de autopropagação de florestas em paisagens agrícolas é etapa fundamental para o estabelecimento de estratégias de manejo para a conservação e/ou restauração de remanescentes florestais.

### **1.3 Áreas de estudo**

Os fragmentos florestais do presente estudo estão inseridos na região pertencente às Unidades de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (UGRHs) do Turvo-Grande, São José dos Dourados e partes das UGRHs do Baixo Pardo, Baixo Tietê e Tietê-Batalha. Essas áreas compreendem as regiões administrativas de São José do Rio Preto, Araçatuba, e parte das regiões administrativas de Bauru (porção norte) e Ribeirão Preto (porção oeste) (Figura 1).

O clima da região é do tipo Tropical Quente e Úmido (Aw de Köppen). As temperaturas médias anuais variam entre 21 à 23° C, com as médias dos meses mais frios

(junho e julho) de 20° C e a dos meses mais quentes (janeiro e fevereiro) 30° C (BARCHA e ARID, 1971).

O regime de precipitação pluviométrico é caracterizado por duas estações climáticas bem definidas: 1) chuvosa entre outubro e março, que recebe cerca de 85% da precipitação total anual; 2) seca entre abril e setembro, com apenas 15% da precipitação total anual, a qual varia entre 1.100 e 1.250 mm ( $\pm 225$  mm) (BARCHA e ARID, 1971). Janeiro é o mês mais chuvoso (18% da precipitação anual), enquanto agosto é o mais seco (1,3%).

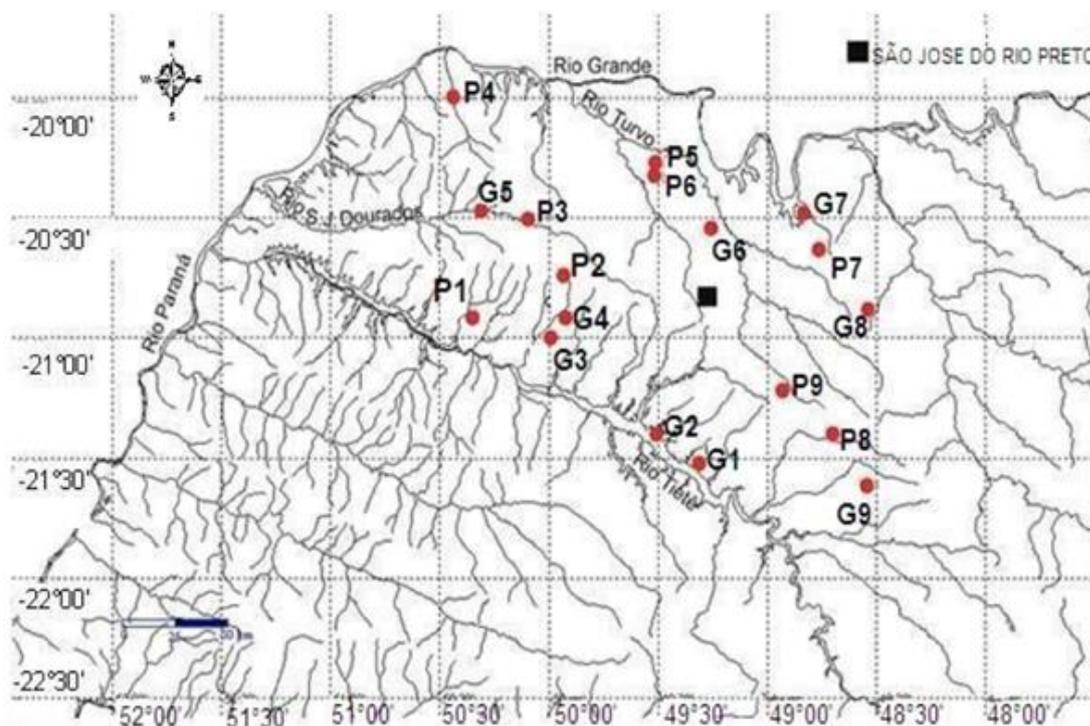


Figura 1 - Localização dos 18 fragmentos de floresta nativa selecionados para o estudo na região noroeste de São Paulo. Informação ambientais sobre os fragmentos constam na Tabela 1 e os nomes utilizados para cada fragmento foram os mesmos adotados por Necchi Junior et al. (2012). Fonte: Mardegan (2012).

A região Noroeste do estado de São Paulo faz parte da Unidade Morfoescultural Planalto Centro Ocidental Paulista, que ocupa cerca de 50% do território estadual e está inserida na Unidade Morfoestrutural da Bacia Sedimentar do Paraná (ROSS e MOROZ, 2011). Situa-se essencialmente sobre rochas do Grupo Bauru e é constituída majoritariamente pela formação Vale do Rio do Peixe (FERNANDES, 2004).

A Formação Vale do Rio do Peixe corresponde a depósitos essencialmente eólicos acumulados em extensas áreas planas na forma de lençóis de areia e campos de dunas baixas associados com depósitos de loess (FERNANDES e COIMBRA, 2008). A litologia é predominantemente arenítica muito fina a fina e coloração marrom-claro rosada a alaranjada.

Na borda leste – região de Matão, SP –, a formação exhibe maior imaturidade textural e granulação mais grossa (arenitos finos a médios), embora mantenha suas características básicas (geometria e estruturas sedimentares). As intercalações de estratos siltosos são mais frequentes na parte ocidental e norte da área, onde possuem coloração creme a marrom (FERNANDES, 2004). Localmente apresenta cimentação intensa por  $\text{CaCO}_3$ .

O relevo é caracterizado por colinas amplas e baixas com topos aplainados, altitude variando entre 400 a 700m acima do nível do mar e declividade de 10 a 20%. Os solos dominantes são os Latossolos e os Argissolos Vermelho-Amarelo (ROSS e MOROZ, 1997). Apesar do pouco conhecimento a respeito do material de origem dos solos, suas formações estão relacionadas com o desenvolvimento de superfícies geológicas em diferentes épocas da Terra.

Segundo Lepsch e Buol (1988) a região central do Brasil constituiu-se como um exemplo clássico de evolução policíclica da paisagem, apresentando tanto superfícies recentes (Pleistoceno) quanto muito antigas, porém ainda bem preservadas. Feuer (1956) as classificou em três superfícies geomórficas, sendo que na região desse estudo, a primeira e terceira são as mais representativas. A primeira superfície, mais antiga, apresenta espessa camada de sedimentos do Terciário. Os solos sobre essa camada são muito intemperizados e apresentam reserva limitada de nutrientes. Comumente, nesta superfície são encontrados os Latossolos (MOTTA e KÄMPF, 1992), caracterizados por apresentar avançado estágio de intemperização, serem muito evoluídos, fortemente ácidos e distróficos ou alumínicos. São virtualmente destituídos de minerais primários ou secundários menos resistentes ao intemperismo e têm baixa capacidade de troca de cátions da fração argila (EMBRAPA, 1999).

A terceira superfície geomórfica foi formada pela erosão das superfícies mais antigas, formando uma nova com datação referente a época do Pleistoceno. A deposição dessa superfície ocorre principalmente ao longo dos rios que começam no Platô Central do Brasil, como o Rio Paraná. Devido à alta relação com a geologia e ao pouco tempo de desenvolvimento, os solos são mais rasos, menos intemperizados que os das superfícies mais antigas e muito variáveis quanto à saturação de bases, no entanto, frequentemente apresentam boa fertilidade natural (MOTTA et al., 2002). Predominam nesta superfície os Cambissolos e, em menor escala, os Argissolos. Este último, compreende solos constituídos por material mineral que têm como características diferenciais a presença de horizonte B textural de argila de atividade baixa. São de profundidade variável, desde forte a imperfeitamente drenados, fortes a moderadamente ácidos, com saturação por bases alta ou baixa e predominantemente caulínicos (EMBRAPA, 2013).

A classificação da classe de solo dos fragmentos desse estudo foi realizada por Mardegan (2012). Para isso, foram realizadas coletas de amostras a um metro de profundidade no ponto central da malha amostral, com “trado holandês” para análise da cor. De acordo com o autor, em alguns fragmentos percebeu-se um gradiente de coloração e textura em função da profundidade e essas observações de campo também auxiliaram posteriormente a determinação das classes de solo. Além disso, foi utilizado o “Mapa Pedológico do Estado de São Paulo” (OLIVEIRA et al., 1999) para auxiliar nas classificações. Como resultado, os solos encontrados nos fragmentos foram: Argissolo Vermelho-Amarelo e Vermelho eutrófico (solos com saturação por bases  $> 50\%$  na maior parte dos primeiros 100cm do horizonte B); Argissolo Vermelho-Amarelo e Vermelho distrófico (solos com saturação por bases  $< 50\%$  na maior parte dos primeiros 100cm do horizonte B); e Latossolo Vermelho distrófico. Especificamente os fragmentos com a classe Argissolos foram P4, P8 e P9. Para os fragmentos G3, G4, G7, G8, P5 e P6, o Latossolo foi a classe exclusiva. Já G1, G2, G5, G6, G9, P1, P2, P3 e P7 apresentaram ambas as classes (Tabela 1).

Por meio da análise de imagens de satélites, todos os fragmentos foram classificados em Floresta Estacional Semidecidual, apresentando diversos estágios de sucessão (NECCHI JUNIOR et al., 2012). No entanto, de acordo com a classificação feita pelo Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo, quatro fragmentos (G3, G6, G7 e P5) foram classificados como Cerradão (SIFESP, 2014). Já em estudo feito por Mardegan (2012) através de levantamento fitossociológico, foi identificado a existência de quatro grupos distintos de vegetação, onde um grupo de sete fragmentos (G3, G6, G7, G8, P1, P2 e P5) foi classificado como Cerradão, cinco (G1, G2, G4, P3 e P4) foram caracterizados como vegetação de transição entre floresta e savana e os demais classificados como Floresta Estacional Semidecidual. Sendo assim, pode-se afirmar que há consenso de que seis fragmentos (G5, G9, P6, P7, P8 e P9) são remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual Montana e os demais 12 fragmentos representam áreas de ecótono entre Floresta Estacional Semidecidual e Savana Florestada, com tendência de maior influência savânica para quatro desses fragmentos (G3, G6, G7, P5). Florestas e savanas ocorreram tanto sobre Latossolos quanto sobre Argissolos.

Um resumo das condições ambientais de cada fragmento está reunido na Tabela 1. Neste estudo o nome adotado para identificação dos fragmentos foi o mesmo utilizado por Necchi Junior et al. (2012).

Tabela 1: Resumo das características ambientais dos 18 fragmentos de floresta nativa selecionados para esse estudo na região noroeste de São Paulo.

<b>Fragmentos</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Latitude (S)</b>	<b>Longitude (W)</b>	<b>Altitude (m)</b>	<b>Precipitação (mm.ano<sup>-1</sup>)</b>	<b>Temperatura média anual (C°)</b>	<b>Tipo de Solo*</b>	<b>Fitofisionomia**</b>
<b>G1</b>	128,2	20°55'24"	50°20'38"	390	1.194	22,6	AVAe; AVd; LVd	Fm <sup>1</sup> , Snt <sup>3</sup>
<b>G2</b>	66,8	20°44'34"	49°55'42"	486	1.216	22,3	LVd; AVAe; AVAd	Fm <sup>1</sup> , Snt <sup>3</sup>
<b>G3</b>	112,6	20°30'49"	50°05'20"	442	1.215	22,5	LVd	Fm <sup>1</sup> , Sd <sup>2,3</sup>
<b>G4</b>	108,3	20°00'21"	50°26'03"	450	1.203	22,7	LVd	Fm <sup>1</sup> , Snt <sup>3</sup>
<b>G5</b>	117,1	20°17'29"	49°30'16"	472	1.238	23,0	AVAe; AVd; AVe;LVd	<b>Fm<sup>1,3</sup></b>
<b>G6</b>	95,5	20°19'26"	49°30'28,2"	526	1.238	23,0	AVAe; AVd;AVe;LVd	Fm <sup>1</sup> , Sd <sup>2,3</sup>
<b>G7</b>	90,7	20°38'22,9"	48°45'10,7"	565	1.309	22,8	LVd	Fm <sup>1</sup> , Sd <sup>2,3</sup>
<b>G8</b>	57,6	21°24'14"	48°41'24"	528	1.334	21,9	LVd	Fm <sup>1</sup> , Sd <sup>3</sup>
<b>G9</b>	108,8	21°13'20"	48°55'07"	549	1.284	22,3	AVAe; AVd;AVe;LVd	<b>Fm<sup>1,3</sup></b>
<b>P1</b>	635,0	21°31'33"	49°18'08"	407	1.66	20,2	AVAe; AVd;AVe;LVd	Fm <sup>1</sup> , Sd <sup>3</sup>
<b>P2</b>	1.799,6	21°24'29"	49°30'02"	422	1.191	22,3	AVAe; AVd;AVe;LVd	Fm <sup>1</sup> , Sd <sup>3</sup>
<b>P3</b>	207,5	21°00'09"	49°58'43"	438	1.181	22,5	AVAe; AVd;AVe;LVd	Fm <sup>1</sup> , Snt <sup>3</sup>
<b>P4</b>	230,4	20°55'26"	49°55'56"	473	1.195	22,6	AVAe;AVAd	Fm <sup>1</sup> , Snt <sup>3</sup>
<b>P5</b>	1.656,2	20°28'41"	50°17'59"	388	1.213	22,2	LVd	Fm <sup>1</sup> , Sd <sup>2,3</sup>
<b>P6</b>	1.359,7	20°32'58"	49°14'59"	484	1.278	22,9	LVd	<b>Fm<sup>1,3</sup></b>
<b>P7</b>	597,3	20°29'08"	48°49'35"	493	1.309	22,8	AVAe; AVd;AVe;LVd	<b>Fm<sup>1,3</sup></b>
<b>P8</b>	393,9	20°53'00"	48°32'00"	566	1.337	22,3	AVAe	<b>Fm<sup>1,3</sup></b>
<b>P9</b>	2.189,6	21°37'23"	48°32'23"	566	1.319	21,6	AVAe	<b>Fm<sup>1,3</sup></b>

\* Classes de solo identificadas por Mardegan (2012): AVAd- Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico; AVAe- Argissolo Vermelho-Amarelo eutrófico; AVd- Argissolo Vermelho distrófico; AVe- Argissolo Vermelho eutrófico; LVd- Latossolo Vermelho distrófico

\*\* Siglas das fitofisionomias conforme IBGE (2012): Fm – Floresta Estacional Semidecidual Montana; Sd – Savana Florestada; Snt - Ecótono Savana/Floresta Estacional.

Classificações de acordo com 1- Necchi Junior et al. (2012), 2- SIFESP (2014), 3 - Mardegan (2012).

### 1.3.1 Histórico de degradação da vegetação da região noroeste de São Paulo

Originalmente a vegetação da região apresentava majoritariamente florestas e savanas. Segundo Victor et al. (2005), o processo de degradação florestal da região inicia-se no final do século XIX, impulsionado principalmente pela queda da produção cafeeira no Vale do Paraíba. Apoiada na mão-de-obra escrava, o avanço das fronteiras da cultura sobre as regiões internas do estado ocorreu através do Rio Tietê e sua rede de afluentes. Usando o vale do Rio Mogi-Guaçu e Pardo, sobre as terras altas e roxas próximas a Minas Gerais, o café encontrou condições ideais de produtividade. Com isso, em 1870 funda-se Ribeirão Preto e em 1879 São José do Rio Preto. Por essa mesma época ainda aparecem as cidades de Campos Novos Paulista, São Manuel e Bauru.

Com o surgimento das ferrovias e o desenvolvimento urbano, agregaram-se mais fatores que aceleraram a degradação da vegetação. Assim, as florestas semidecíduais e o cerradão foram sendo substituídos por agricultura e sua madeira utilizada para alimentar a caldeira das locomotivas a vapor que começaram a aparecer a partir da década de 1870. As ferrovias, à medida que serviram de vias de escoamento para a produção cafeeira, apoiaram também sua economia no consumo da madeira, relativamente abundante, ao longo de seu traçado. Além de usar a madeira como combustível aproveitavam-nas também como dormentes, postes e moirões. Estima-se que em 43 meses tenha sido utilizado 733.292 m<sup>3</sup> de lenha, o que corresponde ao consumo de 204.636 m<sup>3</sup>.ano<sup>-1</sup>.

De fato, a região passou ser mais intensamente degradada a partir da década de 1920 quando, após a normalização do mercado internacional, novos talhões de café foram implantados. As terras do centro e leste começaram a acusar os sinais de exaustão e este fenômeno, juntamente com a propagação da praga da broca do café, estimulou o nomadismo que prosseguiu em direção ao oeste do Estado. Desta forma, a cultura avançou mais em direção a Noroeste, chegando às margens do Rio Paraná.

A estrutura fundiária, que até a década de 30 fora dominada pela presença dos latifúndios, foi subdividida e retalhada, dando lugar também à pequenas e médias propriedades, o que contribui para o rendilhamento dos resquícios de vegetação ainda existentes. A medida que as terras participam de um intenso mercado imobiliário, aumentaram as inevitáveis pressões sobre elas.

Com base na cobertura aerofotográfica de 1972/73, foi revelado que o São Paulo devia apresentar uma cobertura de floresta primitiva de 8,33%, ou 2.069.920 hectares. A vegetação em estágio inicial de sucessão, era em torno dos 5 %, ou 1.241.090 ha. Também as áreas

classificadas como cerradão apresentavam apenas 0,42 % ou 105.390 hectares (SERRA et al., 1974).

Se já não bastasse a atual conjuntura de alto grau de fragmentação e isolamento que se encontram os ecossistemas florestais, ainda é comum o uso de queimadas na cultura canavieira (OLIVEIRA et al., 2014) e nas pastagens (ZANINI e SBRISSIA, 2013), atividades econômicas predominantes na região, e que de maneira criminosa acabam impactando diretamente os poucos remanescentes florestais. Essa afirmação baseia-se no fato de que nos últimos dez anos foram detectados focos de incêndios em mais de 70% dos fragmentos do presente estudo, sendo que no caso do fragmento G5 os incêndios ocorreram anualmente antes da coleta dos dados (INPE, 2015; Anexo G).

Dessa forma, atualmente no Noroeste Paulista a vegetação florestal natural é predominantemente Floresta Estacional Semidecidual, Savana Florestada (Cerradão) e capoeiras, sendo que aproximadamente 90% dos fragmentos apresentam tamanho menor que 50 ha (SIFESP, 2014). Além disso, as florestas em estágio inicial de sucessão representam a maior parte da vegetação florestal da região (Tabela 2). Assim, a intensa exploração e degradação pode ser um dos fatores que dificultam a classificação das formações florestais a que pertencem à vegetação natural atual e que impossibilitam a perpetuação da biodiversidade florestal nessa região.

Tabela 2- Quantificação em hectares (ha) das diferentes fisionomias florestais nas Regiões Administrativas da região noroeste do Estado de São Paulo onde estão situados os 18 fragmentos de floresta nativa desse estudo.

<b>Região Administrativa</b>	<b>Fm*</b>	<b>Capoeira**</b>	<b>Sd*</b>
Araçatuba	18067	25479	1161
Bauru	36264	27707	9707
Ribeirão Preto	3929	99287	29048
São José do Rio Preto	14598	42337	14517

\* Siglas das fitofisionomias conforme IBGE (2012): Fm – Floresta Estacional Semidecidual Montana; Sd – Savana Florestada.

\*\* Denominação conforme SIFESP (2014).

## Referências

ABEN, J.; ADRIAENSEN, F.; THUIS, K. W.; PELLIKKA, P.; SILJANDER, M.; LENS, L.; MATTHYSEN, E. Effects of matrix composition and configuration on forest bird movements in a fragmented Afrotropical biodiversity hotspot. **Animal Conservation**, Cambridge, v.15, n.6, p. 658–668, 2012

ALOFS, K. M.; GONZÁLEZ, A. V.; FOWLER, N. L. Local native plant diversity responds to habitat loss and fragmentation over different time spans and spatial scales. **Plant Ecology**, Cham, v. 215, n. 10, p. 1139-1151, 2014.

ARID, F.M.; CASTRO, P.R.M.; BARCHA, S.F. Estudos hidrogeológicos no município de São Jose do Rio Preto, SP. **Boletim da Sociedade Brasileira de Geologia**, São Paulo, v.19, p.43-69, 1970.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **Instituto Florestal. Série Registros, São Paulo**, v. 44, p. 1-38, 2011.

ASSIS, A. C. C.; COELHO, R. M.; SILVA PINHEIRO, E.; DURIGAN, G. Water availability determines physiognomic gradient in an area of low-fertility soils under Cerrado vegetation. **Plant Ecology**, Cham, v. 212, n. 7, p. 1135-1147, 2011.

ASSIS, R. L.; WITTMANN, F.; PIEDADE, M. T.; HAUGAASEN, T. Effects of hydroperiod and substrate properties on tree alpha diversity and composition in Amazonian floodplain forests. **Plant Ecology**, Cham, v. 216, n. 1, p. 41-54, 2014.

BARCHA, S.F.; ARID, F.M. Estudo da evapotranspiração na região norte-ocidental do estado de São Paulo. **Revista de Ciências da Faculdade de Ciências e Letras**, Porto Alegre, v1, p.94-122, 1971.

BENCHIMOL, M.; PERES, C. A. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. **Journal of Ecology**, Hoboken, v. 103, n.2, p. 408-420, 2015.

BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, Boston, v.12, p.380- 389, 1998.

BROOKER, R. W.; MAESTRE, F. T.; CALLAWAY, R. M.; LORTIE, C. L.; CAVIERES, L. A.; KUNSTLER, G.; LIANCOURT, P.; TIELBÖRGER, K.; Travis, J. M. J.; ANTHELME, F.; ARMAS, C.; COLL, L.; CORCKET, E.; DELZON, S.; FOREY, E.; KIKVIDZE, Z.; OLOFSSON, J.; PUGNAIRE, F.; QUIROZ, C. L.; SACCONI, P.; SCHIFFERS, K.; SEIFAN, M.; TOUZARD, B.; MICHALET, R. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. **Journal of Ecology**, Hoboken, v. 96, n. 1, p. 18-34, 2008.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: W. CARSON; S. A. SCHNITZER (Eds.). **Tropical forest community ecology**. Oxford: Wiley-Blackwell Publishing. 2008, p. 384-408.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHAZDON, R. L.; FINEGAN, B.; CAPERS, R. S.; SALGADO-NEGRET, B.; CASANOVES, F.; BOUKILI, V.; NORDEN, N. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Hoboken, v. 42, n. 1, p. 31-40, 2010.

CHAZDON, R. L.; PERES, C. A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A. E.; LAMB, D.; E STORK, N. E.; MILLER, S. E. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.

CHOI, Y. D. Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration. **Ecological Research**, Tsukuba, v.19, p. 75-81, 2004.

CLEMENTS, F. E. Nature and structure of the climax. **Journal of ecology**, Hoboken, v. 24, n. 1, p. 252-284, 1936.

COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning**, Amsterdam, v 36, p.59-77, 1996.

DAUBER, J.; HIRSCH, M.; SIMMERING, D.; WALDHARDT, R.; OTTE, A.; WOLTERS, V. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. **Agriculture, Ecosystems Environment**, Amsterdam, v. 98, n. 1, p. 321-329, 2003.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western Sao Paulo State, Brazil, 1962–2000. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 63, n. 01, p. 119-130, 2006.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, Londres, v.53, p.11–15, 2016.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 2006. 306p.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.34, p. 487-515, 2003.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2015: How have the world’s forests changed?** Roma, 2015. 56 p.

FARAH, F.T.; RODRIGUES, R.R.; SANTOS, F.A.M.; TAMASHIROC, J.Y.; SHEPHERD, G.J.; SIQUEIRA, T.; BATISTA, J.L.F.; MANLY, B.J.F. Forest destructuring as revealed by the temporal dynamics of fundamental species – Case study of Santa Genebra Forest in Brazil. **Ecological Indicators**, Ithaca, v. 37, p.40– 44, 2014.

FERNANDES, L. A. Mapa litoestratigráfico da parte oriental da Bacia Bauru (PR, SP, MG), escala 1: 1.000. 000. **Boletim Paranaense de Geociências**, Curitiba, v. 55, p.53-66, 2004.

FERNANDES, L. A.; COIMBRA, A. M. Revisão estratigráfica da parte oriental da Bacia Bauru (Neocretáceo). **Brazilian Journal of Geology**, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 717-728, 2008.

FEUER, R. **An Exploratory Investigation of the Soils and Agricultural Potential of the Soils of the Future Federal District in the Central Plateau of Brazil**. 1956. 432p. Tese (Doutorado em Ciências do Solo), Universidade de Cornell, Ithaca, 1956.

FRANCO, B. K. S. **Análise do banco de semente e da regeneração natural em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no Campus da Universidade Federal de Viçosa**, 2005. 80 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

FRANCO, B. K. S.; MARTINS, S. V.; FARIA, P. C. L.; RIBEIRO, G. A.; NETO, A. M. Estrato de regeneração natural de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 1, p. 31-40, 2014.

GALETTI, M.; GUEVARA, R.; CÔRTEZ, M. C.; FADINI, R.; VON MATTER, S.; LEITE, A. B.; PIRES, M. M. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, Washington, v. 340, n. 6136, p. 1086-1090, 2013.

GARCIA, C. C.; REIS, M. D. G. F.; DOS REIS, G. G.; PEZZOPANE, J. E. M.; LOPES, H. N. S.; RAMOS, D. C. Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, no domínio da Mata Atlântica, em Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 677-688, 2011.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 551 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability-Impermeability: Canopy trees as biological filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.64, n.4, p.433-438, 2007.

GANDOLFI, S.; BELOTTO, A.; RODRIGUES, R. R. Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: RODRIGUES, RR; BRANCALION, PHS; ISERNHAGEN, I. (Org.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 62-77.

GRIME, J.P. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. **Journal of Ecology**, Hoboken, v. 86, p. 902-910, 1998.

GROVE, S.; HAUBENSAK, K. A.; PARKER, I. M. Direct and indirect effects of allelopathy in the soil legacy of an exotic plant invasion. **Plant Ecology**, Cham, v. 213, n. 12, p. 1869-1882, 2012.

GUARIGUATA, M. R.; CHAZDON, R. L.; DENSLOW, J. S.; DUPUY, J. M.; ANDERSON, L. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plant ecology**, Cham, v. 132, n. 1, p. 107-120, 1997.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forestry Ecology Management**, Amsterdam, v. 148, p. 185-206, 2001.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; ESSEEN, P. A. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 3, p. 768-782, 2005.

HOOPER, D U.; CHAPIN III, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; SCHMID, B. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological monographs**, Lawrence, v. 75, n. 1, p. 3-35, 2005.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.13, p. 201-228, 1982.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e estatística, Departamento de recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2012. 271 p.

IIDA, Y.; POORTER, L.; STERCK, F.; KASSIM, A. R.; POTTS, M. D.; KUBO, T.; KOHYAMA, T. S. Linking size-dependent growth and mortality with architectural traits across 145 co-occurring tropical tree species. **Ecology**, Ithaca, v. 95, n. 2, p. 353-363, 2014.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2015. Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios. Disponível em: <<http://www.inpe.br/queimadas>>. Acesso em: 03.set.2015.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist**, Chicago, v.104, p.501-528, 1970.

JESUS, F. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; FRANCO, G. A.; METZGER, J. P. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 23, n. 6, p. 1126-1136, 2012.

JOHNSON, D. J.; BOURG, N. A.; HOWE, R.; McSHEA, W. J.; WOLF, A.; CLAY, K. Conspecific negative density-dependent mortality and the structure of temperate forests. **Ecology**, Ithaca, v. 95, n. 9, p. 2493-2503, 2014.

JORDÃO, S. M. S. **Manejo de lianas em bordas de floresta estacional semidecidual e de cerrado em Santa Rita de Passa Quatro, SP**. 2009. 249 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009

JUHÁSZ, C. E. P.; CURSI, P. R.; COOPER, M.; OLIVEIRA, T. C.; RODRIGUES, R. R. Dinâmica físico-hídrica de uma toposequência de solos sob Savana Florestada (Cerradão) em Assis, SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, São Paulo, v.30, p.401–412, 2006.

KARTHIK, T.; VEERASWAMI, G. G.; SAMAL, P. K. Forest recovery following shifting cultivation: an overview of existing research. **Tropical Conservation Science**, [s.i.], v.2, n.4, p.374-387, 2010.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A. C.; FEARNside, P. M.; RIBEIRO, J. E.; CAPRETZ, R. L. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, Ithaca, v. 87, n. 2, p. 469-482, 2006.

LAURANCE, W.F.; PÉREZ-SALICRUP, D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNside, P.M.; D'ÂNGELO, S.; JEROZOLINSK, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T.E. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, Ithaca, v. 82, n. 1, p. 105-116, 2001.

LEPSCH, I. F.; BUOL, S. W. Oxisol-landscape relationships in Brazil. In: INTERNATIONAL SOIL CLASSIFICATION WORKSHOP, 8. 1988, Rio de Janeiro, **Resumos...** Rio de Janeiro: EMBRAPA, SNLCS, USDA, UFPR, 1988. p. 174-189.

LIMA, R. A.; MORI, D. P.; PITTA, G.; MELITO, M. O.; BELLO, C.; MAGNAGO, L. F.; PRADO, P. I. How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. **Biodiversity and Conservation**, Londres, v. 24, n. 9, p. 2135-2148, 2015.

LIMA-RIBEIRO, M. S. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 22, n.2, p. 535-545, 2008.

LOPES, S. F.; VALE, V. S.; SCHIAVINI, I.; PRADO JÚNIOR, J. A.; OLIVEIRA, A. P.; ARANTES, C. S. Canopy stratification in tropical seasonal forests: how the functional traits of community change among the layers. **Biosciencia Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 5, p. 1551-1562, 2014.

MANGUEIRA, J. R. S. A. **A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas**. 2012. 128 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

MARINIS, G.; CAMARGO, P. N. Problemas fitogeográficos de São José do Rio Preto, estado de São Paulo, Brasil. **Anais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz**, Piracicaba, v. 23, p. 129-136, 1966.

MARRA, D. M.; FAGG, C. W.; SILVA PEREIRA, B. A.; FELFILI, J. M. Trees and environmental variables influence the natural regeneration of a seasonally dry tropical forest in Central Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 9, n. 2, p. 62-77, 2014.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas. Ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração.** Viçosa: Aprenda Fácil Editora. 2013. 264 p.

MASSAD, T. J.; BALCH, J. K.; MEWS, C. L.; PORTO, P.; JUNIOR, B. H. M.; QUINTINO, R. M.; TRUMBORE, S. E. Early recruitment responses to interactions between frequent fires, nutrients, and herbivory in the southern Amazon. **Oecologia**, Nova York, v.178, p. 807-817, 2015.

McINTOSH, R. P. The succession of succession: a lexical chronology. **Bulletin of the Ecological Society of America**, Tucson, v. 80, n. 4, p. 256-265, 1999.

McLAREN, A.; FAHRIG, L.; WALTHO, N. Movement of small mammals across divided highways with vegetated medians. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v.89, p. 1214-1222, 2011.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 37-50, 2010.

MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 132, p. 50-60, 2006.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological applications**, Ithaca, v. 10, n. 4, p. 1147-1161, 2000.

MOTTA, P. E. F.; KÄMPF, N. Iron oxide properties as support to soil morphological features for prediction of moisture regimes in Oxisols of Central Brazil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 155, n. 5, p. 385-390, 1992.

NETO, J. A. A. M.; BEMACCI, L. C.; GROMBONE, M. T.; TAMASHIRO, J. Y.; FILHO, H. D. F. L. Composição florística da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda (Atibaia, estado de São Paulo). **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 3, n. 2, p. 51, 1989.

OLIVEIRA, A. P.; LIMA, E.; DOS ANJOS, L. H.; ZONTA, E.; PEREIRA, M. G. Sistemas de colheita da cana-de-açúcar: conhecimento atual sobre modificações em atributos de solos de tabuleiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 9, p. 939-947, 2014.

PARKER, T. V. The scale of successional model and restoration objectives. **Restoration Ecology**, Malden, v.5, n.4, p.301-306, 1997.

PICKETT, S. T. A. Succession: an evolutionary interpretation. **American Naturalist**, Chicago, v.110, n.971, p. 107-119, 1976.

PINHEIRO, E. S.; DURIGAN, G. Diferenças florísticas e estruturais entre fitofisionomias do cerrado em Assis, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.36, n.1, p.181-193, 2012.

PINHEIRO, E. S.; MONTEIRO, R. Contribution of forest species to the floristic composition of a forested savanna in southeastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.49, n.5, p.763-774, 2006.

PINHEIRO, E. S.; MONTEIRO, R. Florística de uma Floresta Estacional Semidecidual, localizada em ecótono savânico-florestal, no município de Bauru, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 22, n.4, p.1085-1094, 2008

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328 p.

REIS, S. M.; LENZA, E.; MARIMON, B. S.; GOMES, L.; FORSTHOFER, M.; MORANDI, P. S.; ELIAS, F. Post-fire dynamics of the woody vegetation of a savanna forest (Cerradão) in the Cerrado-Amazon transition zone. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 29, n. 3, p. 408-416, 2015.

REY, P. J.; ALCÁNTARA, J. M. Effects of habitat alteration on the effectiveness of plant-avian seed dispersal mutualisms: consequences for plant regeneration. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 16, n. 1, p. 21-31, 2014.

RIZZINI, C.T. 1997. **Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda. 1997. 720 p.

RODRIGUES, E. **Ecologia da restauração**. Londrina: Editora Planta, 2013, 300p.

RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. 250p.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009a. 256 p.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R.A.F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Amsterdam, v.142, n.6, p.1242-1251, 2009b

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. Mapa geomorfológico do estado de São Paulo. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 10, p. 41-58, 2011.

ROSSA-FERES, D. C.; SILVA, F. R.; CASATTI, L.; BRANCO, L. H. Z.; NECCHI JR.; O.; CASTILHO-NOLL, M. S. M.; FERES R.J.F.; NOLL, F.B.; RANGA, N.T; REZENDE, A. A. Padrões de distribuição da riqueza e abundância de espécies de diversos grupos animais e vegetais em fragmentos florestais remanescentes na região noroeste do estado de São Paulo In: NECCHI JR, O. (Org.) **Fauna e Flora de Fragmentos Florestais Remanescentes da Região Noroeste do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Holos, p. 263-279, 2012

ROZZA, A. F.; FARAH, F.T.; RODRIGUES, R. R. Ecological management of degraded forest fragments. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V. **High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil**. Nova York: Nova Science Publishers, 2006. p. 171-196.

SANTOS, K. F.; DE SOUZA FERREIRA, T.; HIGUCHI, P.; DA SILVA, A. C.; VANDRESEN, P. B.; DA COSTA, A.; SPADA, G.; SCHMITZ, V.; SOUZA, F. Regeneração natural do componente arbóreo após a mortalidade de um maciço de taquara em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages-SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 107-117, 2015.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Floresta**, Curitiba, v. 36, n. 1, p. 59-74, 2006.

SERRA FILHO, R.; CAVALLI, A. C.; GUILLAUMON, J. R.; CHIARINI, J. V.; IVANCKO, C. D. A.; BARBIERI, J. L.; ... BITTENCOURT, I. Levantamento da cobertura vegetal natural e do reflorestamento no estado de São Paulo. **Boletim Técnico-Instituto Florestal**, São Paulo, v.11, 1974.

SIFESP- SISTEMA DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/>>. Acesso em: 10.nov. 2014.

SILVA, L. C.; HOFFMANN, W. A.; ROSSATTO, D. R.; HARIDASAN, M.; FRANCO, A. C.; HORWATH, W. R. Can savannas become forests? A coupled analysis of nutrient stocks and fire thresholds in central Brazil. **Plant and soil**, The Hague, v. 373, n. 1-2, p. 829-842, 2013.

SOARES, M. R.; CASAGRANDE, J. C.; OLIVEIRA, M. S.; MORAES, M. I. M. Nutrição mineral de espécies nativas em solos do Cerrado. In: BARBOSA, L. M. (Org.). **Restauração Ecológica - Desafios atuais e futuros**. São Paulo: Instituto de Botânica - SMA, 2011, p. 147-154.

SOLAR, R. R. D. C.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; THOMSON, J. R.; CHAUL, J. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology letters**, Zaragoza, v. 18, n. 10, p. 1108-1118, 2015.

SOLBRIG, O T. The diversity of the savanna ecosystem. In: SOLBRIG, O. T.; MEDINA, E.; SILVA, J. F. (Ed.). **Biodiversity and savanna ecosystem processes**. Berlim: Springer, 1996. p. 1-27.

SOUZA, F. M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Species-specific associations between overstory and understory tree species in a semideciduous tropical forest. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 29, n. 1, p. 73-81, 2015.

STRANGHETTI, V; RANGA, N. T. Levantamento florístico das espécies vasculares da floresta estacional mesófila semidecídua da Estação Ecológica de Paulo de Faria-SP. **Revista Brasileira Botânica**, São Paulo, v. 21, n.3, 1998.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

TABARELLI, M; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 1, p. 181-188, 2005.

TABARELLI, M.; LOPES, A.V.; PERES, C.A. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, Hoboken, v. 40, n. 6, p. 657-661, 2008.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological conservation**, Amsterdam, v. 91, n. 2, p. 119-127, 1999.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M.; BEDÊ, L. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, Boston, v.19, n.3, p.695-700, 2005.

TAMBOSI, L.R.; BISPO, A. A.; ROSSA-FERES, D. C.; SILVA, F. R.; CASATTI, L.; BRANCO, L. H. Z.; NECCHI JR.; O.; CASTILHO-NOLL, M. S. M.; FERES R.J.F.; NOLL, F.B.; RANGA, N.T; REZENDE, A. A. Métricas de paisagem como indicadores de riqueza de espécies de diversos grupos animais e vegetais em fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do estado de São Paulo. In: NECCHI JR, O. (Org) **Fauna e Flora de Fragmentos Florestais Remanescentes da Região Noroeste do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Holos, p. 280-294, 2012.

TEIXEIRA, G. M.; FIGUEIREDO, P.H.A.; VALCARCEL, R.; AMORIM, T.A. Regeneração de floresta atlântica sob níveis diferenciados de perturbação antrópica: implicações para restauração **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 104, p. 533-544, 2014.

THOREAU, H. D. **Succession of forest trees**. Massachusetts: Wm White Printer, 1860, 80 p.

TOREZAN, J. M. D.; MANTOANI, M. C. Controle de gramíneas no subosque de florestas em restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. (Org.). **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. São Paulo: Páginas & Letras, p. 16-19, 2013.

TURNER, M. G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. **Ecology**, Ithaca, v. 91, n. 10, p. 2833-2849, 2010.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.20, p. 171-197, 1989.

TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology Evolution**, Amsterdam, v. 11, n. 8, p. 330-333, 1996.

VICTOR, M.A.M.; CAVALLI, A.C.; GUILLAUMON, J.R.; FILHO, R. S. **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2005, 69p.

WALTER, B.M.T. **Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas**. 2006, 389 p. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília. 2006.

WESTOBY, M.; FALSTER, D. S.; MOLES, A. T.; VESK; P. A.; WRIGHT, I. J. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.33, p.125-159, 2002.

WULF, M; KOLK, J. Plant species richness of very small forests related to patch configuration, quality, heterogeneity and history. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 25, n. 5, p. 1267-1277, 2014.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **Journal of Ecology**, Hoboken, v.62, n.2, p. 417-428, 1974.

ZAMBRANO, J.; COATES, R.; HOWE, H. F. Effects of forest fragmentation on the recruitment success of the tropical tree *Poulsenia armata* at Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 30, n.3, p. 209-218, 2014.

ZANINI, G. D.; SABRISSIA, A. F. Fogo em pastagens: estratégia de manejo? **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 12, n. 1, p. 94-103, 2013.



## 2 IMPORTÂNCIA DA REGENERAÇÃO NATURAL PARA A DEFINIÇÃO DE AÇÕES DE MANEJO ADAPTATIVO DE REMANESCENTES FLORESTAIS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS MUITO FRAGMENTADAS

### Resumo

A avaliação da regeneração natural em fragmentos florestais é fundamental para identificar gargalos que impossibilitam a autoperpetuação desses remanescentes. Esse estudo verificou se a comunidade regenerante de remanescentes florestais em paisagens agrícolas muito fragmentadas representa um estoque natural capaz de promover a manutenção das populações presentes em seus componentes arbóreos. Para isso, em 18 fragmentos de floresta nativa na região noroeste de São Paulo foi comparado a riqueza total, riqueza relativa de grupos funcionais, diversidades  $\alpha$  e  $\beta$  e a composição de espécies de regenerantes (altura  $>1,0$  m e  $DAS < 5,0$  cm) entre o componente arbóreo ( $DAS > 5,0$  cm) dos próprios fragmentos. No conjunto dos 18 fragmentos florestais foram registrados no componente regenerante 5.989 indivíduos e 207 espécies, o que equivale a uma média de  $4968 \pm 3584$  ind.ha<sup>-1</sup> e  $33 \pm 14$  espécies por fragmento. As famílias mais ricas foram Fabaceae (28 espécies), Myrtaceae (25), Rubiaceae (21) e os gêneros foram *Eugenia* (12), *Ocotea* (6), *Campomanesia* (5) e *Psychotria* (5). Comparado ao componente arbóreo, o regenerante apresentou significativamente menor riqueza e diversidade  $\alpha$ , pois 71% das espécies do componente arbóreo não ocorreram na regeneração natural. Porém, ambos componentes apresentaram composição florística significativamente correlacionada. O componente regenerante apresentou valor médio de diversidade  $\beta$  significativamente maior entre os fragmentos. A regeneração natural representou um subconjunto de espécies do componente arbóreo, com menor diversidade, riqueza e número de espécies compartilhadas entre os fragmentos. Assim, para garantir a manutenção das populações e perpetuação da biodiversidade nesses remanescentes em paisagens muito fragmentadas, foram propostas as seguintes ações de manejo adaptativo: 1) isolamento dos fatores de perturbação que estão limitando o recrutamento das populações; 2) adensamento em locais de clareira de populações com densidade comprometida; 3) enriquecimento de grupos funcionais comprometidos na regeneração natural; e 4) aumento da permeabilidade da matriz e conectividade entre remanescentes florestais.

Palavras-chave: Dinâmica florestal; Fragmentação florestal; Perturbação antrópica; Sucessão florestal

### Abstract

The assessment of sapling community of forest fragments is an important step to identify bottlenecks that prevent these remnants to self-perpetuating. This research investigated whether the saplings communities of forest fragments in highly fragmented agricultural landscape represent a natural source capable to maintain the tree community established in these forest remnants. For this, in 18 forest fragments of northwest São Paulo, it was compared the observed and estimate species-richness, relative species-richness of functional groups,  $\alpha$  and  $\beta$  diversity and species composition of sapling community (height  $>1,0$  m and  $DSH < 5,0$  cm) among the tree community ( $DSH > 5,0$  cm) of the same forest remnant. Overall, the sapling community showed 5.989 individuals and 207 species that represent on average  $4968 \pm 3584$  ind.ha<sup>-1</sup> and  $33 \pm 14$  species for forest fragments. The botanic

families with higher species-richness were Fabaceae (28 species), Myrtaceae (25), Rubiaceae (21) and genera were *Eugenia* (12), *Ocotea* (6), *Campomanesia* (5) e *Psychotria* (5). Compared to the tree community, the sapling community had significantly smaller species-richness (observed and estimated) and  $\alpha$  diversity, because 71 % of species from the tree community did not occur in sapling community. However, both communities had species composition significantly correlated, the sapling communities showed significantly higher  $\beta$  diversity than trees communities. The sapling community of these forest remnants represented a subset of the tree community but with significant smaller diversity, species richness and number of common species among fragments. Therefore, based on the assessment of natural regeneration, were proposed three adaptive management efforts needed to assist long-term biodiversity persistence at forests fragments in highly fragmented agricultural landscape: 1) isolation from degrading factors that are affecting species recruitment; 2) plantation of several native species from functional groups compromised at the sapling layer of the forest remnants; and 3) enhance matrix permeability and connectivity between forests remnants.

Keywords: Forest dynamics; Forest fragmentation; Anthropogenic disturbing; Natural succession

## 2.1 Introdução

Embora as taxas de desmatamento ainda sejam altas em diversas partes do mundo (FAO, 2015), progressivamente a sociedade vem se conscientizando a respeito da necessidade de manutenção das florestas na paisagem e da biodiversidade que elas abrigam (HILL et al., 2013). Essa tendência ocorre justamente porque a comunidade científica tem se empenhado cada vez mais em divulgar informações a respeito da biodiversidade (CANHOS et al., 2015) e dos serviços ecológicos desempenhados pelos ecossistemas florestais, demonstrando que são fundamentais para o desenvolvimento e bem-estar social (MEA, 2005). Graça a esses esforços, atualmente sabe-se que serviços como ciclagem de nutrientes, sequestro de carbono, regularização e provisão de água, amenização climática e abrigo para predadores naturais de diversas pragas e polinizadores de culturas agrícolas podem ser drasticamente comprometidos caso ocorra massiva perda da biodiversidade regional (FOLEY et al., 2005; HOOPER et al., 2005; MEA, 2005)

Nesse sentido, torna-se cada vez mais importante a conservação e restauração de fragmentos florestais em paisagens muito fragmentadas, uma vez que grande parte da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos se deve principalmente à existência e permanência desses ecossistemas (KARTHIK et al., 2010). Além do mais, para o aumento da cobertura florestal na paisagem regional através do processo de regeneração natural, é primordial que ainda existam remanescentes florestais em bom estado de conservação, pois serão os responsáveis por fornecer propágulos que irão colonizar áreas sem vegetação nativa

(CHAZDON et al., 2009). Contudo, devido à destruição e fragmentação causada pela conversão em áreas agrícolas (SOLAR et al., 2015), a maior parte dos remanescentes florestais não são mais contínuos e essa nova configuração pode comprometer sua existência e, conseqüentemente, a provisão de serviços ecológicos tão importantes para a sociedade.

A fragmentação e destruição de habitat ocasionada pelo homem é um dos processos mais nocivos sobre a biodiversidade florestal (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; BENCHIMOL e PERES, 2015). Através desse processo, a floresta passa por alterações bióticas e abióticas que frequentemente levam muitas espécies a extinção local (LAURANCE et al., 2007), embora algumas possam ser beneficiadas (SOLAR et al., 2015). Por isso, a diversidade de florestas fragmentadas é, na maioria das vezes, menor do que aquelas contínuas (LAURANCE et al., 2006). Isso ocorre porque processos importantes para perpetuação das populações, como polinização e dispersão, são altamente impactados pela fragmentação (FAHRIG, 2003). Corroborando esse fato, as mudanças abióticas que ocorrem em partes dos fragmentos florestais, como aumento da temperatura, incidência de luz, ventos e diminuição da umidade do ar e do solo, resulta em altas taxas de mortalidade das espécies características das florestas maduras (HARPER et al., 2005). Por outro lado, favorecem o recrutamento de espécies ruderais e generalistas, modificando a composição de espécies na floresta com passar do tempo (TABARELLI et al., 2012). Por fim, os remanescentes florestais em paisagens muito fragmentadas podem seguir uma trajetória sucessional de diminuição progressiva de sua diversidade (TABARELLI e LOPES, 2008) tornando-se menos resilientes e propensos a distúrbios estocásticos (SUDING et al., 2004; BRANCALION et al., 2015).

Contudo, mesmo com a crescente degradação dos ecossistemas florestais, estudos indicam que muitos remanescentes florestais ainda resguardam alta biodiversidade. Em São Paulo, levantamentos florísticos realizados em fragmentos florestais de diversos tamanhos apresentam de 100 a 120 espécies arbóreas em menos de um hectare de área amostral (IVANAUSKAS et al. 1999; IVANAUSKAS e RODRIGUES, 2000; DISLICH et al., 2001, SILVA e SOARES, 2002; LEITE e RODRIGUES, 2008). Portanto, considerando que a maior parte das florestas está inserida em paisagens fragmentadas, é fundamental investigar se esses ecossistemas seriam capazes de manter essa alta biodiversidade com o passar do tempo. Geralmente, para se obter essas informações são realizados monitoramento de parcelas permanentes instaladas nos remanescentes florestais (SHEIL et al., 2000). Porém essa metodologia pode ser demorada e onerosa.

Por outro lado, quando se conhece as características biológicas das espécies presentes no componente regenerante, é possível inferir sobre futuras mudanças estruturais e funcionais

que podem ocorrer na comunidade (SCHORN e GALVÃO, 2006). Isso porque esse componente é composto por indivíduos na fase jovem e, portanto, representam o estoque natural da comunidade arbórea de maior porte já estabelecida na floresta ou em áreas vizinhas (GARCIA et al., 2011).

Em áreas restauradas, o conhecimento da estrutura e diversidade do componente regenerante é utilizado como importante ferramenta para identificar possíveis trajetórias sucessionais (SUGANUMA e DURIGAN, 2015). Em remanescentes florestais, esse procedimento pode ser utilizado com o mesmo objetivo, com a vantagem de se obter um diagnóstico confiável, de maneira mais rápida e de menor custo comparado ao monitoramento. Dessa forma, permite identificar gargalos que serão devidamente mitigados por ações de manejo adaptativo para garantir uma trajetória sucessional desejada (STANKEY et al., 2005).

Na restauração ecológica, manejo adaptativo compreende intervenções deliberadas no ecossistema durante sua trajetória, visando superar filtros ou barreiras que dificultem sua evolução rumo ao estado desejado (ARONSON et al., 2011). Nesse sentido, a implantação de corredores ecológicos é indicada para mitigar problemas relacionados à limitação no fluxo gênico de espécies nativas (METZGER et al., 2003), cercas e aceiros são instalados para impedir que o fogo ou gado afetem o recrutamento de indivíduos arbóreos em florestas nativas (MARTINS, 2013) e o enriquecimento de espécies nativas é proposto em florestas degradadas que apresentam populações vegetais historicamente comprometidas (RODRIGUES et al., 2009). No caso do levantamento de regenerantes, este pode servir como fonte de informações sobre o estado de conservação das florestas, importante etapa para se traçar os planos das ações de manejo adaptativo (STANKEY et al., 2005). Ou então, ser útil para avaliar ações de manejo já executadas, como feito por Rozza et al. (2006), que utilizou a densidade e riqueza de regenerantes para aferir sobre a eficiência do controle de trepadeiras superabundantes em remanescente florestal degradado.

Nesse estudo, foi avaliada a estrutura da comunidade regenerante e comparada sua riqueza e diversidade com a da comunidade arbórea de 18 fragmentos florestais isolados há décadas entre paisagens de pastagens e canaviais na região noroeste do estado de São Paulo (VICTOR et al., 2005, RODRIGUES e BONONI, 2008, NECCHI JUNIOR et al., 2012), sujeitos aos impactos, diretos e indiretos, causados por essas atividades econômicas, fragmentos esses que nunca passaram por algum tipo de manejo adaptativo para a sua conservação. Nesse contexto, as questões norteadoras foram: 1) o conhecimento do componente regenerante de remanescentes florestais inseridos em paisagens agrícolas muito

fragmentadas pode ser útil para avaliar a perpetuação dos mesmos ao longo do tempo? 2) esses remanescentes florestais necessitariam de ações de manejo adaptativo para potencializar seu papel de conservação da biodiversidade? Estudos demonstram que comunidades florestais seguindo trajetórias sucessionais para florestas maduras apresentam elevada densidade indivíduos, diversidade e riqueza de espécies na comunidade regenerante (GUARIGUATA et al., 1997; CHAZDON et al., 2010; TEIXEIRA et al., 2014). Portanto, foi testada a hipótese de que a comunidade regenerante dos remanescentes florestais representa um estoque natural capaz de promover manutenção das populações presentes no componente arbóreo, ou ainda, aumentar sua diversidade.

## **2.2 Materiais e Métodos**

### **2.2.1 Coleta dos dados**

No período de 2007 a 2009, nos 18 fragmentos florestais da Tabela 1 (ver tópico Área de estudo) foram demarcadas cinco transecções, distando 100 m entre si e perpendiculares ao curso d'água. Ao longo destas transecções, a cada 20m foram instalados blocos de quatro parcelas de 10 x 10m, totalizando cinco blocos e 20 parcelas por transecto e, ao todo, 100 parcelas em cada fragmento (Figura 2). Nos vértices de cada parcela de 100 m<sup>2</sup> foram instaladas sub-parcelas de tamanho 2,5 x 2,5 m para medição de indivíduos com altura mínima de 1,0 m (evitando-se a dificuldade de identificação e alta mortalidade de indivíduos muito jovens) e diâmetro à altura do solo (DAS) inferior a 5,0 cm. Esse nível de amostragem foi denominado de “componente regenerante”, o qual foi o foco deste estudo. As parcelas de 100 m<sup>2</sup> foram utilizadas para levantamento dos indivíduos arbóreos com fustes iguais ou maiores que 5 cm de diâmetro ao nível do solo (DAS) e as informações sobre esse nível de inclusão foram publicadas por Ranga et al. (2012). Esse nível de inclusão foi objeto de comparação do presente estudo e o mesmo foi denominado de “componente arbóreo”.

A opção pela alocação de parcelas em blocos sistematicamente distribuídos visou: 1) possibilitar que as unidades amostrais estivessem distribuídas no fragmento de modo a facilitar as condições operacionais e agilizar as coletas de dados em campo (minimizando a necessidade de deslocamento e de localização de cada uma das 100 parcelas, se dispersas a distâncias maiores) e 2) evitar o desenho em parcelas contíguas, o que concentraria a área amostral em um único trecho.

O número de transecções, a distância entre elas e o espaçamento entre os blocos de parcelas foram definidos tomando-se por base a adequação das dimensões desta “grade” (50 m por 100 m) ao fragmento de menor área (P8 – 55,6 ha), garantindo a possibilidade de repetição do mesmo desenho sistemático nos demais fragmentos.

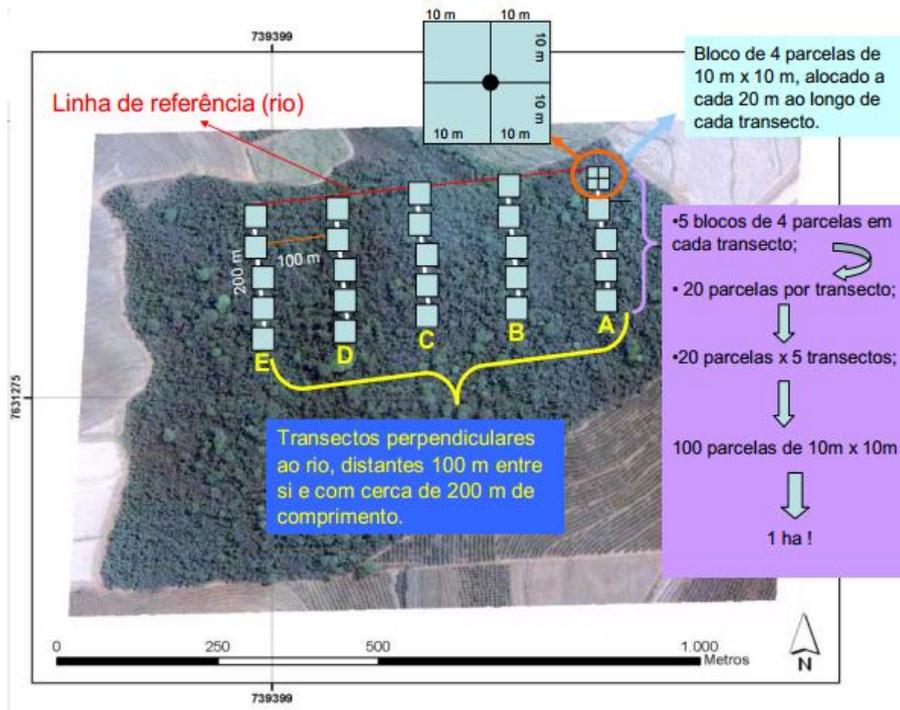


Figura 2 - Esquema de alocação das parcelas para levantamento das espécies arbóreas nos 18 fragmentos de floresta nativa deste estudo. As parcelas do componente regenerante foram alocadas nos vértices de cada bloco, resultando em quatro sub-parcelas por bloco. Fonte: Mardegan (2012)

## 2.2.2 Identificação dos indivíduos amostrados e classificação das espécies

Os indivíduos que não foram identificados no nível de espécie em campo foram coletados, herborizados e identificados no Laboratório de Sistemática da ESALQ/USP, por meio de comparação com material de herbário e consulta a literatura especializada. A grafia dos nomes científicos, checagem de sinônimos e classificação quanto a forma de vida foi feita com base na lista de espécies da Flora do Brasil (REFLORA, 2016). A classificação das famílias foi baseada no sistema APGIII (2009), com as alterações propostas por Souza e Lorenzi (2012). Após identificação foi verificado se as espécies registradas se encontravam ameaçadas de extinção e com exceção das indeterminadas e aquelas identificadas apenas no nível de gênero e família, foram classificadas quanto à especialização do hábitat, posição que

ocupam no estrato vertical da floresta, agente dispersor, tamanhos do propágulos e grupo sucessional. Por fim foi adotada a mesma abordagem utilizada por Chazdon et al. (2010), que classificaram as populações em “grupos de colonização”.

Para classificação quanto ao grau de ameaça, foram consultadas a Lista Oficial das Espécies da Flora do Estado de São Paulo Ameaçadas de Extinção (Resolução SMA/057 de 5 de junho de 2016), Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção (Portaria MMA Nº 443, de 17 de dezembro de 2014) e, por fim, a avaliação de risco de extinção para as espécies avaliadas pelo Centro Nacional de Conservação da Flora – CNCFLORA e que constituem a Lista Vermelha (CNCFLORA, 2016).

Quanto à especialização do hábitat, foi verificado em quais fitofisionomias as espécies ocorrem utilizando a base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014). Essa base consiste em uma listagem de registros da ocorrência de espécies lenhosas em sítios pré-selecionados da Região Neotropical, discriminados por fitofisionomias neles ocorrentes. Para espécies com ocorrência restrita em Floresta Estacional Semidecidual foi utilizada a denominação “Especialistas de Florestas” e em Savana, “Especialistas de Savanas”. Para aquelas com ocorrência tanto em formações savânicas quanto em florestais, foi utilizada a denominação “Generalistas”. Em áreas de contato savana/floresta, que é o caso da região onde se encontram os fragmentos desse estudo, a alta frequência do fogo nas formações florestais interfere na composição florística da comunidade, favorecendo o recrutamento de espécies de savana (HOFFMANN 1998; MOREIRA, 2000; PINHEIRO e DURIGAN, 2009; SILVERIO et al., 2013). Portanto, o aumento da riqueza na comunidade regenerante de espécies de fisionomias distintas das quais os remanescentes foram classificados (Tabela 1) poderia ser um indicativo de perturbações pretéritas e contribuir para a interpretação dos resultados.

As espécies foram classificadas em quatro categorias de alturas. Essa classificação está relacionada a diferenciação de altura entre as espécies, então, neste caso, estratificação refere-se à tendência da posição relativa que as copas dos indivíduos de cada espécie ocupam em seu máximo desenvolvimento (PARKER e BROWN, 2000). Essa classificação foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014). Após obtenção da altura potencial de todas as espécies, foi calculado o 1º e 3º quartis dos valores para distribuir as espécies em classes. Espécies com altura potencial menor que 8m foram atribuídas ao sub-bosque; entre 8m e 15m, ao sub-dossel; entre 15 m e 20 m, ao dossel; e maior que 20 m ao estrato emergente. Essa informação é relevante para a análise da complexidade da estrutura vertical da floresta, pois o arranjo em estratos contribui para distintos nichos de regeneração, crescimento e habitat para muitas

espécies (PARKER e BROWN, 2000). Assim, o incremento no número de espécies de determinados estratos pode ser útil para inferir sobre o estado de conservação em que se encontram os fragmentos e suas possíveis trajetórias sucessionais (LOPES et al., 2014).

Todos os indivíduos foram classificados quanto aos agentes dispersores em bióticos e abióticos e, além disso, foram determinados os tamanhos dos propágulos de cada espécie. Para ambas classificações foi consultada literatura especializada (ver item

Bibliografia consultada). Para as espécies cujas informações sobre o tamanho dos propágulos não foram encontradas em literatura, foi utilizada a ferramenta de medição disponível nos herbários digitais do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ, 2015) e do INCT - Herbário Digital da Flora e Fungos (INCT-HVFF, 2015). Assim como para a estratificação em altura, para presente classificação também foram usados os valores de quartis dos tamanhos dos propágulos. Espécies com o diâmetro do propágulo menor que 1,5 cm (1º quartil) foram classificadas como propágulo pequeno; diâmetro maior ou igual que 1,5cm e menor que 3,5cm (3º quartil) foram classificadas como propágulo médio; e diâmetro maior ou igual que 3,5 cm foram classificadas como propágulo grande. A literatura indica forte relação entre mecanismos de dispersão e o processo de sucessão, assim como o tamanho de propágulos com o tipo de dispersor (WESTOBY et al., 2002; NUNEZ-ITURRI et al. 2008; CHAZDON, 2012; KURTEN, 2013). Dessa forma, o conhecimento dessas duas características das espécies contribui para inferir sobre o processo de sucessão natural dos remanescentes florestais, possíveis limitações no mecanismo de dispersão e/ou a falta de dispersores das espécies vegetais.

A classificação em grupos sucessionais baseou-se nos conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): a) pioneiras: heliófilas, portanto intolerantes à sombra e que, em geral, apresentam sementes fotoblásticas positivas, formam bancos de sementes permanente, tem reprodução precoce (aos seis meses até um ano de idade) e ciclo de vida curto (em geral menor que vinte anos); b) secundárias: tolerantes à sombra, podem germinar e crescer sob sol ou sombra, mas tem um crescimento em altura mais acelerado nos primeiros anos de vida, entram em reprodução com cerca de dez anos e tem ciclos de vida em torno de 40 anos; c) clímaxes de dossel: em geral apresentam crescimento inicial muito lento, fase em que são mais exigentes quanto ao maior sombreamento, mas alcançam o dossel após 40 ou 50 anos, podendo permanecer por décadas ou séculos; d) clímaxes de subosque: assim como o grupo anterior, são umbrófilas, crescem lentamente e tem vida longa, mas não alcançam o dossel, em geral presentes em elevada densidade nos estratos inferiores das florestas (altura usual inferior a 10 m). A caracterização de espécies como ‘pioneiras’ ou ‘tardias’, muitas vezes

envolve distinções arbitrárias com base na biologia das espécies em diferentes florestas (CHAZDON, 2012). Apesar desta simplificação da realidade biológica das espécies, seu uso para a discussão sobre o processo de sucessão ainda é empregado e muito mais robusto do que uma abordagem que considere espécies individualmente (BRANCALION et al., 2015).

Por fim, com base na presença das populações nos componentes regenerante e arbóreo, foi atribuído a seguinte denominação: a) colonizadoras, quando a foram encontradas apenas na regeneração; b) estabelecidas, quando estavam presentes tanto no componente arbóreo quanto no regenerante; e c) não-regenerantes, quando foram encontradas apenas no componente arbóreo. Essa abordagem é frequentemente utilizada em monitoramento de áreas restauradas e se apresenta como ferramenta eficaz para propor metodologias adaptativas que contribuam para aumentar o sucesso da restauração florestal (RODRIGUES et al., 2009).

### **2.2.3 Análise de dados**

Inicialmente foram calculados os valores de riqueza e densidade absolutas e relativas de toda comunidade e para os grupos de espécies na regeneração por fragmento. Estes cálculos também foram realizados para as populações denominadas de colonizadoras, estabelecidas e não-regenerantes.

Para verificar se o componente regenerante é capaz de promover manutenção das populações presentes no componente arbóreo, foi comparada a riqueza, proporção dos grupos funcionais e composição de espécies por fragmento. Alguns destes descritores não foram abordados por Ranga et al. (2012) e por isso foram calculados no presente estudo apenas para comparação entre os componentes.

Para avaliar a diferença da riqueza total de espécies foram construídas curvas de acumulação de espécies baseadas no número de indivíduos das espécies registradas nos componentes regenerante e arbóreo e seus respectivos desvios. Para cada um, uma curva média de acumulação de espécies para a riqueza observada foi obtida após 100 aleatorizações. Essa metodologia permite padronização e comparação significativa de conjuntos de dados através do intervalo de confiança de cada curva (GOTELLI e COLWELL 2001). Dessa forma, curvas com intervalos de confiança sobrepostos indicam que não houve diferenças significativas entre as taxas médias de riqueza de espécies por número de indivíduos registrados em ambos componentes (CHAZDON et al. 1998). Como as curvas de acumulação podem subestimar a riqueza de espécies (GOTELLI e COLWELL 2001), foi utilizado um

estimador não-paramétrico baseado em abundância ( $S_{ace}$ ) para estimar a riqueza máxima dos componentes regenerante e arbórea em cada fragmento (CHAZDON et al. 1998). Como o número de espécies é dependente do tamanho da área inventariada (CHAZDON et al. 1998), essas análises não foram baseadas em número de amostras, pois diferenças na riqueza entre o componente regenerante e arbóreo poderiam ser atribuídas ao tamanho distinto das unidades amostrais utilizadas para o levantamento de cada componente.

Em ambos componentes, a diversidade  $\alpha$  foi estimada através do índice de Shannon ( $H'$ ) em base natural ( $\ln$ ) e os valores obtidos foram comparados através do teste estatístico paramétrico (teste “t”) proposto por Hutcheson (1970). Este índice de diversidade foi escolhido porque é baseado na abundância proporcional de espécies e leva em consideração tanto a riqueza de espécies como a equabilidade (MAGURRAN, 2011).

Para avaliar a variabilidade de espécies entre os fragmentos foi calculada a diversidade  $\beta$  pelo índice de dissimilaridade de Sørensen ( $\beta_{sor}$ ), seguindo a metodologia sugerida por Baselga (2010) para análise de múltiplas amostras. Através dessa metodologia foi obtida uma matriz de dissimilaridade de Sørensen entre os fragmentos para ambos componentes. Para verificar se, em média, havia maior dissimilaridade de espécies por componente, as médias das matrizes foram comparadas por meio do teste t paramétrico.

Para avaliar se as proporções dos grupos funcionais presentes no componente regenerante eram diferentes das proporções encontradas no arbóreo de um mesmo fragmento foi utilizado o Teste  $X^2$ . A estatística  $X^2$  compara a distribuição de diversos acontecimentos em diferentes amostras, a fim de avaliar se as proporções observadas desses eventos mostram ou não diferenças significativas ou se as amostras diferem significativamente quanto às proporções desses acontecimentos (GOTELLI e ELLISON, 2011). Nesse estudo, a hipótese nula foi que as proporções dos grupos de espécies em cada componente não apresentavam diferenças ao nível de 5% de significância.

Para comparar a composição de espécies dos componentes regenerante e arbóreo em um mesmo fragmento, os dados de presença e ausência das espécies registradas foram utilizados para elaboração de uma matriz de distância de Bray–Curtis e a correlação da composição de espécies entre os componentes foi testada através do teste Mantel (MANLY, 2008).

## 2.3 Resultados

No conjunto dos 18 fragmentos amostrados na região noroeste paulista foi registrado 5.989 indivíduos no componente regenerante pertencentes a 207 espécies, 127 gêneros e 50 famílias botânicas. Do total, 10 morfoespécies foram identificadas apenas no nível de gênero e cerca de 4% dos indivíduos permaneceram indeterminados. As famílias mais ricas foram Fabaceae (28 espécies), Myrtaceae (25), Rubiaceae (21), Lauraceae (9), Bignoniaceae (8), Euphorbiaceae, Malvaceae (7), Meliaceae, Rutaceae (6) e Annonaceae (5). Quanto aos gêneros, os com maior riqueza foram *Eugenia* (12), *Ocotea* (6), *Campomanesia*, *Psychotria* (5), *Casearia*, *Handroanthus*, *Miconia*, *Piper* (4) e *Aspidosperma* (3).

**EM RELAÇÃO À ESPECIALIZAÇÃO DE HÁBITAT DAS ESPÉCIES, 95 (45%) 102 (55%) ESPECIALISTAS DE FLORESTAS, SENDO ENCONTRADOS AMBOS FRAGMENTOS (ANEXO A). NO ENTANTO, NOS FRAGMENTOS ONDE HÁ TRATA DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL (G5, G9, P6, P7, P8 E P9), DE FLORESTAS FOI MAIOR EM NÚMERO DE ESPÉCIES DO QUE O DE GENERALISTAS (**

ANEXO A ANEXO B), porém em dois a densidade foi menor (P6 e P7). Além disso, não foram encontradas espécies que ocorressem apenas em formações savânicas (

ANEXO A), mesmo nos fragmentos G3 e P2, onde foi verificada a presença deste grupo no componente arbóreo.

Quanto a posição no estrato vertical, 55 espécies (26%) foram de sub-bosque, 44 (21%) do sub-dossel, 58 (28%) do dossel e 39 (19%) do estrato emergente. O grupo sucessional mais rico foi o de secundárias, com 79 espécies (38%), seguido dos clímaxes de dossel com 49 (23%), pioneiras com 38 (18%) e clímaxes de sub-bosque com 16 (8%). A diferença entre o número de espécies de sub-bosque e clímaxes de sub-bosque ocorreu devido a questões metodológicas, já que a primeira classificação está relacionada à altura potencial e a segunda à tolerância das espécies a ambientes sombreados. Como exemplo, cita-se *Miconia albicans*, classificada como de sub-bosque devido sua altura, porém como é intolerante a ambientes sombreados, não recebeu a classificação sucessional de clímaxes de sub-bosque.

Para síndrome de dispersão, 69 espécies (33%) apresentaram propágulos dispersos por agentes abióticos e 139 (67%) por agentes bióticos. Propágulos de tamanho pequeno foram atribuídos a 109 espécies (52%), de tamanho grande 45 espécies (22%) e de tamanho médio 42 espécies (20%).

### 2.3.1 Comparação entre os componentes regenerante e arbóreo de um mesmo fragmento

No componente regenerante a riqueza observada foi, em média, de  $33 \pm 14$  espécies (ANEXO A), sendo o fragmento G3 aquele com maior riqueza (56), enquanto os fragmentos G8, P9 e G5 apresentaram o menor número de espécies (11, 12 e 12 espécies, respectivamente). Em nenhum fragmento a riqueza observada do componente regenerante foi maior que a do arbóreo (Tabela 3). Em geral, a relação riqueza observada por número de indivíduos levantados do componente regenerante foi similar e seguiu a mesma tendência de estabilização ao arbóreo, como evidenciado pela sobreposição dos intervalos de confiança da curva de rarefação entre ambos os componentes. As exceções foram os fragmentos G2, G4, G9, P6, P7, P8 e P9, onde essa relação foi significativamente menor para o regenerante (Figuras 3 e 4). Esse resultado demonstra que, no caso desses fragmentos, para o mesmo número de indivíduos amostrados o componente arbóreo apresenta maior número de espécies do que o componente regenerante.

O mesmo padrão foi observado para a riqueza estimada. Com exceção dos fragmentos G3 e P3, em que a riqueza estimada foi maior (cinco espécies) e igual, respectivamente, ao componente arbóreo, o regenerante de todos os outros fragmentos apresentou, em média, metade da riqueza estimada para seu componente arbóreo (Tabela 3).

Preponderantemente, as populações estabelecidas foram as que tiveram maior peso para a riqueza da regeneração natural dos fragmentos, chegando a 75% no fragmento G5 (Tabela 3; ANEXO D). A baixa riqueza observada de regenerantes ocorreu devido ao elevado valor de populações não-regenerantes ( $71 \pm 11\%$ ) (ANEXO E) e ao baixo valor das colonizadoras ( $40 \pm 9\%$ ) (ANEXO C). Apenas os fragmentos G6, G7 e G9 tiveram maior representatividade ( $>50\%$ ) das colonizadoras na riqueza da regeneração natural (Tabela 3). Mesmo assim, estes três fragmentos não foram aqueles com maior riqueza. Portanto, no geral, a regeneração natural dos fragmentos teve maiores valores de riqueza quando a riqueza de populações não-regenerantes foi baixa, uma vez que fragmentos com riqueza superior a 50 espécies (G1, G3 e P2), estiveram entre os menores valores de não-regenerantes (Tabela 3; ANEXO E).

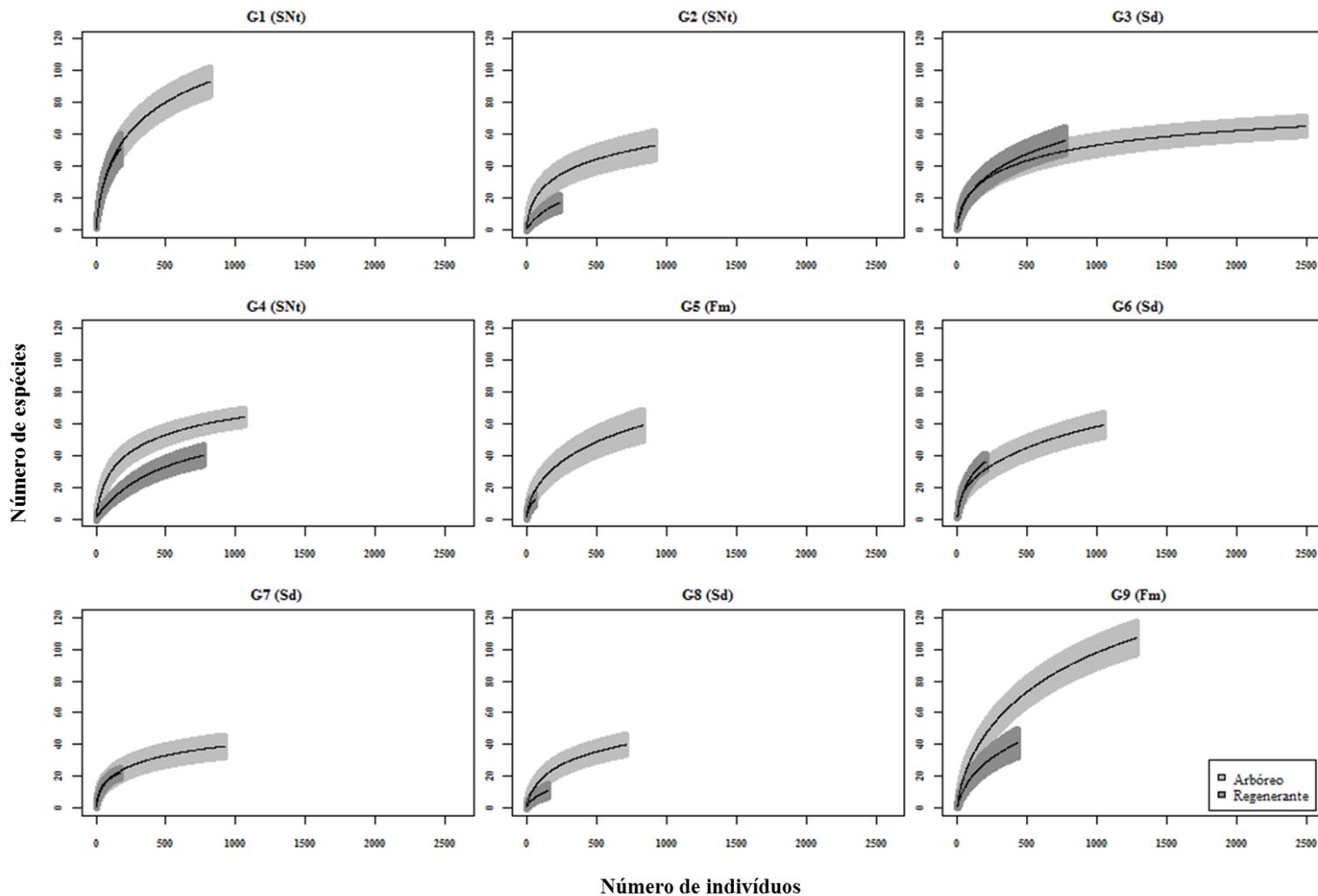


Figura 3 - Curva de acumulação de espécies dos componentes regenerante e arbóreo, baseado no número de indivíduos encontrados em ambos componentes nos fragmentos florestais G1 a G9 na região noroeste do estado de São Paulo. Cores cinza claro e cinza escuro em torno das curvas de acumulação de espécie representam intervalos de confiança de 95% para o componente arbóreo e regenerante, respectivamente. Entre parêntese estão as classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012) com as siglas conforme IBGE (2012): Fm – Floresta Estacional Semidecidual Montana; Sd – Savana Florestada; SNt - Ecótono Savana/Floresta Estacional.

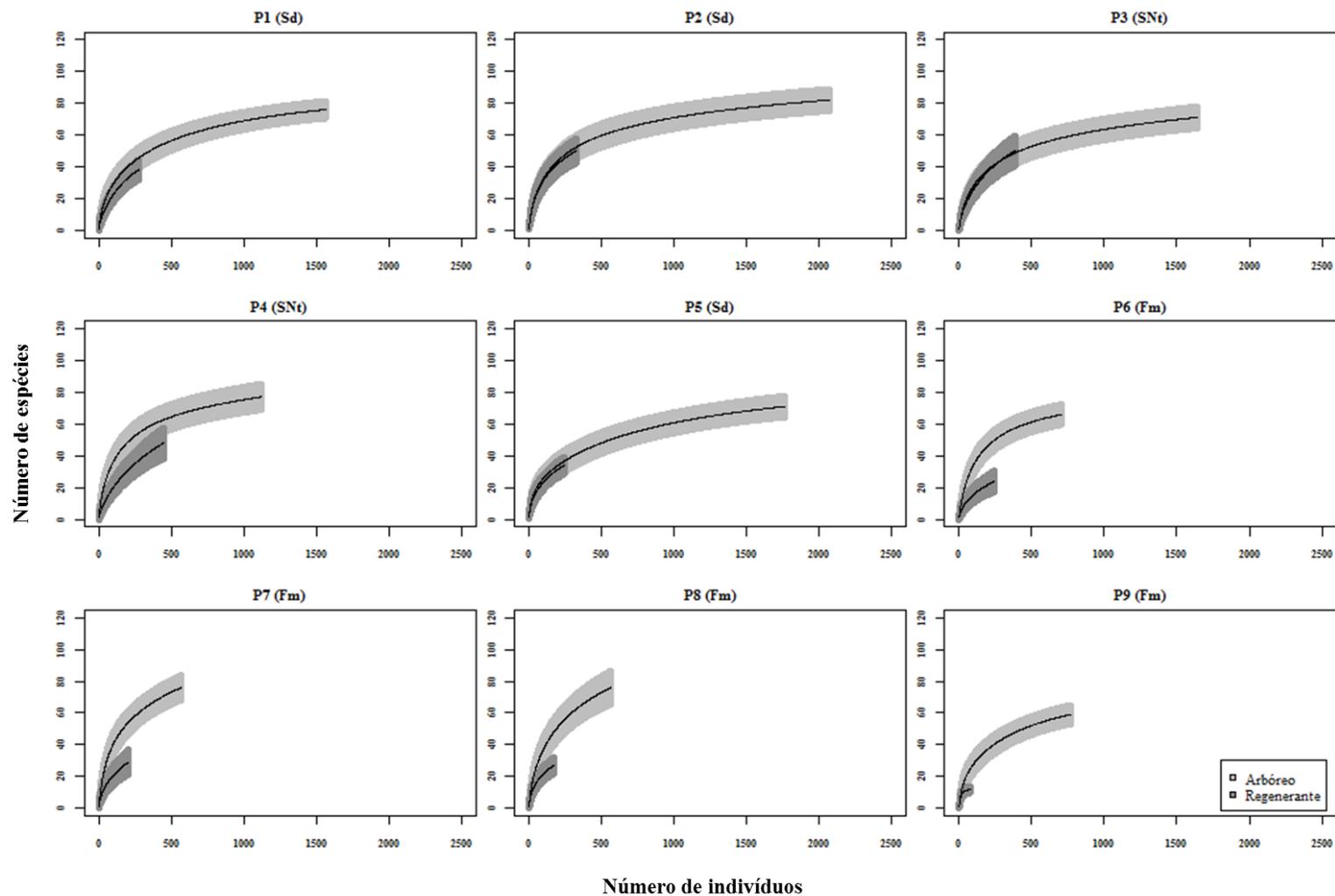


Figura 4 - Curva de acumulação de espécies dos componentes regenerante e arbóreo, baseado no número de indivíduos encontrados em ambos componentes nos fragmentos florestais P1 ao P9, na região noroeste do estado de São Paulo. Cores cinza claro e cinza escura em torno das curvas de acumulação de espécie representam intervalos de confiança de 95% para o componente arbóreo e regenerante, respectivamente. Entre parêntese estão as classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012) com as siglas conforme IBGE (2012): Fm – Floresta Estacional Semidecidual Montana; Sd – Savana Florestada; SNt - Ecótono Savana/Floresta Estacional.

No entanto, 28 espécies registradas neste estudo não haviam sido amostradas no componente arbóreo (ver RANGA et al., 2012), sendo que 13 dessas foram exclusivas do sub-bosque. Já que 153 das 288 espécies levantadas no componente arbóreo foram não amostradas como regenerantes, ou seja, exclusivas deste componente, as espécies registradas apenas nesse estudo contribuem para aumento da riqueza total existente no conjunto de fragmentos. Dessa forma, considerando todos os fragmentos em conjunto, a riqueza total equivale a 316 espécies arbustivas e arbóreas.

A diversidade  $\alpha$  do componente regenerante foi, em média, equivalente à  $2,14 \pm 0,8$  nat.ind<sup>-1</sup> e equabilidade (J) de  $0,60 \pm 0,20$ , sendo G1 e P2 os que apresentaram maior valor, enquanto G8 e G4 os menores (Tabela 3). Todos os fragmentos tiveram menor diversidade entre os regenerantes, exceto os fragmentos P2 e P3 para os quais a diferença não foi significativa no nível de 0.05 de probabilidade entre os componentes.

Tabela 3 – Riqueza de espécies e valores do índice de diversidade de Shannon (H') para os componentes arbóreos e regenerantes dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo, onde: S<sub>obs</sub> = riqueza total observada; S<sub>acc</sub> = riqueza máxima obtida por estimador não-paramétrico de cobertura baseado em abundância; S<sub>nr</sub> = número de espécies de populações não-regenerantes; S<sub>est</sub> = número de espécies de populações estabelecidas; S<sub>col</sub> = número de espécies de populações colonizadoras. Valores de diversidade em negrito foram estatisticamente superiores segundo teste estatístico paramétrico (teste “t”) proposto por Hutcheson (1970) no nível de 5% de significância.

Componentes	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	
<b>Arbóreo</b>	S <sub>obs</sub>	95	54	67	64	59	59	39	40	107	76	83	72	78	71	66	75	77	59
	S <sub>nr</sub>	59	42	35	36	50	44	29	34	87	55	49	40	47	50	51	60	62	51
	S <sub>acc</sub>	116	77	73	70	92	75	50	51	138	83	94	83	94	82	76	92	112	68
	<b>H'</b>	<b>3,7</b>	<b>2,9</b>	<b>2,9</b>	<b>2,9</b>	<b>2,7</b>	<b>2,9</b>	<b>2,5</b>	<b>2,1</b>	<b>3,0</b>	<b>3,1</b>	3,3	2,8	<b>3,5</b>	<b>3,1</b>	<b>3,2</b>	<b>3,7</b>	<b>3,5</b>	<b>3,1</b>
<b>Regenerante</b>	S <sub>obs</sub>	51	17	56	40	12	36	22	11	41	38	50	49	48	34	24	29	26	12
	S <sub>est</sub>	34	11	30	28	9	15	10	6	20	21	33	31	30	21	15	15	14	8
	S <sub>col</sub>	17	6	26	12	3	21	12	5	21	17	17	18	18	13	9	14	12	4
	S <sub>acc</sub>	84	24	77	51	15	43	24	14	69	49	67	83	85	41	38	52	33	13
	<b>H'</b>	3.5	0.7	2.6	0.8	1.8	2.7	1.9	0.8	1.9	2.3	3.2	2.7	1.8	2.8	1.9	2.2	2.6	2.3

Para diversidade  $\beta$ , calculada pelo índice de dissimilaridade de Sørensen ( $\beta_{sor}$ ), o componente regenerante apresentou média de  $0,77 \pm 0,1$ , valor significativamente maior ( $p < 0,0001$ ) que  $0,61 \pm 0,1$  encontrado para o componente arbóreo dos fragmentos. Para exemplificar, a diversidade  $\beta$  entre regenerantes dos fragmentos G8 e P6 foi de completo *turnover* de espécies (diversidade  $\beta=1$ ), enquanto para os componentes arbóreos o mesmo não ocorreu (0,76). Esse resultado indica menor número de espécies compartilhadas entre os componentes regenerantes do que entre os arbóreos dos fragmentos florestais.

No geral, a proporção dos grupos de espécies do componente regenerante foi similar à do arbóreo, demonstrando novamente um reflexo do predomínio de populações estabelecidas na regeneração natural, sendo poucos os casos em que ocorreram diferenças significativas. Nos grupos sucessionais (Figura 5) e de tamanho do propágulo (Figura 6) não houve diferença estatística significativa ( $p > 0.05$ ) entre as proporções observadas em todos os fragmentos. Isto indica que, proporcionalmente, há igualdade desses dois grupos em ambos os componentes, embora houvesse tendência de aumento na proporção de espécies finais de sucessão e diminuição na proporção de propágulos grandes na regeneração natural, sendo registrada para esse último grupo, média de apenas  $7,7 \pm 6,0\%$  e  $20,0 \pm 5,3\%$  para densidade e riqueza relativa, respectivamente.

Dos 13 fragmentos em que a proporção de espécies generalistas no componente arbóreo foi maior do que a proporção de especialistas florestais (Anexo A; Figura 7), apenas P7 apresentou maior proporção significativa de espécies especialistas de florestas regenerantes. Nesse caso, 60% das populações colonizadoras e 83% das populações estabelecidas foram especialistas de florestas, enquanto 86% das espécies generalistas presentes no componente arbóreo não regeneraram (ANEXO E).

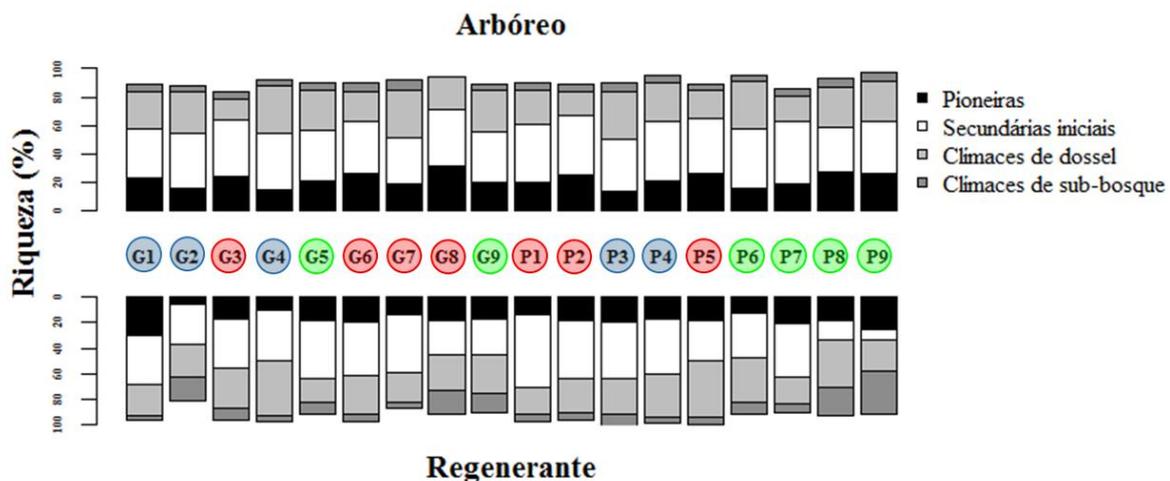


Figura 5 – Riqueza relativa de espécies classificadas em pioneiras, secundárias iniciais, clímaxes de dossel e clímaxes de sub-bosque registrado nos componentes regenerantes (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e arbóreos (DAS > 5,0 cm) dos 18 fragmentos de floresta nativa. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional.

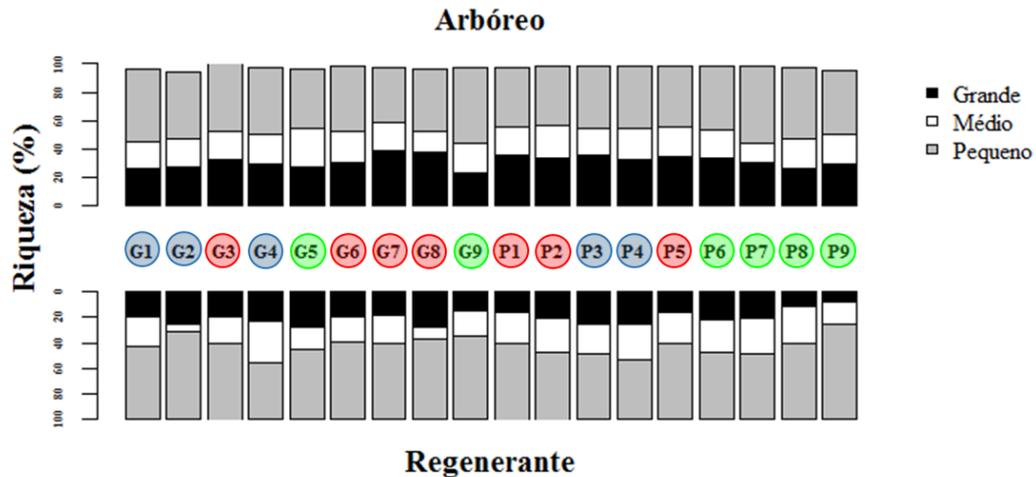


Figura 6 - Riqueza relativa de espécies com propágulos pequenos (< 1,5 cm), médios (> 1,5 cm e < 3,5 cm) e grandes (>3,5 cm) registradas nos componentes regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e arbóreo (DAS > 5,0 cm) dos 18 fragmentos de floresta nativa. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional.

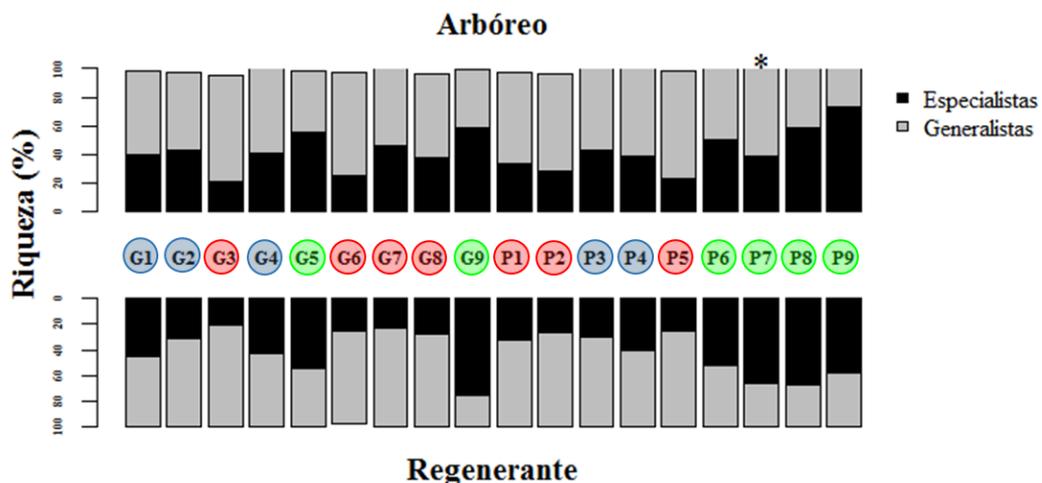


Figura 7 - Riqueza relativa de espécies classificadas pela especialização do hábitat em especialistas de florestas e generalistas registradas nos componentes regenerantes (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e arbóreos (DAS > 5,0 cm) dos 18 fragmentos de floresta nativa. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. Asterisco acima da barra representa diferença estatística significativa ao nível de 0.05 de probabilidade na proporção das categorias entre a componente segundo estatística  $X^2$ .

Todos os fragmentos apresentaram maior proporção de espécies dispersas por agentes bióticos na regeneração, resultado da elevada proporção de não-regenerantes ( $80,4 \pm 11\%$ ) e baixa proporção de colonizadoras ( $29,1 \pm 13\%$ ) dispersas por agentes abióticos. Aqueles fragmentos que apresentaram diferenças significativas nas proporções dos agentes dispersores entre os dois componentes (Figura 8), a média da proporção de espécies dispersas por animais na regeneração natural foi de  $81,0 \pm 4\%$  (

ANEXO A).

Maior parte dos fragmentos (12) não apresentou diferença estatística significativa na proporção de espécies classificadas pela posição que ocupa no estrato vertical (baseada na altura potencial) entre os componentes regenerantes e arbóreos. Aqueles onde foi constatada diferença foram devido ao aumento substancial das espécies de dossel nos fragmentos G2, G3 e P1, classificados como savana florestada, e de sub-bosque no P9, o qual foi classificado como floresta estacional semidecidual (Figura 9). Nesse último não foram registradas espécies de dossel.

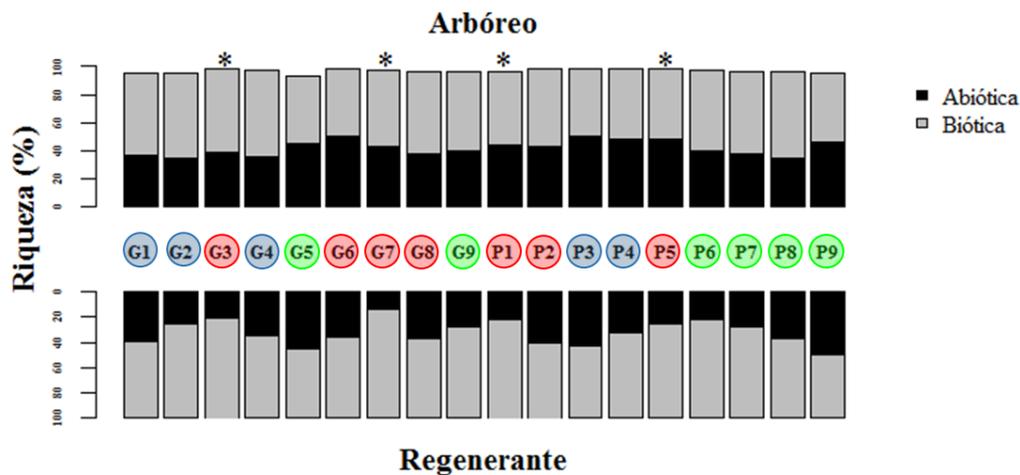


Figura 8 - Riqueza relativa de espécies classificadas de acordo com os agentes dispersores em abióticos e bióticos registradas nos componentes regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e arbóreo (DAS > 5,0 cm) dos 18 fragmentos de floresta nativa. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. Asterisco acima da barra representa diferença estatística significativa ao nível de 0.05 de probabilidade na proporção das categorias entre os componentes segundo estatística  $X^2$ .

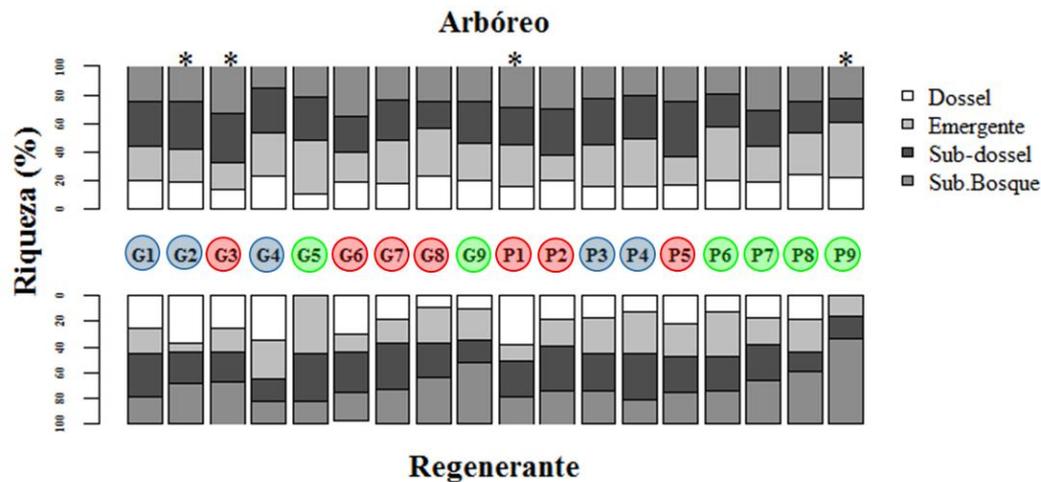


Figura 9 - Riqueza relativa de espécies classificadas pela posição potencial que ocupará no estrato vertical da floresta em dossel, emergente, sub-dossel e sub-bosque registrados nos componentes regenerantes (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e arbóreos (DAS > 5,0 cm) dos 18 fragmentos de floresta nativa. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. Asterisco acima da barra representa diferença estatística significativa ao nível de 0.05 de probabilidade na proporção das categorias entre os componentes segundo estatística  $\chi^2$ .

A composição de espécies da regeneração natural foi significativamente correlacionada com a do componente arbóreo ( $r^2=0.061$ ;  $p < 0.001$ ). Todas espécies regenerantes mais importantes foram de populações estabelecidas, com exceção de *Actinostemon conceptiones* nos fragmentos P1, P6 e P7 (ANEXO F). Vale ressaltar que esta espécie, típica do sub-bosque, foi a mais frequente (15 fragmentos) e abundante (1728), chegando a representar mais de 85% dos indivíduos nos fragmentos G2 e G4. Ademais, na maior parte dos fragmentos, espécies generalistas como *Siparuna guianensis*, *Cordia sessilis* e *Casearia gossypiosperma* foram as mais importantes, salve os fragmentos G5, G9, P8 e P9, todos esses classificados como Floresta Estacional Semidecidual e que apresentaram como espécies mais importantes *Trichillia catigua*, *Metrodora nigra* e *Gallipea jasminiflora*, especialistas de florestas, respectivamente (Anexo F).

Das 27 espécies encontradas no componente arbóreo com algum nível de ameaça (Ranga et al., 2012), 77% não foram amostradas como regenerantes. Das classificadas como espécies regenerantes (33%), *Maytenus floribunda* enquadra-se como criticamente ameaçada, *Aspidosperma polyneuron* e *Nectandra cissiflora* como ameaçadas e *Dilodendron bipinnatum*, *Myracrodruon urundeuva*, *Myroxylum peruiferum*, *Psidium sartorianum*, *Trichilia casaretti* e *Zeyheria tuberculosa* como vulneráveis. Por outro lado, nenhuma das espécies classificadas como colonizadoras apresentavam algum nível de ameaça.

## 2.4 Discussão

### 2.4.1 Regeneração natural como repositório da biodiversidade de remanescentes florestais em paisagens agrícolas muito fragmentadas.

Em nenhum remanescente florestal foi encontrada maior riqueza observada de espécies no componente regenerante quando comparado ao arbóreo. Isso ocorreu devido a relação entre riqueza observada com a área ou número de indivíduos amostrados, os quais são sempre maiores para amostragens de indivíduos arbóreos de grande porte (CHAZDON et al. 1998). Esse padrão já foi evidenciado em florestas estacionais em São Paulo (DURIGAN et al., 2000), no Rio grande do Sul (LEYSER et al., 2012), em savana florestada no Mato Grosso (ELIAS et al., 2015) e em florestas paludosas na Costa Rica (GUARIGUATA et al., 1997; CHAZDON et al., 2010). Entretanto, apenas no fragmento G3 a riqueza estimada de espécies no componente regenerante foi maior que no arbóreo, indicando que de fato a regeneração natural foi composta por um número menor de espécies. Além disso, alguns fragmentos (G2, G5, G8, P6, P8 e P9) obtiveram valores de riqueza e diversidade muito abaixo do que se observam na regeneração natural de remanescentes florestais protegidos de perturbações frequentes, mesmo com áreas amostrais menores, como mostrado a seguir. Em trecho conservado de remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Gália, SP, dentro de uma Unidade de Conservação, foram encontrados no componente regenerante até 37 espécies e diversidade de 2,0 nat.ind<sup>-1</sup> (DURIGAN et al.). Na mesma fisionomia, também dentro de uma Unidade de Conservação, porém em Campinas, SP, 17 anos após incêndio a riqueza e diversidade de regenerantes (DAP <5,0 cm) foram de 59 espécies e 3,27 nat.ind<sup>-1</sup>, respectivamente (ROZZA 2003). Já em unidade de conservação de floresta estacional no Rio Grande do Sul, foram encontradas 67 espécies (LEYSER et al., 2012). Por outro lado, em Floresta Estacional Semidecidual em São Paulo, dois anos após incêndio foram encontradas apenas 24 espécies nas bordas da floresta (MELO e DURIGAN, 2010). Igualmente, em Savana Florestada em Mato Grosso, três anos após um incêndio o número de espécies e a diversidade de regenerantes foram de apenas 16 e 2,32 nat.ind<sup>-1</sup>, respectivamente (ELIAS et al., 2015). Portanto, apesar das diferentes metodologias empregadas nos estudos citados, os mesmos demonstram que florestas livres de perturbações antrópicas após longos anos apresentam diversidade e riqueza em seu componente regenerante maiores aos encontrados nos remanescentes do presente estudo. Já florestas onde houve perturbação recente, os valores foram similares.

De fato, em uma investigação sobre incêndios ocorridos antes da coleta dos dados, foi verificado que nos últimos dez anos foram detectados focos de incêndios em quase todos os fragmentos, sendo o G5 aquele com maior número de ocorrências (INPE, 2015). Apesar da crescente conscientização sobre a importância de práticas conservacionistas que devem ser adotadas como forma de manejo em sistemas agropecuários, o fogo ainda é utilizado na cultura canavieira (OLIVEIRA et al., 2014), nas pastagens (ZANINI e SBRISSIA, 2013) e incêndios podem ocorrer devido à proximidade com as estradas. Em ecossistemas florestais, esse distúrbio é determinante para a perda de diversidade da comunidade arbórea (REIS et al., 2015), principalmente em florestas estacionais (MELO e DURIGAN, 2010). Em contraposição, em fragmentos onde não foram constatados incêndios nos últimos dez anos (INPE, 2015), como o G3 foi observado o maior valor de riqueza de espécies.

Além disso, em alguns fragmentos em que não ocorreram incêndios, foi possível observar a diminuição de espécies características de savanas e as generalistas e o ingresso daquelas especialistas de florestas, o que é esperado em regiões de ecótono entre savana e florestas quando ocorre a supressão do fogo (PINHEIRO e MONTEIRO, 2006; PINHEIRO e MONTEIRO, 2008). Esse fato ocorreu no P7, sendo constatada mudança significativa entre a proporção de espécies generalistas e especialistas de florestas, sendo essas predominantes no componente regenerante do fragmento. Além disso, nos fragmentos G3 e P2, onde foram registradas espécies de savanas (RANGA et al., 2012), não apresentaram regenerantes desse grupo. Sendo esses dois fragmentos classificados como savana florestada, a supressão do fogo também pode ser considerada uma forma de perturbação, já que é um distúrbio importante para a manutenção de algumas populações nessas fisionomias (DURIGAN e RATTER, 2006; PINHEIRO e DURIGAN, 2009, SILVA et al., 2013).

Embora não tenha sido avaliada a influência da presença de gado sobre a regeneração natural dos fragmentos, é possível que esse fator também tenha influenciado nos valores de riqueza, diversidade e densidade do componente regenerante, uma vez que havia pastagens no entorno dos fragmentos G5, G8 e P9 e maior riqueza e diversidade em seus componentes arbóreos. Em florestas decíduais na Costa Rica, a presença do gado em seu interior acarretou em menor riqueza e densidade de plantas (STERN et al., 2002). No estado de São Paulo, a presença de gado dentro de florestas estacionais semidecíduais também resultou na diminuição significativa da densidade e diversidade florística de regenerantes (MANGUEIRA, 2012). Ambos estudos relatam que o pisoteio e forrageamento de algumas espécies ocasionados por esses animais foram os principais impactos sobre a comunidade regenerante.

A mesma representatividade de espécies pioneiras e o predomínio de espécies secundárias e clímaxes nos componentes regenerantes e arbóreos, demonstra que antes dos fatores de perturbação atuar para diminuição da riqueza e diversidade da regeneração, os fragmentos estavam em uma trajetória sucessional no sentido de florestas maduras. Além disso, sugere que esses fatores de perturbação tiveram pouco efeito direto nos trechos amostrados. Caso contrário, se esperaria que espécies e indivíduos pioneiros fossem mais representativos, pois é comum encontra-las na regeneração natural após perturbações antrópicas ou nas condições de clareiras ocasionadas pela queda de árvores (GANDOLFI et al., 2007), que ocorreria após a morte dos indivíduos do componente arbóreo.

Florestas tropicais que se caracterizam como maduras apresentam como característica, baixa quantidade de luz que chega ao solo devido à formação e estruturação do dossel florestal (GANDOLFI, 2000). Portanto, é esperado que a regeneração possua elevada diversidade, riqueza e maiores proporções de espécies tardias de sucessão, as quais são adaptadas a ambientes de baixa luminosidade, quando comparado ao componente arbóreo (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001). Igualmente ao presente estudo, maior representatividade de espécies tolerantes a sombra na regeneração já foi registrada para Floresta Estacional Semidecidual em São Paulo, embora inserida em matriz florestal e não agrícola (VIANI, 2005) e até mesmo em remanescente de Savana Florestada em Assis, SP (PINHEIRO e DURIGAN, 2012).

A literatura indica que espécies dispersas por agentes abióticos costumam ser favorecidas em paisagens fragmentadas (TABARELLI e MANTOVANI, 1999; NUNEZ-ITURRI et al. 2008). No entanto, no presente estudo, em todos os remanescentes, propágulos dispersos por animais foram mais representativos na regeneração do que no componente arbóreo, assim como observado por Leyser et al. (2012) em regeneração natural de fragmento de floresta estacional em Santa Catarina e por Guerin e Durigan (2015) em savana florestada em São Paulo. Além disso, embora não tenha sido encontrada diferença significativa na proporção de espécies classificadas pelo tamanho do propágulo, o componente regenerante apresentou mais espécies com propágulos pequenos. Desta forma, é possível que pequenos pássaros e morcegos sejam os principais agentes dispersores da região, visto que esses animais têm papel relevante na dispersão de espécies de sementes pequenas (WESTOBY et al., 2002; MUSCARELLA e FLEMING, 2007 CHAZDON, 2012) e são capazes de se locomover mais facilmente pela paisagem agrícola fragmentada (ver CARRIERE et al., 2002a; 2002b). Em levantamento sobre a avifauna dos fragmentos do presente estudo, Bispo et al. (2012) demonstraram que essas florestas abrigam alta diversidade de pássaros,

principalmente daqueles que necessitam de habitats florestais para sobreviver. Essa informação reforça o padrão observado e demonstra porque as populações com por propágulos pequenos dispersos por agente bióticos apresentaram maior densidade e riqueza na regeneração natural nos remanescentes florestais.

Em contraposição, espécies de propágulos grandes foram menos representativas no componente regenerante. Em paisagens muito fragmentadas, como a do presente estudo, o grupo mais vulnerável e sensível à perda de habitat são as espécies arbóreas de propágulos grandes dispersas por animais (MELO et al., 2006; SANTOS et al., 2008). Dentre os principais motivos, está a redução da fauna de maior porte em função da forte pressão de caça (KARTHIK et al., 2010) e que seriam os principais dispersores de propágulos grandes (NUNEZ-ITURRI et al. 2008; McCONKEY et al., 2012; KURTEN, 2013; VIDAL et al. 2013). Consequentemente, o recrutamento de regenerantes, em espécies e indivíduos, pode ser seriamente comprometido, pois os animais são responsáveis pela dispersão de 50% a 90% das espécies arbóreas em florestas tropicais (HOWE e SMALLWOOD, 1988).

Em floresta estacional semidecidual em Santa Catarina, foi constatado que 70% da riqueza da regeneração era proveniente de espécies de sub-bosque (LEYSER et al., 2012). Diferentemente, todos os remanescentes de florestas estacional deste estudo não apresentaram esse padrão, com exceção do P9. Normalmente, para levantamentos florísticos do componente arbóreo dessa fisionomia são registrados indivíduos arbóreos com diâmetro à 1,30 do solo maior que 5 cm (ver IVANAUSKAS et al. 1999; IVANAUSKAS e RODRIGUES, 2000; DISLICH et al., 2001, SILVA e SOARES, 2002; LEITE e RODRIGUES, 2008). Portanto, por apresentarem menor estrutura diamétrica, espécies de sub-bosque são geralmente negligenciadas nesses levantamentos. Entretanto, o baixo critério de inclusão adotado por Ranga et al. (2012) para o levantamento do componente arbóreo (diâmetro no nível do solo maior que 5,0 cm) dos fragmentos de floresta estacional do presente estudo, permitiu o registro de espécies de sub-bosque nesse componente e por isso, a regeneração natural apresentou a mesma proporção de riqueza. Já para aqueles classificados como savana florestada ou ecótono, o padrão observado já era esperado, pois essas formações geralmente apresentam menor riqueza de espécies arbóreas de sub-bosque e maior representatividade de espécies de dossel, quando comparado as florestas estacionais (IBGE, 2012). Portanto, no presente estudo, a atribuição de valores de altura potencial para as espécies não foi útil como diagnóstico do grau de conservação dos remanescentes florestais devido a questões metodológicas.

A composição de espécies dos dois componentes, regenerante e arbóreo, foi significativamente correlacionada, isso porque, com exceção dos fragmentos P1, P6 e P7, em que *Actinostemon conceptiones* apresentou-se como espécie colonizadora, todos os outros remanescentes apresentaram como espécies mais importantes aquelas que já haviam sido registradas anteriormente por Ranga et al. (2012). Mesmo assim, em média, a diversidade beta de regenerantes foi significativamente maior, refletindo a elevada representatividade de populações não-regenerantes (71%) nos fragmentos. Dessa forma, entende-se que a regeneração natural representa, na verdade, um subconjunto de espécies do componente arbóreo com menor riqueza e número de espécies compartilhadas entre os fragmentos. Esse fato vai contra aos estudos que demonstram que a fragmentação pode levar a homogeneização de espécies em paisagens modificadas pelo homem (SOLAR et al., 2015), já que o maior valor médio da diversidade beta no componente regenerante demonstrou que estes fragmentos isolados em paisagens muito fragmentadas apresentam flora mais peculiar, pelo menos neste componente. Por outro lado, o padrão detectado aqui corrobora com estudos que demonstram que ao longo de paisagens fragmentadas há diminuição do número de espécies compartilhadas entre remanescentes florestais. Essa diminuição pode ocorrer devido à dificuldade das espécies se dispersarem ao longo da paisagem (HUBBEL, 2001; ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2013; KURTEN, 2013), por fatores históricos, ambientais, ou exposição a perturbações antrópicas antes e depois de seu isolamento (LAURANCE et al. 2007). Em relação à perturbação antrópica, fator decisivo sobre a regeneração natural dos remanescentes florestais do presente estudo, a literatura ressalta que distúrbios antrópicos podem aumentar a diversidade  $\beta$  (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2013). Na Amazônia, ilhas de florestas formadas após inundação para construção de uma represa, tornaram se cada vez mais peculiares em relação a composição de espécies, devido à incêndios criminosos e vendavais ocorridos com frequências distintas em cada ilha durante 25 anos (BENCHIMOL e PERES; 2015). A partir da observação de que a composição de espécies em fragmentos florestais na região amazônica estava mudando substancialmente após a fragmentação da floresta contínua, LAURANCE et al. (2007) propuseram a hipótese da “divergência da paisagem”. De acordo com essa hipótese, fragmentos inseridos em paisagens diferentes, e que conseqüentemente são afetados por distúrbios antrópicos ou naturais distintos, irão apresentar menor número de espécies compartilhadas com passar do tempo. Portanto, levando em consideração os longos anos de isolamento dos remanescentes florestais do presente estudo e as perturbações antrópicas frequentes, seria conveniente monitorá-los com intuito de investigar se o padrão florístico observado no componente regenerante (menos espécies compartilhadas do que no

arbóreo) poderia prosseguir com o desenvolvimento da vegetação e, assim, corroborar com a hipótese de divergência da paisagem.

Diante do exposto, o presente estudo demonstrou que os remanescentes florestais inseridos em paisagens muito fragmentadas estão influenciados por perturbações antrópicas, que por sua vez foram decisivas para o raleamento de indivíduos, diminuição da riqueza e diversidade das comunidades regenerantes. Ademais, o elevado valor de populações não-regenerantes (70%) sugere que com o passar do tempo a riqueza dos fragmentos tenderá a diminuir, uma vez que em florestas estacionais conservadas esses valores variam entorno de 20% a 30% (DURIGAN et al., 2000; LEYSER et al., 2012) e 50% em trechos conservados de savana florestada (GUERIN e DURIGAN, 2015).

#### **2.4.2 Perpetuação de remanescentes florestais em paisagens agrícolas muito fragmentadas através de manejo adaptativo**

Através do diagnóstico da estrutura, riqueza e composição do componente regenerante foi possível avaliar a capacidade de perpetuação dos remanescentes florestais e, assim, confirmar que os mesmos necessitam de ações de manejo adaptativo que possibilitem a recuperação e manutenção da diversidade. Os resultados demonstraram que a comunidade regenerante dos remanescentes apresenta baixa diversidade e riqueza de espécies e que mais de 70% das populações presentes no componente arbóreo não apresentaram recrutamento, principalmente daquelas que apresentam propágulos grandes. Portanto, considerando o contexto da paisagem altamente fragmentada em que se encontram os remanescentes e os valores descritivos de remanescentes florestais protegidos por longos anos, o padrão observado neste estudo deve-se, principalmente, à impactos causados por perturbações antrópicas.

De acordo com Suding et al. (2004), a identificação dos possíveis gargalos que impedem o desenvolvimento natural do ecossistema é fundamental para que ocorra o sucesso das ações que visam o aumento da resiliência do ecossistema florestal. Portanto, com base nos problemas identificados, foram propostas medidas fundamentais para a perpetuação desses fragmentos e, mais que isso, para a potencialização do papel de conservação da biodiversidade que esses fragmentos florestais em paisagens agrícolas muito fragmentadas já fazem, que são: 1) isolamento desses fragmentos florestais dos fatores externos de perturbação; 2) adensamento em locais de clareira de populações com densidade

comprometida; 3) enriquecimento de grupos funcionais comprometidos na regeneração natural; e 4) aumento da permeabilidade da matriz e da conectividade dos remanescentes florestais com corredores ecológicos restaurados com qualidade e diversidade florística.

O isolamento contra os fatores de perturbação é uma das mais importantes ações que devem ser tomadas para garantir o sucesso da conservação e recuperação dos fragmentos florestais. Isso porque, a partir do isolamento desses fatores, a vegetação nativa tem melhores condições para se desenvolver (RODRIGUES et al., 2009). Para adoção dessa medida, é fundamental que se saiba qual fator de perturbação está eliminando indivíduos e espécies existentes nos fragmentos ou impedindo o estabelecimento de novas espécies. Conhecendo o fator de degradação, será possível estabelecer a medida apropriada. No caso dos remanescentes desse estudo, o fogo e o gado seriam os principais fatores de perturbação que estariam causando extinção local e impossibilitando o estabelecimento das espécies. Neste sentido, duas medidas seriam cabíveis para prevenir o efeito desses fatores sobre a regeneração natural. No caso do fogo, para os remanescentes de florestas estacionais semidecíduais a melhor maneira de impedir seu avanço sobre a vegetação nativa é através da construção e manutenção de aceiros no entorno dos fragmentos. O aceiro é uma faixa contínua de 5 a 10 m de largura, onde se previne o desenvolvimento de qualquer tipo de vegetação possível de conduzir o fogo. Os aceiros devem passar por constante manutenção, principalmente nas épocas secas com maior ocorrência de fogo, já que estes locais são propícios para o estabelecimento de gramíneas que podem contribuir para propagação dos incêndios (MARTINS, 2013). Já para os remanescentes classificados como Savana Florestada, deve-se permitir a ocorrência de incêndios naturais, já que este distúrbio é importante para manutenção das populações savânicas (HOFFMANN 1998; MOREIRA, 2000; PINHEIRO e DURIGAN, 2009). Porém, em hipótese alguma poderá ser empregado o uso do fogo controlado, pois em propriedades privadas esse tipo de manejo é legalmente proibido (DURIGAN e RATTER, 2016).

Para os fragmentos que apresentam pastagem no entorno, uma das alternativas seria a instalação de cercas que impediriam que o gado acessasse a floresta. Deve-se entender que, para essa situação, a cerca deve ser implementada junto à tecnificação da pecuária que garantiria alimento, água e conforto térmico necessário para os animais e que, por sua vez, não precisariam buscar complementação dentro dos fragmentos. Quando na necessidade da cerca, é importante que estas não sejam feitas com telas para que não impeçam a circulação da fauna nativa terrestre, fundamental para o processo de dispersão de sementes de espécies arbóreas.

Como identificado pelo presente estudo, maior parte dos fragmentos apresentou média muito baixa de riqueza ( $33 \pm 14$  espécies) quando comparado a outros remanescentes florestais protegidos de perturbações antrópicas. Além disso, os fragmentos G5, G8 e P9 apresentaram densidade de regenerantes ( $\text{ind.ha}^{-1}$ ) menor do que o nível crítico de densidade de regeneração de plantios com mais de cinco anos ( $2000 \text{ ind.ha}^{-1}$ ), sugerido por Rodrigues et al. (2009). Dessa forma, evidencia-se a necessidade de adensamento das populações comprometidas em densidade e enriquecimento de novas espécies, escolhidas de acordo com grupos funcionais comprometidos em cada fragmento.

O enriquecimento representa a introdução de espécies de grupos funcionais comprometidos, com destaque às espécies de maior interação com a fauna, e/ou das diversas outras formas vegetais originais de cada formação florestal (RODRIGUES et al., 2009; BRANCALION et al., 2015). Já o adensamento representa a recuperação da densidade mínima de populações de espécies de grupos funcionais comprometidos, inclusive de pioneiras em locais com falhas da regeneração natural (RODRIGUES et al., 2009; MARTINS, 2013). Dado o elevado número de espécies ameaçadas de extinção encontrados no componente arbóreo dos remanescentes (RANGA et al., 2012) e que foram não-regenerantes (77%), seria muito importante que estas espécies fossem priorizadas nessas medidas locais de recuperação, aumentando as chances de perpetuação de suas populações ameaçadas de extinção.

Por último, para tentar reverter possíveis problemas relacionados ao recrutamento e fluxo das populações existentes nos remanescentes florestais, devem ser utilizados métodos que aumentem a conectividade da vegetação natural e a permeabilidade da matriz. Estas medidas podem contribuir para aumentar a diversidade  $\alpha$  e o número de espécies compartilhadas entre os fragmentos, por reduzir as chances de extinções locais devido a restrições à migração e a vulnerabilidade a eventos estocásticos de flutuação populacional (METZGER, 2003). Porém essa medida pode permitir o ingresso de espécies exóticas e que deverão ser erradicadas caso isso venha a ocorrer.

A implantação de corredores ecológicos, áreas com cobertura de vegetação nativa que conectam fragmentos florestais antes isolados (MARTINS, 2013), pode permitir a interligação dos fragmentos florestais na paisagem, possibilitando o fluxo gênico vegetal (por meio do deslocamento de polinizadores e de dispersores) e animal entre as diferentes áreas da região (METZGER, 2003; RODRIGUES et al. 2009). Considerando o débito de mais de 70% de áreas que necessitam se adequar ao “Novo Código Florestal” (Lei nº 12.651/2012) na região (SOARES-FILHO et al., 2014), seria interessante que os corredores ecológicos para

conexão de fragmentos de florestas estacionais fossem estabelecidos em áreas de APP para que, dessa forma, não acarrete em diminuição das áreas produtivas da propriedade. Porém decisões devem ser tomadas caso a caso já que, para que um corredor ecológico seja funcional, deve ser levada em conta sua largura e, em muitos casos, a largura da APP não é suficiente. Além desse inconveniente, o contraste entre a vegetação do corredor e a do fragmento deve ser minimizado, de forma que esse corredor possua características florísticas e fisionômicas mais próximas possíveis dos habitats presentes em suas extremidades (METZGER, 2003), reforçando mais uma vez a necessidade de utilização das espécies presentes nos próprios remanescentes.

Uma possível maneira de contornar o problema de APPs menores que o necessário para garantir a funcionalidade do corredor ecológico seria a utilização de *stepping-stones* nas áreas produtivas, o que também contribuirá para aumentar a permeabilidade da matriz agropecuária. Os *stepping-stones* são áreas reduzidas de habitats ao longo da matriz, que de certa forma contribuem para a movimentação da fauna local (METZGER, 2003). Nesse sentido, árvores isoladas em matrizes agrícolas podem ser vistas como *stepping-stones* e que contribuem para dinâmica de populações de espécies arbóreas, pois muitas vezes possibilitam sob suas copas o estabelecimento de espécies dispersas por pássaros que eventualmente pousam sobre elas (CARRIERE et al., 2002a; 2002b). Além disso, leiras de galharias no campo funcionam como abrigo com microclima adequado para diversos animais, como roedores e avifaunas, pois são locais para ninhos e alimentação (REIS et al., 2003), funcionando também como *stepping-stones*. Levando em consideração a maior representatividade de espécies de frutos pequenos e dispersos por animais ( $69\pm 1\%$ ), principalmente por pássaros ou pequenos mamíferos (MELO et al., 2006; SANTOS et al., 2008, MUSCARELLA e FLEMING, 2007), esta intervenção pode ser considerada promissora para garantir maior fluxo de espécies entre os fragmentos e a vegetação nativa do entorno.

A princípio a implantação desse método pode significar redução da área de produção, mas adaptações podem ser conduzidas de maneira que esta redução não seja necessária. Por exemplo, em áreas de pecuária os *stepping-stones* poderiam ser implantados como cercas-vivas que teriam a função de dividir os piquetes da propriedade, que secundariamente contribuiriam para melhorar o conforto térmico dos animais ou a adoção de sistemas silvopastoris. Nas culturas de cana-de-açúcar, considerando a necessidade de carregadores para sua colheita e que estes podem variar de 4 a 8 m de largura (SCARPINELLA et al., 2013), através de um planejamento adequado os *stepping-stones* poderiam ser instalados nestas vias

por meio de plantios de arbustos ou galharias e, assim, o aumento da permeabilidade da matriz seria possível sem interferência na área produtiva. A mudança de manejo também pode contribuir para aumentar a permeabilidade da matriz (METZGER, 2003; RODRIGUES et al. 2009). Assim seria importante a efetiva fiscalização para que de fato seja abandonado o uso do fogo, ainda empregado para renovação da pastagem e colheita da cana, mesmo sendo proibido por lei (OLIVEIRA et al., 2014; ZANINI e SABRISSIA 2013).

A adoção dessas medidas de restauração e conservação de ecossistemas florestais, além de garantir a manutenção e perpetuação dos remanescentes, contribuirá para redução dos custos que os proprietários terão para se adequar à nova legislação florestal. Isso porque os remanescentes têm papel crucial para disponibilização de propágulos (CHAZDON, 2009) para o desenvolvimento de florestas secundárias em áreas passíveis de restauração e que não apresentam cobertura florestal nativa. Nesse aspecto deve ser feita uma importante consideração: reunindo todas as unidades hidrográficas em que os fragmentos estão inseridos, restam em média 4,5% de remanescentes e, destes, menos de 1% estão inseridos em unidades de conservação de proteção integral (RODRIGUES e BONONI, 2008). Dessa forma, conclui-se que a maior parte dos remanescentes da região está sob domínio de propriedades privadas. Portanto, considerando esse fato e que todas as ações para conservação e/ou restauração de remanescentes florestais, geralmente onerosas, serão responsabilidades dos proprietários, como incentivá-los a manter e conservar suas florestas?

A restauração ecológica deve assumir a difícil responsabilidade de restabelecer os processos ecológicos necessários ao estabelecimento de florestas viáveis, para que essas prestem os serviços almejados, sejam serviços ambientais, de conservação de biodiversidade, ou de fornecimento de produtos florestais (BRACALION et al., 2010). Em países em desenvolvimento, para que projetos de restauração florestal atinjam seus objetivos, é fundamental que eles também tragam recompensas econômicas para os proprietários (BRANCALION et al., 2012). Nessa perspectiva, se atividades complementares são implementadas para tornar áreas em processo de restauração em áreas produtivas, é possível despertar o interesse dos proprietários para as medidas de restauração que irão contribuir para perpetuação dos remanescentes.

Nesse contexto, em vez do uso de cercas para isolamento contra o gado, poderiam ser implantadas zonas tampão, que nada mais são do que faixas com atividade agrícola menos impactante, em geral sistemas agroflorestais, entre o fragmento e a área de produção (MARTINS, 2013). De outra forma, as cercas poderiam ser implantadas com utilização de

espécies madeireiras, como *Eucalyptus* spp. e que, além de prevenir a entrada do gado, contribuiriam para atenuação dos efeitos de bordas nos remanescentes (METZGER, 2003).

Em relação ao enriquecimento e adensamento dos remanescentes, estes poderiam ser feitos com a utilização de espécies de alto valor comercial, as quais muitas estão presentes no componente arbóreo dos remanescentes (RANGA et al., 2012). Porém, para essa atividade seria necessário atender às exigências estabelecidas no Decreto n.º 53.939, de 6 de janeiro de 2009, que dispõe sobre a manutenção, recomposição, condução da regeneração natural, compensação e composição da área de Reserva Legal de imóveis rurais no Estado de São Paulo. Além desse aspecto, seria necessária adoção de metodologia de corte de baixo impacto para retirada das espécies exploradas (RODRIGUES et al., 2009).

Os corredores ecológicos também poderiam ser implantados como sistemas agroflorestais que, ao mesmo tempo que irão permitir a troca e o fluxo de materiais genéticos entre os remanescentes, serão utilizados como áreas para produção de alimentos e outros produtos (MARTINS, 2013; BRANCALION et al., 2015). Esse tipo de implantação, além de gerar renda para os proprietários através da produção de alimentos ou outros produtos, como sementes florestais (BRANCALION et al., 2012), irá contribuir para redução dos custos de manutenção (controle de competidoras) necessários para o sucesso de qualquer ação de restauração (RODRIGUES et al., 2009, MARTINS, 2013; BRANCALION et al., 2015). Ressalta-se que mesmo em áreas de preservação permanente (APP) esta metodologia pode ser empregada até cinco anos depois de sua implantação para cultivares agrícola ou, no caso de espécies madeireiras, apenas até seu primeiro ciclo de corte, como explicitado na Resolução CONAMA Nº 429/2011. Em geral, esse prazo culmina com fechamento do dossel em áreas restauradas e, posteriormente, os custos relacionados a manutenção podem diminuir consideravelmente (BRANCALION et al., 2015). Ainda, segundo a resolução, se forem adotados plantios consorciados de espécies nativas perenes produtoras de frutos, sementes, castanhas e outros produtos vegetais, será permitida sua extração sustentável.

Considerando que, até o momento, oito remanescentes estudados foram cadastrados como Reserva Legal (RL) (IDEA-SP,2016), outros mecanismos que possibilitam retorno financeiro para auxiliar na restauração dos remanescentes poderiam ser utilizados. De acordo com a Lei nº 12.651 de 2012, de Proteção da Vegetação Nativa, também conhecida como “Novo Código Florestal”, a RL tem a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa. Segundo Soares-Filho et al. (2014), embora o

Novo Código Florestal tenha ocasionado sérias implicações sobre a vegetação florestal do país, como a redução de áreas para restauração, ele previu novos instrumentos que possibilitariam retornos financeiros para aqueles proprietários que, de certa forma, contribuíram para conservação dos recursos naturais. Dentre eles, a Cota de Reserva Ambiental (CRA) é um dos mecanismos que também permite retorno financeiro através da RL.

Os CRAs são títulos representativos de cobertura vegetal que podem ser usados para cumprir a obrigação de Reserva Legal (RL) em outra propriedade. No caso dos remanescentes, os CRAs poderiam ser de RLs instituídas voluntariamente sobre a vegetação que exceder os percentuais legais ou com vegetação em processo de restauração (salvo se a regeneração ou recomposição da área forem improváveis ou inviáveis). No entanto, um dos pré-requisitos para a criação de CRAs é que as propriedades rurais tenham feito seu Cadastro Ambiental Rural (CAR), que é um levantamento de informações georreferenciadas do imóvel, com delimitação das Áreas de Proteção Permanente (APP), Reserva Legal e demais áreas estabelecidas por lei, com o objetivo de traçar um mapa digital a partir do qual são calculados os valores das áreas para diagnóstico ambiental. Com a regularização, o proprietário poderá vender ou praticar servidão em parte de sua RL, além de ter acesso a outros benefícios e financiamentos governamentais.

Ainda, considerando que maior parte dos fragmentos são grandes propriedades agrícolas, através da conservação de suas RLs e adoções de práticas de manejo conservacionistas nas unidades de produção, os produtores poderiam conseguir certificações ambientais ( ex.: ISO 14001, Selo Verde, Etanol Verde, Boi Verde, Rainforest Alliance) que possibilitarão sua imersão em novos nichos de mercados internacionais, que são mais exigentes quanto ao impacto gerado pela produção do produto que está sendo consumido (SILVA e NETO, 1997). Além disto, as florestas restauradas podem contribuir para aumentar a produtividade das culturas visto que elas abrigam polinizadores e predadores de pragas (FOLEY et al., 2002; BRANCALION et al.,2012), contribuindo para diminuição dos custos envolvidos na produção agrícola e, conseqüentemente, aumento da receita líquida dos proprietários. No caso dos pequenos proprietários, os remanescentes poderão servir como uma nova fonte de renda através de mercados cada vez mais crescentes, como turismo rural, sequestro de carbono, pagamento por serviços ambientais, CRAs ou através da comercialização de produtos florestais madeiráveis e não-madeiráveis (sementes, folhas, matrizes de espécies ornamentais).

Diante do exposto, é possível compreender que o manejo adaptativo dos remanescentes florestais nestas paisagens agrícolas muito fragmentadas aumentará as chances de perpetuação e manutenção da biodiversidade existente e ainda terá enorme importância não só no âmbito de manutenção e regulação dos processos ecológicos. Garantido sua existência, poderá haver grande impacto econômico através de novas oportunidades de mercado e maior sustentabilidade das produções (FOLEY et al. 2002; MEA 2005), contribuindo para melhoria da qualidade de vida da sociedade.

## 2.5 Conclusões

O predomínio preponderante de populações sem ocorrência de regenerantes no sub-bosque acarretou que o componente regenerante apresentou valores de riqueza e diversidade  $\alpha$  significativamente menores ou equivalente ao encontrado no componente arbóreo dos remanescentes florestais, porém a diversidade  $\beta$  foi significativamente maior. Assim, como ambos apresentaram composição de espécies correlacionada, entende-se que a regeneração natural representou um subconjunto de espécies do componente arbóreo, porém com tendência de diminuição de riqueza de espécies com o passar do tempo, promovido, principalmente, por perturbações antrópicas que interferem no recrutamento das populações de espécies arbóreas presentes nos remanescentes florestais.

Portanto, o estudo revelou que embora os remanescentes florestais apresentem uma boa riqueza e diversidade no componente arbóreo, a regeneração natural por si só não garante aumento da diversidade e manutenção para mais de 70% das populações presentes e que, por isso, a capacidade de perpetuação dos mesmos em paisagens muito fragmentadas pode ser comprometida caso não sejam implementadas ações de manejo adaptativo. Desta forma, para garantir a perpetuação desses fragmentos e, mais que isso, para a potencialização do papel de conservação da biodiversidade que esses fragmentos florestais em paisagens agrícolas muito fragmentadas já fazem, é necessário que sejam adotadas às seguintes ações: 1) isolamento dos fatores de perturbação que estão limitando o recrutamento das populações; 2) adensamento em locais de clareira de populações com densidade comprometida; 3) enriquecimento de grupos funcionais afetados na regeneração natural; e 4) aumento da permeabilidade da matriz e da conectividade entre remanescentes florestais através de restauração de corredores ecológicos.

## Referências

- ALVES, L.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 1-26, 2006.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **Instituto Florestal. Série Registros, São Paulo**, v. 44, p. 1-38, 2011.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; RÖS, M.; ESCOBAR, F.; MELO, F. P.; SANTOS, B. A.; TABARELLI, M.; CHAZDON, R. Plant  $\beta$ -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Journal of Ecology**, Hoboken, v. 101, n. 6, p. 1449-1458, 2013.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.
- BENCHIMOL, M; PERES, C. A. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. **Journal of Ecology**, Hoboken, v. 103, n. 2, p. 408-420, 2015.
- BISPO, A. A.; ERICA HASUI, E. H.; PEDRO, W.A. Aves da região noroeste do estado de São Paulo. In: NECCHI JR, O (Org). **Fauna e Flora de Fragmentos Florestais Remanescentes da Região Noroeste do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Holos, 2012, p. 239-262.
- BINKLEY, D. The influence of tree species on forest soils: process and patterns. In: MEAD,
- BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de texto. 2015. 432 p.
- BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v.34, n. 3, p. 455-470, 2010.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; STRASSBURG, B. B. N.; RODRIGUES, R. R. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasyuva**, Roma, v. 63, n. 1, p. 239-249, 2012.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: < [www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm)>. Acesso em: 01.jun.2016

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA n. 443, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da “Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção”. Disponível em: <<http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=18/12/2014&jornal=1&pagina=111&totalArquivos=144>>. Acesso em: 16.jun.2016.

BRASIL. Resolução n. 429, de 28 de fevereiro de 2011. Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente – APPs. Disponível em: <[www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=644](http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=644)>. Acesso em: 01.mar.2016

CANHOS, D. A.; SOUSA-BAENA, M. S.; DE SOUZA, S.; MAIA, L. C.; STEHMANN, J. R.; CANHOS, V. P.; PETERSON, A. T. The importance of biodiversity E-infrastructures for megadiverse countries. **Plos Biology**, San Francisco, v. 13, n. 7, p. e1002204, 2015.

CARRIERE, S. M.; ANDRÉ, M.; LETOURMY, P.; OLIVIER, I.; MCKEY, D. B. Seed rain beneath remnant trees in a slash-and-burn agricultural system in Southern Cameroon **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, p. 353–374, 2002a.

CARRIERE, S. M.; LETOURMY, P.; MCKEY, D. B. Effects of remnant trees in fallows on diversity and structure of forest regrowth in a slash-and-burn agricultural system in southern Cameroon **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 18, p. 375–396, 2002b.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

CHAZDON, R.L.; COLWELL, R.K.; DENSLOW, J.S.; GUARIGURATA, M.R. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica. In: DALLMEIER, F.; COMISKEY, J. A. (Eds.). **Forest biodiversity research, monitoring and modelling**. Paris: Man and Biosphere Series, UNESCO, 1998, p.285-309.

CHAZDON, R. L.; FINEGAN, B.; CAPERS, R. S.; SALGADO-NEGRET, B.; CASANOVES, F.; BOUKILI, V.; NORDEN, N. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Hoboken, v. 42, n. 1, p. 31-40, 2010.

CHAZDON, R. L.; PERES, C. A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A. E.; LAMB, D.; E STORK, N. E.; MILLER, S. E. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 6, p. 1406-1417, 2009.

CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA FLORA – CNCFLORA. Disponível em: < <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/>>. Acesso em: 16.jun.2016.

DISLICH, R.; CERSÓSIMO, L.; MANTOVANI, W. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano-SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, n. 3, p. 321-332, 2001.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. **Journal of Applied Ecology**, Londres, v.53, p.11–15, 2016.

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

ELIAS, F.; MARIMON, B. S.; NEVES, E. C.; MORANDI, P. S.; REIS, S. M.; MEWS, H. A.; JUNIOR, B. H. M. Regeneração de espécies lenhosas sob a influência do bambu *Actinocladum verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (Poaceae) em cerradão e cerrado típico na transição Cerrado-Amazônia. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 13, n. 2, p. 68-78, 2015.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.34, p. 487-515, 2003.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2015: How have the world's forests changed?** Roma, 2015. 56 p FIEDLER, N. C.; MERLO, D. A.; MEDEIROS, M. B. Ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 2, p. 153-161, 2006.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; HELKOWSKI, J. H. Global consequences of land use. **Science**, Washington, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

GARCIA, C. C.; REIS, M. D. G. F.; DOS REIS, G. G.; PEZZOPANE, J. E. M.; LOPES, H. N. S.; RAMOS, D. C. Regeneração natural de espécies arbóreas em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual Montana, no domínio da Mata Atlântica, em Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 677-688, 2011.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas** (São Paulo, Brasil). 2000. 551p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability-Impermeability: Canopy trees as biological filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.64, n.4, p.433-438, 2007.

GUARIGUATA, M. R.; CHAZDON, R. L.; DENSLOW, J. S.; DUPUY, J. M.; ANDERSON, L. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plant ecology**, Cham, v. 132, n. 1, p. 107-120, 1997.

GOTELLI, N.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, Zaragoza, v.4, p. 379-391, 2001.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011, 528 p.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Forestry Ecology Management**, Amsterdam, v. 148, p. 185-206, 2001.

GUERIN, N.; DURIGAN, G. Invasion impact by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae) on a neotropical savanna. **Acta Botanica Brasilica**, Belo horizonte, v.29, n.2, p.213-222. 2015.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; ESSEEN, P. A. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 3, p. 768-782, 2005.

HILL, R.; HALAMISH, E.; GORDON, I. J.; CLARK, M. The maturation of biodiversity as a global social–ecological issue and implications for future biodiversity science and policy. **Futures**, Tulsa, v. 46, p. 41-49, 2013.

HOFFMANN, W.A. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, Londres, v. 35, n. 3, p. 422-433, 1998.

HOOPER, D U.; CHAPIN III, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; SCHMID, B. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological monographs**, Lawrence, v. 75, n. 1, p. 3-35, 2005.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.13, p.201-228, 1982.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, Londres, v. 29, p. 151-154, 1970.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e estatística, Departamento de recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2012. 271 p.

IDEA-SP- Infraestrutura de Dados Espaciais e Ambientais do Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://datageo.ambiente.sp.gov.br/app/?ctx=CAR>>. Acesso em: 20.abr.2016.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2015. Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios. Disponível em: <<http://www.inpe.br/queimadas>>. Acesso em: 03.set.2015.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R.R. Florística e fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira Botânica**, São Paulo, v.23, n.3, p.291-304, 2000.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R.R.; NAVES, A.G. Fitossociologia de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 56, p. 83-99, dez. 1999.

JBRJ - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Jabot - Banco de Dados da Flora Brasileira. Disponível em: <<http://www.jbrj.gov.br/jabot>>. Acesso em 10.jan.15.

KARTHIK, T.; VEERASWAMI, G. G.; SAMAL, P. K. Forest recovery following shifting cultivation: an overview of existing research. **Tropical Conservation Science**, [s.i.], v.2, n.4, p.374-387, 2010.

KURTEN, E. L. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 163, p. 22-32, 2013.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; EWERS, R. M.; HARMS, K. E.; RIBEIRO, J. E. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS one**, San Francisco, v. 2, n. 10, p. e1017, 2007.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A. C.; FEARNside, P. M.; RIBEIRO, J. E.; CAPRETZ, R. L. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, Ithaca, v. 87, n. 2, p. 469-482, 2006.

LEITE, E.C.; RODRIGUES, R.R. Fitossociologia e caracterização sucessional de um fragmento de Floresta Estacional no sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n.3, p.583-595, 2008.

LEYSER, G.; ZANIN, E. M.; BUDKE, J. C.; MÉLO, M. A.; OLIVEIRA, C. H. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no Vale do Rio Uruguai, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v.26, n.1, p.74-83. 2012.

LOPES, S. F.; VALE, V. S.; SCHIAVINI, I.; PRADO JÚNIOR, J. A.; OLIVEIRA, A. P.; ARANTES, C. S. Canopy stratification in tropical seasonal forests: how the functional traits of community change among the layers. **Biosciencia Jornal**, Uberlândia, v. 30, n. 5, p. 1551-1562, 2014.

MAGURRAN, A. E., 2011. **Medindo a diversidade biológica**. Tradução de Dana Moiana Vianna. Curitiba: Editora da UFPR, 2011, 261 p.

MANGUEIRA, J.R.S.A. **A regeneração natural como indicadora de conservação, de sustentabilidade e como base do manejo adaptativo de fragmentos florestais remanescentes inseridos em diferentes matrizes agrícolas**. 2012. 128p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

- MANLY, B.J. F. **Métodos estatísticos multivariados: uma introdução**. Porto Alegre: Bookman. 2008. 229 p.
- MARDEGAN, C. M. **A ocorrência de espécies de cerrado em 18 fragmentos com fisionomia florestal no noroeste do estado de São Paulo e as características do solo**. 2012. 91 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas), Universidade Estadual Paulista, Botucatu 2012.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas. Ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa: Aprenda Fácil Editora. 2013. 264 p.
- McCONKEY, K. R.; PRASAD, S.; CORLETT, R. T.; CAMPOS-ARCEIZ, A.; BRODIE, J. F.; ROGERS, H.; SANTAMARIA, L. Seed dispersal in changing landscapes. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 146, p. 1-13, 2012.
- MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis**. Washington: World Resources Institute, 2005, 100 p.
- MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 37-50, 2010.
- MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 132, n. 1, p. 50-60, 2006.
- METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; GANDARA, F. B., MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p.51-76.
- MOREIRA, A.G. Effects of fire protection on savana structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, Oxford v.27, p.1021-1029, 2000.
- MUSCARELLA, R.; FLEMING, T. H. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 82, p. 573-590, 2007.
- NECCHI JR, O.; BRANCO, L. H. Z.; CASSATTI, L.; CASTILHO-NOILL, M. S. M.; FERES, R. J. F Características da região noroeste do estado de São Paulo e dos fragmentos florestais remanescentes. In: NECCHI JR, O (Orgs). **Fauna e Flora de Fragmentos Florestais Remanescentes da Região Noroeste do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Holos, p. 15-36, 2012.
- NUNEZ-ITURRI, G.; OLSSON, O.; HOWE, H. F. Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 141, n. 6, p. 1536-1546, 2008.

- OLIVEIRA, A. P.; LIMA, E.; DOS ANJOS, L. H.; ZONTA, E.; PEREIRA, M. G. Sistemas de colheita da cana-de-açúcar: conhecimento atual sobre modificações em atributos de solos de tabuleiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 9, p. 939-947, 2014.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T. **NeoTropTree, Flora arbórea da Região Neotropical: Um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação**. Universidade Federal de Minas Gerais. Disponível em: <<http://www.icb.ufmg.br/treetatlan>>. Acesso em: 20. out. 2014.
- PARKER, G. G.; BROWN, M. J. Forest canopy stratification - is it useful? **The American Naturalist**, Chicago, v. 155, n. 4, p. 473-484, 2000.
- PINHEIRO, E. S.; DURIGAN, G. Diferenças florísticas e estruturais entre fitofisionomias do cerrado em Assis, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.36, n.1, p.181-193, 2012.
- PINHEIRO, E. S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 441-454, 2009.
- PINHEIRO, E. S.; MONTEIRO, R. Contribution of forest species to the floristic composition of a forested savanna in southeastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v.49, n.5, p.763-774, 2006.
- PINHEIRO, E. S.; MONTEIRO, R. Florística de uma Floresta Estacional Semidecidual, localizada em ecótono savânico-florestal, no município de Bauru, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 22, n.4, p.1085-1094, 2008
- RANGA, N.T; REZENDE, A. A.; CAVASSAN, O.; TONIATO, M.T.Z.; FILHO, R.C.; STRANGHETT, V. Caracterização florística de remanescentes de vegetação nativa da região noroeste do estado de São Paulo In: NECCHI JR, O. (Org.) **Fauna e Flora de Fragmentos Florestais Remanescentes da Região Noroeste do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Holos, p. 97-128, 2012.
- REFLORA- HERBÁRIO VIRTUAL. Disponível em: < <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/>>. Acesso em 10.mar.2016.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. D.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. D. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza Conservação**, Curitiba, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.
- REIS, S. M.; LENZA, E.; MARIMON, B. S.; GOMES, L.; FORSTHOFER, M.; MORANDI, P. S.; ELIAS, F. Post-fire dynamics of the woody vegetation of a savanna forest (Cerradão) in the Cerrado-Amazon transition zone. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 29, n. 3, p. 408-416, 2015.
- RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. L. R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2008. 250p.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. 256 p.

ROZZA, A. F. **Florística, fitossociologia e caracterização sucessional em uma floresta estacional semidecidual: Mata da Virgínia, Matão, SP**. 1997. 195 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 1997.

ROZZA, A.F. **Manejo e regeneração de trecho degradado de Floresta Estacional Semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra**, 2003. 150p. Tese (Pós-Doutorado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual de Campinas. Campinas. 2003.

ROZZA, A. F.; FARAH, F. T; RODRIGUES, R. R. Ecological management of degraded forest fragments. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Eds). **High diversity forest restoration in degraded areas Methods and projects in Brazil**, Nova York: Nova Science Publishers, p. 171-196, 2006.

SANTOS, B. A.; PERES, C. A.; OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C. P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 141, n. 1, p. 249-260, 2008.

SANTOS, K; KINOSHITA, L. S.; SANTOS, F. A.M. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 135, n. 2, p. 268-277, 2007.

SANTOS, K. F.; FERREIRA, T. S.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; VANDRESEN, P. B.; COSTA, A.; SPADA, G.; SCHMITZ, V.; SOUZA, F. Regeneração natural do componente arbóreo após a mortalidade de um maciço de taquara em um fragmento de floresta ombrófila mista em Lages-SC. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 107-117, 2015.

SCARPINELLA, G.A.; MIRANDA, R.B; MAUAD, F.F. Carreadores da cultura da cana-de-açúcar: vantagens e desvantagens do tratamento do subleito. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, Rio de Janeiro, v.29. 2013.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Floresta**, Curitiba, v. 36, n. 1, p. 59-74, 2006.

SÃO PAULO. Resolução SMA/057 de 5 de junho de 2016 . Publica a segunda revisão da lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/files/2016/06/Resolu%C3%A7%C3%A3o-SMA-057-2016-subst-300616.pdf>>. Acesso em: 16.jun.2016.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, n. 06, p. 865-882, 2000.

SIFESP- SISTEMA DE INFORMAÇÕES FLORESTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp/>>. Acesso em: 10.nov. 2014.

SILVA, G. M.; NETO, C. P. Certificação de produtos agrícolas no Brasil: panorama atual e tendências futuras. **Revista de Administração Pública**, São Paulo, v. 31, n. 3, p. 103-115, 1997.

SILVA, L. A.; SOARES, J. J. Levantamento fitossociológico em um fragmento de Floresta Estacional Semidecídua, no município de São Carlos, SP. **Acta Botânica Brasilica**, Belo Horizonte, v.16, n. 2, p.205-216, 2002.

SILVÉRIO, D. V.; BRANDO, P. M.; BALCH, J. K.; PUTZ, F. E.; NEPSTAD, D. C.; OLIVEIRA-SANTOS, C.; BUSTAMANTE, M. M. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences**, Londres, v. 368, n. 1619, p. 20120427, 2013.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's forest code. **Science**, Londres, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.

SOLAR, R. R. D. C.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; THOMSON, J. R.; CHAUL, J. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology letters**, Zaragoza, v. 18, n. 10, p. 1108-1118, 2015.

SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas e nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG III**. 3ª edição, Nova Odessa, São Paulo, Instituto Plantarum. 2012. 768p.

STANKEY, G.H.; CLARK, R.N.; BORMANN, B.T. **Adaptive management of natural resources: theory, concepts, and management institutions**. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 2005. 73p.

STERN, M.; QUESADA, M.; STONER, K. E. Changes in composition and structure of a tropical dry forest following intermittent Cattle grazing. **Revista de Biologia Tropical**, San José, v. 50, n. 3-4, p. 1021-1034, 2002.

SUDING, K N.; GROSS, K L.; HOUSEMAN, G R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology Evolution**, Amsterdam, v. 19, n. 1, p. 46-53, 2004.

SUGANUMA, Marcio S.; DURIGAN, Giselda. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, Malden, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015.

TABARELLI, M.; LOPES, A.V.; PERES, C.A. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, Hoboken, v. 40, n. 6, p. 657-661, 2008.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological conservation**, Amsterdam, v. 91, n. 2, p. 119-127, 1999.

TABARELLI, M.; PERES, C. A.; MELO, F. P. L. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: emerging prospects for tropical forest biodiversity. **Biological conservation**, Amsterdam, v. 155, p. 136-140, 2012.

TEIXEIRA, G. M.; FIGUEIREDO, P.H.A.; VALCARCEL, R.; AMORIM, T.A. Regeneração de floresta atlântica sob níveis diferenciados de perturbação antrópica: implicações para restauração **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 104, p. 533-544, 2014,

TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology Evolution**, Amsterdam, v. 11, n. 8, p. 330-333, 1996.

VIANI, R.A.G. **O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de *Eucalyptus*) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal**. 2005. 203 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

VIDAL, M. M.; PIRES, M. M.; GUIMARÃES, P. R. Large vertebrates as the missing components of seed-dispersal networks. **Biological conservation**, Amsterdam, v. 163, p. 42-48, 2013.

VICTOR, M.A.M.; CAVALLI, A.C.; GUILLAUMON, J.R.; FILHO, R. S. **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2005, 69p.

WESTOBY, M.; FALSTER, D. S.; MOLES, A. T.; VESK; P. A.; WRIGHT, I. J. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.33, p.125-159, 2002.

ZANINI, G. D.; SABRISSIA, A. F. Fogo em pastagens: estratégia de manejo? **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 12, n. 1, p. 94-103, 2013.

### **Bibliografia consultada**

BURGER, M. O. **Myrtaceae na cadeia do espinhaço: a flora do Parque Estadual do Itacolomi (Ouro Preto/Mariana) e uma análise das relações florísticas e da influência das variáveis geoclimáticas na distribuição das espécies**. 2011. 150 p. Dissertação (Mestrado em Biología Vegetal). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2011

CRUZ, F. R. **Sterculiaceae Vent. no Estado de São Paulo**. 2007. 120 p. Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente). Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. São Paulo. 2007

FURLAN, A.; GIULIETTI, A. M. A tribo Pisonieae Meisner (Nyctaginaceae) no Brasil. **Boletim de Botânica**, São Paulo v. 32, p. 145-268, 2014

GALASTRI, N. **Morfoanatomia e ontogênese de frutos e sementes de *Annona dioica* (A. St.-Hil.), *Duguetia furfuracea* (A. St.- Hil.) Saff. e *Xylopia emarginata* Mart. (Annonaceae)**. 2008. 103 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2008.

INCT - Herbário Virtual da Flora e dos Fungos. Disponível em: <<http://inct.splink.org.br/>>. Acesso em: 15.jun.2015

IPEF - Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. Disponível em: <<http://www.ipef.br/identificacao/nativas/>>. Acesso em: 15.jun.2015

JBRJ - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Jabot - Banco de Dados da Flora Brasileira. Disponível em: <<http://www.jbrj.gov.br/jabot>>. Acesso em: 15.jun.2015

KUHLMANN, M. **Frutos e sementes do Cerrado atrativos para fauna: guia de campo**. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2012, 360p

LAFETA, R. C. A. Espécies lenhosas de Solanum (Solanaceae) na Reserva Biológica de Santa Cândida, Juiz de Fora, Minas Gerais. **Hoehnea**, São Paulo, v. 29, p. 133-149, 2002

LOPES, J. C.; MELLO-SILVA, R. Annonaceae da Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 65, p. 599-635, 2014.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do brasil**. 2. ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2002a. v. 2.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do brasil**. 4. ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2002b. v.1.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do brasil**. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2009. v 3.

RAMOS, V.S.; DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SIQUEIRA, M.F.; RODRIGUES, R.R. **Árvores da floresta estacional semidecidual: guia de identificação de espécies**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2008, 320p.

SARTORI, A. L. B.; TOZZI, A.M. G. A. As espécies de *Machaerium* Pers. (Leguminosae-Papilionoideae-Dalbergieae) ocorrentes no estado de São Paulo. **Revista Brasileira Botânica**, São Paulo, v. 21, 1998.

SILVA JÚNIOR, M. C.; DOS SANTOS, G. C. **100 Árvores do Cerrado: guia de campo.** Brasília: Rede de sementes do Cerrado, 2005.

SILVA, J. O. N. **A família Myrtaceae no Parque Estadual das Dunas do Natal-RN, Brasil.** 2009. 60 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 2009.

SOARES-SILVA, L. H. **A família Myrtaceae-subtribos: Myrciinae e Eugeniinae na bacia hidrográfica do Rio Tibagi, Estado do Paraná, Brasil.** 2000. 478 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

WANDERLEY, M.G.L.; G.J. SHEPHERD; A.M. GIULIETTI; T.S. MELHEM. **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo.** São Carlos: Rima, 2003

### 3 FATORES CONDICIONANTES PARA A REGENERAÇÃO NATURAL DE REMANESCENTES FLORESTAIS EM PAISAGENS AGRÍCOLAS MUITO FRAGMENTADAS

#### Resumo

Em regiões de ecótono entre savanas florestadas e florestas estacionais altamente fragmentadas pela agricultura, fatores ambientais, antrópicos e da paisagem são fundamentais para o processo de regeneração natural desses remanescentes florestais. Este estudo procurou identificar quais fatores relacionados à variação na qualidade de habitat e/ou da estrutura da paisagem melhor explicariam a composição de espécies, riqueza e densidade da comunidade regenerante de 18 fragmentos de floresta nativa na região noroeste de São Paulo. Para isso, foi analisada a relação entre os valores descritivos do componente regenerante de cada fragmento florestal com seus valores de soma de bases e teor de argila do solo, frequência de incêndio, que representaram a qualidade do hábitat e conectividade, isolamento e área total, que representaram a estrutura da paisagem. As variáveis de qualidade de habitat foram preponderantemente mais importantes para explicar a estrutura e riqueza da comunidade regenerante. Frequência de incêndio contribuiu negativamente para a riqueza de espécies zoocóricas, pioneiras, colonizadoras e para a densidade de indivíduos zoocóricos, clímaxes de sub-bosque e clímaxes de dossel. A riqueza de espécies especialistas de florestas apresentou relação positiva com a soma de bases enquanto para as generalistas, que ocorrem nas duas formações, ocorreu o oposto, tanto para sua densidade quanto para riqueza de espécies. Igualmente, soma de bases e teor de argila no solo foram as variáveis mais importantes para a determinação da composição florística da comunidade regenerante. A conectividade e área do fragmento explicaram apenas a densidade de espécies generalistas e de zoocóricas com propágulos de tamanho médio, respectivamente, porém com importância relativamente menor que as variáveis de qualidade do habitat. Portanto, a frequência de incêndios foi o principal fator comprometedor da perpetuação da biodiversidade e a importância do gradiente edáfico para definir a composição de espécies dos remanescentes florestais do noroeste de São Paulo foi confirmada.

Palavras-chave: Ecótono; Filtros ecológicos; Fragmentação florestal; Incêndios, Noroeste de São Paulo

#### Abstract

In regions of forest-savanna boundary highly fragmented by agriculture, environmental, anthropogenic and landscape factors can it be all critical to the process of natural regeneration of forests fragments. This study aimed to identify which factors related to habitat quality and landscape composition best explain the species composition, species-richness and structure of sampling community of 18 forest fragments of northwest São Paulo. For this, it was assessed the influence of the habitat quality (soil sum of bases, soil clay content, fire frequency) and landscape structure (functional connectivity, isolation and total size of these forest remnants) on the descriptive values of saplings communities. The habitat quality were more important to explain the density, species-richness and species composition of the sapling communities. Fire frequency contributed negatively to species-richness of zoochorous species, pioneer species and colonizers group (species found only at sapling

community) and to the sapling density of zoochorous species, shade-tolerant canopy species and shade-tolerant understory species. The species-richness of forest-specialist species was positively related to the soil sum of bases but to the sapling density and species-richness of generalist species was found the opposite relation. Similarly, sum of base and clay content were the variables most related to the species composition of sapling community. Functional connectivity and the total area of the forests fragments explained only the density of generalist and zoochorous medium-seeded species, but with relatively smaller importance than the habitat quality variables. Therefore, this study showed that frequent fires was the main factor affecting negatively the biodiversity perpetuation and validated the importance of an edaphic gradient to species composition of forests remnants in the region.

Keywords: Ecotone; Ecological filters; Forest fragmentation; Fire, Northwest São Paulo

### 3.1 Introdução

O estado de São Paulo está localizado na região de transição entre dois distintos domínios vegetais do país: a Floresta Atlântica e o Cerrado. O primeiro ocorre em toda a faixa litorânea e adentra ao continente chegando à região noroeste do estado pela bacia do Rio Paraná (BRASIL, 2006). O segundo ocorre principalmente na região central, sendo o maior trecho localizado na Depressão Periférica Paulista e em algumas disjunções na região noroeste e oeste (DURIGAN e RATTER, 2006). Devido ao longo processo de ocupação antrópica e conversão de áreas de vegetação natural em agricultura, restam apenas 13,9% da cobertura original da Floresta Atlântica no estado (SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2014), enquanto para o Cerrado apenas 7,4% (SIFESP, 2014). Além das formações características de cada domínio é possível encontrar também fragmentos de ecótono Savana/Floresta Estacional, principalmente na região noroeste do estado (CAVASSAN, 2013), sobre os quais ainda pouco se conhece (DURIGAN e RATTER, 2006).

Alguns estudos sustentam a hipótese de que a ocorrência dessas formações florestais em uma mesma região estaria relacionada com as condições do solo, com base em observações de que, geralmente, florestas estacionais semidecíduais ocorrem em solos mais férteis e com maior disponibilidade hídrica que os cerradões (CAVASSAN, 2000; MORENO e SCHIAVINI, 2001; RUGGIERO et al., 2002; DURIGAN e RATTER, 2006; CAVASSAN, 2013). Ademais, estudos ecofisiológicos sobre espécies florestais e savânicas, e que demonstram características morfológicas que favorecem cada grupo para aquisição de recursos em diferentes condições edáficas, corroboram a hipótese anteriormente relatada (HOFFMANN, 2005; HARIDASSAN, 2005; HOFFMANN e FRANCO, 2008; DURIGAN et al., 2012)

Contudo, distúrbios naturais ou antrópicos podem interferir na relação existente entre a ocorrência das espécies e os fatores ambientais (CASSINI, 2011). Nesse sentido, o fogo é um dos distúrbios que está fortemente relacionado aos padrões espaciais das plantas em uma paisagem, principalmente em ecossistemas onde representa um dos principais processos de distúrbio natural, como no Cerrado (WALTER, 2006, SILVA et al., 2013).

Incêndios podem afetar de maneira diferente a sobrevivência e recrutamento das espécies, sendo algumas prejudicadas por sua ocorrência, enquanto outras necessitam do fogo para facilitar sua germinação e induzir fases reprodutivas (HOFFMANN, 1998.). O fogo pode modificar a composição e diversidade da floresta, alterando a interação entre nutrientes, herbivoria e plântulas (MASSAD et al., 2015). A ocorrência do fogo também tem sido relacionada com os padrões das diferentes formações fitofisionômicas existentes no Cerrado, o que reforça sua influência sobre as comunidades (PINHEIRO e DURIGAN, 2009). Pesquisas tratando especificamente da vegetação de Cerrado indicam que modificações no regime de queimadas alteram a proporção de plantas herbáceas e lenhosas e até mesmo a flora, com imigração ou extinção de espécies (HOFFMANN 1998; MOREIRA 2000). Em regiões de transição entre savana e floresta, onde o fogo pode ser considerado parte decisiva para moldar a paisagem, sua supressão poderia ser considerada como distúrbio que favoreceria a ocorrência de espécies não adaptadas ao fogo (DURIGAN e RATTER, 2006; PINHEIRO e DURIGAN, 2009, PIVELLO, 2011; SILVA et al., 2013). Do contrário, a atual ocorrência do fogo em áreas florestais conduziria a fisionomias mais abertas devido a elevada taxa de mortalidade, aumento da incidência de luz e favorecimento da vegetação rasteira da savana (PIVELLO, 2011; SILVÉRIO et al., 2013; MASSAD et al., 2015).

Outro aspecto influente é o processo de fragmentação e destruição de hábitat, que pode resultar em drástica mudança na composição da comunidade (LAURANCE et al., 2006; TABARELLI e LOPES, 2008) e em processos naturais de dinâmica de formação dos ecossistemas florestais (FAHRIG, 2003; HARPER et al., 2005). Isso porque a fragmentação afeta as condições de luminosidade, temperatura, umidade e vento, devido ao aumento da área em contato com ambientes não florestais (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Conseqüentemente, esse processo cria fatores que podem interferir na germinação, recrutamento e mortalidade de plântulas (HARPER et al., 2005) e na dispersão das espécies ao longo da paisagem (TURNER, 1989; TURNER e CORLETT, 1996; MELO et al., 2006; SANTOS et al., 2007; SANTOS et al. 2008; JESUS et al., 2012).

Apesar desses fatores – ambientais, antrópicos e da paisagem - serem fundamentais para o desenvolvimento de ecossistemas florestais, estudos que avaliem de forma conjunta a

importância dos mesmos para o processo de regeneração natural dos remanescentes situados em área de transição entre o Cerrado e o Domínio Atlântico são escassos. Nesse sentido, pesquisas que contribuíssem para o preenchimento dessa lacuna seriam cruciais para o planejamento de estratégias conservacionistas dessas regiões altamente biodiversas.

A partir da análise de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo, foi identificado que o componente regenerante desses remanescentes apresenta valores de riqueza e diversidade  $\alpha$  significativamente menor ou equivalente ao encontrado nos componentes arbóreos, embora ambos tivessem composição de espécies significativamente correlacionada. Além disso, alguns dos remanescentes apresentaram densidade de regenerantes inferior a encontrada em outras florestas do estado, e até mesmo inferior a plantios de restauração com menos de cinco anos (RODRIGUES et al., 2009). Com base nesses resultados, foram levantadas hipóteses de que perturbações antrópicas poderiam ser as principais causas para o padrão observado. No entanto, considerando as condições da região, ecótono entre dois domínios e paisagem altamente fragmentada, fatores ambientais e da estrutura da paisagem também podem ser influentes. Portanto, nesse estudo a seguinte pergunta foi estabelecida: quais fatores exercem maior influência sobre composição, densidade e riqueza de espécies estabelecidas no componente regenerante desses remanescentes florestais? De acordo com a literatura, a intensidade e frequência de distúrbios e as condições ambientais locais parecem ser fatores mais determinantes sobre a composição e estrutura das comunidades vegetais (TURNER e CORLETT, 1996, TURNER, 2010; ALOFS et al., 2014). No caso dos remanescentes florestais do presente estudo, Rossa-Feres et al. (2012) e Tambosi et al. (2012) não encontraram relação entre a estrutura da paisagem sobre a riqueza do componente arbóreo e concluíram que o histórico de perturbação poderia ser o principal motivo que explicaria o padrão de riqueza para esse componente. Ademais, Mardegan (2012) conclui que, para a região, os fatores edáficos foram preponderantes para a ocorrência de espécies de savana em formações florestais, confirmando a hipótese do determinismo edáfico. Dessa forma, foi testada a hipótese de que a qualidade do hábitat tem maior influência sobre a estrutura e riqueza da comunidade regenerante do que as características da paisagem.

Portanto, nesse capítulo foram utilizados dados sobre soma de bases no solo, teor de argila e ocorrência de focos de incêndio para a representar a qualidade do hábitat e métricas de conectividade, isolamento e tamanho do fragmento representaram a estrutura da paisagem para verificar qual ou quais deles explicaria melhor o padrão de composição, riqueza e

densidade de grupos de espécies arbóreas registradas no componente regenerante dos 18 remanescentes florestais inseridos em paisagem agrícola altamente fragmentada.

## **3.2 Material e Métodos**

### **3.2.1 Variáveis respostas**

#### **COMO VARIÁVEIS RESPOSTAS FORAM UTILIZADOS OS VALORES DE TOTAL E POR GRUPOS DE ESPÉCIES DETERMINADOS NO CAPÍTULO ANTERIOR PARA CADA FRAGMENTO (**

ANEXO A e ANEXO B). No entanto, para o grupo de dispersão as espécies foram classificadas de acordo com sua síndrome de dispersão em autocóricas, anemocóricas e zoocóricas (VAN DER PIJL, 1982). Além disso, para cada síndrome consideramos os tamanhos de seus propágulos conforme classificação adotada também no capítulo anterior.

Para se obter a variável que representasse a composição de espécies regenerantes dos fragmentos foram utilizados apenas os dados de presença e ausência. Através da elaboração de uma matriz de distância de Bray–Curtis, a variável composição foi obtida por meio da técnica multivariada NMDS (BORCARD et al., 2012). Para as análises de dados foi utilizado apenas o primeiro eixo da NMDS.

### **3.2.2 Variáveis preditoras**

As variáveis preditoras foram divididas em categorias que pudessem demonstrar tanto a qualidade do hábitat, representado pelas condições edáficas e perturbação antrópica, neste caso incêndios, quanto a estrutura da paisagem onde os fragmentos estavam inseridos (ANEXO G).

As informações sobre incêndios que ocorreram nos fragmentos foram obtidas através do banco de dados de monitoramento de queimadas, administrados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE e disponibilizados gratuitamente pela internet (INPE, 2015). Segundo o Instituto, neste monitoramento são utilizados todos os satélites que possuem sensores óticos operando na faixa termal-média de 4µm. São processadas operacionalmente, na Divisão de Satélites e Sistemas Ambientais - DSA as imagens AVHRR dos satélites polares NOAA-15, NOAA-16, NOAA-18 e NOAA-19, as imagens MODIS dos satélites

polares NASA TERRA e AQUA e as imagens dos satélites geoestacionários GOES-12, GOES-13 e MSG-2. Cada satélite de órbita polar produz pelo menos um conjunto de imagens por dia, e os geoestacionários geram algumas imagens por hora, sendo que no total o INPE processa mais de 100 imagens por dia especificamente para detectar focos de queima da vegetação. Trabalhos de validação de campo indicam que uma frente de fogo com cerca de 30 m de extensão por 1 m de largura, ou maior, pode ser detectada. Entretanto, como o elemento de resolução espacial (pixel) do satélite tem 1 km<sup>2</sup> ou mais, uma queimada de algumas dezenas de m<sup>2</sup> pode ser identificada como tendo pelo menos 1 km<sup>2</sup>. Assim, um foco de queima, que aqui é igual pixel de queima, pode indicar tanto uma pequena queimada, assim como, várias pequenas queimadas ou uma muito grande no seu interior. Ou seja, este sistema do INPE detecta a existência de fogo na vegetação sem ter condições de avaliar o tamanho da área que está queimando ou o tipo de vegetação afetada e por isso essa variável (tamanho da área afetada pela queimada) não foi utilizada. Neste banco de dados, foram baixados em arquivo kml, pontos com coordenadas geográficas e data de ocorrência de todos os focos de incêndios no estado de São Paulo entre o período de 1998 até o ano de coleta de dados do componente regenerante, que ocorreu entre 2007 e 2009. Em seguida, foi calculada a frequência de incêndios em um período de dez anos com base no número de focos de incêndios registrados dentro do perímetro de cada fragmento.

As coletas e análises do solo dos fragmentos foram feitas a partir de 2009, no estudo realizado por Mardegan (2012) para obtenção dos valores de macro e micronutrientes. Os pontos de coleta das amostras de solo foram nos transectos A, C e E dos fragmentos, no primeiro, terceiro e quinto bloco e sempre na região central de cada bloco (Figura 2; capítulo 2). Em cada ponto foi coletado uma amostra de solo de 0 a 20 cm e a outra de 20 a 40 cm de profundidade, totalizando 18 amostras compostas por fragmento, das quais foram utilizados seus valores médios para que o número de amostras fosse igual às demais variáveis (incêndios e estrutura da paisagem). A metodologia do protocolo da coleta de análise química dos solos foi baseada no Manual de Métodos Analíticos da EMBRAPA (1987). Para melhores informações sobre a caracterização dos solos dos fragmentos, consultar Mardegan (2012).

Para informações sobre a estrutura da paisagem, foram utilizadas as métricas calculadas por Tambosi et al. (2012), obtidas através de um mapeamento de cobertura das terras para um raio de 10 km a partir do centro dos fragmentos amostrados. O mapeamento foi realizado por interpretação visual e classificação manual de composições coloridas de imagens do satélite Landsat-5 TM. Foram utilizadas imagens adquiridas junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais dos anos de 2007 e 2008 que correspondem ao período em

que foram realizadas as coletas biológicas no campo. Com isso foram geradas as seguintes variáveis:

- **CORE**: área nuclear, em hectares, dos fragmentos amostrados, descontando um efeito de borda de 100 metros;
- **AREA**: área dos fragmentos amostrados, em hectares;
- **SHAPE**: índice de forma dos fragmentos com valores que variam de 1 ao infinito, sendo que o valor 1 é atribuído aos fragmentos compactos e os valores aumentam a medida que os fragmentos se tornam mais irregulares;
- **ENN**: medida, em metros, de isolamento do fragmento pelo cálculo da distância euclidiana ao fragmento vizinho mais próximo;
- **A1000**: área, em hectares, de vegetação nativa em um raio de 1 km a partir do centro dos fragmentos amostrados.
- **A2000**: área, em hectares, de vegetação nativa em um raio de 2 km a partir do centro dos fragmentos amostrados.
- **A3000**: área, em hectares, de vegetação nativa em um raio de 3 km a partir do centro dos fragmentos amostrados.
- **A5000**: área, em hectares, de vegetação nativa em um raio de 5 km a partir do centro dos fragmentos amostrados.

Também foram calculadas duas métricas baseadas na teoria dos grafos e que representam a área, em hectares, de vegetação funcionalmente conectada ao fragmento amostrado (Figura 1). Para isso foram adotadas duas capacidades de deslocamento pela matriz que correspondem a 120 m e 300 m (respectivamente CA120 e CA300). Para melhores informações acerca da metodologia e resultados, consulte Tambosi et al. (2012).

### 3.2.3 Análise dos dados

**PARA CONFIRMAR A CONSISTÊNCIAS DOS GRUPOS FLORÍSTICOS FORMADOS PELO PRIMEIRO EIXO DA NMDS, FOI UTILIZADA A ANÁLISE DE SIMILARIDADE (ANOSIM). ESTA ANÁLISE É CONSIDERADA ANÁLOGA A ANOVA, PORÉM UTILIZA PERMUTAÇÃO DAS AMOSTRAS E COMPARA A SIMILARIDADE ENTRE MATRIZES DE DISTÂNCIA (OKSANEN ET AL., 2013). POSTERIORMENTE, OS VALORES DO PRIMEIRO EIXO DA NMDS FORAM CORRELACIONADOS COM A MATRIZ DE RIQUEZA POR GRUPOS DE ESPÉCIES (**

ANEXO A) para verificar qual deles foi o mais importante para a geração dos grupos florísticos identificados.

Foram feitas análises de correlação de Spearman por categoria (qualidade de habitat e estrutura da paisagem) para remover as variáveis com coeficientes de correlação superiores a 0,5 (GOTELLI e ELLISON, 2011). Como resultando, foram selecionadas as variáveis apresentadas no ANEXO G. Em seguida todas as variáveis, respostas e preditoras, foram analisadas em gráficos de dispersão no intuito de se verificar as relações existentes.

Para avaliar a importância relativa da qualidade do habitat e estrutura da paisagem sobre o componente regenerante foi utilizada regressão linear múltipla para o ajuste de modelos (GOTELLI e ELLISON, 2011). Inicialmente, foram utilizadas como modelo global todas as variáveis preditoras em conjunto e depois foram analisadas as variáveis divididas por categoria. Nesses casos, as variáveis foram padronizadas em escala de desvio-padrão para se evitar problemas com escalas diferentes e facilitar a interpretação das análises. Ao fim, foi verificada a relação de cada variável preditora em escala padronizada, uma-a-uma, com as variáveis respostas. Ao todo, foram testados dez modelos para cada variável resposta.

Os modelos ajustados foram comparados através dos valores de  $\Delta AIC$ , em que foram considerados os mais parcimoniosos apenas aqueles com valor  $\Delta AIC < 2$  (BURNHAM e ANDERSON, 2002). Para cada um destes, foi feito o diagnóstico para verificar a ocorrência de pontos discrepantes, utilizando o teste de ajuste de Bonferroni e análise gráfica de resíduos studentizados (GOTELLI e ELLISON, 2011). Pontos influentes foram verificados através da medida de distância de Cooks'D. Além disso, foi verificado se o modelo apresentava resíduos com distribuição normal e heterocedasticidade através do teste Shapiro-Wilk e análise gráfica Quantil-Quantil, para o primeiro caso, e regressão linear entre os valores ajustados e resíduos do modelo e análise gráfica dos resíduos para o segundo caso (GOTELLI e ELLISON, 2011). Quando identificados modelos com resíduos não-normais, heterocedásticos e pontos caracterizados como discrepantes e influentes, as variáveis foram submetidas a transformação logarítmica utilizando o logaritmo natural (ln) e/ou os pontos removidos e, em seguida, o modelo foi reajustado. Finalmente, foram selecionados apenas modelos com resíduos

normais, variâncias homogêneas, sem pontos discrepantes e influentes, com menor erro-padrão, maior  $R^2$  e valor de  $p < 0.05$ .

### 3.3 Resultados

#### 3.3.1 Densidade e riqueza de espécies

As variáveis que representavam a qualidade de habitat foram preponderantemente mais importantes que aquelas relacionadas à estrutura da paisagem para explicar a densidade dos grupos de espécies encontrados na regeneração natural. Apenas duas variáveis dessa categoria foram importantes: a área do fragmento e a área conectada funcionalmente (CA300) (ANEXO H). Já para as populações estabelecidas e os grupos de espécies de sub-dossel, sub-bosque, autocóricas, secundárias e clímaxes de sub-bosque, nenhuma variável de ambas categorias explicou suas densidades (ANEXO H).

A frequência de incêndios apresentou relação exponencial com as variáveis respostas, influenciando negativamente a densidade total de regenerantes (Figura 10a), das colonizadoras (Figura 10b), das espécies pioneiras (Figura 10c) e das zoocóricas, independente da classificação fisionômica dos remanescentes florestais. Para este último grupo, o teor de argila também foi uma das variáveis importantes que explicaram sua densidade, influenciando-a positivamente (Figura 11), assim como também foi a única variável que influenciou positivamente a densidade de clímaxes de dossel (Figura 12).

Considerando a quantidade de modelos selecionados, a soma de bases foi a variável mais importante, apresentando relação exponencial e quadrática com as variáveis respostas (Anexo H). Nesses casos, foi possível verificar que os remanescentes de floresta estacional estiveram sempre associados a solos eutróficos. Dessa forma, a variável influenciou negativamente a densidade de espécies generalistas (Figura 13a) e as espécies de dossel (Figura 14c), indicando que os fragmentos classificados como savana florestada e ecótono apresentavam na regeneração mais indivíduos de espécies generalistas e características de dossel. Para as generalistas, a área funcionalmente conectada também influenciou negativamente sua densidade (Figura 13b). Por outro lado, para a densidade de especialistas

de florestas, a soma de bases apresentou influência positiva (Figura 14a), atingindo maiores valores em solos eutróficos.

Para os grupos de espécies emergentes foi possível identificar que os fragmentos de savana florestada e ecótono apresentaram maiores densidades destes dois grupos quando os solos apresentavam maiores valores de soma de base, enquanto para os fragmentos de floresta estacional a densidade manteve-se relativamente constante com o aumento da soma de bases no solo. Por esse motivo, a relação de anemocóricas e emergentes foi quadrática, atingindo valores máximos de densidade próximo a níveis médios de soma de bases (Figura 14).

Nenhuma das variáveis de estrutura da paisagem explicou os valores de riqueza dos grupos de espécies do componente regenerante (ANEXO I). Para riqueza total e dos grupos de especialistas de floresta, emergente, sub-dossel, sub-bosque, pioneiras e secundárias iniciais nenhuma variável das duas categorias foi importante para explicar o número de espécies encontradas nos fragmentos.

Assim como para densidade, a soma de bases apresentou a mesma influência para a riqueza dos grupos de espécies generalistas, espécies de dossel, e anemocóricas. Da mesma forma, ficou evidente que esses grupos foram mais ricos em remanescentes classificados como savana florestada e ecótono. Portanto, espécies generalistas e de dossel também apresentaram relação exponencial negativa com a soma de bases enquanto as anemocóricas apresentaram maior número de espécies naqueles remanescentes de savana florestada e ecótono que apresentavam maior valor de soma de base no solo. Para os fragmentos de floresta estacional o número dessas espécies diminuiu com o aumento da soma de bases no solo. Essa mesma relação foi observada para o grupo das espécies autocóricas (Figura 15).

Já a frequência de incêndios apresentou relação exponencial negativa com a riqueza de espécies de sub-bosque, zoocóricas, clímaxes de dossel ou de sub-bosque (Figura 16). No caso destes dois últimos grupos, em geral, o primeiro apresentou maior riqueza nos remanescentes classificados como savana florestada e para o segundo grupo, a riqueza foi maior em florestas estacionais. Mesmo assim, ambos os grupos apresentam diminuição do número de espécies com o aumento da frequência do fogo, independente da formação vegetacional dos remanescentes

### 3.3.2 Composição florística

Através da análise NMDS ( $k=3$ ;  $stress=0,88$ ) foi possível identificar três grupos com diferenças florísticas significativas (ANOSIM;  $p<0,001$ ) através de seu primeiro eixo. Esse

representou um gradiente na proporção de espécies especialistas de floresta, que foi confirmado pela alta correlação positiva (0,89) com o grupo (Figura 17a).

O primeiro grupo (GF1) ao longo do NMDS 1 foi formado pelos fragmentos G2, G3, G6, G7, G8; P1; P2 e P5, o segundo grupo (GF2) foi formado pelos fragmentos G1, G4, P3 e P4 e o terceiro grupo (GF3) pelos fragmentos G5, G9, P6, P7, P8 e P9. Nesse ordenamento, considerando apenas a composição florística do componente regenerante, foi constatado que o fragmento G2 está mais relacionado com fragmentos que pertencem a fisionomias de savana florestada.

As variáveis preditoras que melhor explicaram o padrão da composição de espécies regenerantes, representado pelo primeiro eixo da NMDS, foram a soma de bases e o teor de argila (Figura 17b). Como a composição florística foi representado pelo predomínio de espécies especialistas nos remanescentes, foi visto que a soma de bases apresentou influência positiva, enquanto o teor de argila no solo teve uma relação negativa (Anexo I). Esse resultado reforça o gradiente na composição de espécies da regeneração natural entre savana florestada e floresta estacional observado nas análises anteriores, estando sempre a última associada a solos mais ricos em nutrientes.



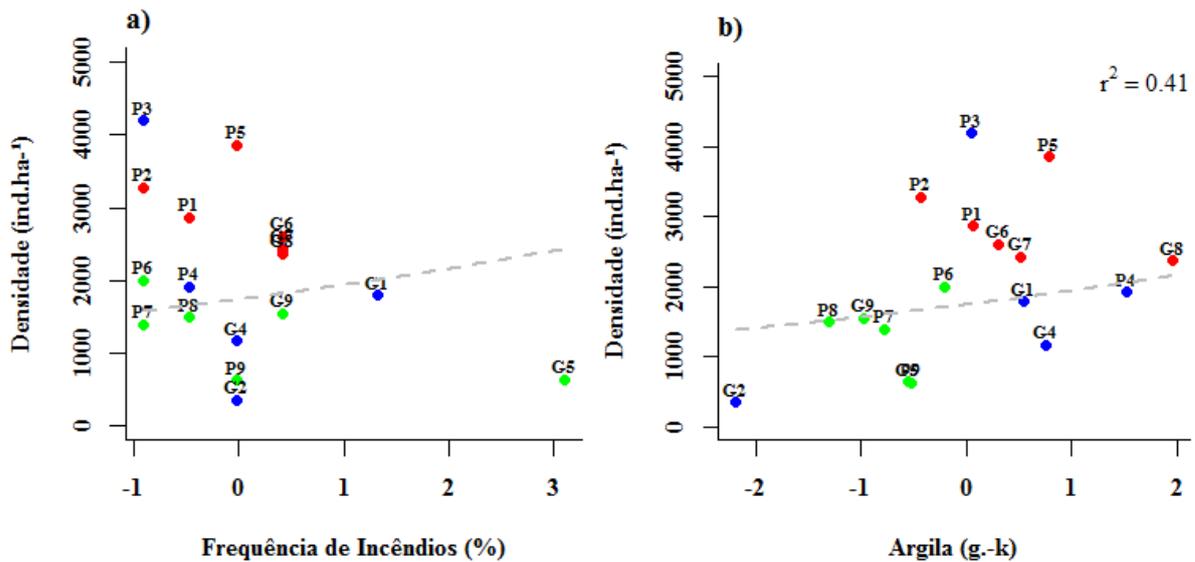


Figura 11 - Densidade regenerantes (ind.ha<sup>-1</sup>) zoocóricos e relação com (a) a frequência de incêndios (%) ocorridos entre 1998 e 2008 e (b) com a média do teor de argila (g.k<sup>-1</sup>) nos solos dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional.

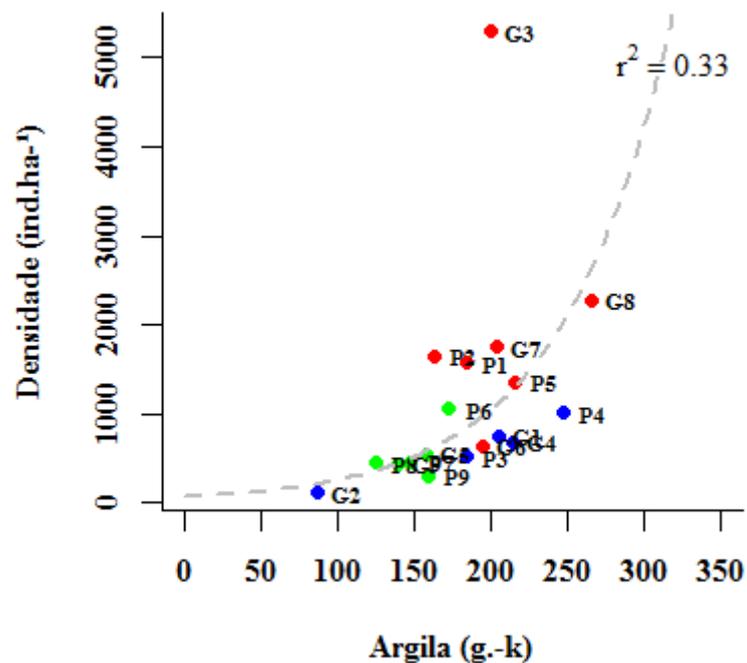


Figura 12 - Densidade de regenerantes (ind.ha<sup>-1</sup>) clímaxes de dossel e sua relação com a média do teor de argila (g.k<sup>-1</sup>) nos solos dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional.

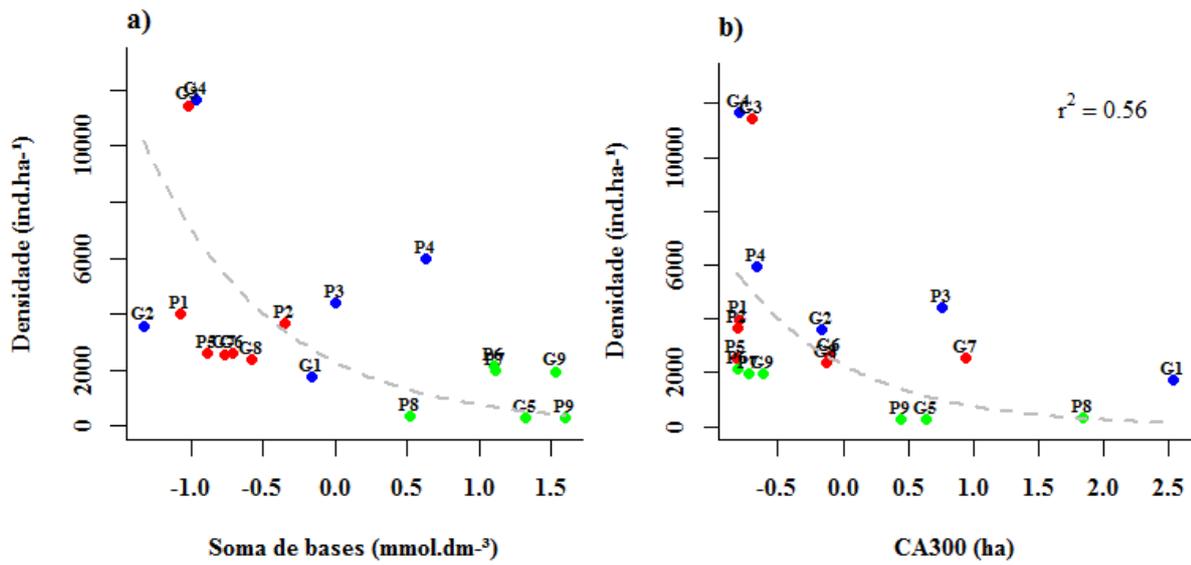


Figura 13 - Densidade de regenerantes (ind.ha<sup>-1</sup>) generalistas e sua relação com (a) a média da soma de bases (mmol.dm<sup>-3</sup>) do solo e (b) área em hectares de vegetação funcionalmente conectada (CA300) dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional.

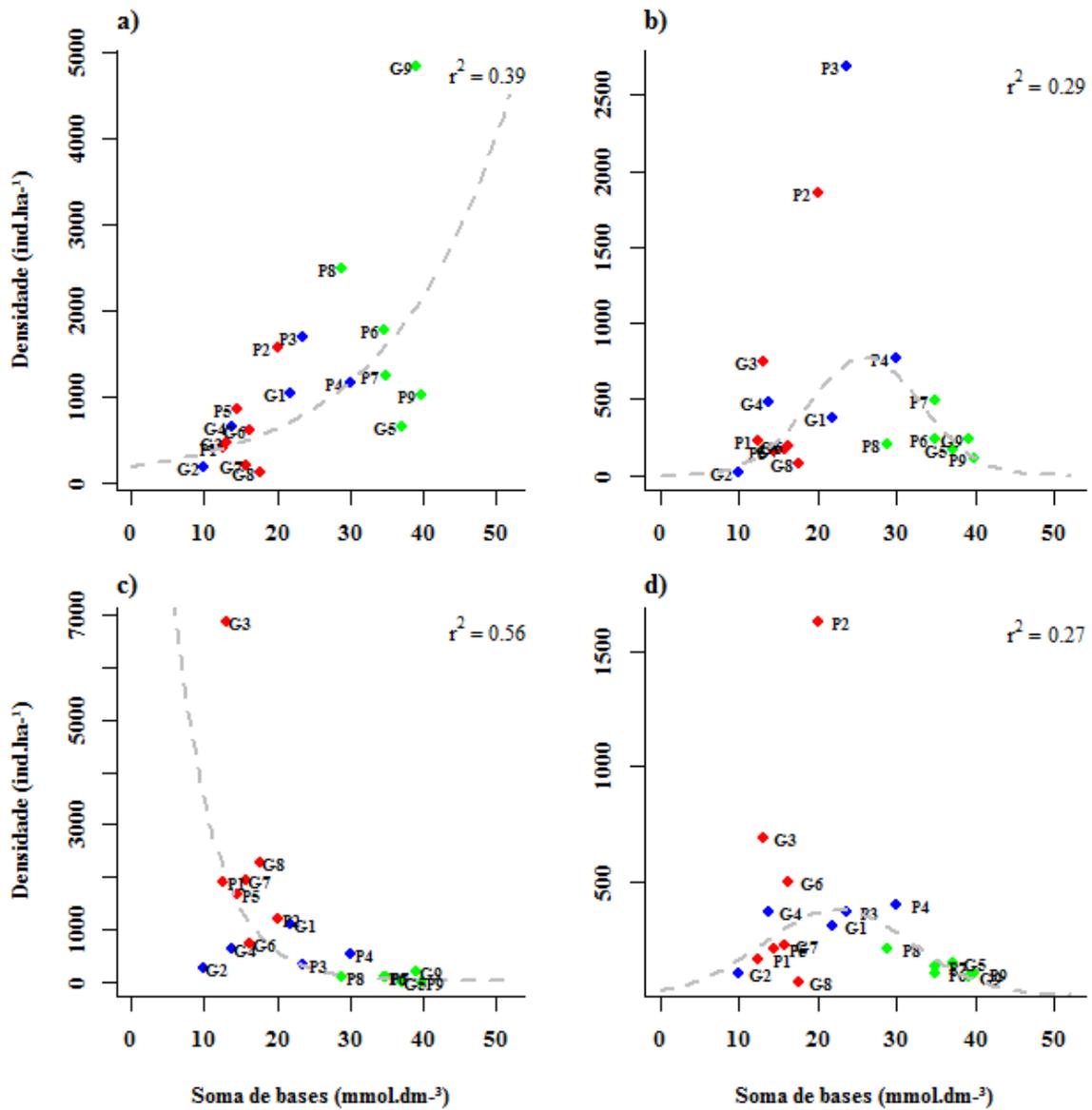


Figura 14 - Densidade de indivíduos regenerantes (ind.ha<sup>-1</sup>) com a média da soma de bases (mmol.dm<sup>-3</sup>) do solo dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. a) Densidade de especialistas de florestas; b) Densidade de espécies emergentes; c) Densidade de espécies de dossel; d) Densidade de espécies anemocóricas. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional.

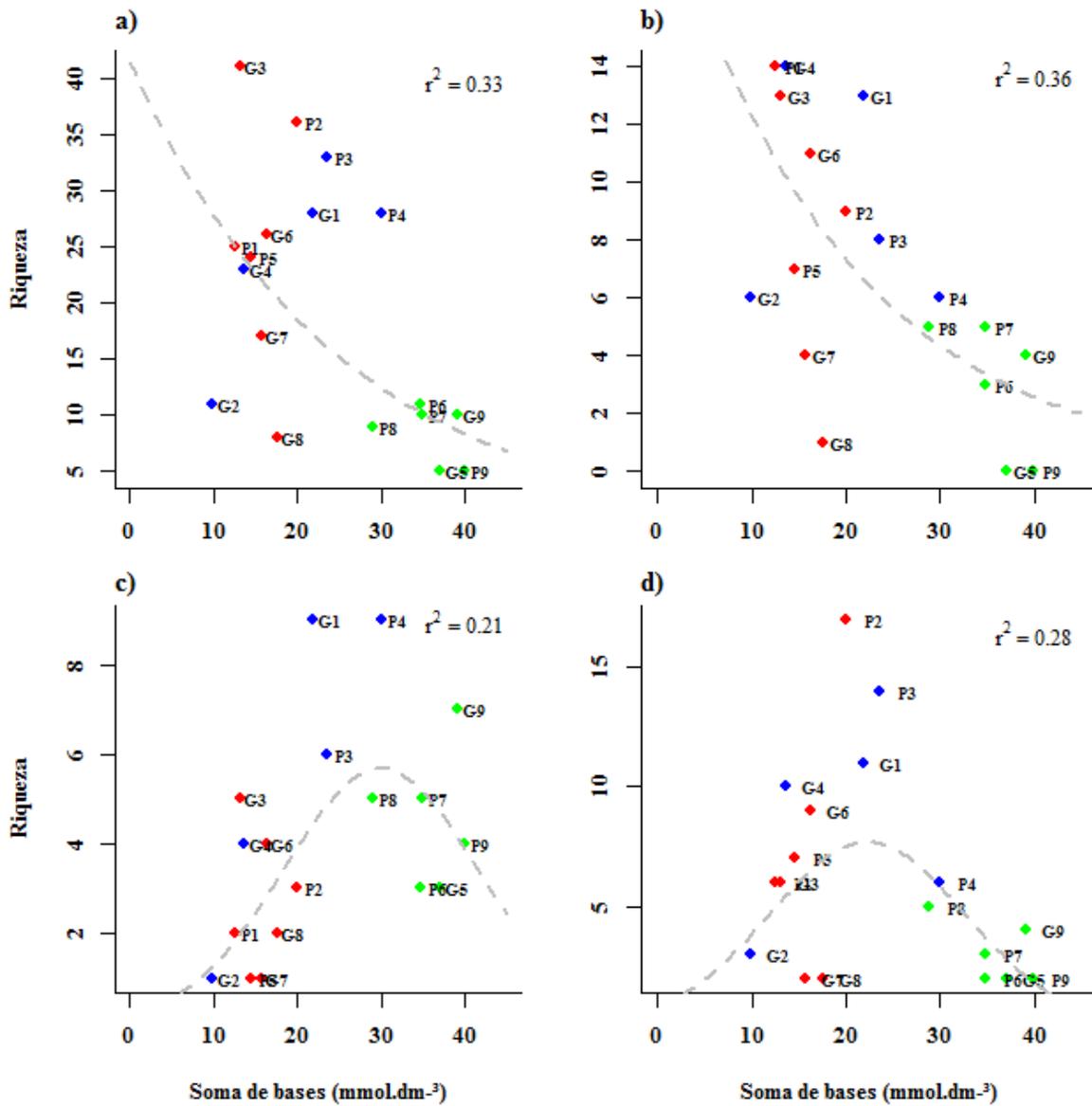


Figura 15 - Riqueza absoluta de regenerantes e sua relação com a média da soma de bases ( $\text{mmol.dm}^{-3}$ ) do solo dos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. a) Riqueza de espécies generalistas; b) Riqueza de espécies de dossel; c) Riqueza de espécies autocóricas; d) Riqueza de espécies anemocóricas. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional.

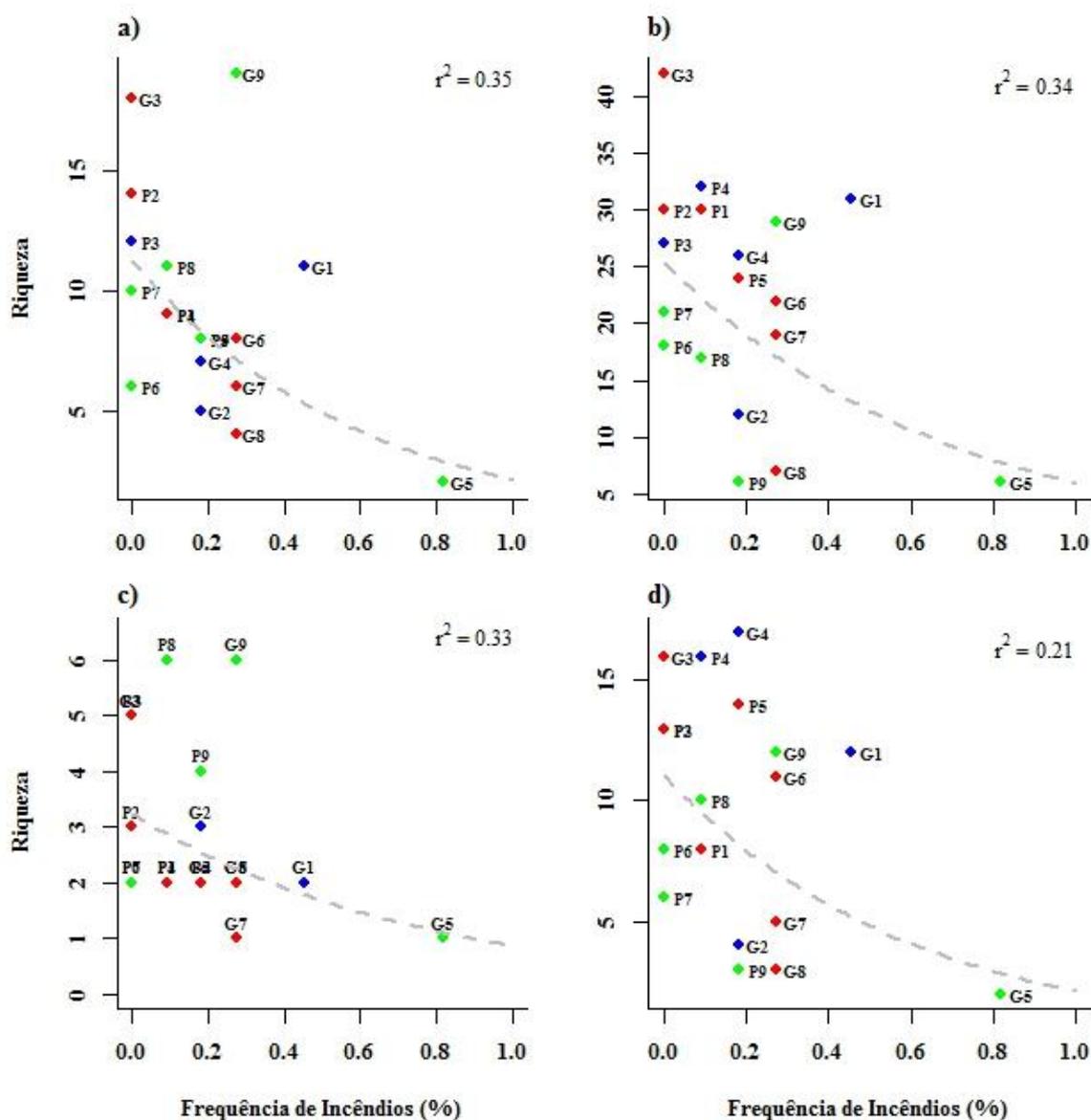


Figura 16 - Riqueza absoluta de regenerantes e sua relação com a frequência de incêndios (%) ocorridos entre 1998 e 2008 nos 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. a) Riqueza de espécies zoocóricas; b) Riqueza de espécies clímaxes de dossel; c) Riqueza de espécies clímaxes de sub-bosque; d) Riqueza de espécies de sub-bosque. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional.

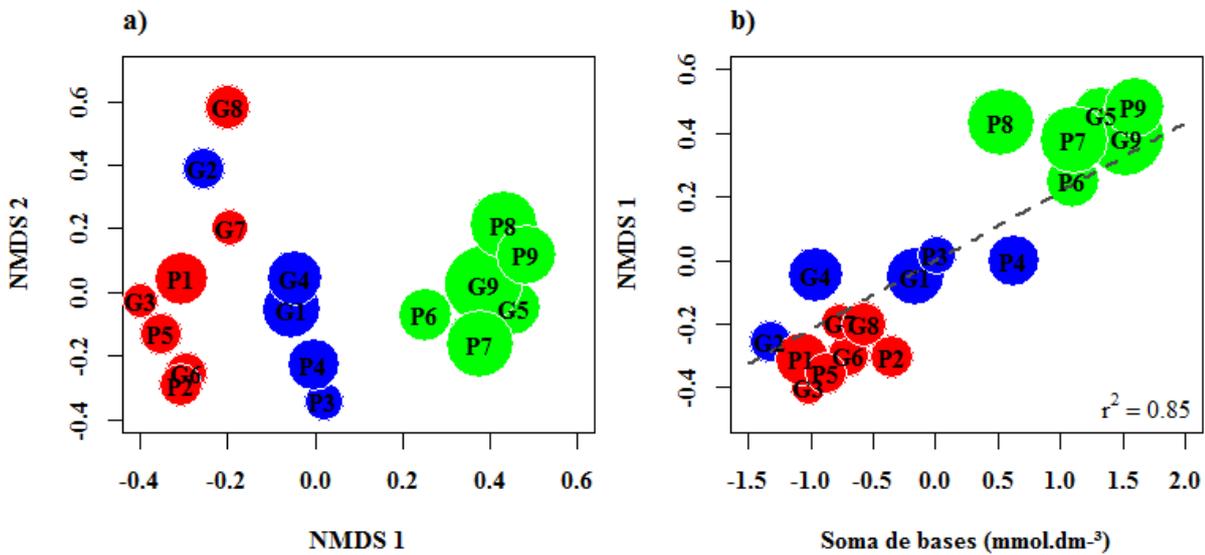


Figura 17 - (a) Escalonamento Multidimensional Não-Paramétrico (NMDS) obtido através de uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis baseado na presença e ausência das espécies regenerantes em 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. (b) Relação entre a composição florística regenerante (NMDS 1) e a média da soma de bases do solo dos fragmentos florestais. Classificações fitofisionômicas segundo Mardegan (2012): verde: Floresta Estacional Semidecidual Montana; vermelho: Savana Florestada; azul: Ecótono Savana/Floresta Estacional. O tamanho dos círculos representa a proporção (%) de espécies especialistas de florestas encontrada no componente regenerante de cada fragmento.

### 3.4 Discussão

#### 3.4.1 Densidade e riqueza de espécies

A qualidade do hábitat foi o mais importante fator condicionante para estrutura, riqueza e composição do componente regenerante dos fragmentos florestais inseridos em paisagens agrícolas. Tanto a frequência de incêndios quanto a soma de bases na camada superficial do solo foram os fatores que melhor explicaram a densidade e riqueza total e dos grupos de espécies. Apenas para os grupos de espécies generalistas e zoocóricas de frutos médios, a estrutura da paisagem também demonstrou ser influente, embora com contribuição relativamente menor do que as variáveis de qualidade do hábitat. Portanto, O presente estudo corroborou com os resultados obtidos por Tambosi et al. (2012), onde os mesmos também não encontraram relação da riqueza total das espécies do componente arbóreo dos fragmentos com as variáveis de estrutura da paisagem. No entanto, a alta variabilidade em riqueza e densidade de indivíduos nos fragmentos que sofreram menos incêndios indica que outros fatores – inclusive aqueles que não foram abordados em nosso estudo - também podem ser importantes

para os padrões descritivos do componente regenerante. Por isso, apesar de termos evidenciado marcada importância das variáveis que descrevem a qualidade dos fragmentos, não podemos desconsiderar alguma influência da estrutura da paisagem sobre a regeneração natural dos remanescentes. Por causa da fragmentação e destruição de habitat, populações que em paisagem de florestas contínuas encontravam-se estáveis podem se tornar vulneráveis à extinção por apresentarem menor taxa de germinação, sobrevivência e maior taxa de mortalidade, ou então, indivíduos com baixa variabilidade genética mais sujeitos a morte em situações ambientais adversas (PRIMACK e RODRIGUES, 2001). A estrutura da paisagem pode ser importante para a resiliência dos ecossistemas impactados pelo fogo, devido a relação com a capacidade de dispersão das espécies (JESUS et al., 2012). No caso do fragmento G5 (o mais impactado pelo fogo) a densidade do componente regenerante poderá ser rapidamente restabelecida após suspensão dos incêndios, devido a existência de fonte de propágulos das florestas vizinhas ou de trechos do próprio fragmento talvez não impactados. Isto porque, em uma Floresta Estacional Semidecidual em São Paulo, 24 meses após um incêndio, a maior parte dos indivíduos regenerantes eram provenientes do banco e chuva de sementes (MELO e DURIGAN, 2010), indicando como estes mecanismos podem ser importantes para o processo de sucessão natural após distúrbios nessa fisionomia. A capacidade de rebrota dos indivíduos arbóreos também é outro importante fator que pode contribuir para esse processo (RODRIGUES et al., 2005).

A medida que a frequência de incêndios aumentou, ocorreu uma sobreposição do efeito do fogo sobre todos os outros fatores, como pôde ser evidenciado pela diminuição da variação dos padrões descritivos do componente regenerante com o aumento da frequência de incêndios. Um exemplo desta “sobreposição” foi a redução da densidade das espécies colonizadoras devido a ocorrência do fogo. Considerando que este grupo é caracterizado por espécies novas registradas apenas no componente regenerante, era esperada relação com as variáveis da paisagem, como aumento da área total e conexão com outros fragmentos (CA300) ou diminuição da distância entre florestas (ENN), porém nenhum desses fatores apresentou relação significativa. Em geral, o fogo atua negativamente sobre as florestas, contribuindo para o empobrecimento da riqueza e diversidade, diminuição da biomassa e densidade de indivíduos, além de favorecer espécies adaptadas a sua ocorrência (MASSAD et al., 2015). Como consequência, o ecossistema pode ser direcionado para uma trajetória de degradação (SILVERIO et al., 2013). Entretanto, os efeitos do fogo sobre a comunidade dependem de aspectos relacionados às condições microclimáticas internas da floresta, podendo ser mais impactantes em áreas abertas, como na borda (MELO e DURIGAN, 2010).

A alta frequência e intensidade de incêndios em ecossistemas florestais é majoritariamente prejudicial para indivíduos arbóreos de menor estatura (MARACAHIPES et al., 2014; MASSAD et al., 2015), chegando a representar cerca de 94% dos indivíduos mortos em Floresta Estacional Sempre-Verde atingida por incêndio no Mato Grosso (IVANAUSKAS et al., 2003). Portanto, nosso estudo corroborou com este fato, visto que quanto maior a frequência de incêndios, menor foi a densidade e riqueza de diversos grupos de espécies regenerantes.

O único grupo de síndrome de dispersão afetado negativamente pelos incêndios foi o das zoocóricas, tanto em densidade quanto em riqueza, especialmente aqueles com propágulos médios. As queimadas podem afetar de maneira distinta o estabelecimento de espécies zoocóricas, atuando diretamente na morte dos indivíduos já estabelecidos (MARACAHIPES et al., 2014). Indiretamente, atua na morte dos pequenos animais e afugentamento dos dispersores, geralmente os maiores e com maior mobilidade, e ambos têm influência sobre o recrutamento de indivíduos regenerantes (FRIZZO et al., 2011), principalmente das espécies com propágulos maiores, devido a relação tamanho do dispersor e do propágulo (WESTOBY et al., 2002). Como consequência, é possível que outros mecanismos de dispersão possam ser cada vez mais importantes em ecossistemas sujeitos a frequentes incêndios, já que a dispersão pelo vento pode facilitar a manutenção das populações nestas áreas (KAUFFMAN e UHL, 1990). No entanto, não foi observada relação entre densidade e riqueza de anemocóricas com a frequência de incêndios.

Outro aspecto importante é que, em alta frequência, os incêndios foram impactantes até mesmo para a densidade da comunidade de espécies pioneiras regenerantes. Do contrário ao exposto por estudos que mostram relação positiva entre níveis de perturbação e densidade de espécies pioneiras no componente regenerante (TEIXEIRA et al., 2014), o presente estudo demonstrou que quando os incêndios foram recorrentes nem mesmo espécies deste grupo sucessional foram capazes de se tornar predominantes nos fragmentos. No entanto, aqueles fragmentos onde a frequência de incêndio foi baixa, houve maior densidade de espécies pioneiras, o que pode ter ocorrido devido a suspensão da perturbação e formação de condições favoráveis a este grupo de espécies, como abertura de clareiras (GANDOLFI et al., 2000; BRANCALION et al. 2015). Além disso, no presente estudo, a riqueza de clímaxes de dossel e de sub-bosque foram explicadas apenas pela frequência de incêndios, variável que representou a qualidade do hábitat, indo contra ao observado por Metzger (2000) em Floresta Estacional Semidecidual em São Paulo, onde as espécies finais de sucessão foram influenciadas principalmente pela conectividade da vegetação florestal.

Considerando o papel crucial dos frugívoros dispersores (HOWE e SMALLWOOD, 1988; MUSCARELLA e FLEMING, 2007; NUNEZ-ITURRI et al. 2008; KURTEN, 2013) de espécies pioneiras para cicatrização de trechos perturbados (GANDOLFI, 2000) e clímaxes para manutenção e desenvolvimento de ecossistemas florestais em um sentido de florestas maduras com alta diversidade (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001; CHAZDON, 2012), esse estudo alerta sobre as sérias implicações que os incêndios exercem sobre a perpetuação e o papel de conservação da biodiversidade que remanescentes florestais fazem em paisagens agrícolas muito fragmentadas no estado de São Paulo.

Como relatado anteriormente, além dos incêndios, a disponibilidade de nutrientes no solo foi outro fator determinante para a riqueza e densidade dos grupos de espécies regenerantes. Essa relação foi mais forte para a classificação quanto à especialização de hábitat das espécies. Contudo, um aspecto inesperado foi a relação dos grupos de síndrome de dispersão com os fatores edáficos. Isto porque, por se tratar de mecanismos relacionados à capacidade de dispersão das espécies pelo ambiente (McCONKEY et al., 2012), era esperada relação principalmente com as variáveis de estrutura da paisagem, o que de fato não ocorreu. O mesmo ocorreu para a relação das variáveis do solo com os grupos do estrato vertical (dossel e emergentes), já que esses grupos estão mais relacionados ao grau de conservação da floresta (LOPES et al., 2014).

Em geral, os estudos apontam relação da síndrome de dispersão das espécies com um gradiente de umidade ou de sazonalidade das estações, onde em ambos os casos a zoocoria está relacionada à ambientes mais úmidos e com chuvas mais frequentes (HOWE e SMALLWOOD, 1986; MORELLATO e LEITÃO FILHO, 1992). Porém essa relação não é pertinente para a situação do presente estudo, pois os remanescentes apresentam condições sazonais similares. Por outro lado, há outros estudos que demonstram que os mecanismos de dispersão estão relacionados a deciduidade e altura das espécies, sendo mais comum a dispersão abiótica (anemocórica e autocórica) em espécies decíduas e emergentes (LOPES et al., 2014).

A Floresta Estacional Semidecidual apresenta como característica a ocorrência de espécies decíduas e maior estratificação vertical do que a Savana Florestada, sendo nessas mais frequentes espécies que ocupam apenas o dossel (RIZZINI, 1997; IBGE, 2012). Portanto, esse aspecto explica a maior densidade de indivíduos de dossel e de zoocóricas com o aumento do teor de argila no solo, o qual foi maior nos remanescentes de savana florestada. Por outro lado, ainda não explica a maior riqueza de autocóricas, anemocóricas e densidade de emergentes em valores intermediários de soma de base, os quais ocorreram nos fragmentos

de ecótono, e por isso, pode merecer ser objeto de próximos estudos nesses remanescentes florestais.

A literatura indica relação das espécies de savana com a ocorrência de incêndios (HOFFMANN 1998; MOREIRA, 2000; PINHEIRO e DURIGAN, 2009; SILVERIO et al., 2013) e por isso o fogo é pensado como uma forma de manejo para conservação dessas espécies (PIVELLO, 2005). De acordo com Pivello (2011), para conservação de formações savânicas em áreas protegidas, o fogo controlado poderia ser utilizado com intervalo de quatro a seis anos. Porém, como no presente estudo a frequência de incêndios foi maior que a relatada anteriormente, até mesmo as populações generalistas foram prejudicadas, como pôde ser evidenciado pelo decréscimo na densidade total de regenerantes com o aumento dos incêndios nos remanescentes com predomínio dessas populações, neste caso os de savana florestada e ecótono. Por outro lado, foi observada relação negativa de regenerantes generalistas com a conectividade da paisagem, indicando que quanto mais isolado o fragmento, maior a densidade de espécies generalistas. Esse resultado sugere que, frente a forte pressão do processo de fragmentação ocorrido na região noroeste de São Paulo e que é caracterizada como área de contato entre savanas e florestas, populações de espécies generalistas têm maior capacidade de se perpetuarem em fragmentos mais isolados, se as condições edáficas forem favoráveis ao seu estabelecimento. Dessa forma, remanescentes de floresta estacional semidecidual isolados em paisagem muito fragmentada estarão sujeitos ao aumento de populações generalistas em detrimento das populações especialistas de florestas, as quais necessitam de maior conexão entre florestas (SOLAR et al., 2015).

### **3.4.2 Composição florística**

A composição florística do componente regenerante obtida no primeiro eixo da NMDS ordenou os fragmentos pelo tipo de vegetação, gerando um gradiente caracterizado pelo predomínio de espécies generalistas e especialistas de florestas. Como consequência, os fatores que melhor explicaram a composição de espécies regenerantes foram soma de bases e o teor de argila no solo, refletindo a relação ocorrida para a classificação das espécies pela especialização de hábitat. Padrão florístico similar foi encontrado no ordenamento realizado no componente arbóreo (MARDEGAN, 2012). A exceção foi para o fragmento G2 que por apresentar o menor valor de soma de bases entre todos os fragmentos foi floristicamente

similar aos fragmentos classificados como savana florestada, embora classificado como ecótono (MARDEGAN, 2012).

O GF1, formado pelos fragmentos com solos mais pobres, maior teor de argila e alumínio na camada superficial do solo (MARDEGAN, 2012) foi marcadamente representado por espécies que ocorrem em savanas, atingindo em alguns fragmentos elevada riqueza (70%) e densidade relativa (90%) de espécies generalistas. O oposto ocorreu para o GF3, formado pelos fragmentos com solos mais férteis e de camadas superficiais com menor teor de argila, onde houve predomínio de espécies e indivíduos com ocorrência restrita às florestas estacionais semidecíduais e/ou decíduais. Esse padrão corrobora com o encontrado na Estação Ecológica do Panga, em Minas Gerais (MORENO e SCHIAVINI, 2001) e na Reserva Pé de Gigante, em São Paulo (RUGGIERO et al., 2002) onde a ocorrência de Floresta Estacional Semidecidual a Cerradão, relacionou-se com o gradiente de maior a menor soma de bases.

Considerando a correlação entre a composição de espécies do componente regenerante e arbóreo dos remanescentes (ver capítulo 2, tópico Resultados), houve, portanto, uma conservação de nicho governada principalmente pelas condições edáficas. Assim, esse estudo evidencia a forte relação entre o estabelecimento das espécies e os fatores do solo em região de transição entre florestas e savanas, reforçando a hipótese de determinismo edáfico levantada por Cavassan (2000), Durigan e Ratter (2006) e Mardegan (2012) para dinâmica de formações florestais na região noroeste de São Paulo.

Em escala local, fatores como água, nutrientes, herbivoria e fogo influenciam a dinâmica das espécies de florestas e savanas (HENRIQUES e HAY, 2002). No caso da vegetação brasileira, a alta disponibilidade de água e solos extremamente pobres em nutrientes ou limitações em ambos os fatores levam à formação de fisionomias de savana, enquanto a alta disponibilidade dos dois fatores está mais relacionada a florestas estacionais semidecíduais (CAVASSAN, 2000; MORENO e SCHIAVINI, 2001, HENRIQUES e HAY, 2002, DURIGAN e RATTER, 2006). Como os resultados do presente estudo não indicaram relação das espécies generalistas e especialistas com a frequência de incêndios, entre aqueles fatores apontados por Henriques e Hay (2002) e que não foram abordados nesse estudo, a drenagem do solo pode ter influenciado também os resultados. Essa propriedade física do solo é fundamental para a dinâmica de nutrientes, já que solos bem drenados, em geral, apresentam menor quantidade de nutrientes devido ao processo de lixiviação, enquanto aqueles com drenagem insuficiente tendem a acumular mais matéria orgânica e cátions (MORENO e SCHIAVINI, 2001).

Embora não tenha sido feita a análise das propriedades hidráulicas do solo, é possível entender como esse fator afetou a composição de espécies regenerantes através de uma breve descrição dos horizontes sub-superficiais dos solos registrados nos fragmentos. Os Latossolos Vermelhos são solos profundos e apresentam alta permeabilidade (EMBRAPA, 2006). Sua coloração vermelha provém de minerais de ferro na fração argila, o qual indica condições ambientais oxidantes devido à ausência de água (MOTTA et al., 2002). Do contrário, Os Argissolos Vermelho-Amarelos podem apresentar drenagem variada e sua coloração amarela é um indicativo de condições mais úmidas do que os solos vermelhos (MOTTA et al., 2002; EMBRAPA 2006). Um aspecto importante para relação solo e água nessa classe de solos é a presença de horizonte diagnóstico com acúmulo excessivo de argila, o horizonte Bt. Devido a essa característica, a drenagem da água pelo perfil do solo é dificultada, podendo haver maior umidade em porções superficiais do solo. Essa dinâmica da água no solo foi observada na região do Planalto Central Paulista, onde solos com presença de horizontes Bt garantiam maior estoque de água do que aqueles que não apresentavam o horizonte, principalmente em épocas de seca (JUHASZ et al., 2006). Dessa forma, nos fragmentos G3, G7 e G8 classificados como savana florestada e onde foi registrado apenas o Latossolo, a densidade e riqueza de espécies generalistas foram as mais altas, 82% e 72%, respectivamente. Por sua vez, em fragmentos de floresta estacional onde registrou-se apenas a classe Argissolo, a densidade e riqueza de espécies florestais também atingiram seu máximo. Nessa situação enquadram-se os fragmentos P8 e P9, onde a densidade e riqueza de espécies especialistas de florestas representam em média 82% e 63%, respectivamente. Uma vez que a fração argila contribui para maior retenção de água nos solos (SOLLINGS, 1998), os resultados podem parecer contraditórios, já que o predomínio das espécies especialistas foi justamente em solos menos argilosos nas camadas superficiais (MARDEGAN, 2012). Assim, considerando a importância da água no solo para as formações florestais, como no Cerrado (ASSIS et al., 2011), se esperaria relação positiva entre especialistas e teor de argila. No entanto, Argissolos são caracterizados pelo acúmulo de areia na camada superficial do solo, enquanto o horizonte Bt, em geral, ocorre entre um a dois metros de profundidade (EMBRAPA, 2006). Como a amostragem de solo feita por Mardegan (2012) foi realizada até 40 cm de profundidade, o horizonte responsável pela má drenagem do solo nos fragmentos não foi representado. Assim, nessas situações, o alto teor de areia das amostras de solos dos fragmentos com predomínio de regenerantes especialistas de floresta foi indicativo da classe Argissolo, o qual apresenta maior capacidade de reter água.

Essas análises, embora exploratórias, sugerem que assim como a fertilidade, as propriedades físicas que atuam no movimento e retenção da água no solo também exercem influência sob a composição florística das formações florestais da região noroeste de São Paulo e, por isso, essa relação deve ser avaliada em estudos futuros.

A diferença na disponibilidade de recursos no solo exerceu pressões seletivas sobre as espécies de savanas e florestas, por isso são observadas adaptações ecofisiológicas distintas para as espécies generalistas e especialistas de florestas (HOFFMANN e FRANCO, 2008). Em ambientes onde água e nutrientes são limitantes, alta relação de biomassa raiz: tronco confere maior capacidade de aquisição desses recursos (HOFFMANN, 2005; HARIDASSAN, 2005). Espécies generalistas, como *Copaifera langsdorfii*, *Eugenia aurata*, *Ocotea corymbosa* e *Xylopia aromatica*, apresentam essa característica (DURIGAN et al., 2012) e por isso podem ter maior chance de se estabelecerem em solos bem drenados e com poucos nutrientes (HOFFMANN e FRANCO, 2008). Além disso, a capacidade de acumular alumínio nas folhas, que espécies como *Miconia albicans* e *Qualea parviflora* apresentam, pode conferir alguma vantagem para se estabelecer em ambientes com elevada concentração desse elemento (HARIDASSAN, 2005). Todas essas espécies foram exclusivas dos fragmentos de savana florestada desse estudo, os quais apresentavam solos bem drenados, com as maiores concentrações de alumínio e menor soma de bases (MARDEGAN, 2012). Por outro lado, espécies de florestas investem mais na parte aérea (área foliar) e por isso apresentam maior taxa de crescimento relativo (HOFFMANN, 2005). Assim, onde água e nutrientes são mais abundantes e a luz passa a ser o principal fator que limita o estabelecimento das plantas, espécies que investem mais nos órgãos aéreos - no caso as especialistas de florestas - possuem maior chance de sobrevivência e estabelecimento. Essas adaptações fisiológicas, a princípio, contribuem para explicar a riqueza e densidade dos grupos de especialização de hábitat no gradiente edáfico observado na regeneração natural do presente estudo.

Portanto, a associação entre as propriedades químicas e física do solo e a composição florística observada no componente regenerante dos remanescentes, aqui confirmada, poderá contribuir como subsídio para indicação das espécies apropriadas para plantio nos projetos de recomposição da região, bem como para práticas de enriquecimento que busquem fortalecer o papel de conservação de remanescentes florestais.

### 3.5 Conclusão

A qualidade do hábitat, no que se refere à frequência de incêndios, soma de bases e teor de argila no solo, foi o mais importante fator condicionante para estrutura, riqueza e composição de espécies regenerante dos fragmentos florestais.

Em todos os casos a frequência de incêndios influenciou negativamente a densidade total e riqueza de diversos grupos de espécies ocorrentes na regeneração natural. Assim, concluiu-se que em paisagens agrícolas muito fragmentadas, esse foi o principal fator comprometedor para a perpetuação das populações presentes nos remanescentes florestais e para o papel de conservação da biodiversidade nessas paisagens agrícolas muito fragmentadas, independente das fisionomias florestais aos quais pertenciam os fragmentos florestais estudados.

A soma de bases no solo foi determinante para a riqueza e densidade dos grupos de espécies regenerantes nesses remanescentes florestais, sendo o principal fator para especialização do hábitat das espécies arbóreas. Porém, apesar de ter sido evidenciada marcada importância das variáveis que descrevem a qualidade de hábitat dos fragmentos, é pertinente considerar a influência da estrutura da paisagem sobre a regeneração natural de remanescentes devido a importância desse fator para a resiliência dos ecossistemas florestais. Além disso, foi observada relação negativa de regenerantes generalistas, que ocorrem nas duas formações florestais (Savana Florestada e Floresta Estacional) com a conectividade da paisagem, indicando que essas populações encontram melhores condições do que as especialistas de florestas para se estabelecer em fragmentos mais isolados.

A composição florística do componente regenerante foi caracterizada principalmente pelo predomínio de espécies generalistas e especialistas de florestas. Como consequência, os fatores que melhor explicaram a composição foram soma de bases e o teor de argila no solo. Assim, o presente estudo evidenciou a forte relação entre o estabelecimento das espécies e os fatores edáficos em região de transição entre florestas e savanas, reforçando a hipótese de determinismo edáfico sobre a dinâmica de formações florestais na região noroeste de São Paulo.

## Referências

ALOFS, K. M.; GONZÁLEZ, A. V.; FOWLER, N. L. Local native plant diversity responds to habitat loss and fragmentation over different time spans and spatial scales. **Plant Ecology**, Cham, v. 215, n. 10, p. 1139-1151, 2014.

ASSIS, A. C. C.; COELHO, R. M.; SILVA PINHEIRO, E.; DURIGAN, G. Water availability determines physiognomic gradient in an area of low-fertility soils under Cerrado vegetation. **Plant Ecology**, Cham, v. 212, n. 7, p. 1135-1147, 2011.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. Nova York: Springer, 2012, 319 p.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de texto. 2015. 432 p.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. **Model selection and multi-model inference. A Practical information-theoretic approach**. Nova York: Springer, 2003, 515 p.

CASSINI, M. H. Ecological principles of species distribution models: the habitat matching rule. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 38, p. 2057-2065, 2011.

CAVASSAN, O. Bauru: terra de cerrado ou floresta? **Ciência Geográfica**, Bauru, v. 17, p. 46-54, 2013.

CAVASSAN, O. O cerrado do Estado de São Paulo. In: KLEIN, A L (Org.). **Eugen Warming e o cerrado brasileiro: um século depois**. São Paulo: Editora UNESP; Imprensa Oficial do Estado, 2002, p. 93-106.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195-218, 2012.

DURIGAN, G.; MELO, A. C. G; BREWER, J. S. The root to shoot ratio of trees from open- and closed-canopy cerrado in south-eastern Brazil. **Plant Ecology and Diversity**, Oxfordshire, v. 5, p. 333-343, 2012.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western Sao Paulo State, Brazil, 1962–2000. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 63, n. 01, p. 119-130, 2006.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1987. 211 p.

EMBRAPA. Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. ed. Brasília: EMBRAPA, 2006. 306p.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.34, p. 487-515, 2003.

FRIZZO, T. L.; BONIZARIO, C.; BORGES, M. P., Vasconcelos, H. Uma revisão dos efeitos do fogo sobre a fauna de formações savânicas do Brasil. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 365-379, 2011.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Campinas** (São Paulo, Brasil). 2000. 551p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GOTELLI, NICHOLAS J.; ELLISON, AARON M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011, 528 p.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary succession: changes in structural and functional characteristics. **Foresty Ecology Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.

HARIDASAN, M. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do cerrado. In: SCARIOT, A; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p.167-178.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; ESSEEN, P. A. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 3, p. 768-782, 2005.

HENRIQUES, R. P. B; HAY, J. D. Patterns and dynamics of plant populations. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIZ, R. J. (Org). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna**. Nova York: Columbia University Press, 2002, p. 140-158.

HOFFMANN, W. A. Ecologia comparativa de espécies lenhosas de cerrado e de mata. In: SCARIOT, A; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 155-165.

HOFFMANN, W.A. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, Londres, v. 35, n. 3, p. 422-433, 1998.

HOFFMANN, W. A.; FRANCO, A. C. The importance of evolutionary history in studies of plant physiological ecology: examples from cerrados and forests of central Brazil. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, Campos dos Goytacazes, v. 20, p. 247-256, 2008.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.13, p.201-228, 1982.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e estatística, Departamento de recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2012. 271 p.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2015. Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios. Disponível em: <<http://www.inpe.br/queimadas>>. Acesso em: 03.set.2015.

IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R. Alterations following a fire in a forest community of Alto Rio Xingu. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 184, p. 239-250, 2003.

JESUS, F. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; FRANCO, G. A.; METZGER, J. P. The importance of landscape structure for seed dispersal in rain forest fragments. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 23, n. 6, p. 1126-1136, 2012.

JUHÁSZ, C. E. P.; CURSI, P. R.; COOPER, M.; OLIVEIRA, T. C.; RODRIGUES, R. R. Dinâmica físico-hídrica de uma topossequência de solos sob Savana Florestada (Cerradão) em Assis, SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, p.401–412, 2006.

KAUFFMAN, J.B.; UHL, C. Interactions of anthropogenic activities, fire, and rain forests in the Amazon Basin. In: GOLDAMMER, J.G. (Ed.), **Fire in the Tropical Biota: Ecosystem Processes and Global Challenges**. Berlin: Springer Heidelberg, 1990. p.117–134.

KURTEN, E. L. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 163, p. 22-32, 2013.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A. C.; FEARNSIDE, P. M.; RIBEIRO, J. E.; CAPRETZ, R. L. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, Ithaca, v. 87, n. 2, p. 469-482, 2006.

LOPES, S. F.; VALE, V. S.; SCHIAVINI, I.; PRADO JÚNIOR, J. A.; OLIVEIRA, A. P.; ARANTES, C. S. Canopy stratification in tropical seasonal forests: how the functional traits of community change among the layers. **Biosciencia Journal**, Uberlândia, v. 30, n. 5, p. 1551-1562, 2014.

MACHADO, R. B.; RAMOS NETO, M. B.; PEREIRA, P. G. P., CALDAS, E. F., GONÇALVES, D. A., SANTOS, N. S.; STEININGER, M. **Estimativas de perda de área de Cerrado brasileiro**. Brasília: Conservação Internacional do Brasil, 2004, 25 p.

MARACAHIPES, L., MARIMON, B. S., LENZA, E., MARIMON-JUNIOR, B. H., DE OLIVEIRA, E. A., MEWS, H. A; FELDPAUSCH, T. R. Post-fire dynamics of woody vegetation in seasonally flooded forests (impucas) in the Cerrado-Amazonian Forest transition zone. **Flora**, Jena, v. 209, n. 5, p. 260-270, 2014.

MARDEGAN, C. M. **A ocorrência de espécies de cerrado em 18 fragmentos com fisionomia florestal no noroeste do estado de São Paulo e as características do solo.** 2012. 91 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas), Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2012.

MASSAD, T. J., BALCH, J. K., MEWS, C. L., PORTO, P., JUNIOR, B. H. M., QUINTINO, R. M., TRUMBORE, S. E. Early recruitment responses to interactions between frequent fires, nutrients, and herbivory in the southern Amazon. **Oecologia**, New York, v. 178, p. 1-11, 2015.

McCONKEY, K. R.; PRASAD, S.; CORLETT, R. T.; CAMPOS-ARCEIZ, A.; BRODIE, J. F.; ROGERS, H.; SANTAMARIA, L. Seed dispersal in changing landscapes. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 146, p. 1-13, 2012.

MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 132, p. 50-60, 2006.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 37-50, 2010.

MOREIRA, A.G. Effects of fire protection on savana structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, Oxford v.27, p.1021-1029, 2000.

MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO FILHO, H. F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. (Org.). **História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil.** Campinas: Editora da UNICAMP/FAPESP, 1992, p.112-140.

MORENO, MARIA INÂS CRUZEIRO; SCHIAVINI, I. V. A. N. Relação entre vegetação e solo em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 24, p. 537-544, 2001.

MOTTA, P. E. F; CURI, N.; FRANZMEIER, D. P. Relation of soils and geomorphic surfaces in the Brazilian Cerrado. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIZ, R. J. (Org). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna.** Nova York: Columbia University Press, 2002, p. 13-32.

MUSCARELLA, R.; FLEMING, T. H. The role of frugivorous bats in tropical forest succession. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 82, p. 573-590, 2007.

NUNEZ-ITURRI, G.; OLSSON, O.; HOWE, H. F. Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 141, n. 6, p. 1536-1546, 2008.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B. **Vegan**: Community Ecology Package. R package version 2.0-8. Disponível em: <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. 2013>. Acesso em: 10 mar. 2015

PINHEIRO, E. S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 3, p. 441-454, 2009.

PIVELLO, V. R. Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para conservação da biodiversidade. In: SCARIOT, A; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p.401-413.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and amazonian rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology**, California, v.7, n.1, p 24-39, 2011.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001. 328 p.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. 256 p.

RIZZINI, C.T. 1997. **Tratado de Fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural Edições Ltda. 1997. 720 p.

RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; MATTHES, L.H.F. Post-fire regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. In: BURK, A. R. (Org). **New research on forest ecosystems**. Nova York: Nova Science Publishers, 2005, p.1-19.

RUGGIERO, P. G. C.; BATALHA, M. A.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Cham, v. 160, n. 1, p. 1-16, 2002.

SANTOS, K.; KINOSHITA, L. S.; SANTOS, F. A. M. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 135, p. 268-277, 2007.

SANTOS, B. A.; PERES, C. A.; OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A.; ALVES-COSTA, C. P.; TABARELLI, M. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, Amsterdam, v. 141, p. 249-260, 2008.

SILVA, L. C., HOFFMANN, W. A., ROSSATTO, D. R., HARIDASAN, M., FRANCO, A. C., HORWATH, W. R. Can savannas become forests? A coupled analysis of nutrient stocks and fire thresholds in central Brazil. **Plant and soil**, The Hague, v. 373, n. 1-2, p. 829-842, 2013.

SILVERIO, D. V., BRANDO, P. M., BALCH, J. K., PUTZ, F. E., NEPSTAD, D. C., OLIVEIRA-SANTOS, C., BUSTAMANTE, M. M. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 368, n. 1619, p. 20120427, 2013.

SOLAR, R. R. D. C.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; THOMSON, J. R.; CHAUL, J. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology letters**, Zaragoza, v. 18, n. 10, p. 1108-1118, 2015.

SOLLINS, P. Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter? **Ecology**, Ithaca, v. 79, p. 23-30, 1998.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2012 a 2013**. São Paulo, 2014. 61 p. Disponível em: <[http://mapas.sosma.org.br/site\\_media/download/atlas\\_2012-2013\\_relatorio\\_tecnico\\_2014.pdf](http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/atlas_2012-2013_relatorio_tecnico_2014.pdf)>. Acesso em: 30.mai.2016.

TABARELLI, M.; LOPES, A.V.; PERES, C.A. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, Hoboken, v. 40, n. 6, p. 657-661, 2008.

TAMBOSI, L.R.; BISPO, A. A.; ROSSA-FERES, D. C.; SILVA, F. R.; CASATTI, L.; BRANCO, L. H. Z.; NECCHI JR.; O.; CASTILHO-NOLL, M. S. M.; FERES R.J.F.; NOLL, F.B.; RANGA, N.T; REZENDE, A. A. Métricas de paisagem como indicadores de riqueza de espécies de diversos grupos animais e vegetais em fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do estado de São Paulo. In: NECCHI JR, O. (Org) **Fauna e Flora de Fragmentos Florestais Remanescentes da Região Noroeste do Estado de São Paulo**. Ribeirão Preto: Holos, p. 280-294, 2012.

TEIXEIRA, G. M.; FIGUEIREDO, P.H.A.; VALCARCEL, R.; AMORIM, T.A. Regeneração de floresta atlântica sob níveis diferenciados de perturbação antrópica: implicações para restauração **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 104, p. 533-544, 2014.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.20, p. 171-197, 1989.

TURNER, M. G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. **Ecology**, Ithaca, v. 91, n. 10, p. 2833-2849, 2010.

TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology Evolution**, Amsterdam, v. 11, n. 8, p. 330-333, 1996.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3ed. Nova York: Springer-Verlag, 1982. 220p.

WALTER, B.M.T. **Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas**. 2006, 389 f. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade de Brasília, Brasília. 2006.

WESTOBY, M.; FALSTER, D. S.; MOLES, A. T.; VESK; P. A.; WRIGHT, I. J. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.33, p.125-159, 2002.

## APÊNDICES

APÊNDICE A - Riqueza relativa (%) dos grupos de espécies observados no componente arbóreo (DAS>5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. Estrato vertical foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014): sub-bosque = altura potencial < 8m; sub-dossel = 8m <altura potencial> 15m, dossel= 15m <altura potencial> 20 m, emergente=altura potencial > 20 m. Tamanho do propágulo: pequenos = diâmetro < 1,5 cm; médios = 1,5 cm >diâmetro < 3,5 cm; grandes = diâmetro >3,5 cm. Grupos sucessionais conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): P= pioneiras; Si= secundárias iniciais; CD= clímaxes de dossel; CS= clímaxes de sub-bosque.

Fragmentos	Nicho ecológico			Estrato vertical				Tamanho do propágulo			Agente dispersor		Grupos ecológicos		
	Floresta	Generalista	Savana	Emergente	Dossel	Sub-dossel	Sub-Bosque	Grande	Médio	Pequeno	Abiótico	Biótico	Pi	Si	St
<b>G1</b>	40.45	58.43	1.12	23.60	20.22	31.46	24.72	26.97	17.98	51.69	37.08	58.43	23.60	33.71	31.46
<b>G2</b>	43.48	53.62	2.90	23.19	18.84	33.33	24.64	27.54	20.29	46.38	34.78	60.87	15.94	39.13	33.33
<b>G3</b>	20.93	74.42	4.65	18.60	13.95	34.88	32.56	32.56	19.77	47.67	39.53	59.30	24.42	39.53	19.77
<b>G4</b>	41.56	58.44	0.00	29.87	23.38	31.17	15.58	29.87	20.78	46.75	36.36	61.04	15.58	38.96	37.66
<b>G5</b>	55.70	43.04	1.27	36.71	11.39	30.38	21.52	27.85	26.58	41.77	45.57	48.10	21.52	35.44	32.91
<b>G6</b>	25.68	71.62	2.70	21.62	18.92	24.32	35.14	31.08	21.62	45.95	50.00	48.65	27.03	36.49	27.03
<b>G7</b>	46.43	53.57	0.00	30.95	17.86	27.38	23.81	39.29	19.05	39.29	42.86	54.76	19.05	32.14	40.48
<b>G8</b>	37.50	58.33	4.17	33.33	22.92	18.75	25.00	37.50	14.58	43.75	37.50	58.33	31.25	39.58	22.92
<b>G9</b>	58.73	40.48	0.79	25.40	20.63	29.37	24.60	23.81	20.63	53.17	39.68	57.14	19.84	35.71	33.33
<b>P1</b>	33.33	64.52	2.15	29.03	16.13	25.81	29.03	35.48	20.43	41.94	44.09	52.69	20.43	40.86	29.03
<b>P2</b>	28.57	67.86	3.57	17.86	20.24	32.14	29.76	33.33	23.81	41.67	42.86	55.95	25.00	41.67	22.62
<b>P3</b>	43.04	56.96	0.00	29.11	16.46	31.65	22.78	35.44	18.99	44.30	50.63	48.10	13.92	36.71	39.24
<b>P4</b>	38.55	61.45	0.00	33.73	15.66	30.12	20.48	32.53	21.69	44.58	48.19	50.60	21.69	40.96	32.53
<b>P5</b>	23.81	75.00	1.19	20.24	16.67	38.10	25.00	34.52	21.43	42.86	48.81	50.00	26.19	39.29	23.81
<b>P6</b>	50.72	49.28	0.00	37.68	20.29	23.19	18.84	33.33	20.29	44.93	40.58	56.52	15.94	42.03	37.68
<b>P7</b>	39.29	60.71	0.00	25.00	19.64	25.00	30.36	30.36	14.29	53.57	37.50	58.93	19.64	42.86	23.21
<b>P8</b>	58.62	41.38	0.00	29.89	24.14	21.84	24.14	26.44	20.69	50.57	34.48	62.07	27.59	31.03	34.48
<b>P9</b>	73.13	26.87	0.00	38.81	22.39	16.42	22.39	29.85	20.90	44.78	46.27	49.25	26.87	35.82	34.33
<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>42.20</b>	<b>56.44</b>	<b>1.36</b>	<b>28.03</b>	<b>18.87</b>	<b>28.07</b>	<b>25.02</b>	<b>31.54</b>	<b>20.21</b>	<b>45.87</b>	<b>42.04</b>	<b>55.04</b>	<b>21.97</b>	<b>37.89</b>	<b>30.88</b>
<b><math>\sigma</math></b>	<b>13.61</b>	<b>12.72</b>	<b>1.60</b>	<b>6.49</b>	<b>3.39</b>	<b>5.69</b>	<b>4.86</b>	<b>4.11</b>	<b>2.82</b>	<b>4.10</b>	<b>5.31</b>	<b>4.87</b>	<b>4.86</b>	<b>3.43</b>	<b>6.33</b>

APÊNDICE B - Matriz de dissimilaridade de Sørensen para o componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo, calculado seguindo metodologia sugerida por Baselga (2010) para análise de múltiplas amostras.

	<b>G1</b>	<b>G2</b>	<b>G3</b>	<b>G4</b>	<b>G5</b>	<b>G6</b>	<b>G7</b>	<b>G8</b>	<b>G9</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	<b>P6</b>	<b>P7</b>	<b>P8</b>	<b>P9</b>
<b>G1</b>																		
<b>G2</b>	0.735																	
<b>G3</b>	0.682	0.753																
<b>G4</b>	0.560	0.719	0.667															
<b>G5</b>	0.873	0.931	0.941	0.846														
<b>G6</b>	0.724	0.811	0.674	0.737	0.917													
<b>G7</b>	0.726	0.692	0.667	0.710	0.882	0.655												
<b>G8</b>	0.871	0.714	0.821	0.843	1.000	0.915	0.697											
<b>G9</b>	0.783	0.862	0.876	0.679	0.811	0.896	0.873	0.885										
<b>P1</b>	0.640	0.709	0.553	0.615	0.920	0.703	0.633	0.796	0.924									
<b>P2</b>	0.683	0.851	0.604	0.667	0.968	0.512	0.806	0.902	0.868	0.614								
<b>P3</b>	0.723	0.851	0.792	0.733	0.806	0.605	0.833	0.902	0.846	0.795	0.620							
<b>P4</b>	0.677	0.846	0.692	0.591	0.800	0.619	0.743	0.898	0.730	0.698	0.612	0.571						
<b>P5</b>	0.694	0.765	0.467	0.703	0.957	0.571	0.714	0.911	0.920	0.556	0.524	0.762	0.683					
<b>P6</b>	0.707	0.756	0.825	0.750	0.722	0.833	0.783	1.000	0.754	0.774	0.811	0.676	0.667	0.690				
<b>P7</b>	0.700	0.870	0.882	0.768	0.805	0.846	0.804	0.950	0.714	0.821	0.848	0.797	0.714	0.873	0.585			
<b>P8</b>	0.769	0.909	0.855	0.731	0.846	0.968	0.837	0.895	0.735	0.815	0.974	0.844	0.787	0.869	0.647	0.714		
<b>P9</b>	0.810	0.862	0.941	0.769	0.667	0.875	0.824	0.913	0.698	0.920	0.903	0.806	0.833	0.870	0.611	0.707	0.590	
$\bar{x}$	<b>0.726</b>	<b>0.805</b>	<b>0.752</b>	<b>0.703</b>	<b>0.861</b>	<b>0.763</b>	<b>0.761</b>	<b>0.877</b>	<b>0.808</b>	<b>0.742</b>	<b>0.759</b>	<b>0.775</b>	<b>0.717</b>	<b>0.740</b>	<b>0.750</b>	<b>0.793</b>	<b>0.825</b>	<b>0.800</b>
$\sigma$	<b>0.081</b>	<b>0.077</b>	<b>0.139</b>	<b>0.072</b>	<b>0.091</b>	<b>0.140</b>	<b>0.079</b>	<b>0.086</b>	<b>0.080</b>	<b>0.123</b>	<b>0.155</b>	<b>0.084</b>	<b>0.096</b>	<b>0.153</b>	<b>0.093</b>	<b>0.091</b>	<b>0.091</b>	<b>0.109</b>

APÊNDICE C - Matriz de dissimilaridade de Sørensen para o componente arbóreo (DAS > 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo, calculado seguindo metodologia sugerida por Baselga (2010) para análise de múltiplas amostras.

	<b>G1</b>	<b>G2</b>	<b>G3</b>	<b>G4</b>	<b>G5</b>	<b>G6</b>	<b>G7</b>	<b>G8</b>	<b>G9</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	<b>P6</b>	<b>P7</b>	<b>P8</b>	<b>P9</b>
<b>G1</b>																		
<b>G2</b>	0.595																	
<b>G3</b>	0.611	0.677																
<b>G4</b>	0.554	0.507	0.681															
<b>G5</b>	0.607	0.676	0.758	0.641														
<b>G6</b>	0.558	0.706	0.538	0.722	0.686													
<b>G7</b>	0.607	0.647	0.718	0.64	0.509	0.671												
<b>G8</b>	0.62	0.675	0.657	0.744	0.811	0.639	0.788											
<b>G9</b>	0.516	0.672	0.764	0.547	0.59	0.71	0.571	0.759										
<b>P1</b>	0.516	0.605	0.464	0.553	0.616	0.461	0.605	0.688	0.644									
<b>P2</b>	0.607	0.712	0.506	0.702	0.644	0.418	0.619	0.712	0.705	0.492								
<b>P3</b>	0.655	0.716	0.697	0.641	0.519	0.595	0.546	0.811	0.629	0.558	0.558							
<b>P4</b>	0.535	0.605	0.657	0.563	0.481	0.567	0.545	0.802	0.598	0.466	0.569	0.407						
<b>P5</b>	0.607	0.725	0.412	0.702	0.693	0.43	0.607	0.727	0.733	0.525	0.417	0.571	0.569					
<b>P6</b>	0.582	0.71	0.69	0.644	0.581	0.594	0.529	0.761	0.579	0.617	0.647	0.527	0.566	0.621				
<b>P7</b>	0.669	0.712	0.704	0.744	0.719	0.692	0.714	0.712	0.747	0.624	0.671	0.689	0.64	0.671	0.744			
<b>P8</b>	0.489	0.654	0.734	0.61	0.566	0.615	0.567	0.733	0.521	0.611	0.708	0.639	0.6	0.696	0.564	0.664		
<b>P9</b>	0.641	0.735	0.895	0.681	0.616	0.83	0.55	0.809	0.523	0.7	0.868	0.712	0.707	0.868	0.529	0.74	0.455	
$\bar{x}$	<b>0.58641</b>	<b>0.67</b>	<b>0.66</b>	<b>0.64</b>	<b>0.63</b>	<b>0.61</b>	<b>0.61</b>	<b>0.73</b>	<b>0.64</b>	<b>0.57</b>	<b>0.62</b>	<b>0.62</b>	<b>0.58</b>	<b>0.62</b>	<b>0.62</b>	<b>0.7</b>	<b>0.61</b>	<b>0.7</b>
$\sigma$	<b>0.051</b>	<b>0.060</b>	<b>0.120</b>	<b>0.074</b>	<b>0.088</b>	<b>0.111</b>	<b>0.076</b>	<b>0.062</b>	<b>0.088</b>	<b>0.076</b>	<b>0.118</b>	<b>0.096</b>	<b>0.091</b>	<b>0.126</b>	<b>0.073</b>	<b>0.037</b>	<b>0.081</b>	<b>0.132</b>

**ANEXOS**

ANEXO A - riqueza observada dos grupos de espécies do componente regenerante (altura > 1,0 m e das < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa do noroeste de São Paulo. estrato vertical foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados neotrop tree (OLIVEIRA-FILHO, 2014): sub-bosque = altura potencial < 8m; sub-dossel = 8m < altura potencial > 15m, dossel = 15m < altura potencial > 20 m, emergente = altura potencial > 20 m. tamanho do propágulo: pequenos = diâmetro < 1,5 cm; médios = 1,5 cm > diâmetro < 3,5 cm; grandes = diâmetro > 3,5 cm. grupos sucessionais conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): p= pioneiras; si= secundárias iniciais; cd= clímaxes de dossel; cs= clímaxes de sub-bosque.

Fragmentos	Total	Especialização de hábitat		Estrato vertical				Tamanho do propágulo			Agente dispersor		Grupos sucessionais			
		Floresta	Generalista	Emergente	Dossel	Sub-dossel	Sub-Bosque	Grande	Médio	Pequeno	Abiótico	Biótico	Pi	Si	CD	CS
<b>G1</b>	51	23	28	10	13	17	11	10	12	29	20	31	15	20	12	2
<b>G2</b>	17	5	11	1	6	4	5	4	1	11	4	12	1	5	4	3
<b>G3</b>	56	11	41	10	13	12	18	10	11	32	11	42	9	20	16	5
<b>G4</b>	40	17	23	12	14	7	7	9	13	18	14	26	4	16	17	2
<b>G5</b>	12	6	5	5	0	4	2	3	2	6	5	6	2	5	2	1
<b>G6</b>	36	12	11	8	3	6	6	5	6	12	5	18	7	15	11	2
<b>G7</b>	22	5	17	4	4	8	6	4	5	13	3	19	3	10	5	1
<b>G8</b>	11	3	8	3	1	3	4	3	1	7	4	7	2	3	3	2
<b>G9</b>	41	30	10	10	4	7	19	6	8	26	11	29	7	11	12	6
<b>P1</b>	38	12	25	5	14	10	9	6	9	23	8	30	5	21	8	2
<b>P2</b>	50	13	36	10	9	17	14	10	13	27	20	30	9	22	13	3
<b>P3</b>	49	14	33	13	8	14	12	12	11	24	20	27	9	21	13	5
<b>P4</b>	48	19	28	15	6	17	9	12	13	22	15	32	8	20	16	2
<b>P5</b>	34	8	24	8	7	9	8	5	8	19	8	24	6	10	14	2
<b>P6</b>	24	12	11	8	3	6	6	5	6	12	5	18	3	8	8	2
<b>P7</b>	29	19	10	6	5	8	10	6	8	15	8	21	6	12	6	2
<b>P8</b>	26	18	9	7	5	4	11	3	8	16	10	17	5	4	10	6
<b>P9</b>	12	7	5	2	0	2	8	1	2	9	6	6	3	1	3	4
<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>33.11</b>	<b>13</b>	<b>18.6</b>	<b>7.6</b>	<b>7.2</b>	<b>8.6</b>	<b>9.2</b>	<b>6.3</b>	<b>7.6</b>	<b>17.8</b>	<b>9.8</b>	<b>21.9</b>	<b>5.8</b>	<b>12</b>	<b>9.6</b>	<b>2.9</b>
<b><math>\sigma</math></b>	<b>14.67</b>	<b>7.1</b>	<b>11.3</b>	<b>3.9</b>	<b>4.2</b>	<b>4.9</b>	<b>4.5</b>	<b>3.3</b>	<b>4.2</b>	<b>7.8</b>	<b>5.8</b>	<b>10</b>	<b>3.5</b>	<b>7.1</b>	<b>4.9</b>	<b>1.6</b>

ANEXO B - Densidade de indivíduos (ind.ha<sup>-1</sup>) dos grupos de espécies observados no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Estrato vertical foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014): sub-bosque = altura potencial < 8m; sub-dossel = 8m < altura potencial > 15m, dossel = 15m < altura potencial > 20 m, emergente = altura potencial > 20 m. Tamanho do propágulo: pequenos = diâmetro < 1,5 cm; médios = 1,5 cm > diâmetro < 3,5 cm; grandes = diâmetro > 3,5 cm. Grupos sucessionais conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): P= pioneiras; Si= secundárias iniciais; CD= clímaxes de dossel; CS= clímaxes de sub-bosque.

Fragmentos	Total	Especialização de hábitat		Estrato vertical				Tamanho do propágulo			Agente dispersor		Grupos sucessionais			
		Floresta	Generalista	Emergente	Dossel	Sub-dossel	Sub-Bosque	Grande	Médio	Pequeno	Abiótico	Biótico	Pi	Si	CD	CS
<b>G1</b>	2800	1040	1744	384	1088	352	960	464	384	1936	1776	1008	880	768	752	288
<b>G2</b>	3792	176	3584	16	256	96	3392	80	32	3648	336	3440	16	176	112	3376
<b>G3</b>	14576	464	11456	752	6880	2352	1920	1664	2048	8192	11248	1120	2880	3280	5296	144
<b>G4</b>	12464	640	11664	480	624	176	11024	272	496	11536	1008	11296	160	576	688	10864
<b>G5</b>	976	656	288	176	0	512	256	128	32	784	624	336	48	128	544	160
<b>G6</b>	3248	608	2592	192	736	1456	816	176	1344	1680	2592	640	272	2192	640	112
<b>G7</b>	2768	208	2560	176	1936	160	496	336	224	2208	2432	336	288	512	1744	112
<b>G8</b>	2464	112	2352	80	2272	16	96	80	48	2336	2368	96	32	80	2272	48
<b>G9</b>	6928	4832	1952	240	192	3600	2752	192	3568	3024	1488	5376	528	3664	432	2016
<b>P1</b>	4704	400	3984	224	1904	336	1920	160	512	3712	2544	1840	224	848	1568	1696
<b>P2</b>	5408	1568	3648	1856	1200	1680	480	1216	1664	2336	3088	2128	880	2384	1648	144
<b>P3</b>	6320	1696	4400	2688	336	752	2320	944	768	4384	4016	2128	640	3616	512	1344
<b>P4</b>	7360	1168	5952	768	512	896	4944	432	944	5744	1696	5440	352	992	1008	4752
<b>P5</b>	4080	864	2576	160	1664	1360	256	208	608	2624	3728	224	480	1360	1360	32
<b>P6</b>	4048	1776	2128	240	80	944	2640	96	288	3520	1904	2048	656	192	1056	1936
<b>P7</b>	3248	1248	1984	496	80	416	2240	192	272	2768	1376	1856	608	480	464	1552
<b>P8</b>	2928	2480	336	208	96	352	2160	96	288	2432	1376	1440	576	112	448	1040
<b>P9</b>	1312	1024	288	112	0	304	896	96	80	1136	624	688	272	16	304	608
<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>4968</b>	<b>1164</b>	<b>3527</b>	<b>514</b>	<b>1103</b>	<b>876</b>	<b>2198</b>	<b>380</b>	<b>756</b>	<b>3556</b>	<b>2457</b>	<b>2302</b>	<b>544</b>	<b>1188</b>	<b>1158</b>	<b>1679</b>
<b><math>\sigma</math></b>	<b>3584</b>	<b>1113</b>	<b>3265</b>	<b>688</b>	<b>1623</b>	<b>930</b>	<b>2549</b>	<b>445</b>	<b>909</b>	<b>2637</b>	<b>2422</b>	<b>2745</b>	<b>642</b>	<b>1270</b>	<b>1188</b>	<b>2632</b>

ANEXO C - Contribuição das populações colonizadoras para riqueza relativa (%) dos grupos de espécies observados no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Estrato vertical foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014): sub-bosque = altura potencial < 8m; sub-dossel = 8m <altura potencial> 15m, dossel= 15m <altura potencial> 20 m, emergente=altura potencial > 20 m. Tamanho do propágulo: pequenos = diâmetro < 1,5 cm; médios = 1,5 cm > diâmetro < 3,5 cm; grandes = diâmetro > 3,5 cm. Grupos sucessionais conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): P= pioneiras; Si= secundárias iniciais; CD= clímaxes de dossel; CS= clímaxes de sub-bosque.

Fragmentos	Total	Especialização de hábitat		Estrato vertical				Tamanho do propágulo			Agente dispersor		Grupos sucessionais			
		Floresta	Generalista	Emergente	Dossel	Sub-dossel	Sub-Bosque	Grande	Médio	Pequeno	Abiótico	Biótico	Pi	Si	CD	CS
<b>G1</b>	32.08	16.98	15.09	5.66	5.66	9.43	11.32	9.43	5.66	16.98	15.09	16.98	11.32	9.43	3.77	5.66
<b>G2</b>	33.33	11.11	16.67	0.00	5.56	11.11	11.11	0.00	5.56	22.22	5.56	27.78	0.00	11.11	5.56	5.56
<b>G3</b>	44.83	20.69	20.69	8.62	13.79	1.72	15.52	8.62	10.34	20.69	10.34	34.48	6.90	15.52	12.07	6.90
<b>G4</b>	30.00	20.00	10.00	7.50	7.50	7.50	7.50	5.00	10.00	15.00	10.00	20.00	0.00	17.50	5.00	5.00
<b>G5</b>	25.00	0.00	16.67	0.00	0.00	0.00	16.67	0.00	0.00	16.67	16.67	8.33	0.00	8.33	0.00	8.33
<b>G6</b>	58.33	22.22	33.33	2.78	19.44	16.67	16.67	8.33	8.33	38.89	27.78	30.56	11.11	22.22	11.11	11.11
<b>G7</b>	54.55	27.27	27.27	4.55	18.18	9.09	22.73	4.55	9.09	40.91	4.55	50.00	4.55	22.73	4.55	9.09
<b>G8</b>	45.45	27.27	18.18	9.09	0.00	0.00	36.36	9.09	0.00	36.36	18.18	27.27	9.09	9.09	0.00	18.18
<b>G9</b>	51.22	39.02	9.76	4.88	9.76	9.76	24.39	4.88	7.32	36.59	7.32	43.90	9.76	12.20	4.88	12.20
<b>P1</b>	44.74	18.42	26.32	2.63	21.05	5.26	15.79	10.53	7.89	26.32	10.53	34.21	2.63	26.32	2.63	7.89
<b>P2</b>	33.33	23.53	9.80	3.92	13.73	5.88	9.80	5.88	3.92	23.53	15.69	17.65	7.84	13.73	3.92	7.84
<b>P3</b>	36.00	10.00	20.00	2.00	8.00	10.00	10.00	2.00	6.00	22.00	12.00	24.00	10.00	10.00	8.00	8.00
<b>P4</b>	36.73	20.41	14.29	4.08	12.24	10.20	8.16	10.20	8.16	16.33	8.16	28.57	6.12	16.33	6.12	6.12
<b>P5</b>	38.24	11.76	20.59	8.82	8.82	8.82	5.88	8.82	5.88	17.65	8.82	29.41	5.88	11.76	8.82	5.88
<b>P6</b>	37.50	16.67	16.67	8.33	0.00	8.33	16.67	4.17	4.17	25.00	16.67	20.83	4.17	4.17	12.50	8.33
<b>P7</b>	48.28	31.03	17.24	3.45	6.90	10.34	27.59	10.34	10.34	27.59	20.69	27.59	13.79	17.24	3.45	6.90
<b>P8</b>	44.44	37.04	7.41	3.70	3.70	7.41	29.63	0.00	14.81	29.63	18.52	25.93	11.11	3.70	3.70	18.52
<b>P9</b>	33.33	16.67	16.67	0.00	0.00	8.33	25.00	0.00	8.33	25.00	16.67	16.67	8.33	8.33	0.00	8.33
<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>40.41</b>	<b>20.56</b>	<b>17.59</b>	<b>4.45</b>	<b>8.57</b>	<b>7.77</b>	<b>17.27</b>	<b>5.66</b>	<b>6.99</b>	<b>25.41</b>	<b>13.51</b>	<b>26.90</b>	<b>6.81</b>	<b>13.32</b>	<b>5.34</b>	<b>8.88</b>
<b><math>\sigma</math></b>	<b>9.05</b>	<b>9.62</b>	<b>6.63</b>	<b>3.04</b>	<b>6.75</b>	<b>4.10</b>	<b>8.61</b>	<b>3.94</b>	<b>3.63</b>	<b>8.18</b>	<b>5.97</b>	<b>9.95</b>	<b>4.23</b>	<b>6.24</b>	<b>3.87</b>	<b>3.91</b>

ANEXO D: Contribuição das populações estabelecidas para riqueza relativa (%) dos grupos de espécies observados no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Estrato vertical foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014): sub-bosque = altura potencial < 8m; sub-dossel = 8m <altura potencial> 15m, dossel= 15m <altura potencial> 20 m, emergente=altura potencial > 20 m. Tamanho do propágulo: pequenos = diâmetro < 1,5 cm; médios = 1,5 cm >diâmetro < 3.5 cm; grandes = diâmetro >3,5 cm. Grupos sucessionais conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): P= pioneiras; Si= secundárias iniciais; CD= clímaxes de dossel; CS= clímaxes de sub-bosque.

Fragmentos	Total	Especialização de hábitat		Estrato vertical				Tamanho do propágulo			Agente dispersor		Grupos sucessionais			
		Floresta	Generalista	Emergente	Dossel	Sub-dossel	Sub-Bosque	Grande	Médio	Pequeno	Abiótico	Biótico	Pi	Si	CD	CS
<b>G1</b>	67.92	28.30	39.62	15.09	33.96	9.43	9.43	9.43	16.98	41.51	22.64	45.28	18.87	28.30	15.09	3.77
<b>G2</b>	66.67	27.78	38.89	5.56	44.44	5.56	11.11	22.22	0.00	44.44	16.67	50.00	5.56	16.67	27.78	11.11
<b>G3</b>	55.17	3.45	51.72	10.34	20.69	15.52	8.62	10.34	8.62	36.21	12.07	43.10	8.62	22.41	10.34	8.62
<b>G4</b>	70.00	30.00	40.00	22.50	32.50	7.50	7.50	17.50	22.50	30.00	25.00	45.00	10.00	22.50	30.00	7.50
<b>G5</b>	75.00	50.00	25.00	41.67	0.00	25.00	8.33	25.00	16.67	33.33	33.33	41.67	16.67	33.33	8.33	8.33
<b>G6</b>	41.67	2.78	38.89	11.11	11.11	13.89	5.56	8.33	11.11	22.22	8.33	33.33	8.33	19.44	8.33	5.56
<b>G7</b>	45.45	4.55	40.91	13.64	18.18	9.09	4.55	13.64	13.64	18.18	9.09	36.36	9.09	22.73	13.64	0.00
<b>G8</b>	54.55	9.09	45.45	18.18	27.27	9.09	0.00	18.18	9.09	27.27	18.18	36.36	9.09	18.18	27.27	0.00
<b>G9</b>	48.78	39.02	9.76	19.51	7.32	7.32	14.63	9.76	12.20	26.83	19.51	29.27	7.32	14.63	14.63	12.20
<b>P1</b>	55.26	10.53	44.74	10.53	28.95	13.16	2.63	5.26	15.79	34.21	10.53	44.74	10.53	28.95	10.53	5.26
<b>P2</b>	66.67	5.88	60.78	13.73	15.69	27.45	9.80	13.73	21.57	31.37	23.53	43.14	9.80	29.41	7.84	13.73
<b>P3</b>	64.00	28.00	36.00	24.00	14.00	12.00	14.00	22.00	16.00	26.00	30.00	34.00	8.00	32.00	10.00	14.00
<b>P4</b>	63.27	24.49	38.78	24.49	12.24	20.41	6.12	14.29	18.37	30.61	22.45	40.82	10.20	24.49	12.24	14.29
<b>P5</b>	61.76	11.76	50.00	14.71	20.59	20.59	5.88	5.88	17.65	38.24	14.71	47.06	11.76	17.65	20.59	11.76
<b>P6</b>	62.50	37.50	25.00	25.00	12.50	16.67	8.33	16.67	20.83	25.00	8.33	54.17	8.33	29.17	8.33	16.67
<b>P7</b>	51.72	34.48	17.24	17.24	10.34	17.24	6.90	10.34	17.24	24.14	6.90	44.83	6.90	24.14	6.90	10.34
<b>P8</b>	55.56	37.04	18.52	22.22	11.11	11.11	11.11	11.11	14.81	29.63	18.52	37.04	7.41	11.11	18.52	18.52
<b>P9</b>	66.67	50.00	16.67	16.67	0.00	16.67	33.33	8.33	8.33	50.00	33.33	33.33	16.67	0.00	8.33	41.67
<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>59.59</b>	<b>24.15</b>	<b>35.44</b>	<b>18.12</b>	<b>17.83</b>	<b>14.32</b>	<b>9.32</b>	<b>13.45</b>	<b>14.52</b>	<b>31.62</b>	<b>18.51</b>	<b>41.08</b>	<b>10.17</b>	<b>21.95</b>	<b>14.37</b>	<b>11.30</b>
<b><math>\sigma</math></b>	<b>9.05</b>	<b>15.83</b>	<b>13.84</b>	<b>8.06</b>	<b>11.84</b>	<b>6.19</b>	<b>7.01</b>	<b>5.76</b>	<b>5.59</b>	<b>8.13</b>	<b>8.49</b>	<b>6.54</b>	<b>3.65</b>	<b>8.26</b>	<b>7.46</b>	<b>9.20</b>

ANEXO E: Proporção de populações não-regenerantes por grupos de espécies observados no componente arbóreo (DAS > 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo levantadas por Ranga et al. (2012). Estrato vertical foi baseada no valor de altura potencial para cada espécie presente na base de dados NeoTropTree (OLIVEIRA-FILHO, 2014): sub-bosque = altura potencial < 8m; sub-dossel = 8m < altura potencial > 15m, dossel = 15m < altura potencial > 20 m, emergente = altura potencial > 20 m. Tamanho do propágulo: pequenos = diâmetro < 1,5 cm; médios = 1,5 cm > diâmetro < 3,5 cm; grandes = diâmetro > 3,5 cm. Grupos sucessionais conforme conceitos aplicados por Brancalion et al. (2015): P= pioneiras; Si= secundárias iniciais; CD= clímaxes de dossel; CS= clímaxes de sub-bosque.

Fragmentos	Total	Especialização de hábitat			Estrato vertical				Tamanho do propágulo			Agente dispersor		Grupos sucessionais			
		Floresta	Generalista	Savana	Emergente	Dossel	Sub-dossel	Sub-Bosque	Grande	Médio	Pequeno	Abiótico	Biótico	Pi	Si	CD	CS
<b>G1</b>	62.11	64.29	60.38	0	72.41	41.94	79.17	54.55	80.77	57.14	51.11	65.71	60.00	47.37	62.50	55.56	86.67
<b>G2</b>	77.78	78.26	77.42	0	91.67	65.22	92.86	60.00	73.33	100.00	70.37	85.71	72.73	83.33	86.96	66.67	75.00
<b>G3</b>	52.24	71.43	49.15	100	57.14	25.00	64.00	58.33	73.91	50.00	38.24	74.07	37.50	54.55	55.17	33.33	37.50
<b>G4</b>	56.25	62.50	50.00	0	62.50	40.91	76.92	40.00	65.00	40.00	58.62	58.33	55.00	42.86	66.67	36.84	70.00
<b>G5</b>	84.75	81.25	88.89	0	80.77	100.00	78.57	87.50	85.00	86.67	82.61	85.71	83.87	83.33	82.61	92.31	85.71
<b>G6</b>	74.58	88.89	72.00	0	73.33	75.00	70.59	81.82	86.96	66.67	65.22	90.00	58.62	72.73	72.00	72.73	71.43
<b>G7</b>	74.36	87.50	70.97	0	72.73	60.00	85.71	75.00	78.57	66.67	73.33	90.00	57.89	75.00	70.59	40.00	100.00
<b>G8</b>	85.00	92.86	80.77	0	87.50	78.57	83.33	100.00	87.50	85.71	80.00	89.47	80.95	88.89	87.50	72.73	100.00
<b>G9</b>	81.31	75.76	90.24	0	77.14	88.46	89.66	64.71	86.21	79.17	79.63	81.40	81.25	81.25	86.36	72.73	72.22
<b>P1</b>	72.37	81.82	68.52	0	78.95	45.00	80.77	90.91	93.33	57.14	56.67	89.19	56.41	63.64	66.67	71.43	84.62
<b>P2</b>	59.04	81.25	53.03	100	50.00	65.22	57.58	61.54	74.07	47.62	52.94	64.71	55.10	75.00	57.14	60.00	30.00
<b>P3</b>	55.56	48.15	60.00	0	40.00	53.33	70.00	58.82	54.17	42.86	59.38	58.33	52.78	55.56	48.39	61.54	50.00
<b>P4</b>	60.26	57.14	62.00	0	50.00	68.42	60.00	70.00	73.08	43.75	55.88	71.05	50.00	61.54	62.50	62.50	41.67
<b>P5</b>	70.42	75.00	69.09	0	70.59	58.82	75.00	77.78	91.30	57.14	60.61	86.84	51.52	69.23	81.25	41.67	60.00
<b>P6</b>	77.27	74.29	80.65	0	76.92	85.00	60.00	80.00	82.61	64.29	77.78	91.67	69.05	80.00	76.67	87.50	42.86
<b>P7</b>	80.00	72.97	86.84	0	83.33	84.21	61.54	84.62	88.46	72.22	77.42	93.33	71.11	80.00	77.42	90.00	70.00
<b>P8</b>	80.52	79.59	82.14	0	78.57	86.36	78.57	76.92	87.50	75.00	77.78	84.85	77.27	88.24	88.46	75.00	58.33
<b>P9</b>	86.44	86.05	87.50	0	93.33	100.00	71.43	63.64	95.24	94.12	68.42	86.67	86.21	80.00	100.00	94.44	44.44
<b><math>\bar{x}</math></b>	<b>71.68</b>	<b>75.50</b>	<b>71.64</b>	<b>11.11</b>	<b>72.05</b>	<b>67.86</b>	<b>74.21</b>	<b>71.45</b>	<b>80.95</b>	<b>65.90</b>	<b>65.89</b>	<b>80.39</b>	<b>64.29</b>	<b>71.25</b>	<b>73.83</b>	<b>65.94</b>	<b>65.58</b>
<b><math>\sigma</math></b>	<b>11.25</b>	<b>11.56</b>	<b>13.56</b>	<b>32.34</b>	<b>14.83</b>	<b>21.26</b>	<b>10.57</b>	<b>15.01</b>	<b>10.53</b>	<b>18.14</b>	<b>12.43</b>	<b>11.78</b>	<b>13.89</b>	<b>13.95</b>	<b>13.75</b>	<b>19.02</b>	<b>21.29</b>

ANEXO F: Lista e índice de valores de importância (IVI) resultantes da soma da densidade e frequência relativas das espécies encontradas no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Os valores em negrito indicam as espécies que obtiveram maior IVI no fragmento.

	(continua)																		
<b>Família / Espécies</b>	<b>G1</b>	<b>G2</b>	<b>G3</b>	<b>G4</b>	<b>G5</b>	<b>G6</b>	<b>G7</b>	<b>G8</b>	<b>G9</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	<b>P6</b>	<b>P7</b>	<b>P8</b>	<b>P9</b>	
<b>Anacardiaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	1.30	1.70	-	1.40	-	1.20	-	-	0.80	-	22.90	1.30	-	0.90	1.80	-	-	3.40	
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00	2.70	0.60	-	-	-	-	-	-	
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	-	-	0.90	-	-	2.40	2.10	-	-	1.00	3.40	-	-	12.70	-	-	-	-	
<b>Annonaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	-	-	0.90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.60	-	-	-	-	-	-	
<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	-	-	0.60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	-	1.70	0.60	0.70	-	-	-	-	3.60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	6.60	1.70	13.30	0.70	-	1.20	7.70	-	-	2.00	-	-	1.00	7.80	-	-	-	-	
<b>Apocynaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.60	-	-	-	-	-	-	
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	-	-	-	1.40	-	-	-	-	1.60	-	-	-	-	-	-	9.20	3.10	-	
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A.DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.60	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Araliaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. e Planch.	-	-	-	-	-	-	-	-	0.80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyererm. e Frodin	-	-	-	0.70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Schefflera vinosa</i> (Cham. e Schltdl.) Frodin e Fiaschi	-	1.70	3.30	-	-	-	4.60	3.80	-	2.00	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Asteraceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Chromolaena</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.60	-	-	2.20	-	-	-	
<i>Moquiniastrum barrosoae</i> (Cabrera) G. Sancho	2.60	-	-	-	-	1.20	-	-	-	-	3.40	0.60	-	-	-	-	-	-	
<i>Solanum megalochiton</i> Mart.	1.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Bignoniaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> Mattos	1.30	-	-	2.10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Handroanthus impetiginosus</i> Mattos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.30	2.30	0.90	-	-	-	-	





ANEXO F- Lista e índice de valores de importância (IVI) resultantes da soma da densidade e frequência relativas das espécies encontradas no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Os valores em negrito indicam as espécies que obtiveram maior IVI no fragmento.

(continuação)

<b>Família / Espécies</b>	<b>G1</b>	<b>G2</b>	<b>G3</b>	<b>G4</b>	<b>G5</b>	<b>G6</b>	<b>G7</b>	<b>G8</b>	<b>G9</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	<b>P6</b>	<b>P7</b>	<b>P8</b>	<b>P9</b>
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	-	-	-	-	-	1.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.7	-	-
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	0.6	-	-	1.4	-	-	-
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6	-	-	-	-	-	-
<i>Myroxylon peruiferum</i> L. f.	-	-	0.3	-	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	-	-	-	-	-	-	-	1.9	-	-	0.6	0.6	-	-	-	-	-	-
<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	1.3	2.1	-	-	-	-	10	5.7	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	-	-	7.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Senegalia lowei</i> (L.Rico) Seigler e Ebinger	-	-	-	-	-	-	-	-	2.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton e Rose	5.2	-	-	1.4	4.5	-	-	-	0.8	-	14	14.4	3.6	0.9	1.4	7.1	-	9.5
<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin e Barneby	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	1.7	2.1	-
<b>Lacistemaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	0.9	-	-	-	-
<b>Lamiaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.5	-
<b>Lauraceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	1.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.7	-	1.5	-
<i>Nectandra cissiflora</i> Nees	-	-	0.6	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	0.9	3.6	3.9	-	-
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.7	-	-
<i>Ocotea aff. glaziovii</i> Mez	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	2.6	-	6.3	2.2	-	-	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ocotea minarum</i> (Nees e C. Mart.) Mez	-	-	0.9	-	-	-	-	-	-	1	0.6	-	-	2.8	-	-	-	-

ANEXO F - Lista e índice de valores de importância (IVI) resultantes da soma da densidade e frequência relativas das espécies encontradas no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Os valores em negrito indicam as espécies que obtiveram maior IVI no fragmento.

(continuação)																		
Família / Espécies	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees e Mart.) Mez	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.7	-	-	-	-
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	1.3	5.1	-	-	-	-	1.5	-	-	-	-	-	-	-	-	1.7	-	-
<b>Lecythidaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	-	-	-	1.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.9	-	-	1.5	-
<b>Malpighiaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	-	-	1.5	-	-	-	-	-	-	-	4.7	-	-	-	-	-	-	-
<b>Malvaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. e Arn.) Hassl.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.5	-
<i>Christiana macrodon</i> Toledo	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.7	1.5	-
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	1.3	-	-	0.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Helicteres brevispira</i> A.St.-Hil.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.9	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	-	-	-	-	-	1.2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Luehea candicans</i> Mart. e Zucc.	1.3	-	-	-	-	19	-	-	-	-	-	2.6	-	-	-	-	-	-
<i>Luehea divaricata</i> Mart. e Zucc.	4.5	3.8	-	2.8	-	1.2	-	-	-	2	12	0.6	6	1.3	-	-	-	-
<b>Melastomataceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	15.6	-	15	-	-	8	7.9	-	-	6	0.6	-	-	7.8	-	-	-	-
<i>Miconia lepidota</i> Schrank e Mart. Ex DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<b>25</b>	-	-	-	-
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Triana	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Miconia</i> sp.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	16	-	-	-	-
<b>Meliaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	3.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.7	-	-
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	3.9	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	0.6	-	19	0.9	5.8	2.2	-	-
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	3.2	-	-	0.7	<b>90</b>	-	1.5	-	5.5	-	-	4	1	-	41	15	11.7	35.2

ANEXO F - Lista e índice de valores de importância (IVI) resultantes da soma da densidade e frequência relativas das espécies encontradas no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Os valores em negrito indicam as espécies que obtiveram maior IVI no fragmento.

(continuação)																			
<b>Família / Espécies</b>	<b>G1</b>	<b>G2</b>	<b>G3</b>	<b>G4</b>	<b>G5</b>	<b>G6</b>	<b>G7</b>	<b>G8</b>	<b>G9</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	<b>P6</b>	<b>P7</b>	<b>P8</b>	<b>P9</b>	
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	1	-	-	-	4.8	9.4	
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	3.9	-	1.2	3	-	-	1.5	5.7	2.5	8	-	-	3	-	-	-	1.5	-	
<b>Monimiaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	1.3	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-	2.7	-	-	
<b>Moraceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	-	-	-	-	-	3.6	3	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ficus insipida</i> Willd.	-	-	-	-	-	-	1.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Myristicaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	-	-	0.3	-	-	-	5.2	-	-	-	-	-	-	1.8	1.4	-	1.5	-	
<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	-	-	3	-	-	-	-	-	-	1	4	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.5	-	
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	-	-	-	0.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Campomanesia pubescens</i> (Mart. ex DC.) O.Berg	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.6	-	1.3	-	-	-	-	-	
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.9	-	-	-	-	
<i>Eugenia blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand	-	-	-	0.7	-	-	-	-	5.5	-	-	0.6	-	-	-	-	-	-	
<i>Eugenia cf. involucrata</i> DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.1	-	
<i>Eugenia cf. sonderiana</i> O.Berg	-	-	-	0.7	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Eugenia cf. speciosa</i> Cambess.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6	-	-	-	-	-	-	
<i>Eugenia florida</i> DC.	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	1.4	1.7	-	-	
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	-	1.7	0.6	-	-	-	-	2.5	-	-	2	4.6	-	-	-	-	-	-	
<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5.1	-	-	-	-	4.2	15.1	
<i>Eugenia paracatuana</i> O.Berg	-	-	-	-	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Eugenia pyrififormis</i> Cambess.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.1	-	-	-	-	-	-	

ANEXO F - Lista e índice de valores de importância (IVI) resultantes da soma da densidade e frequência relativas das espécies encontradas no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Os valores em negrito indicam as espécies que obtiveram maior IVI no fragmento.

(continuação)

Família / Espécies	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
<i>Eugenia</i> sp.12	-	1.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eugenia subterminalis</i> DC.	-	3.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.2	-	-
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	2.6	3.4	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.1	-	-	-	-
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	-	-	1.8	-	-	-	-	-	-	2.7	1.5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	1.3	-	1.3	1.8	-	2.9	-	-	-	3	2.7	1.3	3.6	0.9	-	-	-	-
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	10	6.8	0.9	3.9	-	-	-	24	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	-	-	-	-	4.5	-	-	-	1.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psidium sartorianum</i> (O.Berg) Nied.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.3	1	-	1.4	-	-	-
<i>Siphoneugena kiaerskoviana</i> (Burret) Kausel	-	-	-	-	-	-	2.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Nyctaginaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6	-	-	-	-	-	-
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Ochnaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	-	1.7	-	-	-	-	-	-	-	1	0.6	-	-	-	1.4	-	-	-
<b>Oleaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S.Green	-	-	0.3	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<b>Opiliaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. e Hook.	-	-	-	0.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Phyllanthaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<b>Piperaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piper aduncum</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	1.3	-	-	-	-	-	-	7.4	-	-
<i>Piper amalago</i> L.	7	-	-	-	-	-	-	-	3.9	-	-	-	-	-	25	21	27.7	14.1
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	7.1	-	-	-	-	-	-	-	1.3	-	-	-	-	-	6.6	-	3.7	-

ANEXO F - Lista e índice de valores de importância (IVI) resultantes da soma da densidade e frequência relativas das espécies encontradas no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Os valores em negrito indicam as espécies que obtiveram maior IVI no fragmento.

(continuação)

<b>Família / Espécies</b>	<b>G1</b>	<b>G2</b>	<b>G3</b>	<b>G4</b>	<b>G5</b>	<b>G6</b>	<b>G7</b>	<b>G8</b>	<b>G9</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	<b>P6</b>	<b>P7</b>	<b>P8</b>	<b>P9</b>
<i>Piper malacophyllum</i> C. DC	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.2	-	-	-
<b>Polygonaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	2.6	-	0.6	-	-	2.4	-	-	-	-	6.1	0.6	1.5	-	-	-	-	-
<i>Coccoloba</i> sp.2	-	-	-	-	4.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Primulaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Clavija nutans</i> (Vell.) B.Stähl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. e Schult.	-	-	0.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myrsine umbellata</i> (Mart.) Mez	-	-	0.6	-	-	-	-	-	-	1	1.3	-	-	0.9	-	-	-	-
<i>Stylogyne martiana</i> A.DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-	1.7	-	-
<b>Proteaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Roupala montana</i> Aubl.	-	-	0.3	1.4	-	-	-	-	-	-	1.3	-	-	1.8	-	-	-	-
<b>Rhamnaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	-	-	-	-	-	4.1	-	-	-	-	11	2.5	1.7	-	-	3.4	-	-
<b>Rosaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Rubiaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. e Schltl.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6	2	-	-	-	-	-	-
<i>Chomelia pohliana</i> Müll.Arg.	-	-	-	-	-	2.4	-	-	-	-	0.6	-	-	-	-	3.9	-	-
<i>Chomelia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6	-	-	-	-	-	-
<i>Cordia</i> aff. <i>rigida</i> (K.Schum.) Kuntze	-	-	0.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	1.3	-	16	3.5	-	<b>58</b>	3.6	-	-	4	<b>26</b>	9.8	2.3	21	1.4	1.7	-	3.4
<i>Coussarea</i> cf. <i>contracta</i> (Walp.) Müll.Arg.	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	-	-	1.9	-	-	1.7	-	-	-	-	2.3	-	-	14	-	-	-	-
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. e Schltl.	-	-	-	0.7	-	1.2	-	-	0.8	-	0.6	-	1	-	-	-	-	-
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-

ANEXO F4 - Lista e índice de valores de importância (IVI) resultantes da soma da densidade e frequência relativas das espécies encontradas no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Os valores em negrito indicam as espécies que obtiveram maior IVI no fragmento.

(continuação)

Família / Espécies	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
<i>Margaritopsis cephalantha</i> (Müll.Arg.) C.M.Taylor	-	1.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Margaritopsis chaenotricha</i> (DC.) C.M.Taylor	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4.3	-
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.4	-	1	-	-	-	-	-
<i>Psychotria deflexa</i> DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	1.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psychotria myriantha</i> Müll.Arg.	-	-	-	-	-	-	-	-	3.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psychotria</i> sp.4	-	-	3.8	-	-	1.7	-	-	-	-	-	-	-	3.1	-	-	-	-
<i>Psychotria</i> sp.5	-	-	3.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	1.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1.7	-	-
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	-	-	1.5	-	-	2.4	-	-	-	2	1.3	-	-	24	-	-	-	-
<i>Simira sampaioana</i> (Standl.) Steyererm.	-	-	-	-	4.5	-	-	-	-	-	-	4.5	1.7	-	1.4	-	-	-
<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. e Schltdl.) K.Schum.	-	-	-	-	-	2.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Rutaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	1.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	-	-	-	0.8	-	-	-	1.9	2	-	-	-	-	-	-	-	37	43
<i>Helietta apiculata</i> Benth.	4.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6	-	-	-	-	-	-	-
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.- Hill	-	-	-	-	-	-	-	-	82	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	2.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6	-	-	-	-	-	-
<b>Salicaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Casearia aculeata</i> Jacq.	-	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	8.5	-	-	2.8	9.1	-	-	-	-	2	-	51	8	-	4.7	15	4.7	-
<i>Casearia rupestris</i> Eichler	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	-	-	-	-	-	-	-	1.9	-	1	-	-	-	1.8	-	-	-	-
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-

ANEXO F- Lista e índice de valores de importância (IVI) resultantes da soma da densidade e frequência relativas das espécies encontradas no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Os valores em negrito indicam as espécies que obtiveram maior IVI no fragmento.

(continuação)

Família / Espécies	G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	G9	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
<b>Sapindaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Allophylus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	6.6	-	-	2.8	-	-	-	-	-	3	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	3.7	-
<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6	1.7	-	-	-	-	-
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	-	2.1	7.5	0.7	-	4.8	6.1	-	-	7	4.1	0.6	1	1.8	1.4	-	-	-
<b>Sapotaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. e Eichler) Engl.	-	-	-	-	-	-	-	-	1.6	-	-	-	-	-	-	1.7	-	-
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. e Arn.) Radlk.	-	-	-	-	-	3.6	-	-	-	-	17	2	2.3	0.9	1.4	-	-	-
<i>Pouteria gardneri</i> (Mart. e Miq.) Baehni	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	2	1	-	-	-	1.5	-
<b>Siparunaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	<b>18</b>	-	<b>49</b>	-	-	14.1	<b>102</b>	<b>149</b>	-	49	2	-	-	21	-	-	-	-
<b>Solanaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solanum argenteum</i> Dunal	-	-	-	-	-	-	-	-	3.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solanum paniculatum</i> L.	-	-	-	-	-	1.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Styracaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Styrax camporum</i> Pohl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.3	-	-	-	-	-	-	-
<b>Urticaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Urtica</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	1.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Verbenaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz e Pav.) Juss.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Vochysiaceae</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Callisthene fasciculata</i> (Spreng.) Mart.	-	-	-	-	-	2.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	-	-	-	-	-	4.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	-	-	-	-	-	1.2	-	-	-	-	3.7	0.6	-	-	-	-	-	-

ANEXO F5- Lista e índice de valores de importância (IVI) resultantes da soma da densidade e frequência relativas das espécies encontradas no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. Os valores em negrito indicam as espécies que obtiveram maior IVI no fragmento.

	(conclusão)																		
<b>Família / Espécies</b>	<b>G1</b>	<b>G2</b>	<b>G3</b>	<b>G4</b>	<b>G5</b>	<b>G6</b>	<b>G7</b>	<b>G8</b>	<b>G9</b>	<b>P1</b>	<b>P2</b>	<b>P3</b>	<b>P4</b>	<b>P5</b>	<b>P6</b>	<b>P7</b>	<b>P8</b>	<b>P9</b>	
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	-	-	-	-	-	1.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	-	-	2.2	-	-	-	-	-	-	-	0.6	-	-	3.7	-	-	3.7	-	

ANEXO G - Fatores antrópicos, ambientais e da paisagem que podem influenciar na densidade e riqueza dos grupos de espécies encontrados no componente regenerante (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo. A variável Incêndio representa a proporção de focos de incêndios ocorridos em dez anos antes da coleta de dados, detectado por satélites monitorados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Soma de Bases (mmol.dm<sup>-3</sup>) e Argila (g.k<sup>-1</sup>) são valores médios provenientes de coletas de solo de 0 a 40cm de profundidade realizadas por Mardegan (2012). Os valores de Área (área dos fragmentos amostrados, em hectares), ENN (medida, em metros, de isolamento do fragmento pelo cálculo da distância euclidiana ao fragmento vizinho mais próximo) e CA300 (área em hectares de vegetação funcionalmente conectada) foram realizados por Tambosi et al. (2012).

<b>Fragmentos</b>	<b>Incêndios (%)</b>	<b>Soma de bases(mmol.dm<sup>-3</sup>)</b>	<b>Argila (g.k<sup>-1</sup>)</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>ENN (m)</b>	<b>CA300 (ha)</b>
<b>G1</b>	0.45	21.90	205.40	1738.00	67.00	2147.00
<b>G2</b>	0.18	9.90	87.50	1724.00	90.00	416.00
<b>G3</b>	0.00	13.10	199.50	193.00	240.00	77.00
<b>G4</b>	0.18	13.70	214.00	228.00	182.00	11.00
<b>G5</b>	0.82	37.10	158.00	3367.00	60.00	931.00
<b>G6</b>	0.27	16.30	195.00	2856.00	67.00	460.00
<b>G7</b>	0.27	15.70	204.00	647.00	153.00	1128.00
<b>G8</b>	0.27	17.60	266.00	466.00	67.00	443.00
<b>G9</b>	0.27	39.20	139.50	2194.00	67.00	127.00
<b>P1</b>	0.09	12.50	184.50	117.00	153.00	12.00
<b>P2</b>	0.00	20.00	163.30	61.00	120.00	5.00
<b>P3</b>	0.00	23.60	184.00	104.00	108.00	1008.00
<b>P4</b>	0.09	30.00	247.00	153.00	67.00	98.00
<b>P5</b>	0.18	14.50	215.50	167.00	351.00	0.00
<b>P6</b>	0.00	34.80	173.00	88.00	60.00	2.00
<b>P7</b>	0.00	34.90	148.00	90.00	234.00	60.00
<b>P8</b>	0.09	28.90	125.50	59.00	90.00	1705.00
<b>P9</b>	0.18	39.90	159.00	97.00	300.00	810.00

ANEXO H- Resumo dos melhores modelos ajustados por regressão linear múltipla para examinar a relação entre a densidade dos grupos de espécies regenerantes (altura > 1,0 m e DAS < 5,0 cm) e as variáveis que representam a qualidade do hábitat (incêndios, soma de bases e teor de argila no solo) e a estrutura da paisagem (área, distância do fragmento mais próximo e área conectada funcionalmente) de 18 fragmentos de floresta nativa da região noroeste de São Paulo.

Grupos	Qualidade do hábitat			Estrutura da paisagem			Intercepto	R <sup>2</sup> (%)
	Incêndios	Soma de bases	Teor de Argila	Área (ha)	Distância do fragmento mais próximo (m)	Área conectada funcionalmente (ha)		
Total	<b>Total</b>	<b>-2.02</b>	-	-	-	-	<b>8.29</b>	<b>32.50</b>
	Estabelecidas	-	-	-	-	-	-	-
	Colonizadoras	<b>-2.72</b>	-	-	-	-	<b>7.21</b>	<b>25.00</b>
Especialização do hábitat	Especialistas	-	<b>0.06</b>	-	-	-	<b>5.23</b>	<b>39.20</b>
	Generalistas	-	<b>-0.63</b>	-	-	<b>-0.49</b>	<b>7.73</b>	<b>56.00</b>
Estrutura vertical	Emergentes	-	<b>0.5/ 0.009</b>	-	-	-	<b>0.05</b>	<b>29.00</b>
	Dossel	-	<b>-0.18</b>	-	-	-	<b>9.96</b>	<b>56.00</b>
	Sub-dossel	-	-	-	-	-	-	-
	Sub-bosque	-	-	-	-	-	-	-
Síndrome de dispersão	Autocóricas	-	-	-	-	-	-	-
	Anemocóricas	-	<b>0.24/-0.005</b>	-	-	-	<b>3.14</b>	<b>27.40</b>
	Zoocóricas	<b>-0.27</b>	-	<b>0.39</b>	-	-	<b>7.46</b>	<b>41.00</b>
	Grandes	-	-	-	-	-	-	-
	Médios	<b>-12.50</b>	-	<b>6.28</b>	<b>8.93</b>	-	<b>19.62</b>	<b>40.00</b>
Pequenos	-	-	-	-	-	-	-	
Grupo Sucessional	Pioneiras	<b>-2.99</b>	-	-	-	-	<b>6.28</b>	<b>18.00</b>
	Secundárias Iniciais	-	-	-	-	-	-	-
	Clímaxes de sub-bosque	-	-	-	-	-	-	-
	Clímaxes de dossel	-	-	<b>0.01</b>	-	-	<b>4.16</b>	<b>44.00</b>

ANEXO I - Resumo dos melhores modelos ajustados por regressão linear múltipla para examinar a relação entre a riqueza total e dos grupos de espécies regenerantes e as variáveis que representam a qualidade do hábitat (incêndios, soma de bases e teor de argila no solo) e a estrutura da paisagem (área, distância do fragmento mais próximo e área conectada funcionalmente) dos 18 fragmentos de floresta nativa inseridos em paisagem agrícolas do noroeste de São Paulo.

Grupos	Qualidade do hábitat			Estrutura da paisagem			Intercepto	R <sup>2</sup> (%)
	Incêndios	Soma de bases	Teor de Argila	Área (ha)	Distância do fragmento mais próximo (m)	Área conectada funcionalmente (ha)		
Composição florística		0.21	-0.09	-	-	-	-4.43e-17	85.00
	Total	-	-	-	-	-	-	-
	Estabelecidas	-	-	-	-	-	-	-
	Colonizadoras	-	-	-	-	-	-	-
Especialização de hábitat	Especialistas	-	-	-	-	-	-	-
	Generalistas	-	-0.04	-	-	-	3.72	33.00
Estrutura vertical	Emergentes	-	-	-	-	-	-	-
	Dossel	-	-0.05	-	-	-	3.03	36.00
	Sub-dossel	-	-	-	-	-	-	-
	Sub-bosque	-0.34	-	-	-	-	2.09	35.00
Síndrome de dispersão	Autocóricas	-	0.22/-0.003	-	-	-	-1.61	32.00
	Anemocóricas	-	0.20/-0.004	-	-	-	-0.24	28.00
	Zoocóricas	1.45	-	-	-	-	3.23	20.00
	Grandes	-	-	-	-	-	-	-
	Médios	-	-	-	-	-	-	-
Pequenos	-0.26	-	-	-	-	2.50	17.30	
Grupo Sucessional	Pioneiras	-	-	-	-	-	-	-
	Secundárias Iniciais	-	-	-	-	-	-	-
	Clímaxes de sub-bosque	-1.67	-	-	-	-	2.40	21.00
	Clímaxes de dossel	-1.32	-	-	-	-	1.17	20.00