

KARINA CAVALHEIRO BARBOSA

**Avaliação do desenvolvimento inicial e do  
potencial de regeneração natural de um plantio  
com alta diversidade no Parque Estadual das  
Fontes do Ipiranga, São Paulo (SP)**

Tese apresentada ao Instituto de Botânica  
da Secretaria do Meio Ambiente, como  
parte dos requisitos exigidos para a  
obtenção do título de DOUTORADO em  
BIODIVERSIDADE VEGETAL E  
MEIO AMBIENTE, na Área de  
Concentração de Plantas Vasculares em  
Análises Ambientais.

SÃO PAULO

2018

KARINA CAVALHEIRO BARBOSA

**Avaliação do desenvolvimento inicial e do  
potencial de regeneração natural de um plantio  
com alta diversidade no Parque Estadual das  
Fontes do Ipiranga, São Paulo (SP)**

Tese apresentada ao Instituto de Botânica  
da Secretaria do Meio Ambiente, como  
parte dos requisitos exigidos para a  
obtenção do título de DOUTORADO em  
BIODIVERSIDADE VEGETAL E  
MEIO AMBIENTE, na Área de  
Concentração de Plantas Vasculares em  
Análises Ambientais.

ORIENTADOR: DR. EDUARDO LUÍS MARTINS CATHARINO  
CO-ORIENTADOR: DR. NELSON AUGUSTO DOS SANTOS JUNIOR

Ficha Catalográfica elaborada pelo NÚCLEO DE BIBLIOTECA E MEMÓRIA

Barbosa, Karina Cavalheiro

B238a Avaliação do desenvolvimento inicial e do potencial de regeneração natural de um plantio com alta diversidade no Parque Estadual do Ipiranga, São Paulo (SP) / Karina Cavalheiro Barbosa -- São Paulo, 2018.

107p. il.

Tese (Doutorado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2018.

Bibliografia.

1. Restauração florestal.
2. Modelos de plantio.
3. Solos.
4. Chuva de sementes.
5. Recrutamento de plântulas.

CDU: 581.526.42

Dedico este trabalho aos meus pais, meus alicerces.

Aos meus avós maternos e paternos, pelo exemplo de vida que foram e são pra mim.

*“Aprendi com a Primavera a deixar-me cortar  
e voltar inteira.”*  
Cecília Meireles

## AGRADECIMENTOS

À Deus pela vida, pelas oportunidades e pelos livramentos.

Aos meus pais (*Luiz e Marita*), pessoas muito importantes na minha vida. Ao meu pai, por me apoiar, auxiliar e ensinar. À minha mãe pelo apoio e torcida (sempre).

Ao meu irmão (*Tiago*) e minha cunhada (*Ana*), que me ensinaram, me questionaram e me apoiaram durante o desenvolvimento desta pesquisa.

À minha irmã (*Maíra*) pela torcida.

Ao meu amigo (*Plínio*) que me incentivou quando falou: “*Vai Karina! Você é capaz! Você não está fazendo nada! Você tem tempo, mora sozinha, é independente! Vai lá fazer o Doutorado!*”

Ao meu orientador (*Catharino*) e co-orientador (*Nelson*) pelos ensinamentos, ajuda na identificação de plantas e sementes, mas principalmente por terem acreditado em mim.

Ao professor, *Hilton Thadeu*, pela primordial contribuição durante todo o desenvolvimento desta pesquisa, nas análises estatísticas, e principalmente pelo pronto atendimento sempre.

À BR Consultoria Ambiental, especialmente ao *Maurício* e a *Carol*, pelo apoio de campo para o desenvolvimento desta pesquisa.

A todas as pessoas que me ajudaram no árduo trabalho de campo, ou em algum momento, durante o desenvolvimento e conclusão desta pesquisa. Ou seja, à todos que passaram pelo CERAD, e em especial *Cilmara, Elenice, Fernando, Paulo, Cecília, Carol, Márcia, Nara, Augusto, Everaldo*, incluindo aqui também o apoio do *Oswaldo* e do *Marco Antonio*, pois sem vocês este trabalho não teria sido concluído.

À Secção de Sementes, em especial ao meu *Tio Zé Marcos, Marina* e *Claudio*, pelas contribuições que fizeram.

À minha banca de qualificação, aos doutores, *Eduardo Gomes, Maria Margarida* e *Maria Tereza*, pelas contribuições que fizeram.

Ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente do Instituto de Botânica de São Paulo pela realização do doutorado.

À International Paper, especialmente ao *Miguel Magela*, pela confecção dos coletores de sementes, e por mais uma vez ter acreditado em mim.

Aos meus primos, *Keylla*, *Nana* e *Fulvio*, pela ajuda e apoio dado em alguma fase desta pesquisa.

Ao meu personal *Douglas* e a minha terapeuta *Yvонete* pela importância em manter minha saúde física e mental, mas especialmente pela paciência e amizade.

Aos meus familiares, amigos e colegas de trabalho que, não citarei nomes para não ser injusta, mas que torceram por mim.

À todos o meu muito obrigada!!!

## RESUMO

Promover a restauração florestal é uma estratégia de conservação para a manutenção da biodiversidade de florestas tropicais, que possuem características peculiares e estão fragmentadas, em uma matriz com diferentes pressões antrópicas. No Estado de São Paulo, florestas são escassas, razão importante para a preservação de remanescentes florestais, como os de unidades de conservação, e para o desenvolvimento de estudos que subsidiem ou promovam ações de restauração, como esta, inserida no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI). Assim, em uma área de seis hectares, com mais de 15 mil mudas de 98 espécies arbóreas plantadas, foram instaladas parcelas permanentes, para avaliação do desenvolvimento inicial das mudas, em diferentes modelos de plantio e condições de solo, além de coletores de sementes e parcelas de regeneração, para análise do potencial regenerativo da área, durante um período de dois anos. Foram realizadas análises de variância padrão, seguidas pelos testes de post hoc de Tukey, para comparar a significância das variáveis. Os resultados mostraram que o modelo que utilizou apenas espécies pioneiras, no plantio, apresentou maiores valores biométricos (altura, diâmetro da copa, diâmetro à altura do solo e área basal), quando comparado àquele que utilizou apenas espécies não pioneiras, mas não diferiu, ao longo do tempo, quando comparado ao modelo de plantio misto. Além disso, foi evidente a relação do desenvolvimento inicial das mudas arbóreas pioneiras, com a melhor condição física do solo, já que a partir do segundo ano, as espécies *pioneiras* apresentaram melhor desempenho, tanto em condições de solo *alterado* como *não alterado*, constatação importante para a seleção de espécies a serem plantadas em áreas com solo alterado. Entre as variáveis biométricas analisadas, o diâmetro à altura do solo e área basal das mudas plantadas foram considerados bons indicadores, para a avaliação quanto ao estabelecimento de uma nova floresta, visto que apresentaram crescimento significativamente melhor, dependente da condição física do solo, temperatura e precipitação. Quanto ao potencial regenerativo, os resultados quanto à chuva de sementes mostraram elevada quantidade de sementes da espécie invasora *Urochloa decumbens*, quando comparada com sementes de outras espécies, ficando também estabelecida a relação entre a distribuição das espécies e os maiores registros em períodos quentes e úmidos. Também foi verificado que o aporte de sementes e de espécies não estava relacionado às distâncias testadas dos três fragmentos florestais, inseridos na paisagem (área de estudo), mas sim à condição e influência destes sobre a área plantada. Do mesmo modo, o recrutamento espontâneo de plântulas não se mostrou associado às distâncias testadas em relação aos três fragmentos florestais. Porém, mesmo com a proximidade da área em processo de restauração com remanescentes florestais, o recrutamento não dependeu apenas da dispersão de sementes, mas sim da disponibilidade de recursos e locais propícios à germinação, sendo que espécies colonizadoras iniciais podem favorecer ou inibir a colonização de outras espécies. Finalmente, esta pesquisa evidencia uma série de constatações que poderão ser utilizadas em restauração ecológica, visando à conservação da biodiversidade em unidades de conservação, e em políticas públicas.

**Palavras-chave:** restauração florestal, modelos de plantio, solos, chuva de sementes e recrutamento de plântulas.

## ABSTRACT

The restoration forest is a strategy of protecting biodiversity of tropical forests, that have peculiar characteristics, fragmented in a matrix of anthropic pressures. In the state of São Paulo, tropical forests are scarce, an important reason for the preservation of forest remnants, such as those in conservation units, and for the development of studies that subsidize or promote restoration actions, such as this, inserted in the State Park of the Sources of Ipiranga (PEFI). Thus, in an area of six hectares, with more than 15 thousand seedlings of 98 tree species planted, permanent plots were installed to evaluate the initial development of seedlings, in different models of planting and soil conditions, in addition to seed and regeneration plots, to analyze the regenerative potential of the area during two years period. Variance analysis was performed, followed by Tukey post hoc tests, to compare the magnitude of the variables. The results showed that the model unit with only pioneer species presented higher biometric values (height, crown diameter, diameter at soil height and base area), when compared to other with non-pioneer species – but it did not differ, over time, when compared to the mixed plantation model unit. In addition, it was evident the relation of the initial development of the pioneer trees with the best conditions of the soil, as long as from the second year, the pioneer species showed better performance in altered or unchanged soil conditions, an important discovery for the selection of species to be planted in areas with altered soil. Among biometric information, the diameter at the soil height and base area of the seedlings were considered good indicators for the evolution of a new forest, since they presented a significantly better growth, depending on the soil condition, temperature and rainfalls. As for the regenerative potential, the results on seed rain showed a high amount of seeds of the invasive species *U. decumbens*, when compared to seeds of other species, and the relation between the distribution of the species and the largest records in hot and wet periods was also established. Was also verified that the input of seeds and species was not related to the distances of the three forest fragments of study area, however it is related to condition and influence of the planted area. In the same way, the spontaneous recruitment of seedlings was not associated with the distances tested among the three forest fragments. Although, even with the proximity of the area under restoration with forest remnants, recruitment depended not only on the dispersion of seeds, but also on the availability of resources and sites propitious to germination. Furthermore, colonizers species may benefit or inhibit the settlement for other species. Finally, this research reveals many findings useful in ecological restoration, aiming at the biodiversity conservation in protected areas and in public policies.

**Keywords:** forest restoration, planting models, soils, seed rain and recruitment of seedlings.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	4
3. REFERENCIAL TEÓRICO.....	5
3.1.TERMINOLOGIA ADOTADA E FATORES DETERMINANTES DA RESTAURAÇÃO.....	5
3.2. HISTÓRICO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO BRASIL E NO ESTADO DE SÃO PAULO.....	7
3.3. A IMPORTÂNCIA DA SUCESSÃO ECOLÓGICA NOS PROCESSOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL .....	12
3.4. A RELAÇÃO ENTRE O SOLO E A VEGETAÇÃO ARBÓREA.....	17
3.5. POTENCIAL REGENERATIVO: CHUVA DE SEMENTES E RECRUTAMENTO PARA A REGENERAÇÃO NATURAL .....	19
3.6. AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DE FLORESTAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO .....	23
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	27
4.1. ÁREA DE ESTUDO .....	27
4.2. METODOLOGIA .....	30
4.2.1. O DESENVOLVIMENTO INICIAL DAS MUDAS EM DIFERENTES MODELOS SUCESSIONAIS DE PLANTIO E CONDIÇÕES DO SOLO .....	30
4.2.2. POTENCIAL REGENERATIVO .....	34
4.3. ANÁLISE DE DADOS .....	36
4.3.1. EFEITO DA COMPOSIÇÃO SUCESSINAL DE MODELOS DE PLANTIO E DAS CONDIÇÕES DO SOLO NO DESENVOLVIMENTO INICIAL DAS MUDAS .....	36
4.3.2. POTENCIAL REGENERATIVO .....	36
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	38
5.1.EFEITO DA COMPOSIÇÃO SUCESSINAL DE MODELOS DE PLANTIO NO DESENVOLVIMENO INICIAL DAS MUDAS .....	38
5.2.EFEITO DAS CONDIÇÕES DO SOLO NO DESENVOLVIMENO INICIAL DAS MUDAS.....	44
5.3. POTENCIAL REGENERATIVO .....	52
5.3.1. CHUVA DE SEMENTES .....	52
5.3.2. REGENERAÇÃO NATURAL.....	72
6. CONCLUSÕES.....	79
7. CONSIDERAÇÕES GERAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS.....	81
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	83
ANEXOS .....	96

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Valores médios mensais de temperatura e precipitação durante o período de agosto de 2015 a agosto de 2017, na área experimental do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (fonte: <a href="http://parquecientec.usp.br/publicações, set/2017">http://parquecientec.usp.br/publicações, set/2017</a> ).....	<b>28</b>
<b>Figura 2.</b> Imagem aérea de parte do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), inserido na mancha urbana da cidade de São Paulo, onde foi realizado o plantio compensatório e onde foi desenhado o modelo desta pesquisa, conforme a legenda (Google Earth, 2015).....	<b>29</b>
<b>Figura 3.</b> Registro fotográfico mostrando a situação do plantio compensatório realizado em área do PEFI, em agosto de 2017 (foto: Diego Imi).....	<b>29</b>
<b>Figura 4.</b> Modelo esquemático da disposição das parcelas de estudo, dos diferentes modelos sucessionais de plantio (Google Earth, 2015).....	<b>31</b>
<b>Figura 5.</b> Situação da área antes da execução do plantio.....	<b>31</b>
<b>Figura 6.</b> Situação da área após a execução do plantio em modelos sucessionais.....	<b>31</b>
<b>Figura 7.</b> Modelo esquemático da distribuição das parcelas de plantio, em solo não alterado (Google Earth, 2015). .....	<b>32</b>
<b>Figura 8.</b> Modelo esquemático da distribuição das parcelas de plantio, em solo alterado (Google Earth, 2015). .....	<b>32</b>
<b>Figura 9.</b> Situação da área em condição de <i>solo não alterado</i> , antes da execução do plantio. ....	<b>33</b>
<b>Figura 10.</b> Situação da área em condição de <i>solo não alterado</i> , no momento da execução do plantio.....	<b>33</b>
<b>Figura 11.</b> Situação da área antes da deposição e espalhamento de solo, bem como da execução do plantio. ....	<b>33</b>
<b>Figura 12.</b> Registro da deposição e espalhamento de solo, antes da execução do plantio, na área então denominada <i>solo alterado</i> . .....	<b>33</b>
<b>Figura 13.</b> Registro de um coletor de sementes e, adjacente a este, a parcela de regeneração.....	<b>34</b>
<b>Figura 14.</b> Modelo esquemático da disposição dos coletores de sementes e parcelas de regeneração natural (Google Earth, 2015). <b>A.</b> Indicação dos coletores e parcelas instalados à diferentes distâncias da borda de fragmento 1. <b>B.</b> Indicação dos coletores e parcelas instaladas a diferentes distâncias da borda do fragmento 2. <b>C.</b> Indicação dos coletores e parcelas instaladas a diferentes distâncias da borda do fragmento 3.....	<b>35</b>
<b>Figura 15.</b> Número de espécies e de sementes apresentado de forma cumulativa, no período entre setembro de 2015 e agosto de 2017, registrado na chuva de sementes em uma área de plantio compensatório, estudada no interior do PEFI.....	<b>56</b>
<b>Figura 16.</b> Número de sementes amostradas mensalmente nos coletores, distribuídos em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017.....	<b>57</b>

<b>Figura 17.</b> Número de espécies amostradas mensalmente nos coletores, distribuídos em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017.....	<b>58</b>
<b>Figura18.</b> Dez famílias botânicas mais abundantes,e Poaceae, na chuva de sementes, em uma área de plantio compensatório inserido no PEFI(SP), no período de dois anos de estudo. ....	<b>60</b>
<b>Figura 19.</b> Espécies mais abundantes na chuva de sementes, em uma área de plantio compensatório inserido no PEFI (SP), no período de dois anos de estudo. .....	<b>61</b>
<b>Figura 20.</b> Número de sementes (A) e número de espécies (B) arbóreas relacionadas a classes sucessionais (ArP: Pioneiras) e (ArNP: Não pioneiras), categoria de dispersão de sementes (Z: zoocóricas, A: anemocóricas e Au: Autocóricas) e origem das sementes (AUT: autóctone e ALO: alóctone) mais abundantes na chuva de sementes em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI. .....	<b>62</b>
<b>Figura 21.</b> Distribuição das espécies amostradas mensalmente nos coletores, distribuídos em uma área de plantio compensatório inserido no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017. .....	<b>64</b>
<b>Figura 22.</b> Número cumulativo de espécies e sementes, amostradas mensalmente nos coletores distribuídos em condições de influência do fragmento florestal 1 (A), do fragmento florestal 2 (B) e fragmento florestal 3 (C), em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017. .....	<b>66</b>
<b>Figura 23.</b> Número de sementes amostradas mensalmente nos coletores, distribuídos em condições de influência do fragmento florestal 1 (A), do fragmento floresta 2 (B) e fragmento florestal 3 (C), em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017. .....	<b>67</b>
<b>Figura 24.</b> Registro fotográfico aéreo, mostrando parte da área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), indicada no círculo, e que teve o aporte de sementes influenciado pelo fragmento florestal 2, apontado com a seta (foto: Diego Imi, agosto/2017). .....	<b>68</b>
<b>Figura 25.</b> Registro fotográfico aéreo, mostrando parte da área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), indicada no círculo, e que teve o aporte de sementes influenciado pelo fragmento florestal 3 adjacente, apontado com a seta (foto: Diego Imi, agosto/2017). .....	<b>69</b>
<b>Figura 26.</b> Registro fotográfico aéreo, mostrando parte da área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), indicada no círculo, e que teve o aporte de sementes influenciado pelo fragmento florestal 1 adjacente, apontado com a seta (foto: Diego Imi, agosto/2017). .....	<b>69</b>
<b>Figura 27.</b> Espécies mais abundantes na chuva de sementes, nos coletores distribuídos em condições de influência do fragmento florestal 1 (A), do fragmento floresta 2 (B) e fragmento florestal 3 (C), em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017. .....	<b>70</b>
<b>Figura 28.</b> Número de plântulas (A) e número de espécies (B) amostradas semestralmente nas parcelas de regeneração, distribuídos em condições de influência do fragmento florestal 1, 2 e 3, em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017. .....	<b>78</b>

## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Valores médios de altura (cm), diâmetro de copa (cm), diâmetro à altura do solo (DAS, cm), área basal ( $\text{cm}^2/\text{ha}$ ) e falha (%) dos indivíduos plantados nos três modelos sucessionais de plantio ( <i>pioneerio</i> , <i>misto</i> e <i>não pioneerio</i> ), durante o período de agosto de 2015 a agosto de 2017.....	<b>38</b>
<b>Tabela 2.</b> Lista com as vinte espécies arbóreas que apresentaram melhor desenvolvimento, baseado em médias de valores biométricos (altura, diâmetro de copa, diâmetro à altura do solo e área basal) nos diferentes modelos de plantio propostos que foram pontuadas para a elaboração do ranking. .....	<b>43</b>
<b>Tabela 3.</b> Valores médios de altura (cm), copa (cm), diâmetro à altura do solo (DAS, cm), área basal ( $\text{cm}^2/\text{ha}$ ) e falha (%) dos indivíduos plantados em duas condições de solos, <i>alterado</i> e <i>não alterado</i> , durante o período de agosto de 2015 a agosto de 2017. ....	<b>44</b>
<b>Tabela 4.</b> Síntese dos resultados das análises físico (granulometria) e químicas do solo nas condições experimentais de solo <i>não alterado</i> e <i>alterado</i> com a indicação dos valores de referência para florestas. .....	<b>46</b>
<b>Tabela 5.</b> Valores médios e desvio padrões (DP) de diâmetro de copa (cm), diâmetro à altura do solo (DAS, cm) e área basal ( $\text{cm}^2/\text{ha}$ ) das mudas e a interação das diferentes condições de solos, <i>alterado</i> e <i>não alterado</i> e as classes sucessionais, <i>pioneeria</i> e <i>não pioneeria</i> , durante o período de agosto de 2015 a agosto de 2017. ....	<b>48</b>
<b>Tabela 6.</b> Lista com as vinte espécies arbóreas que apresentaram melhor desenvolvimento, baseado em médias de valores biométricos (altura, diâmetro de copa, diâmetro à altura do solo e área basal) em solo <i>alterado</i> que foram pontuadas para a elaboração do ranking. ....	<b>51</b>
<b>Tabela 7.</b> Relação das famílias, espécies e número total de sementes por mês em dois anos de estudos relacionados à chuva de sementes em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI, classificadas de acordo com à forma de vida e origem da espécie (F): ArN = árvore nativa, ArE = árvore exótica, Out = outras, OutE = outras exóticas; grupo de sucessão (S): P = pioneira, NP = não pioneira; síndrome de dispersão (D): A = anemocoria, Au = autocoria, Z = zoocoria; origem da semente (O): AU= autóctone, AL = alóctone. ....	<b>53</b>
<b>Tabela 8.</b> Número total de sementes e número total de espécies relacionadas aos diferentes fragmentos florestais (1, 2 e 3), inseridos na paisagem da área de estudo. ....	<b>65</b>
<b>Tabela 9.</b> Espécies e plântulas identificadas nas parcelas de regeneração, semestralmente, em um período de dois anos, em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI, e classificadas quanto à forma de vida (F): Ar = árvore ou Out = outras, e origem da espécie (OE): N = nativa ou Ex = exótica. ....	<b>73</b>

## **1. INTRODUÇÃO**

A degradação ambiental, ocasionada principalmente por atividades antrópicas, promove a redução, fragmentação e isolamento de paisagens, acarretando a perda da biodiversidade e das funções a ela atribuídas (Joly, 1994; Rodrigues & Leitão Filho, 2004; Barbosa & Barbosa, 2007). De maneira geral, a degradação dos ecossistemas influencia também na sustentabilidade econômica e na qualidade de vida das pessoas e, por isso, atrai a atenção de pesquisadores, autoridades locais, organizações e populações, a fim de promover a redução de impactos e de recuperar áreas já impactadas (Gandolfi *et al.*, 2007).

Assim, a restauração florestal é uma atividade emergente no Brasil e no mundo que muito rapidamente tem deixado de ser apenas um campo de investigação da ecologia aplicada para tornar-se uma atividade profissional e econômica. Neste contexto, a restauração de florestas torna-se necessária em decorrência dos múltiplos benefícios que oferece: sociais, econômicos e ambientais, que melhoram a vida de pessoas, mitigam os efeitos das mudanças climáticas, aumentam a segurança alimentar e protegem os recursos hídricos e do solo (Chazdon & Uriarte, 2016). Por outro lado, há a necessidade de enfrentar os desafios envolvendo multidisciplinaridade e transdisciplinaridade que a atividade de restauração florestal apresenta, envolvendo a necessidade de se conciliar conhecimentos de ecologia, botânica, silvicultura, ciências do solo, economia e ciências sociais, entre outros (Brancalion *et al.*, 2015).

Desta forma, promover a restauração ecológica é uma estratégia de conservação para a manutenção da biodiversidade de florestas no Brasil, porque as florestas tropicais possuem características peculiares e estão fragmentadas em uma matriz dominada por áreas de agricultura e pecuária, submetidas a diferentes pressões antrópicas (Tabanez, 2009) e, mais especificamente no Estado de São Paulo, porque as florestas naturais são escassas, razão importante para a preservação dos remanescentes.

Recentemente, em 2012, 168 nações ratificaram a Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD 2012) e, com isto, comprometeram-se a formular e cumprir metas nacionais para restaurar ou pelo menos começar a restaurar 15% de todos os ecossistemas degradados em seus territórios, até 2020. No Brasil e no mundo há registros que os principais promotores da restauração de ecossistemas são os instrumentos legais (Ruiz-Jaen & Aide, 2005), portanto, promover políticas nacionais, estaduais e municipais, que apoiem projetos de restauração ecológica, é a principal ferramenta (Barbosa *et al.*, 2011; Brancalion

*et.al.*, 2013) para atingir a meta de realizar mais de 300 mil projetos de restauração até 2037, apenas no Estado de São Paulo (Chaves *et al.*, 2015).

A restauração ecológica pode ser definida como o processo de assistir, iniciar ou acelerar a recuperação da saúde, integridade e sustentabilidade de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído por meio de ações diretas ou indiretas do homem (SER, 2004), sendo um processo importante quando relacionado à estrutura e ao funcionamento de ecossistemas naturais (Oliveira, 2011). Trata-se de uma ciência atual, que surgiu em função dos desafios de se recuperar ou manter a capacidade e perpetuidade dos ecossistemas no tempo, fornecendo bens e serviços ambientais (SER, 2004).

A relação entre a teoria ecológica e a prática de restauração é que a teoria apresenta conceitos, modelos preditivos e matemáticos, para explicar padrões e os processos em sistemas ecológicos, e a prática realiza ações em sistemas ecológicos degradados, trazendo benefícios como a oportunidade de realizar estudos teóricos e manipulativos, além da provisão intelectual e a melhoria da qualidade e efetividade das restaurações (Oliveira, 2011). Desta forma, o sucesso da restauração está relacionado ao atendimento dos mais diversos objetivos (Hobbs & Norton, 1996).

Dentre as práticas mais comuns para a restauração de florestas está o plantio de mudas com espécies arbóreas nativas e, especificamente no estado de São Paulo, desde o início dos anos 2000, esta prática segue recomendações para que seja realizada com alta diversidade de espécies, contemplando diferentes grupos sucessionais de espécies, bem como as endêmicas, as ameaçadas de extinção, as zoocóricas, entre outras características naturais da floresta, a fim de aumentar a previsibilidade de sua trajetória estrutural, de consolidação e maturação. Estas recomendações são resultantes de um referencial teórico e de experiências práticas no Estado de São Paulo para que fossem estabelecidas ações que garantissem a diversidade florística e fitossociológica, compatível com o ecossistema de referência das áreas restauradas, incluindo conceitos de riqueza e de equabilidade (Brancalion *et al.*, 2010; Barbosa *et al.*, 2011; Gandolfi *et al.*, 2015).

São diversos os fatores importantes para o sucesso dos processos de restauração de florestas como o solo, que deve oferecer condições mínimas para o estabelecimento de plantas, e a dispersão de sementes, propiciando a colonização dos novos habitats. Desta forma, conhecer a relação dos solos com a vegetação pode auxiliar na conservação da biodiversidade local (Kotchetkoff-Henriques *et al.*, 2005) e a dispersão de sementes, seguida do recrutamento dos indivíduos de espécies encontradas no local (autóctones), ou provenientes de espécies alóctones, de outros locais (Martínez-Ramos &

Soto-Castro, 1993), oferecendo a capacidade das florestas em se perpetuarem no tempo, sendo fundamentais para a manutenção da diversidade.

Além disso, tendo em vista o sucesso da restauração florestal, torna-se fundamental realizar um monitoramento periódico da área, a fim de verificar a trajetória da floresta e se os processos ecológicos para a manutenção da floresta estão em operação, verificando se há um potencial de autoperpetuação florestal.

Ao lado de todos estes conceitos e informações científicas, o conhecimento da dinâmica das florestas naturais, em especial daquelas que fazem parte das unidades de conservação, torna-se muito importante. Muitas Unidades de Conservação, principalmente aquelas sob forte pressão antrópica, carecem de estudos que subsidiem ou mesmo promovam ações de restauração. O Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), um dos mais representativos remanescentes de Mata Atlântica em trecho urbano, também apresenta este perfil e é o objeto de estudo do presente trabalho.

## **2.OBJETIVOS**

O objetivo geral desta pesquisa foi avaliar o desenvolvimento inicial das mudas de diferentes espécies que compuseram um plantio de restauração, inserido em uma unidade de conservação, bem como a contribuição dos remanescentes do entorno no aporte de diásporos e na regeneração natural da área plantada.

Como objetivos específicos desta pesquisa, foram propostos:

- comparar e verificar se o desenvolvimento das mudas de espécies florestais nativas, plantadas em três modelos de plantio, pode apresentar diferenças significativas quanto a algumas variáveis biométricas, a fim de propor novas estratégias, que possam promover rapidamente o desenvolvimento estrutural da floresta implantada;

- comparar e verificar o desenvolvimento inicial das mudas de espécies florestais nativas plantadas em duas condições distintas de solo e se há diferença significativa quanto a formação estrutural da floresta implantada;

- verificar a contribuição dos remanescentes do entorno do plantio, no que diz respeito ao aporte de sementes e ao recrutamento espontâneo de plântulas tendo em vista a regeneração natural da área.

As hipóteses testadas foram:

1. Os modelos sucessoriais de plantios realizados com espécies arbóreas nativas de diferentes estágios sucessoriais (pioneeras e não pioneeras) influenciam no desenvolvimento inicial das mudas plantadas. Os modelos de plantios que utilizam apenas espécies pioneeras apresentam maiores valores biométricos do que aqueles que utilizam apenas espécies não pioneeras ou de plantios mistos.

2. Em um plantio com espécies arbóreas nativas a estrutura do solo influencia no desenvolvimento inicial das mudas plantadas. Em solo alterado, o desenvolvimento inicial dos indivíduos de espécies arbóreas é significativamente inferior aos plantados em solos não alterados.

3. Quanto mais próximo o fragmento florestal for de uma área a ser restaurada maior será o aporte e diversidade de diásporos e consequentemente maior regeneração natural. Quanto maior a distância do impacto permanente sobre o plantio (presença de espécies exóticas, *Pinus* e Eucalipto, e uma avenida) maior o potencial de regeneração (propágulos e plântulas) da área.

### **3. REFERENCIAL TEÓRICO**

#### **3.1. TERMINOLOGIA ADOTADA E FATORES DETERMINANTES DA RESTAURAÇÃO**

Na paisagem do mundo atual, encontram-se os mais diversificados ecossistemas, aqueles praticamente inalterados, pouco alterados e intensamente modificados pelo homem, áreas desgastadas, abandonadas ou poluídas, ocasionando um diverso e complexo gradiente de degradação ambiental, sendo cada vez mais difícil, por restrições intrínsecas, por limitações de recursos, entre outros aspectos, promover a restauração, até mesmo por desconhecimento do seu estado original (Brancalion *et al.*, 2015).

Diante do avanço em extensão e magnitude da degradação ambiental no mundo, surge a necessidade de proteger efetivamente os ecossistemas nativos ou pouco alterados. A conservação daqueles já alterados é importante devido à manutenção de funções, como a proteção dos recursos hídricos, por formar corredores ecológicos, promovendo fluxo gênico e reprodução entre espécies da fauna e flora, entre outros aspectos relacionados. Desta forma, torna-se fundamental reverter a atual situação por meio da restauração de ecossistemas desmatados, degradados, abandonados ou ainda em uso, permitindo que se assemelhem aos ecossistemas de referência, tendo como preocupação não apenas a manutenção da biodiversidade, mas as funções dos ecossistemas (Mantovani, 1998; Barbosa & Mantovani, 2000; Rodrigues & Gandolfi, 2000; Brancalion *et al.*, 2015; Barbosa *et al.*, 2015). Portanto, a restauração é uma necessidade, devido ao uso inadequado da paisagem, e constitui uma tentativa de remediar um dano ambiental que em muitos casos poderia ser evitado, mas que em outros pode ser uma compensação, capaz de minimizar um desmatamento legal e necessário.

A restauração ecológica é definida como o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004), sendo a intervenção humana intencional uma ação importante no desencadeamento, facilitação ou aceleração do processo de sucessão ecológica em ecossistemas alterados (Rodrigues *et al.*, 2009; Martins, 2012; Brancalion *et al.*, 2015), tendo como princípio fundamental implícito a sustentabilidade em longo prazo, sem a necessidade de manejo futuro (Engel & Parrota, 2003). Quando, mais especificamente, a restauração refere-se a ecossistemas florestais, é usual adotar o termo restauração florestal (Brancalion *et al.*, 2015), sendo este o conceito adotado nesta pesquisa.

A restauração de um ecossistema, dependendo do grau de resiliência local, pode ser: *passiva*, por meio da sucessão ecológica que é um fenômeno universal, um processo

natural e de facilitação, pelo qual os ecossistemas recuperam-se de distúrbios diversos (Palmer *et al.*, 1997; Engel & Parrotta, 2003; Brancalion *et al.*, 2015); *ativa* ou *assistida*, promovida pela atividade antrópica na intenção de conduzir, direcionar ou favorecer o processo de sucessão ecológica (Palmer *et al.*, 1997; Rodrigues & Gandolfi, 2000; Barbosa, 2003; Brancalion *et al.*, 2015); ou ser a atuação conjunta dos dois processos (*passiva* e *ativa*). É importante destacar que a restauração de uma área pode seguir diversas trajetórias, podendo ou não atingir o estado almejado inicialmente, tanto nos aspectos estruturais e da dinâmica florestal, quanto em relação aos aspectos temporários.

A restauração ecológica de florestas tropicais é, quase sempre, muito demorada, devido à complexidade e, sobretudo, por ter sua fisionomia definida por espécies arbóreas com ciclos de vida longos. Portanto, o restaurador deve atentar-se aos estados intermediários de uma floresta, para poder predizer se há chances do ecossistema em restauração seguir uma trajetória, cuja tendência é alcançar descritores e fisionomias de um ecossistema de referência.

Assim, de acordo com diversos autores (Barbosa & Mantovani, 2000; Barbosa, 2000; Rodrigues & Gandolfi, 2000; Loiselle & Blake, 2002; Barbosa, 2003; Kageyama, 2003; Reis *et al.*, 2003; Rodrigues, 2013; Brancalion *et al.*, 2015), o sucesso da restauração florestal está relacionado principalmente com: a) a sustentabilidade ou capacidade da comunidade se perpetuar; b) a resistência à invasão de organismos que não fazem parte do ecossistema; c) a obtenção da produtividade semelhante à do ecossistema natural; d) o restabelecimento das interações bióticas; e e) o estabelecimento de uma elevada capacidade de retenção de nutrientes. Tais constatações remetem à necessidade do melhor conhecimento das interações complexas e dos fenômenos que se desenvolvem no ecossistema, compreendendo os processos que levam à estruturação e manutenção de um ambiente, no decorrer do tempo.

### **3.2. HISTÓRICO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL NO BRASIL E NO ESTADO DE SÃO PAULO**

No Brasil, foram mais de 500 anos de intensa exploração, uso irracional e ocupação da floresta por diversos ciclos econômicos, tais como a extração do pau-brasil (*Caesalpinia echinata*), mineração, criação de gado, plantações de cana-de-açúcar, café, soja, fumo, exportação de madeiras e industrialização, resultando em pouquíssimos remanescentes florestais (Magnago *et al.*, 2015).

Na história do Brasil, a restauração de ecossistemas florestais é uma atividade antiga, porém não era considerada uma atividade com vínculos e concepções teórico-científicas até poucas décadas atrás, sendo praticada, na maioria das vezes, por meio do plantio de mudas com objetivos específicos, como o controle da erosão, estabilização de taludes, melhoria visual e outros (Rodrigues & Gandolfi, 2000).

O primeiro registro histórico de recuperação de florestas no Brasil se faz ainda na época imperial (1861), quando uma portaria do Ministério da Agricultura, Comércio e Obras Públicas determinou a utilização de “arvoredo do país” e apontou espaçamento e alinhamento a ser adotado em plantios de mudas (Kageyama & Gandara, 2004). Em 1866, ocorreram os primeiros registros de plantios mistos com espécies arbóreas nativas e exóticas, com fins de proteção dos solos e cursos d’água na Floresta da Tijuca (RJ), resultando no exuberante remanescente até hoje (Castro Maya, 1967; Kageyama & Gandara, 2004; Brancalion *et al.*, 2015; Durigan & Engel, 2015).

Mais de meio século depois do fim da época imperial, entre 1955 a 1960, às margens do Rio Jaguari em Cosmópolis (SP), um trabalho de grande importância ocorreu com o plantio de mudas de 71 espécies arbustivas e arbóreas nativas regionais, mas também exóticas, com o objetivo de reconstruir fisionomicamente a mata original e fornecer alimento à ictiofauna (Nogueira, 1977).

Em termos legais, a partir de 1965 ficou estabelecido com o Código Florestal que as atividades agropecuárias em áreas de preservação permanente deveriam ser suspensas, que estas deveriam ser protegidas de fatores de degradação e, apesar de não estabelecer explicitamente o dever da recuperação, o Ministério Público acabou por tornar a restauração florestal uma obrigação nestas áreas. Em 1981, também em decorrência de exigências impostas pela Política Nacional de Meio Ambiente, ficou estabelecido, como requisito legal, a reparação de danos ambientais, como medidas compensatórias e mitigadoras para pedidos de

licenciamento. As autorizações de intervenção ambiental provocaram grande demanda de ações de restauração florestal, principalmente dos setores minerários, mas também de outros empreendimentos, surgindo então a execução de novos plantios no Brasil. A partir de então, os institutos de pesquisa e as universidades começam a realizar estudos relacionadas à remediação de solos, recuperação de cobertura vegetal e da biodiversidade, destacando plantios com alta diversidade e, com isso, os primeiros sucessos obtidos (Barbosa *et al.*, 2013).

As primeiras iniciativas em restauração florestal com base científica ocorreram no estado de São Paulo, levando-se em consideração a sucessão secundária, dinâmica de clareiras e grupos ecológicos de espécies, com os trabalhos do professor Paulo Yoshi Kageyama e colaboradores, por meio dos plantios realizados às margens de represas da Companhia Energética de São Paulo / CESP (Kageyama & Gandara, 2004), depois com plantios mistos com espécies nativas e exóticas (mais 125 espécies), a fim de reproduzir a estrutura e funcionamento das florestas remanescentes às margens da represa de abastecimento de Iracemópolis (SP), realizados pelos professores Hermógenes Leitão-Filho e Ricardo Ribeiro Rodrigues (Rodrigues & Leitão-Filho, 2004; Rodrigues *et al.*, 2009; Brancalion *et al.*, 2015).

No final da década de 80, por iniciativa do governo do Estado de São Paulo e contribuição industrial, ocorreu o plantio de espécies arbóreas de rápido crescimento, visando à cicatrização dos escorregamentos existentes em áreas de encosta da Serra do Mar (Silva Filho, 1988; Bononi *et al.*, 1989). Assim, em 1989, em uma experiência pioneira no Brasil, porém custosa, sementes florestais nativas foram peletizadas e despejadas de helicóptero na encosta degradada pela poluição atmosférica da Serra do Mar em Cubatão (SP), recebendo muitas críticas (Furlan & Nucci, 1999). Nesta experiência, foram utilizadas 33 espécies, dentre estas manacás-da-serra (*Tibouchina pulchra* e *Tibouchina mutabilis*), que tiveram suas sementes peletizadas em gel hidrofílico, o que, com o aumento do peso e volume, permitiu o lançamento por via aérea, podendo ser notado, como resultado, um incremento significativo na regeneração (dos manacás), quando comparada à regeneração natural (Pompéia *et al.*, 1992).

A partir de 1989, a priorização de restauração de matas ciliares ocorreu em eventos científicos, coordenados pelo pesquisador Luiz Mauro Barbosa, do Instituto de Botânica de São Paulo, e colaboradores, que constituíram importantes avanços na restauração florestal do Estado e do Brasil (Brancalion *et al.*, 2015). Foram, ao todo, nove simpósios consecutivos e bienais, realizados pelo Instituto de Botânica, que apontaram significativos

avanços e estabeleceram importantes ferramentas para serem utilizadas nas políticas públicas de restauração em São Paulo, como as resoluções, chave de tomada de decisões, lista de espécies e viveiros florestais.

Com a instituição da Lei de Crimes Ambientais em 1998, a restauração florestal teve grande impulso no Brasil e foi incluída concretamente como uma medida de reparação de danos ambientais. Assim, na primeira década do século XXI, exigências legais levaram à realização de muitos trabalhos técnico-científicos que, além da conscientização da sociedade, possibilitaram um acúmulo de conhecimentos envolvendo a sucessão florestal e sua dinâmica associada, a tecnologia de produção de sementes e mudas das diferentes espécies, tendo como meta a reconstituição das interações e da dinâmica de um ecossistema a fim de garantir sua perpetuação e evolução no espaço e no tempo (Palmer *et al.*, 1997; Rodrigues & Gandolfi, 2000; Barbosa, 2003; Kageyama & Gandara, 2004; Rodrigues *et al.*, 2009; Brancalion *et al.*, 2015).

A prática de restaurar desenvolveu-se por tentativas e erros (Wright *et al.*, 2009) e, em decorrência dos insucessos das ações compulsórias de restauração e dos acertos, constatados nos projetos implantados com alta diversidade de espécies, importantes conhecimentos práticos e ecológicos aconteceram. Constatações das limitações foram destacadas e debatidas por um grande número de cientistas (Aronson *et al.*, 2011), dentre estas: a ausência de critérios para a escolha, combinação e espacialização das espécies das mudas plantadas, resultando em custos elevados na manutenção dos plantios e, consequentemente, no processo da restauração; a limitação de recursos; o uso de espécies exóticas; a invasão de gramíneas; o uso de espécies de rápido recobrimento, com abundância de espécies pioneiras e baixa diversidade (cerca de 30 espécies); pouco conhecimento sobre a produção de sementes e mudas; e forte limitação da dispersão de sementes pela situação da paisagem, já muito fragmentada, resultando em florestas que não se perpetuam ao longo do tempo (Barbosa, 2003; Rodrigues *et al.*, 2009; Durigan & Melo, 2011; Brancalion *et al.*, 2015).

Desta forma, avanços relacionados ao conhecimento sobre a restauração florestal foram obtidos analisando erros e problemas constatados, resultado de pesquisas que puderam ser transformadas em políticas públicas no início dos anos 2000, quando foi instituído o primeiro instrumento legal do Estado de São Paulo, a Resolução SMA 21, de 21/11/2001, que “fixou orientação para o reflorestamento de áreas degradadas no estado de São Paulo”, com critérios mínimos que deveriam ser adotados para projetos de reflorestamento e definindo parâmetros que pudessem ampliar o sucesso da restauração. A

Resolução SMA 21/2001 foi polêmica, mas recebeu contribuições práticas, técnicas e científicas para seu aperfeiçoamento, tendo de ser consideradas a necessidade de manutenção da diversidade biológica, a regeneração natural, a sucessão secundária e a tecnologia e produção de mudas (Barbosa, 2003). Essa resolução foi atualizada e aprimorada, como se esperava, produzindo novas versões, publicadas em 2003, 2007, 2008 e 2014, sempre com a participação de diferentes atores da restauração florestal, a fim de garantir não só o sucesso dos reflorestamentos, mas a credibilidade na orientação, objetivando a exequibilidade das normas e recomendações.

O que de fato acontece é que a restauração florestal procura estar embasada na florística, na estrutura e nos processos sucessionais de remanescentes florestais bem conservados, na tentativa de atingir uma comunidade clímax, preocupando-se com a autoperpetuação da floresta e o restabelecimento da diversidade vegetal regional. Neste contexto, o plantio de mudas continua sendo o método mais recomendado e de maior previsibilidade, ou seja, com a implantação de módulos de plantio com alta diversidade de espécies nativas regionais, onde as mudas de espécies pioneiras ocupam a área para modificar o ambiente quanto à luz, umidade e temperatura, são criadas condições adequadas para o desenvolvimento das espécies de final de sucessão, na tentativa de copiar uma floresta referencial madura (Brancalion *et al.*, 2015).

Com a edição da Resolução CONAMA nº 429/2011, primeira resolução em nível federal que trata do tema, ficou clara a preocupação com a efetividade das ações de restauração florestal, e a Lei de Proteção e Recuperação da Vegetação Nativa (que substitui o CF/1965), publicada em 2012, apesar de polêmica relacionada às áreas de preservação permanente, determinou a obrigatoriedade da restauração florestal ao longo de cursos d'água.

Fruto das mudanças conceituais e dos avanços no conhecimento sobre a dinâmica de florestas tropicais e a restauração florestal, a sucessão ecológica não é mais determinística, tendo como objetivo atingir um estágio clímax de floresta madura, mas sim estocástica, onde perturbações e outros processos podem interferir na trajetória sucessional da floresta tropical, sendo prioritária a construção e manutenção de uma floresta biodiversa que se perpetue no tempo (Brancalion *et al.*, 2011). Desta forma, o uso de alta diversidade de espécies em um plantio, a fim de possibilitar o funcionamento da floresta a cada etapa de regeneração, pela incerteza da área receber espécies naturalmente pela dispersão de sementes, visa a aumentar as chances de obter uma floresta biodiversa e autoperpetuável (Brancalion *et al.*, 2015).

O resultado do monitoramento de áreas em processo de restauração florestal com diferentes idades é que subsidiaram políticas públicas e, portanto legislações específicas, que devem ter avaliação crítica e continuada. No Estado de São Paulo, a Resolução SMA 32/2014 é a mais atual e válida para ações de restauração florestal, especialmente a compensatória, e junto com esta atualização também são reformuladas as ferramentas para a restauração, tais como: lista de espécies arbóreas e de outras formas de vida indicadas para uso em projetos de restauração, com informações de ocorrência regional entre outras; lista de espécies da flora ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo; registros dos viveiros e de sua produção de mudas florestais no Estado; publicações; realização de eventos periódicos, entre outros aspectos (Barbosa *et al.*, 2015; Barbosa *et al.*, 2017). Em 2015, foi editada a Portaria CBRN 01/15, com a proposta de um protocolo de monitoramento de projetos de restauração ecológica para levantamentos de dados que fornecessem informações sobre a situação da área restaurada, descrevendo amostragem, metodologia e indicadores ecológicos.

O plantio de espécies nativas florestais é a ação possível mais utilizada em processos de restauração florestal, tanto por exigências de cumprimentos legais, com prazos a serem atendidos, como por, de certa forma, acelerar o processo de formação de uma nova floresta e também pelas áreas degradadas não terem potencial de restauração sem intervenções humanas. Porém, existem outras formas de restauração florestal baseadas em processos ecológicos de uma comunidade vegetal, tais como o uso do banco de sementes, semeadura direta, a regeneração natural e a nucleação que podem, em conjunto ou separadamente, promover ou até direcionar a restauração.

A restauração florestal é uma atividade delicada, não há fórmula que possa garantir o sucesso desejado nos diferentes casos, já que cada área possui características específicas quanto à condição original, histórico de degradação, ocupação de espécies, entre outros aspectos que ditam o grau de dificuldade do processo. Uma das maiores dificuldades da restauração florestal está relacionada à resiliência de cada área, ou seja, a capacidade de um ecossistema suportar perturbações ambientais, mantendo a estrutura e o padrão geral de comportamento, enquanto sua condição de equilíbrio dinâmico é modificada (Watanabe, 1997).

As atividades relacionadas a restauração florestal no Brasil são novas, amplamente executadas devido a exigências legais, e por isso deve haver análise crítica constante para que ocorram avanços, diminuindo riscos, reduzindo custos, promovendo a geração de rendas, sempre com o objetivo da conservação da biodiversidade e provisão de

serviços ecossistêmicos em paisagens já muito modificadas, principalmente pelas intervenções antrópicas.

### **3.3. A IMPORTÂNCIA DA SUCESSÃO ECOLÓGICA NOS PROCESSOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL**

Se um ecossistema vai ser restaurado é porque perdeu suas características fundamentais, logo a definição de objetivos, dos modelos de plantio e da avaliação do resultado está relacionada à seleção de informações que apontem referências quanto à sua estrutura e função. As referências estão relacionadas ao bioma, ecossistema, clima, solo, topografia, altitude, entre outros aspectos, e a maior dificuldade na seleção das referências está no fato da natureza ser variável no espaço e no tempo (Engel & Parrotta, 2003).

A sucessão é o processo de alterações na comunidade ecológica, em um habitat recém-formado ou após um distúrbio, que remove a vegetação existente e, em florestas, envolve a substituição gradual das espécies e populações que se estabeleceram nas fases iniciais (pioneiras), por aquelas típicas de estágios mais avançados (espécies tardias) (Chazdon, 2016). É um processo baseado em mudanças das diferentes comunidades vegetais, que se substituem ou sucedem em um mesmo lugar, com o passar do tempo (Macedo, 1993; Brancalion *et al.*, 2015), tratando-se, por isso, de um conceito orientador para as ações de restauração.

Os primeiros estudos da sucessão entendiam os processos como sequências ordenadas e unidirecionais, até que se atingisse um estado clímax e estável, tendo uma visão de equilíbrio, mas posteriormente foram criadas novas perspectivas, onde as mudanças sucessionais da vegetação podem seguir múltiplas trajetórias, causadas pelas variações nas condições iniciais, gerando distintos resultados quanto à abundância de espécies (Chazdon, 2016). De maneira geral, a trajetória sucessional surge como consequência dos tipos de distúrbios, da disponibilidade de espécies para colonizar áreas, das características ecofisiológicas das espécies e suas interações, sendo afetadas pela escala, frequência e intensidade dos distúrbios, natureza da vegetação remanescente, condições pós-distúrbios, incluindo manejo, colonização por espécies invasoras e aporte de sementes de áreas florestais próximas (Chazdon, 2008).

Em geral, em estágios iniciais, a comunidade vegetal tem baixa diversidade de espécies, dominando aquelas que têm habilidade de sobreviver a distúrbios, ou de rápida colonização, seja pela produção de sementes, forma de dispersão, ou estado de dormência no

solo. Conforme a sucessão prossegue, a comunidade vegetal tem sua diversidade incrementada. As espécies tardias, de final de sucessão, expandem-se e ocupam os espaços mais devagar, porém podem regenerar-se sob espécies iniciais, ou substituí-las, à medida que estas morrem e, devido à heterogeneidade espacial, habitat e efeitos estocásticos na população, comunidades naturais contêm espécies com estratégias adaptadas para todas as posições, ao longo do gradiente suacional, e não apenas para uma fase (Meiners & Picket, 2011).

A sucessão é um processo contínuo e delimitar estágios suacionais é difícil, mas são três os grandes critérios: biomassa total acima do solo ou área basal, idade ou distribuição de tamanho das populações arbóreas e composição de espécies, variando conforme escala temporal (Chazdon *et al.*, 2007), sendo que a estrutura da vegetação tende a mudar mais rapidamente durante a sucessão, do que a composição de espécies (Chazdon, 2008). Os estágios suacionais são definidos por características estruturais de floresta, porém as trajetórias suacionais são definidas pelas taxas de recrutamento, crescimento e mortalidade das populações arbóreas que fazem parte da floresta (Chazdon, 2016). Desta forma, a restauração florestal também não está sujeita a um único clímax, mas a uma ampla gama de possibilidades de trajetórias que conduz a comunidade vegetal a diferentes níveis de organização e estrutura (Gandolfi *et al.*, 2005, Gandolfi & Rodrigues, 2007; Barbosa *et al.*, 2013, Chazdon, 2016).

A capacidade ou aptidão de uma floresta retornar às condições anteriores a uma perturbação, bem como a velocidade deste processo é denominado resiliência (Pimm, 1986), que depende de múltiplos fatores, como a intensidade e frequência dos distúrbios, condições atuais dos sítios, composição da vegetação, disponibilidade de sementes no solo, aporte de espécies vindas de matas adjacentes, além da qualidade do substrato (textura e fertilidade do solo).

A restauração florestal, por meio do plantio de mudas arbóreas nativas em áreas que não possibilitem o aproveitamento da regeneração natural, pula etapas e pode ser uma ferramenta importante para iniciar o processo de sucessão, superando barreiras que possam estar impedindo o processo, exercendo um efeito catalítico e facilitando a regeneração natural (Engel & Parrotta, 2003).

Os primeiros registros de plantios não consideravam discussões que pudesse levar à perpetuação da floresta, mas sim a um objetivo pontual, específico e de curto prazo, relacionado à função e estrutura da floresta a ser implantada. Porém, a partir do momento que a restauração florestal passa a virar ciência, as principais questões passam a estar relacionadas

com a diversidade de espécies a serem utilizadas, a possibilidade de regeneração natural da área, a importância da interação planta-animal, entre outros aspectos (Kageyama & Gandara, 2004; Barbosa *et al.*, 2011).

Na década de 50, os plantios realizados em Cosmópolis, município do interior do Estado de São Paulo, preconizavam estudos relacionados a modelos de plantios heterogêneos com nativas e exóticas, objetivando reconstruir a fisionomia florestal e alimentar a ictiofauna, porém sem uso de espécies pioneiras e com distribuição das plantas ao acaso (Nogueira, 1977).

Nas décadas de 70 e 80, os modelos de plantios, ou seja, a composição de espécies e a distribuição destas na área começam a ser testadas, levando em consideração a sucessão ecológica, a biologia e o comportamento das espécies. Os plantios mistos usam espécies nativas pioneiras, criando condições de sombreamento para as espécies posteriores a estas na sucessão, sendo um grande avanço nos estudos relacionados a modelos de restauração.

Entre os anos de 1988 e 2001, foi assinado um convênio entre a CESP e a ESALQ/SP, com o objetivo de desenvolver pesquisas em modelos de restauração em torno dos reservatórios hidrelétricos, levando a avanços no conhecimento do plantio de espécies nativas, com fundamento baseado na sucessão ecológica. Foram propostos modelos de plantios em linhas alternadas, com diversidade entre 10 e 30 espécies pioneiras e secundárias iniciais, e linhas com diversidade entre 100 e 150 espécies não pioneiras, secundárias tardias e climáticas (seguindo grupos ecológicos segundo Budowski, 1965), em espaçamentos que permitissem de 2.000 a 2.500 mudas por hectare, tendo como resultado mais importante à diminuição de custos e de tempo, na implantação das florestas (Kageyama & Gandara, 2004).

Desta forma, as espécies são arranjadas de forma que aquelas pertencentes a estágios iniciais (pioneiras) forneçam sombra às espécies finais (secundárias e clímax), impedindo o crescimento de espécies invasoras e simulando a sucessão ecológica (Budowski, 1965; Macedo, 1993; Barbosa, 2004), tendo como objetivo alcançar a comunidade sucessional tardia mais rapidamente (Meiners & Pickett, 2011). Além da sucessão ecológica, com o melhor conhecimento relacionado às florestas tropicais, constatou-se que a alta diversidade de espécies arbóreas, chegando a 100 por hectare, de acordo com SOS Mata Atlântica (1996) e a raridade de espécies neste ecossistema (Kageyama *et al.*, 1991) não podem ficar fora das pesquisas e das ações relacionadas à restauração florestal tropical e, consequentemente, à reprodução, à regeneração, à distribuição espacial dos indivíduos, à interação com a fauna, entre outros aspectos.

Avanços relacionados aos modelos de implantação, adequando densidades das espécies pioneiras com as das não pioneiras, de estágios mais avançados da sucessão, por meio de densidades mais altas para espécies comuns e mais baixas para espécies raras, para a proximidade da floresta implantada com a floresta de referência, foram constatados (Kageyama *et al.*, 1994). Sendo assim, a restauração florestal com alta diversidade de espécies proporciona maior variabilidade de micro sítios, gerados pela copa das árvores, que exercem fortes influências no recrutamento de determinadas espécies, atuando na estrutura e na composição da comunidade vegetal local (Gandolfi *et al.*, 2007), e contribuindo para a futura biodiversidade da floresta.

Assim, os modelos de plantio evoluíram daqueles *modelos ao acaso*, que levam em consideração a escolha das espécies, mas não a sua distribuição ou arranjo no campo, pressupondo que os propágulos das diferentes espécies atinjam locais, germinem e cresçam ao acaso na natureza, para os *modelos sucessionais*, que propõem que as espécies iniciais ofereçam sombreamento adequado às espécies finais da sucessão. Entre os modelos sucessionais, é possível o estabelecimento de *módulos de plantio*, onde um indivíduo de espécie de final de sucessão é a base central do plantio, sendo rodeado por quatro ou mais indivíduos de espécies pioneiras, ou por *linhas*, o mais indicado em plantios de grande escala, alternando linhas de plantio com indivíduos de espécies pioneiras e linhas com indivíduos de espécies não pioneiras, ou ainda alternando indivíduos de espécies pioneiras e não pioneiras numa mesma linha, desde que na linha vizinha ocorra também a alternância dos indivíduos, de maneira a desencontrar, quanto aos grupos ecológicos, nas linhas vizinhas de plantio (Kageyama & Gandara, 2004).

Diversos autores estudaram e mencionam critérios que devem ser levados em consideração, na proposta de modelos de plantios para a restauração florestal: Aber (1990) relata sobre a sucessão secundária e substituição das espécies através do tempo; Botelho *et al.* (1995) mencionam a importância dos estudos fitossociológicos e estádios sucessionais; Whitmore (1989), sobre a dinâmica de clareiras como critério a ser adotado no processo; Bazzaz & Picket (1980), Denslow (1980) e Schupp *et al.* (1989), sobre critérios ecofisiológicos; Harper (1997), sobre a dispersão de sementes; e Janzen (1970), sobre herbivoria e recrutamento dos indivíduos, todos baseados nos conceitos teóricos da ecologia de florestas naturais.

No Brasil, os projetos de restauração florestal na região de Mata Atlântica, utilizam uma mistura de espécies pioneiras e alta diversidade de espécies não pioneiras, muitas vezes plantadas em linhas alternadas, para promover o desenvolvimento da estrutura

florestal e aumentar a diversidade funcional em longo prazo (Kageyama & Gandara, 2004; Rodrigues & Leitão-Filho, 2004; Barbosa, 2004; Nave & Rodrigues, 2007; Rodrigues *et al.*, 2009; Chazdon, 2016). Porém, apesar de plantios com alta diversidade de espécies nativas promoverem o rápido desenvolvimento das florestas, os custos ainda são elevados (Rodrigues *et al.*, 2009).

A partir dos anos 2000, os modelos de plantio passam a exigir conhecimento mais detalhado sobre florística e fitossociologia das espécies, sobre a biologia e o comportamento das espécies, sobre a sucessão ecológica, sobre solo, microclima e outros aspectos relacionados à renovação da floresta implantada e sua estabilidade. Os modelos passaram a considerar a condição do local do plantio, a escolha e distribuição das espécies no campo, a densidade de indivíduos por espécies, a melhor distribuição e agilidade das mudas no momento do plantio no campo, entre outros aspectos (Barbosa, 2004; Barbosa *et al.*, 2017).

Desde 2009, plantios compensatórios, decorrentes de grandes empreendimentos, vêm implantando um modelo fundamentado em conceitos de grupos funcionais, com características de crescimento e cobertura de copas (grupos de preenchimento e de diversidade), que são executados em duas etapas. Na primeira etapa, as mudas são plantadas em espaçamentos de 2m x 2m, conferindo uma densidade de 2.500 mudas por hectare, alternando linhas com grupo de espécies de preenchimento, com linhas de espécies de diversidade mais tolerantes às condições iniciais do plantio. Na segunda etapa, 12 meses após a execução do plantio inicial, é realizado um plantio com grupo de espécies de diversidade, onde estão incluídas as espécies de final de sucessão, em espaçamentos de 6m x 6m, conferindo a densidade de mudas na área de 2.778 mudas por hectare. Este modelo tem como proposta estabelecer uma cobertura de copa mais rápida na área plantada, favorecendo o sombreamento para as espécies de final de sucessão e, desta forma, diminuir a mortalidade das espécies na fase inicial da restauração florestal, conferindo alta diversidade de espécies ao final do período de práticas de manutenção, conforme exigência legal (Barbosa *et al.*, 2015).

Desta forma, a adoção de práticas de restauração ativa, como os plantios, é importante e muitas vezes necessária, como relatam Omeja *et al.* (2011) sobre áreas degradadas do Parque Nacional Kibale, em Uganda, na África, aumentando significativamente a recuperação da floresta, desde aspectos da biomassa arbórea, da dispersão e da regeneração de espécies nativas não plantadas, em um período de dez anos, podendo ser uma intervenção e medida a ser adotada em unidades de conservação também no Brasil.

### **3.4. A RELAÇÃO ENTRE O SOLO E A VEGETAÇÃO ARBÓREA**

O solo é um recurso vital e não renovável, sendo responsável pela maior ou menor oferta de nutrientes e água às espécies vegetais que sobre eles se desenvolvem (Schaefer *et al.*, 2009). O solo é a base, o substrato imprescindível dos ecossistemas terrestres, e sua complexidade é decorrente da ação combinada de processos pedogenéticos gerais de adição, remoção, translocação e transformação de energia e de matéria, que dependem da intensidade dos fatores de formação dos solos, ou seja, do clima, relevo e organismos atuando sobre o material de origem, durante determinado período de tempo (Soares & Casagrande, 2013). O solo tem ainda caráter multifuncional e, dentre os principais, estão controlar e manter os ciclos geoquímicos, da água e da energia dos ecossistemas, atuar como base de produção de fibras, alimentos e outras biomassas, confinar e proteger aquíferos subterrâneos, filtrar, tamponar e transformar resíduos (Huang, 1998). Portanto, o solo é determinante também para o sucesso do processo da restauração florestal com espécies arbóreas nativas.

A degradação dos solos no Brasil está relacionada com o seu desenvolvimento econômico, urbano e com a remoção da cobertura vegetal das florestas, associada ao cultivo e aos métodos de desmatamento, devido à exposição do solo à erosão hídrica e eólica, perdas de nutrientes por volatização e fluxo de massa (Gonçalves *et al.*, 2003), gerando implicações sobre o ecossistema.

De acordo com Dedecek (1992), as causas da degradação do solo podem ser por deslocamento, ou seja, pela remoção da camada mais fértil e de sua deformação em superfície, ou pelos danos aos atributos físicos, químicos e biológicos. A degradação física dos solos se dá pela redução de sua profundidade, pela acentuada perda de qualidade na sua estrutura, na compactação ou na diminuição da infiltração, ocasionando aumento do escoamento superficial e erosão (Gonçalves *et al.*, 2003). A degradação química do solo é resultado da queda de sua fertilidade, ocasionada pela redução dos teores de qualidade da matéria orgânica e de macro e micronutrientes, e a degradação biológica, quando macro e micro-organismos têm suas comunidades drasticamente alteradas, em curtos períodos.

Então, o solo degradado é aquele que sofreu perda parcial ou total de sua capacidade (física, química e biológica) de sustentar o crescimento de plantas e outros organismos, sendo sua recuperação um processo complexo, contínuo e lento, que deve contemplar atributos e funções do solo, portanto é um conjunto de ações destinadas à sua capacidade de sustentar o crescimento de plantas e outros organismos (Gonçalves *et al.*,

2003). Em casos extremos de degradação, o solo perde toda a capacidade regenerativa, necessitando medidas de manejo para restabelecer parte das funções mínimas e iniciar o processo de restauração (Casagrande & Soares, 2007; Siqueira *et al.*, 2008).

As características edáficas (física, química e biológica) exercem importante influência nos parâmetros da vegetação e têm efeito no desenvolvimento e crescimento das plantas, influenciando parâmetros como altura e diâmetro (Rigatto *et al.*, 2005), podendo ter efeitos positivos e negativos (Meurer, 2007).

Com relação à natureza física do solo, a estrutura e a textura do solo estão associadas com o crescimento das plantas. A estrutura refere-se ao agrupamento das partículas no solo e a textura relaciona-se com a distribuição das partículas de acordo com o seu tamanho, sendo determinada pela proporção de areia, silte e argila (Meurer, 2007). Segundo o autor, tanto a estrutura quanto a textura do solo atuam nas propriedades dos solos, exercendo influência na densidade, espaço poroso, umidade, taxa de infiltração de água, erodibilidade, podendo estimular ou inibir o crescimento das plantas.

Em relação aos fatores de natureza química do solo, a fertilidade, entre diversos aspectos, está relacionada à capacidade de conter nutrientes essenciais (Novais *et al.*, 2007) e a matéria orgânica exerce efeito direto e indireto na fertilidade do solo, atuando como fonte de nutrientes, contribuindo para o aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) do solo, estabilizando o pH e retendo cátions e ânions (Casagrande & Soares 2007, Siqueira *et al.*, 2008).

Sendo assim, o solo exerce forte influência em uma dada vegetação em escala local, diferentemente do clima e da biogeografia, que exercem influência em escala regional (Oliveira-Filho *et al.*, 2001).

Os biomas e ecossistemas tropicais são normalmente dominados por solos de fertilidade muito baixa, como o da Mata Atlântica, Cerrado, Amazônia e Restinga (Bonilha *et al.*, 2012), além das áreas mineradas (Soares & Casagrande, 2006), e não podem ser considerados como referência para o início do processo de restauração (Casagrande & Soares, 2015).

É importante destacar que o crescimento das plantas depende de diversos fatores, dentre eles, a água e os nutrientes, que são recursos do solo e os que mais afetam a sustentabilidade de um ecossistema florestal (Casagrande & Soares, 2015). Dessa forma, o início da revegetação deve receber especial atenção quanto ao fornecimento de água e nutrientes, sendo necessário que o solo apresente condições físicas e químicas adequadas para o crescimento vegetal e, com o desenvolvimento da vegetação e a interação entre o solo e as plantas, a ciclagem de nutrientes é gradativamente estabelecida, restaurando a microbiologia

do solo, sendo que o tempo da recuperação sustentada dos atributos pode variar de poucos anos a décadas, dependendo do grau de degradação do solo e do esforço nas ações restauradoras (Siqueira *et al.*, 2008).

Os parâmetros químicos, físicos e microbiológicos do solo fazem parte de uma análise de rotina nos laboratórios, são de fácil acesso e as análises de baixo custo. Estes devem possibilitar uma medição acurada e precisa para ampla variação e condições de solo, ter relevância ecológica e variação natural conhecida, integrando as propriedades e processos químicos, físicos e biológicos do solo, que representem funções difíceis de serem medidas diretamente (Stenberg, 1999).

Assim, a avaliação da qualidade do solo não é tarefa fácil, já que o solo é um ambiente complexo e implica na interpretação de um conjunto de parâmetros, que apresentam interdependência e limites críticos não adequadamente conhecidos, além de resultados divergentes quanto à avaliação dos parâmetros obtidos, em função de práticas de manejo (Casagrande & Soares, 2015).

Em se tratando de florestas naturais, ou implantadas, os nutrientes não devem ser considerados os melhores indicadores de qualidade do solo, pois no ambiente florestal, a ciclagem de nutrientes é responsável pela manutenção do desenvolvimento e crescimento da vegetação, sendo a biomassa da vegetação a principal reserva dos nutrientes (Casagrande *et al.*, 2011).

### **3.5. POTENCIAL REGENERATIVO: CHUVA DE SEMENTES E RECRUTAMENTO PARA A REGENERAÇÃO NATURAL**

Considerando apenas a comunidade vegetal, para que uma floresta natural exista permanentemente em um determinado local, são muitos os processos ecológicos envolvidos, tais como polinização, dispersão de sementes, germinação de sementes e estabelecimento das plântulas e, em processos de restauração florestal, estes e outros aspectos são necessários e devem ser restabelecidos.

Extremamente importante na organização de ecossistemas, por sua influência sobre a composição, estrutura e dinâmica de populações de plantas, bem como para a persistência, evolução e distribuição geográfica das espécies, a dispersão de sementes é o movimento das sementes ou propágulos para longe de suas fontes, um processo biológico fundamental e regulador de diversos fatores, que operam em escala espacial e temporal (Harper, 1997; Nathan & Muller-Landau, 2000; Nathan, 2001). A dispersão de sementes é também um importante mecanismo de sobrevivência, diminuindo a competição e predação de sementes e plântulas próximas à planta-mãe, além de possibilitar a colonização de novas

áreas, determinando uma área potencial de recrutamento (Janzen, 1970; Howe & Smallwood, 1982; van der Pijl, 1982; Nathan & Muller-Landau, 2000).

A chuva de sementes é a entrada de sementes em um ambiente, resultante tanto do processo de dispersão local (autóctone), como de sementes provenientes de outras localidades (alóctones), e, neste caso, os agentes dispersores exercem papel fundamental no transporte das sementes (van der Pijl, 1982; Fenner, 1992; Kageyama & Viana, 1991; Martínez-Ramos & Soto-Castro, 1993; Harper, 1997). A chuva de sementes, por sua vez, é depositada em um determinado local, formando o banco de sementes, um conjunto de sementes e outros materiais de propagação armazenados no solo, determinando a população potencial do habitat.

O deslocamento dos dispersores de sementes e o espectro de deposição de sementes, que produzem no ambiente, proporcionam heterogeneidade temporal e espacial na composição da chuva de sementes, influenciando o recrutamento de novos indivíduos nas populações (Schupp, 1990; Loiselle *et al.*, 1996; Harper, 1997; Penhalber & Mantovani, 1997; Herrera *et al.*, 1998). A distância de dispersão é determinada pelas características morfológicas da semente e pelo comportamento do agente dispersor (Willson, 1993), tendo influência direta na colonização de novos habitats, com implicações na sucessão, regeneração e conservação das espécies de plantas (Wang & Smith, 2002), ou mesmo no fluxo gênico dentro e entre populações (Kageyama, 1987; Nathan & Muller-Landau, 2000).

A grande maioria das espécies arbóreas nativas, presentes nas florestas tropicais, são zoocóricas, ou seja, são dispersas por animais (Howe & Smallwood, 1982; Wunderle Jr., 1997; Tabarelli & Peres, 2002), mas outros agentes também podem ser responsáveis pela dispersão de sementes, tais como o vento, a água, a gravidade ou dispositivos da própria planta (van der Pijl, 1982; Fenner, 1992; Harper, 1997).

Portanto, a abundância, riqueza e diversidade de comportamento de animais dispersores de sementes, presentes em uma floresta natural tropical ou em restauração, terão grande influência no enriquecimento e na dinâmica da comunidade, sendo essenciais na sustentabilidade ecológica (Fenner, 1992; Wunderle Jr., 1997; Silva, 1999). No entanto, as espécies zoocóricas diferem em relação aos grupos de animais que atraem e à frequência com que os atraem, tendo influência, consequentemente, na magnitude e composição da chuva de sementes (Slocum & Horvitz, 2000; Clark *et al.*, 2001), e o dispersor pode influenciar no padrão de distribuição espacial das sementes de uma dada espécie vegetal na floresta, afetando a futura distribuição de seus indivíduos jovens e adultos na área.

Sobre o aporte e o banco de sementes em uma determinada área, diversos autores apresentam resultados referentes a florestas tropicais (no México, Martínez-Ramos, 1999; em Porto Rico, Zimmerman *et al.*, 2000 e Cubiña & Aide, 2001; e em Camarões, Carrière *et al.*, 2002) que demonstram o forte efeito da distância das florestas tropicais, quanto maior a distância, menor a abundância e diversidade de espécies, sustentando a hipótese de que o apporte de sementes pode ser o fator mais limitante para a regeneração natural ou restauração passiva, bem como a falta de animais dispersores de sementes. Estudos em floresta atlântica do Brasil sugerem que espécies dispersas de forma abiótica são gradualmente substituídas por aquelas dispersas por vertebrados, durante o processo de regeneração de florestas (Tabarelli & Mantovani, 1999; Tabarelli & Peres 2000), e que sementes e frutos de tamanho pequenos e médios prevalecem em florestas degradadas.

A sobrevivência e dinâmica das florestas dependem, em grande parte, do apporte de sementes determinado pela chuva de sementes, consequência da composição florística da área e de suas vizinhanças, da variação espacial e temporal de propágulos e do comportamento dos dispersores de sementes (Whitmore, 1983; Harper, 1997). Em ambientes naturais ou em processo de restauração, o estudo da limitação de sementes torna-se necessário, para se compreender a importância da chuva de sementes e dos nichos de regeneração para estrutura e dinâmica de comunidades (Muller-Landau *et al.*, 2002).

A limitação de sementes pode ser produzida pela baixa disponibilidade de sementes no ambiente, devido à baixa densidade da população ou à baixa produção das sementes, e/ou pela limitação de dispersão quando, independentemente da quantidade de sementes produzidas, a atividade do dispersor é limitada, fazendo com que estas alcancem poucos dos vários sítios possíveis, logo as sementes não chegam a todos os locais potenciais de recrutamento (Eriksson & Ehrlén, 1992; Turnbull *et al.*, 2000; Muller-Landau *et al.*, 2002). Nos estudos sobre a chuva de sementes, realizados por Holl (1999), fica evidente que a limitação de sementes é o fator mais restritivo para a regeneração natural das florestas, em terras pastoris e em áreas em restauração, havendo ainda poucas informações sobre a limitação de sementes, causada pela insuficiente atividade dos dispersores.

Além disso, estudos realizados sobre a dispersão de sementes, em áreas em processos de restauração de florestas tropicais com diferentes idades (15, 25 e 57 anos), demonstram que a complexidade da floresta aumenta com o tempo e relatam que quanto maior a idade da restauração, mais nichos e comunidades especializadas são encontradas (Silva *et al.*, 2015).

As comunidades florestais são dinâmicas e as mudanças ocorrem continuamente em níveis de população, de espécies e de indivíduos, ao longo do tempo, mesmo que a comunidade como um todo seja estável, devido ao equilíbrio entre crescimento, recrutamento e mortalidade (Lewis *et al.*, 2004). A regeneração natural está diretamente relacionada à dinâmica da sucessão ecológica, tendo como principais barreiras impeditivas a ausência ou baixa disponibilidade de propágulos, as falhas no recrutamento de plântulas e jovens, os fatores adicionais de estresse e falhas no estabelecimento de interações, essenciais para a manutenção de integridade (Engel & Parrotta, 2003; Barbosa *et al.*, 2017), portanto é extremamente importante para a sustentabilidade dos ecossistemas.

A maior parte das áreas desmatadas de florestas tropicais tem potencial de regeneração natural (Lamb *et al.*, 2005), mas a velocidade e a qualidade da regeneração, nestas áreas, são altamente variáveis (Hooper *et al.*, 2005; Brancalion *et al.*, 2015; Chazdon, 2016). Em florestas tropicais, a regeneração natural depende da potencialidade de reposição de indivíduos e da recomposição de espécies, que dependem, por sua vez, da disponibilidade de sementes (Penhalber & Mantovani, 1997).

Desta forma, a regeneração natural, próxima a fragmentos florestais, tem sido apontada como estratégia útil à restauração florestal. Assim, a resiliência da paisagem, determinada pela possibilidade de colonização e restabelecimento de uma comunidade vegetal nativa no local, e a interação com a resiliência local, determinada pelo potencial do local de retornar à condição ecológica anterior à degradação, com maior ou menor nível de intervenção humana, são fatores que podem potencializar os processos de regeneração e, consequentemente, aumentar a efetividade da restauração com menores custos possíveis (Cubiña & Aide, 2001; Chazdon & Brancalion, 2017).

De acordo com Rodrigues *et al.* (2011), os critérios de avaliação rápida do potencial de regeneração natural são pelo menos cinco: (1) se as condições de determinada área favorecem o estabelecimento e o crescimento de espécies nativas; (2) se existe número suficiente de propágulos disponíveis no banco de sementes, rebrotas, plantas jovens de espécies nativas de árvores e arbustos; (3) se há diferentes formas de vida e grupos sucessionais na regeneração; (4) se há fragmento florestal com diversidade de espécies próximo à área; e (5) se há animais dispersores de sementes na região.

Existem métodos assistidos para a regeneração natural, ou seja, aqueles projetados para acelerar a sucessão, aumentar o recrutamento natural, removendo ou reduzindo as barreiras à regeneração espontânea da floresta, que podem incluir a proteção contra fogo ou pastagem, o aumento da dispersão natural de sementes e o plantio de

enriquecimento, com espécies arbóreas desejáveis, útil em áreas com níveis irregulares ou baixos de mudas de árvores regenerando naturalmente (Chazdon & Uriarte, 2016). Em condições favoráveis, aproveitar o potencial de regeneração natural, para iniciar o processo de restauração, reduz custos (Cubíña & Aide, 2001; Brancalion et al, 2015; Chazdon , 2016; Chazdon & Guariguata, 2016; Chazdon & Brancalion, 2017), e o plantio de mudas para auxiliar na restauração de uma área degradada se faz necessário, quando a perturbação acontece em tal intensidade que a regeneração natural esperada ocorre de maneira muito lenta, interrompendo a tendência de se recompor naturalmente, após uma perturbação em área nativa (Duboc, 2005).

### **3.6. AVALIAÇÃO E MONITORAMENTO DE FLORESTAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO**

A importância das florestas primárias como fonte da conservação da biodiversidade persiste (Gibson *et al.*, 2011), mas o reconhecimento e a importância da restauração de florestas tropicais, como estratégia de conservação da biodiversidade nos trópicos, é crescente (Chazdon, 2009). Desta forma, é fundamental que o sítio a ser restaurado seja autossustentável em longo prazo, sem necessidade de intervenção ou manejo futuro, sendo necessários a avaliação e o monitoramento continuado, para a compreensão da evolução temporal de uma comunidade florestal implantada.

A evolução do conhecimento científico em restauração florestal é muito dinâmica, sofre influência de diversos fatores que podem, inclusive, alterar a trajetória sucessional proposta, sendo, justamente por isso, essencial o monitoramento. O principal objetivo do monitoramento é verificar a evolução da área, permitindo analisar a sua trajetória ao longo do tempo e podendo definir o momento e o método de intervenção, para restabelecer a trajetória da restauração (Brancalion *et al.*, 2012 e 2015). O sucesso da restauração está relacionado, então, ao atendimento de seus objetivos, a diferentes tipos de ecossistemas e em diferentes escalas.

Cabe ressaltar que a avaliação e o monitoramento da restauração florestal permitem o estabelecimento de parâmetros que possibilitem saber se determinados objetivos e metas foram alcançados (Oliveira, 2011). Para tanto, é necessário um planejamento estabelecendo objetivos claros e metas bem definidas, que deverão ser atingidas em diferentes momentos do processo de restauração, tendo em vista obter um conjunto de resultados interpretados como sucesso (Gandolfi, 2013; Colmanetti, 2013; Brancalion *et al.*, 2015).

É fundamental que a avaliação e o monitoramento sejam conduzidos segundo critérios e interesses diversos (Alday *et al.*, 2011; Brancalion *et al.*, 2012; Martins, 2012;

Barbosa *et al.*, 2015), que possam avaliar as diferentes metodologias de restauração e, em todo o mundo, refletir mudanças no estado qualitativo e quantitativo de um sistema ecológico, podendo prover um sinal de alerta ou diagnóstico ambiental, tendo que ser de fácil mensuração, sensíveis a impactos, assegurar que os objetivos estão sendo alcançados, responder de forma previsível, atuar de maneira a prevenir impactos, prever ações de manejo, estarem integrados com as mudanças nas características dos parâmetros ao longo da paisagem, adaptar as ações de restauração às mudanças ao longo da trajetória de restauração e provar aos atores do processo a validade do investimento de recursos, financeiros ou não, utilizados no processo (Ehrenfeld, 2000; Andreasen *et al.*, 2001; Dale & Beyler, 2001; Palmer, 2006; Oliveira, 2011; Gandolfi *et al.*, 2015).

Nos últimos 30 anos, um grande número de iniciativas de projetos de restauração florestal, vinculados ou não à pesquisa, foi implantado no Estado de São Paulo, e muitos destes produziram florestas hoje presentes na paisagem, enquanto outros resultaram em fracassos, sendo as causas complexas e decorrentes de interações entre ações implementadas, processos naturais inesperados, distúrbios naturais ou antrópicos, ou ainda escolha inadequada de métodos de restauração empregados (Gandolfi, 2013). Apesar dos avanços e da importância do tema, ainda há lacunas de conhecimento, com relação a como efetuar a avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração florestal, no Brasil e no mundo.

Diversos autores discutem sobre as possibilidades de indicadores ecológicos, a serem utilizados em áreas restauradas de florestas tropicais, e a relação é extensa: sobrevivência dos indivíduos plantados, presença de processos erosivos e fertilidade do solo, a riqueza, a diversidade e a densidade de indivíduos e espécies nativas plantadas na área, a cobertura de copa ou sombreamento, a biomassa, a invasão biológica, o porte dos indivíduos (altura e diâmetro), a estratificação da vegetação, o aporte de sementes, o banco de sementes, o recrutamento e o estabelecimento das espécies na área, a presença de formas de vida não arbóreas, presença da diversidade de fauna, o fluxo gênico, as taxas de cruzamento, entre outros aspectos (Rodrigues, 1999; Kageyama & Gandara, 2004; Melo, 2004; São Paulo *et al.*, 2004; Moraes, 2005; Ruiz-Jaen & Aide, 2005; Oliveira & Santos, 2006; Bellotto *et al.*, 2009; Oliveira, 2011; Brancalion *et al.*, 2015). Porém, deve ficar claro que a evolução temporal é também um importante indicador de monitoramento, embora isso seja raramente previsto.

Além disso, atributos como a composição do ecossistema, estrutura, função, heterogeneidade e resiliência, para a definição dos objetivos da restauração e, consequentemente, da sua avaliação, além de aspectos referentes à saúde, à natureza dos

sistemas a serem restaurados, aos diferentes fatores que levaram à sua degradação e às ações requeridas para sua recuperação, são relatados por Hobbs & Harris (2001). A fim de determinar quando a restauração foi alcançada em áreas restauradas, nove atributos foram listados pela SER (2004): (1) o ecossistema restaurado deve conter um conjunto característico de espécies que ocorrem no ecossistema de referência; (2) o ecossistema restaurado consiste-se de espécies indígenas até o máximo grau possível, com presença apenas de espécies exóticas domesticadas e ruderais não invasoras; (3) presença de todos os grupos funcionais necessários para o desenvolvimento contínuo, ou estabilidade do ecossistema restaurado, e caso todos os grupos não estejam presentes, deve existir potencial de colonização natural das áreas restauradas; (4) o ambiente físico do ecossistema restaurado deve possuir a capacidade de suportar as populações reprodutivas das espécies necessárias para a sua estabilidade contínua, ao longo da trajetória desejada; (5) o ecossistema deve funcionar de modo normal, de acordo com o seu estado ecológico de desenvolvimento; (6) o ecossistema deve estar integrado com a paisagem; (7) as ameaças potenciais à saúde e à integridade do ecossistema devem ser eliminadas ou reduzidas; (8) o ecossistema deve recuperar sua resiliência; e (9) o ecossistema restaurado deve ser autossustentável, semelhantemente ao seu ecossistema de referência.

Desta forma, critérios que avaliem o sucesso de projetos exigidos por lei devem estar relacionados aos objetivos da restauração e, na legislação brasileira, estão relacionados à recuperação de biodiversidade e serviços de ecossistemas, como é em quase todos os outros lugares (Wortley *et al.*, 2013). Os principais indicadores que têm sido avaliados são os de vegetação, os estruturais, de composição e atributos dos processos ecológicos (Ruiz-Jaen & Aide 2005), resultantes de sua relativa facilidade de implementação e validade em diferentes ecossistemas. Já Engel (2009) sugere indicadores físicos e estruturais, de biodiversidade, de serviços e processos econômicos e sociais, para o monitoramento da restauração florestal.

A estrutura de vegetação pode ser medida por vegetação de cobertura (Bartelink, 1997) e está diretamente relacionada à melhoria de condições ambientais, colonização por plantas e animais, processos ecológicos, tais como ciclagem de nutrientes, chuva de sementes e controle de plantas invasivas (Ruiz-Jaen & Aide 2005; Chaves *et al.*, 2015), e serviços ecossistêmicos, como seqüestro de carbono e proteção do solo e da água, que dependem diretamente da estrutura da vegetação. Já a abundância e riqueza de espécies de forma espontânea, ou seja, por meio de indivíduos regenerantes, podem ser facilmente mensuráveis e fornecem evidência direta de um ecossistema em fase de restauração,

progressivamente acumulando resiliência e autossustentabilidade (Haeussler *et al.*, 2007; Norden *et al.*, 2009; Reid & Holl, 2013; Saganuma & Durigan 2015).

Sendo assim, indicadores confiáveis e seguros devem ser estabelecidos com valores de referência, para a avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração e, com a ampliação dos conhecimentos e práticas, deve-se evitar o uso de indicadores pouco significativos ou redundantes, definindo aqueles diretamente relacionados à restauração, em cada etapa evolutiva e para cada ecossistema a ser considerado. Cabe ressaltar ainda a importância da definição de indicadores específicos para o monitoramento, levando-se em consideração tipos/fisionomias de vegetação diferentes e para áreas com condições iniciais distintas, assim como para as diferentes fases no processo de restauração (Oliveira, 2011).

Há muita informação e pesquisa relacionada à forma de como se devem restaurar florestas, porém falta ainda selecionar os melhores indicadores para verificar a estrutura, maturação e consolidação de uma nova floresta. Portanto, em se tratando das dificuldades devido aos diferentes impactos antrópicos, relacionados às áreas em processo de restauração, às medidas de correção, manejo e regeneração a serem adotadas, nos “três” primeiros anos de um processo de restauração, é fundamental monitorar a formação inicial da nova floresta no que se refere, por exemplo, ao desenvolvimento inicial das mudas de espécies arbóreas nativas, plantadas ou que serão conduzidas devido à regeneração, pois estas irão promover fundamentalmente o desenvolvimento estrutural da nova floresta, potencialmente sustentável (Barbosa *et al.*, 2017). Monitorar a evolução inicial das comunidades vegetais exige o conhecimento de diferentes aspectos e ainda é um desafio na avaliação de resultados, em áreas em processo de restauração florestal (Ruiz-Jaen & Aide 2005, Suding, 2011, Saganuma & Durigan, 2015), especialmente devido às inúmeras variáveis e possibilidades que estas apresentam.

De acordo com Brancalion *et al.* (2015), Chave *et al.* (2015) e Barbosa *et al.* (2017), os profissionais da restauração devem estudar continuamente a eficácia dos indicadores ecológicos, selecionados para a avaliação do sucesso da restauração florestal, já que estes serão amplamente aplicados, considerando os padrões para cada tipo de degradação, ecossistema e tempo, o que justifica este estudo aparentemente óbvio, mas que relata a importância da avaliação específica de cada caso, comparando, sempre, com resultados conhecidos teoricamente.

Dessa forma, a busca por instrumentos de avaliação, que orientem um caminho a seguir, vem sendo enfocada por pesquisas e ações de restauração, em vários ecossistemas, regiões e países, e a discussão quanto ao monitoramento vem crescendo e ganhando forças.

Além disso, embora a medição dos atributos da restauração possa fornecer uma excelente avaliação do sucesso da restauração, poucos estudos têm recursos financeiros para monitorar todos os atributos, já que muitos deles requerem longo prazo e a maioria dos estudos ou monitoramentos realizados raramente ultrapassa cinco anos (Ruiz-Jaen & Aide 2005).

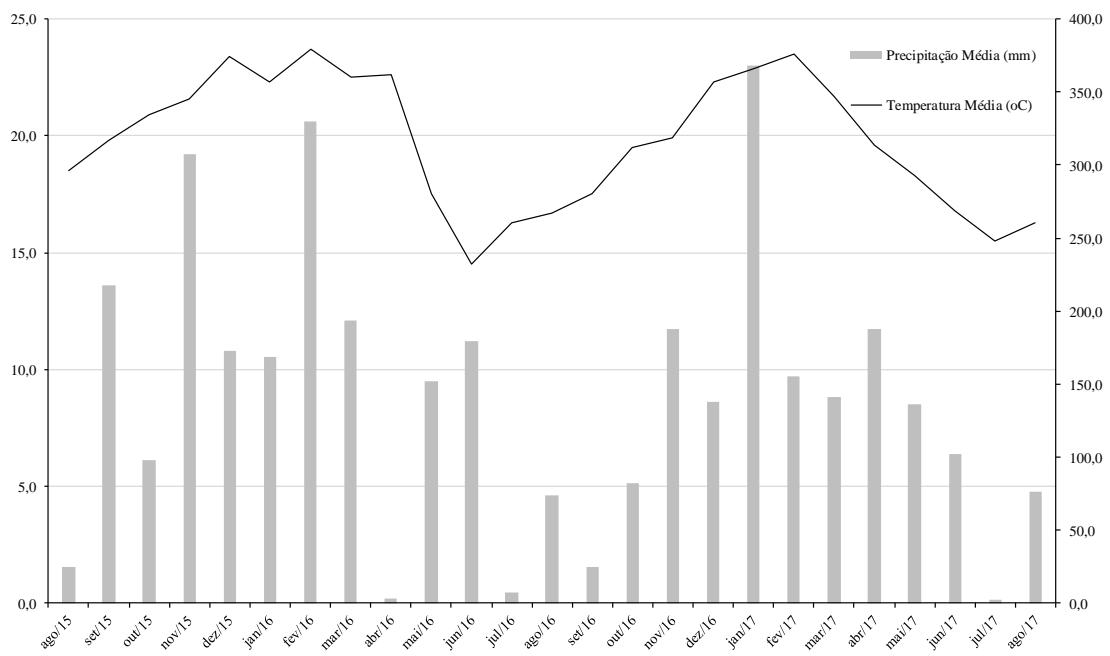
## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1. ÁREA DE ESTUDO**

A área de estudo está inserida no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), situado entre os paralelos 23°38'08''S e 23°40'18''S e meridianos 46°36'48''W e 46°38'00''S, na região sudeste do Município de São Paulo (SP), e é o maior fragmento inserido em área urbana, protegendo diversas nascentes e corpos de água da bacia do Riacho do Ipiranga, mas também sujeito a inúmeras perturbações como efeito de borda, incêndios, ilhas de calor, invasão biológica e poluição (São Paulo, 2008).

O parque tem sua origem no século XIX, sua criação em 12 de agosto de 1969 por meio do Decreto de Criação nº 52.281 e possui aproximadamente 500 ha. De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), é uma unidade de proteção integral que tem por objetivo básico a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica, permitindo a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, recreação e turismo ecológico (Lei do SNUC, 18 de julho de 2000, capítulo III, art.11).

O PEFI está inserido na zona do planalto paulista, de domínio do bioma de Mata Atlântica, ocorrendo espécies típicas da floresta ombrófila densa de encosta atlântica, com representantes da floresta estacional semidecidual (Nastri *et al.*, 1992; Aragaki, 1997; Barros *et.al.*, 2002; Plano de Manejo, 2007). O solo de maior ocorrência é o Latossolo Vermelho-Amarelo sobre as rochas do embasamento cristalino e também sedimentares e as altitudes variam entre 770 m e 825 m (Barbosa *et al.*, 2002). O clima é Cwb, segundo a classificação de Köppen, com temperatura média anual de 19,1°C a e precipitação média de 1.540 mm por ano (Santos & Funari, 2002), sendo apresentado na Figura 1, a seguir, a temperatura e precipitação média no período de estudo.

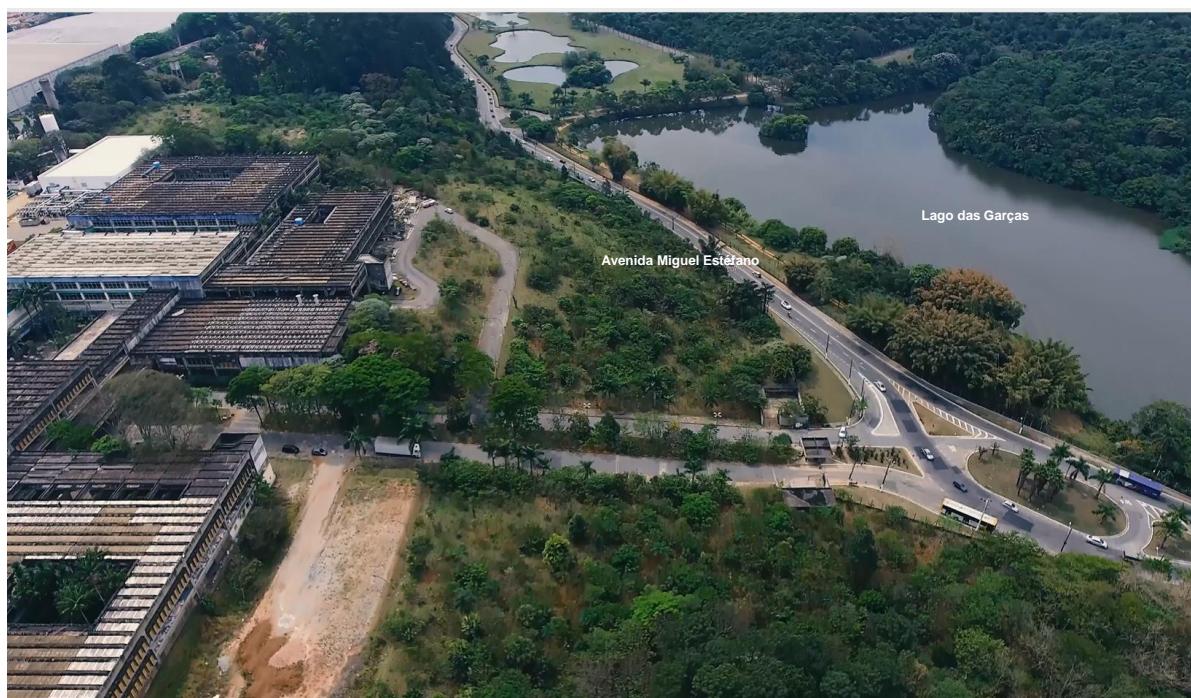


**Figura 1.** Valores médios mensais de temperatura e precipitação durante o período de agosto de 2015 a agosto de 2017, na área experimental do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (fonte: <http://parquecientec.usp.br/publicações, set/2017>).

Esta pesquisa faz parte de um projeto maior, relacionado a um plantio compensatório de seis hectares (Termo de Ajuste de Conduta nº 19/DECONT-G/2014), realizado pela empresa BR CONSULTORIA AMBIENTAL LTDA., sob a orientação, aprovação e monitoramento do Instituto de Botânica. Por meio desta parceria, foram instaladas parcelas permanentes, nas quais foram avaliados diferentes espaçamentos de plantio, composições de espécies, composições sucessionais e tratamentos do solo, sendo estes dois últimos o objeto de estudo do presente trabalho. Este plantio passaria então a servir como um laboratório experimental, para desenvolvimento de diversas pesquisas científicas. Originalmente, a área era classificada como Zona de Uso Conflitante do PEFI que tinha o objetivo de minimizar impactos sobre a Unidade de Conservação (Figuras 2 e 3).



**Figura 2.** Imagem aérea de parte do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), inserido na mancha urbana da cidade de São Paulo, onde foi realizado o plantio compensatório e onde foi desenhado o modelo desta pesquisa, conforme a legenda (Google Earth, 2015).



**Figura 3.** Registro fotográfico mostrando a situação do plantio compensatório realizado em área do PEFI, em agosto de 2017 (foto: Diego Imi).

O plantio foi realizado entre os meses de janeiro e abril de 2015, utilizando 15.040 mudas de espécies arbóreas nativas com tamanho padronizado em 70 cm, pertencentes a 98 espécies, das quais 46 são pioneiras, 52 são não pioneiras, 21 pertencem a alguma categoria ameaçada de extinção e 43 são zoocóricas (Relatório Final de Plantio, maio/2015 e ANEXO I). Após a execução do plantio, em agosto de 2015, foi realizada a primeira coleta de

dados biométricos das mudas e foram instalados os coletores de sementes e as parcelas de regeneração, para avaliar o potencial regenerativo da área.

Durante todo o período de desenvolvimento desta pesquisa, foram realizadas práticas de manutenção de plantio na área, exceto dentro das parcelas de regeneração natural, e mudas constatadas como mortas foram sempre substituídas por outras da mesma espécie, ou mesma classe sucessional.

## **4.2. METODOLOGIA**

### **4.2.1. O DESENVOLVIMENTO INICIAL DAS MUDAS EM DIFERENTES MODELOS SUCESSIONAIS DE PLANTIO E CONDIÇÕES DO SOLO**

As parcelas, tanto para avaliar o efeito da composição sucessional dos diferentes modelos de plantio, quanto das condições de solo no desenvolvimento inicial das plantas, foram instaladas no plantio e são compostas por cinco linhas de dez plantas (50 mudas), sendo cada parcela separada por pelo menos uma linha de bordadura.

O espaçamento entre as mudas plantadas, nos diferentes modelos sucessionais, foi de 2m entre as linhas e 1,5m na disposição das mudas nas linhas, e para que tivesse validade estatística, foi levado em consideração o grau de liberdade do resíduo (que é próximo a 12), obtido pela multiplicação dos três tratamentos (modelos sucessionais implantados) e as cinco repetições por tratamento. Desta forma, foram instaladas quinze parcelas para o estudo da composição sucessional de modelos de plantio, sendo: cinco parcelas apenas com plantio de mudas de espécies pioneiras, cinco parcelas apenas com plantio de mudas de espécies não pioneiras e cinco parcelas alternando mudas de espécies pioneiras e não pioneiras nas linhas de plantio. As parcelas foram dispostas na área de maneira sistematizada, intercalando os diferentes modelos de plantio (Figura 4).



**Figura 4.** Modelo esquemático da disposição das parcelas referentes aos diferentes modelos sucessionais de plantio (Google Earth, 2015).

A área onde foi realizado o plantio em parcelas, para a avaliação de diferentes modelos sucessionais, era anteriormente ocupada por braquiária e outras gramíneas, e poucos indivíduos arbóreos. A seguir, são apresentados registros fotográficos da área, antes da execução do plantio (Figura 5) e depois do plantio realizado (Figura 6).



**Figura 5.** Situação da área antes da execução do plantio.



**Figura 6.** Situação da área após a execução do plantio em modelos sucessionais.

Para avaliar o efeito das condições de solo no desenvolvimento inicial das mudas plantadas, foram implantadas doze parcelas, seis repetições em solo *alterado* e seis repetições em solo *não alterado*, conforme modelo esquemático apresentado nas Figuras 7 e 8. Neste caso, o espaçamento entre as mudas plantadas, nas diferentes condições de solos, foi de 2m x 2m, alternando linhas de espécies pioneiras e linhas de espécies não pioneiras.



**Figura 7.** Modelo esquemático da distribuição das parcelas de plantio, em *solo não alterado* (Google Earth, 2015).



**Figura 8.** Modelo esquemático da distribuição das parcelas de plantio, em *solo alterado* (Google Earth, 2015).

A condição de *solo não alterado* (Figuras 9 e 10) refere-se à área que recebeu o plantio em uma situação mais natural do solo, ocupado por gramíneas e tendo sido observada a presença de alguns indivíduos arbóreos de espécies nativas e exóticas. A condição de *solo alterado* (Figuras 11 e 12) refere-se a uma área sem vegetação e submetida a diferentes usos, que recebeu depósito e espalhamento de solo (removido para a construção do estacionamento da São Paulo Expo), antes da execução do plantio. Ambas as áreas de plantio, em *solos não*

*alterado* e *alterado*, receberam correções nos berços em que as mudas foram plantadas e adubações de cobertura, durante o período de manutenção da área.



**Figura 9.** Situação da área em condição de *solo não alterado*, antes da execução do plantio.



**Figura 10.** Situação da área em condição de *solo não alterado*, no momento da execução do plantio.



**Figura 11.** Situação da área antes da deposição e espalhamento de solo, bem como da execução do plantio.



**Figura 12.** Registro da deposição e espalhamento de solo, antes da execução do plantio, na área então denominada *solo alterado*.

O tamanho médio das mudas foi de 70 cm e todas as mudas plantadas foram plaqueadas e identificadas para facilitar a coleta de dados de diferentes pesquisas realizadas no local, bem como o controle e acompanhamento do desenvolvimento do plantio durante a execução das práticas de manutenção, incluindo o replantio de mudas identificadas mortas.

Para a avaliação do desenvolvimento inicial das mudas plantadas, tanto nos modelos sucessionais de plantio, quanto nas diferentes condições de solos, foram realizadas coletas dos seguintes dados biométricos: *altura da muda plantada*; *diâmetro médio da cobertura de copa*; *diâmetro à altura do solo* (10 cm), a partir do qual foi calculada a *área basal* de todas as mudas plantadas nas parcelas. Foram utilizados paquímetros, para a coleta do diâmetro à altura do solo (10 cm), e trenas, para a coleta da altura e do diâmetro médio da cobertura de copa, sendo que para este, foram obtidas duas medidas em cruz. A partir de agosto de 2015 e durante o período de dois anos, foram realizadas coletas semestrais dos dados biométricos, totalizando cinco avaliações.

#### **4.2.2. POTENCIAL REGENERATIVO**

Para avaliar o potencial de regeneração natural da área plantada, foram conduzidos estudos sobre a chuva (aporte) de sementes (propágulos) e o recrutamento da regeneração natural, respectivamente por meio de coletores e parcelas de mesmo tamanho, instalados e distribuídos de maneira sistematizada, a diferentes distâncias dos fragmentos florestais.

Assim, em agosto de 2015, foram distribuídos 27 coletores de propágulos, com dimensões de 1m x 1m, confeccionados com madeira, sombrite 70% e com pezinho a 15 cm de altura do solo, para avaliação da chuva de sementes, e foram alocadas, adjacentes aos coletores, 27 parcelas de regeneração, com dimensões de 1m x 1m (Figura 13).



**Figura 13.** Registro de um coletor de sementes e, adjacente a este, a parcela de regeneração.

Os coletores de sementes e as parcelas de recrutamento da regeneração foram distribuídos em área total do plantio, a pelo menos 20 m de distância um dos outros. Foram instalados nove coletores de sementes e nove parcelas de recrutamento da regeneração natural, sendo três repetições a três diferentes distâncias de cada um dos três remanescentes florestais inseridos na paisagem, dois adjacentes à área plantada e um separado por uma avenida e um lago (Figuras 14A, B e C).



**Figura 14.** Modelo esquemático da disposição dos coletores de sementes e parcelas de regeneração natural (Google Earth, 2015). **A.** Indicação dos coletores e parcelas instalados à diferentes distâncias da borda de fragmento 1. **B.** Indicação dos coletores e parcelas instaladas a diferentes distâncias da borda do fragmento 2. **C.** Indicação dos coletores e parcelas instaladas a diferentes distâncias da borda do fragmento 3.

Quanto à chuva (aporte) de sementes (propágulos), a periodicidade da coleta foi mensal, por um período de dois anos, sendo a primeira realizada em setembro de 2015 e a última, em agosto de 2017. O material depositado nos coletores foi acondicionado em sacos de papel individualizados, triados na mesma semana, sendo que os propágulos (sementes e frutos) foram quantificados por coletores e separados por morfo-espécies, até a identificação final das espécies.

Após identificação das sementes e frutos (propágulos), por meio de pesquisa bibliográfica, digital e confirmação de pesquisadores do Núcleo de Pesquisa em Sementes e Orquidário do Instituto de Botânica de São Paulo, foram classificadas por origem (nativa ou exótica), forma de vida (árvore ou outras formas), classe sucessional (pioneeras e não pioneeras) e com relação às guildas de dispersão (zoocóricas, anemocóricas e autocóricas) (baseadas em Pijl, 1972) e quanto à origem das sementes (autóctone e alóctone).

Quanto ao recrutamento da regeneração natural, a periodicidade da coleta foi semestral, por um período de dois anos, sendo o primeiro registro considerado em agosto de 2015, sem a presença de indivíduos/espécies nas parcelas, devido à limpeza (roçada) da área pelas práticas de manutenção de plantio executadas no local, não tendo sido feita a manutenção das parcelas em todo o restante do período deste estudo, até agosto de 2017. Sendo assim, a cada semestre foram quantificadas e identificadas (em campo) todas as plântulas com no mínimo 10 cm de altura, presentes nas parcelas e, no caso da braquiária ou outras gramíneas, foi considerada a porcentagem de ocupação nas parcelas. O material vegetal observado não foi coletado, nem mesmo para identificação botânica, para que não houvesse interferência sobre o desenvolvimento do material vegetal nas parcelas. Os indivíduos regenerantes nas parcelas foram classificados apenas quanto à origem (nativa ou exótica) e forma de vida (árvore ou outras formas).

### **4.3. ANÁLISE DE DADOS**

#### **4.3.1. EFEITO DA COMPOSIÇÃO SUCESSORIAL DE MODELOS DE PLANTIO E DAS CONDIÇÕES DO SOLO NO DESENVOLVIMENTO INICIAL DAS MUDAS**

Tanto para analisar o efeito da composição sucessional dos modelos de plantio, quanto o efeito das diferentes condições de solo, os dados biométricos coletados nos diferentes períodos foram tabulados, as médias e fórmulas comparativas foram calculadas e transformadas, para que pudesse ser realizada uma Análise de Variância Padrão (ANOVA), seguida pelos testes de post hoc de Tukey-Kramer, realizados para comparar a significância ( $\alpha=0,05$ ) das variáveis.

As variáveis respostas e explicativas analisadas foram as médias do diâmetro à altura do solo (DAS) e da área basal, da altura, do diâmetro da cobertura de copa das mudas plantadas e a mortalidade das mudas. As variáveis explicativas foram testadas, separadamente, para os modelos sucessoriais de plantio (*apenas com espécies pioneiros; apenas com espécies não pioneiros; e mistos*) e para as condições de solo (*alterado e não alterado*) a fim de verificar o efeito desses no desenvolvimento inicial das mudas plantadas, tendo sido realizada também a análise temporal sobre as médias das variáveis. Para subsidiar a discussão dos resultados, informações referentes à temperatura e precipitação pluviométrica média no período foram obtidas nos boletins climatológicos da estação meteorológica do IAG/USP, por meio de consulta ao site do Parque de Ciência e Tecnologia da Universidade de São Paulo (CienTec) e foram realizadas análise físico-química dos solos.

Além disso, por meio dos valores médios dos dados biométricos (altura, diâmetro de copa, diâmetro à altura do solo e área basal) que foram avaliados pela soma de pontos para cada uma das variáveis para todas as espécies plantadas pode-se elaborar um ranking com aquelas que apresentaram melhor desenvolvimento nos modelos de plantio propostos, bem como, em solos alterados.

#### **4.3.2. POTENCIAL REGENERATIVO**

A análise dos dados referentes à chuva de sementes e à regeneração natural das plântulas foi semelhante, tendo sido diferenciada a unidade experimental (coletores ou parcela) e a periodicidade das coletas, porém as unidades amostrais sendo de mesmo tamanho.

As variáveis respostas analisadas foram à quantidade de propágulos e de plântulas, além da riqueza (número de espécies) presentes nos coletores e parcelas distribuídos na área. Como variável explicativa, foram testadas as unidades amostrais, as três repetições instaladas, a três diferentes distâncias dos três fragmentos florestais presentes na paisagem.

Desta forma, foram tabulados os números referentes à quantidade de sementes, de plântulas e espécies identificadas nos coletores e parcelas, nos diferentes períodos, e então realizada uma Análise de Variância (ANOVA).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. EFEITO DA COMPOSIÇÃO SUCESSIONAL DE MODELOS DE PLANTIO NO DESENVOLVIMENTO INICIAL DAS MUDAS

Os resultados relacionados ao efeito da composição sucessional dos três modelos propostos estão apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1.** Valores médios de altura (cm), diâmetro de copa (cm), diâmetro à altura do solo (DAS, cm), área basal ( $\text{cm}^2/\text{ha}$ ) e falhas (%) dos indivíduos plantados nos três modelos sucessionais de plantio (*pioneerio*, *misto* e *não pioneerio*), durante o período de agosto de 2015 a agosto de 2017.

Parâmetro	Tratamentos	ago/15	fev/16	ago/16	fev/17	ago/17
Altura	<b>Pioneerio</b>	94,55 a	D	143,22 a	CD	160,66 a
	<b>Misto</b>	82,98 ab	D	124,49 ab	C	138,23 a
	<b>Não Pioneerio</b>	73,20 b	C	104,31 b	B	110,78 a
	Média (cm)	83,57		124,00		136,55
Copa	<b>Pioneerio</b>	55,21 a	C	120,35 a	B	125,51 a
	<b>Misto</b>	44,75 ab	C	90,39 ab	B	92,01 ab
	<b>Não Pioneerio</b>	34,65 b	C	61,26 b	B	57,60 b
	Média (cm)	44,94		90,66		91,71
DAS	<b>Pioneerio</b>	1,17 a	D	2,34 a	C	3,35 a
	<b>Misto</b>	0,98 b	C	2,00 a	B	2,64 ab
	<b>Não Pioneerio</b>	0,89 b	C	1,49 a	B	1,91 b
	Média (cm)	1,01		1,91		2,63
Área Basal	<b>Pioneerio</b>	5405 a	C	28143 a	C	49065 a
	<b>Misto</b>	3887 ab	C	18256 ab	BC	30871 ab
	<b>Não Pioneerio</b>	2879 b	B	9816 b	B	13523 b
	Média ( $\text{cm}^2/\text{ha}$ )	4093		18738		31153
Falha	<b>Pioneerio</b>	7,60 a	A	1,20 a	B	2,00 a
	<b>Misto</b>	5,60 a	A	1,60 a	A	3,60 a
	<b>Não Pioneerio</b>	9,20 a	A	2,00 a	A	5,20 a
	Média (%)	7,47		1,60		3,60

**Nota:**

\* médias seguidas da mesma letra não diferenciam entre si pelo Teste Tukey-Kramer a 5% de probabilidade

\*\* letras minúsculas na vertical compararam os tratamentos

\*\*\* letras maiúsculas na horizontal compararam as médias das variáveis no período

De acordo com os resultados foi observado que, no período de agosto de 2015 a fevereiro de 2016, a média da altura dos indivíduos plantados no modelo de plantio *com espécies pioneiras* foi aproximadamente 30% superior à dos indivíduos plantados no modelo de plantio *com espécies não pioneiras*. Neste mesmo período, ou seja, no primeiro ano de coleta de dados foi verificado que a altura média dos indivíduos plantados nos três modelos de plantio propostos apresentou diferença significativa apenas entre o modelo de plantio *com espécies pioneiras*, que apresentaram valores superiores, e o modelo *com espécies não pioneiras*. A partir de agosto de 2016, apesar da média da altura dos indivíduos plantados no

modelo de plantio *com espécies pioneiras* ser superior a dos indivíduos plantados no modelo de plantio *com espécies não pioneiras* e também o modelo *misto* não houve diferença significativa entre estes. Ao longo do período analisado, não houve crescimento significativo das mudas plantadas nos modelos de *apenas espécies pioneiras* ou no modelo *misto*, exceto entre os meses de agosto de 2015 e fevereiro de 2016. Já no modelo composto *apenas com espécies não pioneiras* foi registrado o crescimento significativo da variável altura entre os meses de agosto de 2015 a fevereiro de 2016 e de agosto de 2016 a fevereiro de 2017, coincidindo exatamente com os períodos que tiveram as maiores médias de temperatura e precipitação (conforme Figura 1).

Quanto a variável diâmetro de cobertura de copa os valores médios apresentaram-se significativamente maiores no modelo composto *apenas com espécies pioneiras* quando comparados com aqueles do modelo composto *apenas com espécies não pioneiras*, e ambos não apresentaram diferenças significativas quando comparados ao modelo de plantio *misto*. Porém, quando analisado o desenvolvimento médio do diâmetro de cobertura de copa ao longo do tempo o padrão encontrado foi o mesmo para os diferentes modelos, sendo constatado um crescimento significativo apenas nos períodos mais quentes e chuvosos, compreendidos entre agosto de um ano e fevereiro do ano seguinte (conforme Figura 1).

Sobre o parâmetro diâmetro à altura do solo (DAS) observou-se que os valores médios dos indivíduos plantados no modelo composto *apenas com espécies pioneiras* foram significativamente maiores, ou diferiram do modelo *apenas com espécies não pioneiras* apenas nos meses de agosto de 2015 e agosto de 2016. Em fevereiro de 2016 e a partir de fevereiro de 2017, não ocorreram diferenças significativas entre as médias de DAS, nos diferentes modelos de plantios utilizados. Em agosto de 2015, quando da primeira coleta de dados após a execução do plantio, foi registrada a maior diferença dos valores médios do diâmetro à altura do solo, mais de 80%, entre os modelos *pioneiro* e *não pioneiro*. Depois disso, essa diferença diminui (aproximadamente 60%), mantendo esta média até a última coleta de dados, em agosto de 2017. Ao longo do tempo, levando-se em consideração cada um dos modelos de plantio e o crescimento médio do DAS: aquele composto *apenas de espécies pioneiras* apresentou média de crescimento significativo nos dois primeiros anos; naquele implantado com espécies pioneiras e não pioneiras (*modelo misto*), o crescimento foi significativo apenas entre os meses de agosto de um ano e fevereiro do ano seguinte; e naquele *apenas com espécies não pioneiras*, a diferença significativa foi notada somente no primeiro ano, provavelmente devido ao crescimento mais lento destas espécies. O fato é que,

nos primeiros dois anos de desenvolvimento das mudas plantadas, pode haver diferença significativa quanto ao crescimento médio do DAS, nos diferentes modelos propostos, mas depois se verificou uma tendência à estabilidade do crescimento (Tabela 1).

A área basal, durante os dois primeiros anos do desenvolvimento das mudas plantadas (até fevereiro de 2017), apresentou valores significativamente maiores no modelo de plantio *apenas com espécies pioneiras*, quando comparados com aquele implantado *apenas com espécies não pioneiras*, e ambos não apresentaram diferença significativa quando comparados ao *modelo de plantio misto*. Quanto ao crescimento médio da área basal, tomado a cada seis meses, no período de agosto de 2015 a agosto de 2017, não foi possível verificar diferenças significativamente distintas em todos os modelos de plantios (Tabela 1).

O DAS, e consequentemente a área basal, obtida por esta medida, são parâmetros importantes a serem considerados, pela representatividade existente tanto no que se refere à biomassa, quanto à estrutura da floresta. Suganuma & Durigan (2015) relatam que a área basal não é um bom indicador do processo de restauração florestal, de uma área com menos de cinco anos após o plantio, devido à existência de uma resposta previsível de crescimento das mudas neste período. O resultado apresentado pelos autores é confirmado neste trabalho, porém apesar do crescimento ser previsível ao longo do tempo, registrou-se um crescimento estatisticamente significativo nos períodos mais quentes e úmidos.

Quanto à porcentagem de falhas, esta não foi significativa entre os diferentes modelos implantados, muito provavelmente devido aos replantios executados durante todo o período de práticas de manutenção realizadas na área. Apesar disso, as maiores porcentagens de falhas, para todos os modelos propostos, foram constatadas na primeira coleta, em agosto de 2015, período este de adaptação das mudas de diferentes espécies plantadas nos modelos propostos em uma área aberta, exposta à alta intensidade luminosa, maior temperatura e livre de competições com outras espécies. O modelo que apresentou a maior porcentagem de falha de indivíduos plantados, em todo o período estudado, foi o modelo com espécies não pioneiras que, de maneira geral, são espécies menos tolerantes à luz em seu desenvolvimento inicial e de crescimento lento, portanto ficando por mais tempo na área com medidas biométricas menores, podendo, de alguma forma, retardar ou diminuir sua competitividade com outras espécies mais agressivas. Com relação ao período estudado, a variação foi inexpressiva ou inexistente para cada modelo implantado (Tabela 1).

O resultado foi que, nos primeiros dois anos, após a execução do plantio, há diferenças significativas, especialmente quanto aos parâmetros de diâmetro de copa e área basal, entre os modelos *apenas com espécies pioneiras* e *apenas com espécies não pioneiras*,

mas após este período, as variáveis biométricas avaliadas não apresentam diferenças significativas, independentemente do modelo implantado, portanto não ocorrem diferenças estruturais significativas na floresta implantada.

A ocupação por espécies invasoras e exóticas, devido à sua disseminação, é considerada a segunda maior ameaça à biodiversidade, perdendo apenas para a destruição de habitats e a exploração humana direta, constituindo um problema subestimado inclusive em unidades de conservação (D'Antonio & Vitousek, 1992; Randall, 1996; Hughes, 1994; IUCN, 2000), e realizar o plantio apenas com espécies pioneiras, para em pouco tempo (menos de dois anos) propiciar a cobertura vegetal, inibindo o crescimento das espécies invasoras, pode ser uma estratégia interessante à restauração florestal, inclusive em unidades de conservação, como é o caso.

Espécies pioneiras são importantes no estabelecimento inicial de florestas, tendo em vista a sua função de iniciar o processo de sucessão, devido a atributos funcionais que maximizam a captura de carbono e nutrientes, favorecendo a assimilação e crescimento rápido destas espécies. Com a redução da entrada de luz no sub dossel da floresta, também propiciam a morte de gramíneas, além de serem espécies tanto de ciclo de vida curta quanto de ciclo de vida longa (Chazdon, 2016). Desta forma, são fundamentais na restauração ativa, como é o caso da metodologia de plantios em área total. Além disso, as espécies pioneiras são dispersas por vento e frugívoros, podendo por isso catalisar a colonização e o estabelecimento de outras espécies, como as de crescimento lento, que constroem as novas florestas ao longo do tempo (Chazdon, 2016).

Assim, pelas razões aqui apresentadas, é possível propor o uso modelos de plantios *apenas com espécies pioneiras* quando o objetivo principal for a cobertura vegetal e, consequentemente, a inibição do crescimento de gramíneas invasoras (como as braquiárias). Então, a restauração florestal com alta diversidade (Barbosa *et al.*, 2012) somente poderá ser alcançada nestes plantios se houver remanescentes florestais ricos em biodiversidade, como em unidades de conservação, nas proximidades da área, podendo ser vantajoso pela rápida cobertura do solo e formação estrutural da floresta, podendo diminuir custos de implantação.

Com relação ao desenvolvimento inicial das mudas plantadas no *modelo misto*, os resultados apresentados, para os diferentes parâmetros analisados e ao longo do tempo, não diferiram quanto aos outros modelos (*apenas com espécies pioneiras* e *apenas com espécies não pioneiras*) (Tabela 1). De acordo com De la Peña-Domene *et al.* (2013), os *plantios mistos* de espécies nativas, de diferentes classes sucessionais e que contemplem espécies que sejam dispersas por vento e por animais, aceleram o estabelecimento de espécies de árvores e

arbustos zoocóricos, características de estágios mais tardios de sucessão, e espécies zoocóricas do final da sucessão acumulam-se dez vezes mais rapidamente nas parcelas plantadas, em comparação às parcelas onde não foram plantadas.

Além disso, análises referentes ao desenvolvimento inicial das espécies plantadas em todos os modelos propostos de plantio com alta diversidade de espécies, diferentes classes sucessionais e síndromes de dispersão, possibilitaram uma relação das vinte espécies arbóreas que apresentaram melhor desenvolvimento quanto à altura, diâmetro de copa, diâmetro à altura do solo e área basal, podendo ser as espécies mais recomendadas para ocupação inicial de uma área a ser restaurada, em regiões com bioma semelhante (Tabela 2).

**Tabela 2.** Lista com as vinte espécies arbóreas que apresentaram melhor desenvolvimento, baseado em médias de valores biométricos (altura, diâmetro de copa, diâmetro à altura do solo e área basal) nos diferentes modelos de plantio propostos, e que foram pontuadas para a elaboração do ranking.

Nome Científico	Nome Popular	Cl. Suc.	MAlt (cm)	Pont.	MCopa (cm)	Pont.	MDAS (cm)	Pont.	MAB (cm <sup>2</sup> /ha)	Pont.	TOTAL
<i>Mimosa bimucronata</i>	Espinho-de-maricá	P	455,79	88	681,45	86	14,13	80	995,60	85	<b>339</b>
<i>Helicocarpus popayanensis</i>	Algodoero	P	343,77	86	185,06	73	7,96	78	581,04	81	<b>318</b>
<i>Inga vera</i>	Ingá-do-brejo	P	279,75	75	331,41	85	8,73	79	439,61	74	<b>313</b>
<i>Croton floribundus</i>	Capixingui	P	382,40	87	282,76	83	6,65	72	351,28	70	<b>312</b>
<i>Senna pendula</i>	Aleluia	P	290,86	76	237,29	78	7,27	76	472,68	75	<b>305</b>
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Mutambo	P	343,33	85	226,32	76	7,12	75	342,89	69	<b>305</b>
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Angico-branco	NP	306,75	80	284,75	84	6,36	70	321,76	65	<b>299</b>
<i>Senna multijuga</i>	Pau-cigarra	P	306,77	81	247,04	80	6,99	74	319,14	63	<b>298</b>
<i>Citharexylum myrianthum</i>	Pau-viola	P	278,23	74	135,63	59	7,84	77	547,96	79	<b>289</b>
* <i>Machaerium nyctitans</i>	Bico-de-pato	NP	307,75	82	177,37	72	6,12	68	325,94	66	<b>288</b>
** <i>Handroanthus impetiginosus</i>	Ipê-roxo-de-bola	NP	185,89	59	52,74	24	4,40	58	1694,03	87	<b>288</b>
* <i>Inga laurina</i>	Ingá-mirim	NP	175,83	54	255,00	82	5,97	66	696,28	83	<b>285</b>
<i>Moquiniastrum polymorphum</i>	Candeia	P	247,91	69	228,79	77	4,56	60	333,12	68	<b>274</b>
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Aroeira-pimenteira	P	238,16	67	249,65	81	4,84	61	321,01	64	<b>273</b>
<i>Luehea divaricata</i>	Açoita-cavalo-miúdo	NP	200,75	62	146,12	63	6,14	69	517,94	78	<b>272</b>
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Guarucaia	NP	240,21	68	152,40	66	3,47	48	705,05	84	<b>266</b>
<i>Senna alata</i>	Mata-pasto	P	237,67	66	200,00	75	4,37	57	266,04	58	<b>256</b>
<i>Schizolobium parahyba</i>	Guapuruvu	P	234,12	65	129,52	58	6,67	73	207,63	54	<b>250</b>
* <i>Syagrus romanzoffiana</i>	Jerivá	NP	137,80	38	138,40	60	5,22	64	1258,95	86	<b>248</b>
<i>Solanum paniculatum</i>	Jurubeba	P	306,16	79	238,75	79	5,18	62	39,33	28	<b>248</b>

Grau de ameaça de extinção: \*pouco preocupante e \*\*quase ameaçada

As espécies ranqueadas neste estudo, de acordo com os parâmetros biométricos observados, devem ser indicadas para áreas de restauração, com grande possibilidade de sucesso. Tal fato também é importante, devido à necessidade de se conhecer cada vez mais o comportamento das espécies, como apontado na lista de espécies indicadas para restauração ecológica publicada pelo Instituto de Botânica, em novembro de 2017, durante a realização do VII Simpósio de Restauração Ecológica (Barbosa *et al.*, 2017).

A restauração florestal bem sucedida requer espécies arbóreas que se estabeleçam bem, que expandam rapidamente suas copas e que apresentem alta produção primária (Douterlungne *et al.*, 2015).

Sobre todos os parâmetros analisados neste estudo, vários autores têm apresentado diferentes resultados, contudo alguns aspectos sobressaem nesta pesquisa e podem mudar paradigmas pré-estabelecidos, como a utilização de 80 espécies arbóreas nos plantios diretos, ou ainda que a forma de planejar é pontual e específica a cada situação. Porém, o fato que é consensual entre todos os pesquisadores é que ao final da formação da floresta, esta deve atingir uma sustentabilidade funcional, ou seja, apresentar alta diversidade, como se verifica em florestas tropicais maduras.

## **5.2. EFEITO DAS CONDIÇÕES DO SOLO NO DESENVOLVIMENTO INICIAL DAS MUDAS**

Os resultados quanto ao efeito das condições do solo, *não alterado* e *alterado*, no desenvolvimento inicial das mudas plantadas e no percentual de falhas, estão apresentados na Tabela 3, considerando as diferentes épocas em um período de dois anos.

**Tabela 3.** Valores médios de altura (cm), copa (cm), diâmetro à altura do solo (DAS, cm), área basal ( $\text{cm}^2/\text{ha}$ ) e falha (%) dos indivíduos plantados em duas condições de solos, *alterado* e *não alterado*, durante o período de agosto de 2015 a agosto de 2017.

Parâmetro	Tratamentos	ago/15	fev/16	ago/16	fev/17	ago/17
Altura	<b>Solo Não Alterado</b>	89,96 a E	167,34 a D	195,15 a C	265,32 a B	299,77 a A
	<b>Solo Alterado</b>	65,25 b C	91,39 b BC	102,97 b B	148,77 b A	161,49 b A
	Média (cm)	77,60	129,36	149,06	207,04	230,63
Copa	<b>Solo Não Alterado</b>	47,65 a C	141,36 a B	147,14 a B	212,39 a A	195,28 a A
	<b>Solo Alterado</b>	24,52 b C	65,90 b B	72,53 b B	125,04 b A	115,42 b A
	Média (cm)	36,08	103,63	109,83	168,71	155,35
DAS	<b>Solo Não Alterado</b>	1,01 a E	2,41 a D	3,55 a C	4,75 a B	5,63 a A
	<b>Solo Alterado</b>	0,65 b C	1,41 b B	2,00 b B	3,27 b A	3,37 b A
	Média (cm)	0,83	1,91	2,78	4,01	4,50
Área Basal	<b>Solo Não Alterado</b>	3299 a D	30391 a C	51438 a B	68780 a B	95759 a A
	<b>Solo Alterado</b>	1242 b C	9284 b B	15956 b B	34390 b A	39935 b A
	Média ( $\text{cm}^2/\text{ha}$ )	2271	19837	33697	51585	67847
Falha	<b>Solo Não Alterado</b>	8,00 a A	5,67 a B	6,33 a AB	5,67 a B	6,67 a AB
	<b>Solo Alterado</b>	5,00 a AB	3,00 a B	5,00 a AB	8,00 a AB	9,67 a A
	Média (%)	6,50	4,33	5,67	6,83	8,16

**Nota:**

\* médias seguidas da mesma letra não diferenciam entre si pelo Teste Tukey-Kramer a 5% de probabilidade

\*\* letras minúsculas na vertical compararam os tratamentos

\*\*\* letras maiúsculas na horizontal compararam as médias das variáveis no período

O valor médio da altura das mudas plantadas em solo *não alterado* foi maior e significativamente diferente, quando comparado ao obtido em solo *alterado*, durante todo o período de estudo. Além disso, pôde ser observado que a diferença entre os valores médios foi crescente ao longo do tempo avaliado, já que os indivíduos plantados em solo sem alterações

físicas ou falta de nutrientes apresentaram, na última avaliação, um valor médio da variável altura quase três vezes superior ao obtido na primeira avaliação.

Quanto a variável diâmetro de copa dos indivíduos plantados, notam-se valores maiores em *solo não alterado* e diferença significativa no desenvolvimento quando comparados aos plantados em solo alterado, e que se mantem ao longo de todo o período de estudo. Além disso, foi observado que, em ambas as condições de solo, houve crescimento significativo no diâmetro de copa, exceto nos períodos de fevereiro de 2016 a agosto de 2016 e fevereiro de 2017 a agosto de 2017. No último período de avaliação (agosto de 2017), os valores médios do diâmetro de copa, em ambas as condições estudadas, foram inferiores à penúltima (fevereiro de 2017), isto provavelmente ocorreu devido à deciduidade de algumas espécies nos períodos secos, com queda acentuada da precipitação (Figura 1), mas também porque, neste momento, a floresta implantada já apresentava melhores condições de estrutura e cobertura vegetal do que no ano anterior (2016), sendo mais evidente o registro da queda de folhas nos resultados apresentados.

Com relação ao diâmetro à altura do solo (DAS), e consequentemente à área basal, também são significativamente maiores os valores médios dos indivíduos plantados em solo *não alterado* com relação aos plantados em solo *alterado*, ao longo de todo o estudo. Avaliando o crescimento do DAS, nas condições distintas de solo, pode-se observar que este é significativo em solo *não alterado* durante todo o período de estudo, e em solo *alterado*, o crescimento é significativo apenas nos períodos mais quentes e úmidos. Quanto ao crescimento da área basal, o mesmo padrão é observado, exceto no período de agosto de 2016 a fevereiro de 2017.

Quanto à mortalidade das mudas plantadas nos tratamentos não foi observada diferença significativa devido aos replantios efetuados durante as práticas de manutenção realizadas no período estudado.

De acordo com os resultados apresentados quanto ao desenvolvimento inicial das mudas e as variáveis biométricas estudadas, verifica-se (mais uma vez) que o DAS e a área basal são bons indicadores do processo inicial da restauração florestal e formação de biomassa. Corroborando esta informação, outros trabalhos relacionam a importância da coleta de dados que inventariam as florestas, Barbosa (2015) verificou que não havia erros significativos entre as coletas de dados biométricos, de altura total e do diâmetro à altura do peito, para os indivíduos arbóreos medidos em uma floresta tropical, portanto diminuindo também a margem de erros que pudesse estar relacionados a cálculos de biomassa.

Diferentemente de Suganuma & Durigan (2015), que sugerem que a área basal não deve ser um bom indicador de uma área em processo de restauração até o quinto ano, devido à possível previsibilidade de resposta sobre o crescimento das mudas plantadas em relação aos regenerantes, os resultados aqui apresentados mostram que o DAS e, consequentemente, a área basal podem ser bons indicadores no desenvolvimento inicial das mudas plantadas, levando-se em consideração que a velocidade com que isto pode acontecer está diretamente relacionada às condições de degradação do solo, da temperatura e da precipitação em um período e em uma determinada área em processo inicial de restauração. A importância destas medidas é relatada por Chazdon *et al.* (2006), quando descrevem que o acúmulo de biomassa está mais associado ao crescimento de árvores ao longo do tempo, do que ao recrutamento de novos indivíduos. Além disso, o DAS e área basal são parâmetros de fácil mensuração em campo e não estão sujeitos a muitos erros de tomada de medidas.

Tendo em vista explicar a diferença significativa no desenvolvimento inicial dos indivíduos plantados em condições de solo *não alterado*, dos de solo *alterado*, é apresentada na Tabela 4 uma síntese das análises (os dados integrais são apresentados nos Anexos II e III) física (granulometria) e química.

**Tabela 4.** Síntese dos resultados das análises física (granulometria) e químicas do solo, nas condições experimentais de solo *não alterado* e *alterado*, com a indicação dos valores de referência para florestas.

	Granulometria					Macronutrientes					
	CaCl <sub>2</sub>	pH	M.O.	P resina	H + Al	K	Ca	Mg	S.B.	CTC	V
		g/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mmolc/dm <sup>3</sup>	%						
<b>SOLO NÃO ALTERADO</b>	Argila	6,4	39	2	15	2,3	72	16	90	106	85
<b>SOLO ALTERADO</b>	Franca	8	9	13	18	2,1	92	10	104	122	86
Micronutrientes											
	Boro	Cobre	Ferro	Manganês	Zinco						
	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>	mg/dm <sup>3</sup>						
<b>SOLO NÃO ALTERADO</b>	0,19	0,8	13	5	2,6						
<b>SOLO ALTERADO</b>	0,2	1,3	7	2	0,6						

*Valores de Referência (floresta)						
<b>Classe (Floresta)</b>	<b>P</b>	<b>Al</b>	<b>K</b>	<b>Ca</b>	<b>Mg</b>	<b>pH</b>
Muito baixa	0 a 2		0 a 0,7	-		4,5
Baixa	3 a 5	menor 5	0,8 a 1,5	0 a 3	0 a 4	4,4 - 4,5
Médio	6 a 10		1,6 a 3	4 a 7	5 a 8	5,1 - 5,5
Alta	10 a 20	maior 5	3,1 a 6,0	maior 7	maior 8	5,6 - 6
Muito Alta	maior 20		maior 6			maior 90

Conforme resultados, pode ser constatado que a maior diferença entre as duas condições de solo, *não alterado* e *alterado*, está relacionada à sua textura, porção relativa das partículas que compõe o solo. O solo definido como *não alterado* foi classificado como argiloso, portanto mais denso e com maior porosidade, o que deve ter favorecido a retenção de água e a troca de cátions, podendo formar agregado, consequentemente sendo mais suscetível à compactação, porém mais resistente à erosão, diferentemente do solo definido

como *alterado*, que foi classificado como franca, formado em sua maior porção por silte e areia, portanto composto por partículas soltas e ásperas, que não proporcionam boa retenção de água no solo, mas oferecem maior potencial para o desenvolvimento do sistema radicular das plantas, conforme apresentado por Camargo *et al.*(2009).

No caso dos macro e micronutrientes, em geral os valores que compõem as duas condições de solo são próximos ou apresentam valores medianos e altos, quando comparados aos valores de referência para florestas, e apenas a matéria orgânica apresentou valor muito superior em solo *não alterado*, quando comparada ao solo *alterado*, chegando a ter valores quatro vezes superiores.

Os resultados obtidos neste estudo corroboram a hipótese de que as condições edáficas, mais especificamente a física, podem influenciar significativamente no desenvolvimento inicial das mudas plantadas. Neste caso, em ambas as condições de solos, *não alterado* e *alterado*, foi possível verificar o crescimento inicial das mudas plantadas, porém e conforme já apresentado, o desenvolvimento foi significativamente maior em solo *não alterado*, ficando evidente que onde a composição física permitiu às plantas uma melhor absorção de água e nutrientes, houve melhor desenvolvimento das mudas e, consequentemente, uma formação estrutural da floresta implantada com estratificação e biomassa mais rápida.

Além da importância dos dados biométricos ou medidas que possam apresentar as condições de uma área em processo de restauração, a composição das espécies é fundamental atributo dos ecossistemas restaurados (Clewell & Aronson, 2013 *apud* Reid, 2015) e que geralmente a recuperação é lenta (Curran *et al.*, 2013 *apud* Reid, 2015) acrescenta ainda que a composição de espécies deve pertencer ao conjunto de indicadores da restauração, pois apresentam informações importantes quanto ao funcionamento do ecossistema, resiliência e continuidade histórica, bem como biodiversidade, conservação, manutenção da diversidade global, além da riqueza de espécies locais.

Assim, além da análise do desenvolvimento médio de todos os indivíduos plantados nas diferentes condições de solos, outros resultados, obtidos pela ANOVA (Tabela 5), mostraram não haver interação entre as condições de solos e as classes sucessionais quanto à variável altura e a mortalidade, diferentemente do resultado obtido quanto ao diâmetro de cobertura de copa, DAS e área basal, inclusive quando consideradas as diferentes épocas, durante o período de agosto de 2015 a agosto de 2017.

**Tabela 5.** Valores médios e desvio padrão (DP) de diâmetro de copa (cm), diâmetro à altura do solo (DAS, cm) e área basal ( $\text{cm}^2/\text{ha}$ ) das mudas e a interação das diferentes condições de solos, *não alterado* e *alterado*, classes sucessoriais, *pioneira* e *não pioneira*, durante o período de agosto de 2015 a agosto de 2017.

Parâmetros	ago/15		fev/16		ago/16		fev/17		ago/17	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
COPA (cm)										
Solo Não Alterado x Pioneira	64,77	8,54	192,37	47,30	200,36	63,11	287,56	46,14	264,71	57,16
Solo Não Alterado x Não pioneira	33,11	3,87	96,52	17,74	100,02	21,82	145,36	20,15	134,32	18,88
Solo Alterado x Pioneira	27,38	6,83	78,39	12,96	87,40	21,21	158,05	39,72	140,21	40,91
Solo Alterado x Não pioneira	21,80	2,59	52,78	11,18	58,53	10,71	94,72	23,49	92,46	38,09
interação solo x cl. sucessional	Pr <0,0001		Pr <0,0001		Pr <0,0001		Pr <0,0001		Pr <0,0001	
DAS (cm)										
Solo Não Alterado x Pioneira	1,23	0,38	3,15	0,81	4,73	0,93	6,27	1,09	7,64	1,08
Solo Não Alterado x Não pioneira	0,84	0,16	1,81	0,46	2,56	0,43	3,47	0,63	3,93	0,62
Solo Alterado x Pioneira	0,67	0,10	1,55	0,27	2,16	0,34	3,72	0,98	3,75	0,77
Solo Alterado x Não pioneira	0,63	0,11	1,27	0,24	1,84	0,22	2,84	0,57	3,02	0,59
interação solo x cl. sucessional	Pr <0,0005		Pr <0,0001		Pr <0,0001		Pr <0,0001		Pr <0,0001	
ÁREA BASAL ( $\text{cm}^2/\text{ha}$ )										
Solo Não Alterado x Pioneira	2275	1071	17579	8576	29744	13001	52330	20985	75305	21916
Solo Não Alterado x Não Pioneira	1024	387	5214	2269	8834	3295	16449	4849	20454	5218
Solo Alterado x Pioneira	691	212	4217	1666	7200	2387	23098	13596	26099	11777
Solo Alterado x Não pioneira	547	261	2689	996	4603	1136	11169	4116	13759	5609
interação solo x cl. sucessional	Pr <0,0002		Pr <0,0001		Pr <0,0001		Pr <0,0001		Pr <0,0001	

De acordo com os resultados apresentados, com relação à média do diâmetro de copa, as espécies pioneiras, em solo *não alterado*, tiveram o maior desenvolvimento em todo o período estudado, mesmo quando na última avaliação (em agosto de 2017), foi constatado que o valor médio da variável diminuiu com relação as todas as interações, provavelmente devido à negligência de algumas espécies presentes na área, conforme relatado anteriormente. Seguidas das espécies pioneiras plantadas em solo *não alterado*, as espécies que apresentaram melhor desenvolvimento foram as não pioneiras em solo *não alterado*, porém esta constatação ocorreu apenas até a avaliação referente a agosto de 2016. A partir de então, nas avaliações do ano de 2017, as espécies pioneiras destacam-se, apresentando melhor desenvolvimento de cobertura vegetal, tanto em solo *não alterado* quanto *alterado*.

Praticamente o mesmo padrão observado quanto ao diâmetro de copa pode ser verificado quanto às variáveis de DAS e, consequentemente, área basal, já que as espécies pioneiras em solos *não alterados* são as que apresentaram melhor desenvolvimento, porém, nestes casos, os valores médios das variáveis foram crescentes nos registros realizados ao longo do tempo de estudo.

Portanto, durante os três primeiros semestres analisados quanto ao desenvolvimento inicial dos indivíduos plantados, aqueles pertencentes às espécies pioneiras e não pioneiras apresentaram melhor desenvolvimento, ou seja, maiores valores médios das variáveis biométricas de copa, DAS e área basal, em solo *não alterado*, o que era esperado,

seguidos de espécies pioneiras e não pioneiras em solo *alterado*. Porém, a partir do segundo ano, em fevereiro de 2017, este padrão modifica-se e as espécies pioneiras apresentam melhor desenvolvimento tanto em solos *não alterado* como *alterado*, seguidas das espécies não pioneiras, em solos *não alterado* e *alterado*.

Além disso, Douterlungne *et al.* (2015) relatam que a partir do segundo ano, devido ao rápido crescimento e deciduidade de algumas árvores, a restauração florestal pode ser potencializada pela rápida recuperação e melhor desenvolvimento das copas das árvores no terceiro ano de plantio, consequência do rápido reabastecimento de resíduos e detritos lenhosos, que fornecem habitat e lugares de forrageamento para fauna da floresta, e por diversificar as condições do microsítio para o recrutamento florestal.

Tal constatação permite evidenciar que condições edáficas (física e químicas) estão diretamente relacionadas ao desenvolvimento inicial de indivíduos de espécies pioneiras e não pioneiras, visto o crescente desenvolvimento destas em solos *não alterado* e *alterado*, respectivamente até agosto de 2016. Porém, a partir do segundo de ano do plantio (a partir de fevereiro de 2017), quando as árvores já se estabeleceram na área, as espécies passaram a responder de maneira diferente, estando então o desenvolvimento mais relacionado à condição fisiológica das espécies. É possível observar que, a partir de fevereiro de 2017, os indivíduos de espécies pioneiras apresentaram melhor desenvolvimento que os indivíduos de espécies não pioneiras, tanto em solo *alterado* como *não alterado*. Este resultado corrobora o apresentado por Colmanetti (2013), que verificou a influência de parâmetros edáficos na estrutura da vegetação arbórea e regenerantes de uma floresta implantada com mais de dez anos, mostrando resultados capazes de indicar que a estrutura dos estratos arbóreos e regenerantes da floresta estudada já não era mais influenciada pelas diferentes classes de estrutura de solo.

Outra importante discussão se faz sobre a transferência de solos nos processos de restauração, visto que alguns estudos relatam impactos positivos à restauração florestal, advindos de atributos físicos e químicos de interesse do solo, matéria orgânica, pedofauna, flora do solo e biomassa (Clewel & Aronson, 2013), contudo Bulot *et al.* (2017) relatam também que impactos negativos à formação de uma nova comunidade podem ocorrer com a transferência de solos, por exemplo, pela elevada possibilidade da colonização de espécies invasoras, que são promovidas pela liberação acelerada de nitrato de oxidação da matéria orgânica (induzida no armazenamento e antes da transferência do solo) e por diminuir o teor de nutrientes, devido ao distúrbio na estrutura do solo, além da compactação que pode ocorrer durante sua transferência.

Deve se destacar, então, que a importância ecológica do solo está intimamente relacionada ao fato deste apresentar-se integrado ao ecossistema, seja por modificações geográficas, geológicas, climáticas e bióticas manifestando-se de forma direta no solo (Fernandes, 1998 e 2003), ou atuando nas esferas que exercem influência sobre os processos responsáveis pela vida (Resende *et al.*, 2002).

Com os resultados desta pesquisa, é corroborada a significativa influência de aspectos edáficos no processo de restauração florestal, mais especificamente das condições físicas (textura), na relação com a velocidade da formação, em estrutura, de uma nova floresta. De acordo com Richards (1952), os atributos pedológicos mais relacionados ao suprimento de água e oxigênio para as plantas, como textura, estrutura e porosidade, possuem maior importância na determinação da vegetação do que os atributos químicos, embora sejam importantes.

Sendo assim, após todas as análises realizadas e com os resultados aqui apresentados, pôde ser elaborada uma lista com as 20 espécies que apresentaram o melhor desenvolvimento (em altura, diâmetro de copa, diâmetro à altura do solo e área basal) em solo *alterado*, ou seja, composto em grande parte por silte e areia e baixa matéria orgânica, a fim de recomendá-las para o plantio em situações e biomas semelhantes (Tabela 6).

**Tabela 6.** Lista com as vinte espécies arbóreas que apresentaram melhor desenvolvimento, baseado em médias de valores biométricos (altura, diâmetro de copa, diâmetro à altura do solo e área basal) em solo *alterado*, e que foram pontuadas para a elaboração do ranking.

Nome Científico	Nome Popular	Cl. Suc.	MAlt (cm)	Pont.	MCopa (cm)	Pont.	MDAS (cm)	Pont.	MAB (cm <sup>2</sup> /ha)	Pont.	TOTAL
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Aroeira-pimenteira	P	269,77	59	273,83	54	5,68	52	322,47	59	<b>224</b>
<i>Mimosa bimucronata</i>	Espinho-de-maricá	P	258,50	57	536,50	59	6,70	58	88,14	48	<b>222</b>
* <i>Ingá laurina</i>	Ingá-mirim	NP	210,83	51	260,13	53	5,73	54	357,62	60	<b>218</b>
<i>Bauhinia forficata</i>	Unha-de-vaca	P	312,00	60	503,00	58	6,67	57	72,75	43	<b>218</b>
<i>Inga vera</i>	Ingá-do-brejo	P	228,00	53	254,20	52	5,76	55	136,07	54	<b>214</b>
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Mutambo	P	255,28	56	185,07	48	5,18	50	180,39	57	<b>211</b>
<i>Senna alata</i>	Mata-pasto	P	202,71	50	211,89	50	4,89	45	764,30	61	<b>206</b>
<i>Croton urucurana</i>	Sangra-d'água	P	253,50	55	307,50	55	4,92	47	82,43	47	<b>204</b>
<i>Senna pendula</i>	Aleluia	P	197,66	48	209,42	49	3,65	42	90,99	50	<b>189</b>
* <i>Syagrus romanzoffiana</i>	Jerivá	NP	148,67	36	154,75	44	5,64	52	154,84	56	<b>188</b>
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Pau-jacaré	P	260,00	58	237,00	51	5,05	48	20,03	28	<b>185</b>
<i>Croton floribundus</i>	Capixingui	P	218,43	52	136,43	41	3,56	40	105,50	51	<b>184</b>
<i>Erythrina cristagalli</i>	Crista-de-galo	P	159,00	38	147,50	43	8,95	59	62,91	41	<b>181</b>
<i>Ceiba speciosa</i>	Paineira-rosa	NP	195,00	47	52,75	19	6,24	56	215,90	58	<b>180</b>
<i>Helicocarpus popayanensis</i>	Algodoiro	P	174,67	40	123,70	38	4,29	44	135,71	53	<b>175</b>
<i>Vitex megapotamica</i>	Tarumã	NP	189,00	45	169,00	46	5,40	51	22,90	30	<b>172</b>
<i>Aloysia virgata</i>	Lixeira	P	178,50	42	176,00	47	4,29	44	45,81	36	<b>169</b>
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Angico-branco	NP	251,00	54	408,00	57	3,50	39	9,62	18	<b>168</b>
<i>Citharexylum myrianthum</i>	Pau-viola	P	197,66	48	36,83	12	5,07	49	142,16	55	<b>164</b>
* <i>Albizia niopoides</i>	Farinha-seca	P	193,17	46	142,42	42	2,78	33	44,54	34	<b>155</b>

\* grau de ameaça de extinção: pouco preocupante

As espécies foram ranqueadas, neste estudo, de acordo com a soma das maiores pontuações, obtidas nos diferentes parâmetros biométricos analisados, com o objetivo de indicar vinte espécies com melhor desenvolvimento em condições de solo fisicamente

alterado, a fim de obter maior sucesso quanto à formação em estrutura e cobertura vegetal de uma nova floresta. Foi possível verificar que são oito as espécies arbóreas nativas que tiveram pontuação superior a 200, obtida pela soma das médias das variáveis altura, diâmetro de copa e área basal. Nesta relação, sete espécies (*Schinus terebinthifolius*, *Mimosa bimucronata*, *Bauhinia forficata*, *Inga vera*, *Guazuma ulmifolia*, *Senna alata* e *Croton urucurana*) são pioneiras, portanto apresentam de fato rápido crescimento e cobertura de solo, sendo apenas uma espécie (*Inga laurina*) não pioneira e a única ameaçada de extinção, surpreendentemente a terceira colocação entre as vinte espécies que apresentaram melhor desenvolvimento.

### **5.3. POTENCIAL REGENERATIVO**

#### **5.3.1. CHUVA DE SEMENTES**

Ao longo dos dois anos de avaliação, foi registrado o número total de 24.033 propágulos (890,11 propágulos/m<sup>2</sup> ou 37,08 propágulos/m<sup>2</sup>/mês), pertencentes a 54 espécies (27 famílias). Dos 24.033 propágulos registrados, 17.775 são sementes de *Urochloa decumbens* e 6.281 são referentes a outras espécies e, dentre estas, 5.961 são propágulos de espécies arbóreas (220,77 propágulos/m<sup>2</sup> ou 9,20 propágulos/m<sup>2</sup>/mês), pertencentes a 41 espécies (37 nativas e 4 exóticas). Dentre as 41 espécies arbóreas, 32 são pioneiras e 09 não pioneiras; quanto à síndrome de dispersão, 19 são zoocóricas, 13 anemocóricas e 09 autocóricas; e quanto à origem do propágulo, 26 foram consideradas autóctones e 15 alóctones (Tabela 7), pois não constam da lista de espécies arbóreas que foram plantadas, ou não foram identificadas na área antes da execução do plantio, portanto teriam chegado à área por meio de agentes dispersores, que contribuem para aumentar a riqueza e diversidade de espécies em um determinado local (Martínez-Ramos & Soto-Castro, 1993).



**Tabela 7.** Relação das famílias, espécies e número total de propágulos por mês, em dois anos de estudos relacionados à chuva de sementes em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI, classificadas de acordo com à forma de vida e origem da espécie (F): ArN = árvore nativa, ArE = árvore exótica, Out = outras, OutE = outras exóticas; grupo de sucessão (S): P = pioneira, NP = não pioneira; síndrome de dispersão (D): A = anemocoria, Au = autocoria, Z = zoocoria; origem do propágulo (O): AU= autóctone, AL = alóctone.

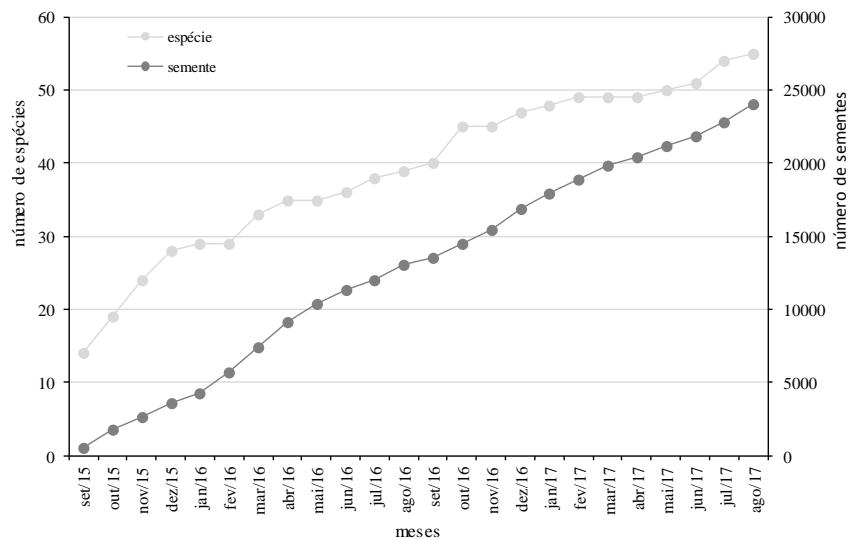
Família/Espécie	F	S	D	O	meses														Total
					S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	Total		
<b>Anacardiaceae</b>																			
1 <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	ArN	P	Z	AUT	3	0	0	506	515	71	12	19	51	26	12	36	<b>1251</b>		
2 <i>Lithrea molleoides</i> (Vell.) Engl.	ArN	P	Z	AUT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	<b>9</b>		
<b>Annonaceae</b>																			
3 <i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	ArN	NP	Z	ALO	0	7	2	62	1	0	0	1	0	0	1	0	<b>74</b>		
4 <i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	ArN	P	Z	ALO	0	1	5	4	7	0	0	0	0	0	0	0	<b>17</b>		
<b>Arecaceae</b>																			
5 <i>Archontophoenix cunninghamii</i> (H.Wendl.) H.Wendl. & Drude.	ArE	P	Z	AUT	2	2	0	5	29	14	7	2	1	4	2	1	<b>69</b>		
<b>Asteraceae</b>																			
6 <i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less	ArN	P	A	AUT	136	149	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>288</b>		
7 <i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	ArN	P	A	ALO	0	0	0	0	3	0	56	655	53	14	5	1	<b>787</b>		
8 <i>Taraxacum officinale</i> Weber ex F.H. Wigg.	OutE	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	52	0	0	0	0	<b>52</b>		
<b>Bignoniaceae</b>																			
9 <i>Handroanthus heptaphyllum</i> (Vell.) Mattos	ArN	NP	A	AUT	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>4</b>		
10 <i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G.Lohmann	Out	-	-	-	6	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>10</b>		
11 <i>Handroanthus</i> sp.	ArN	NP	A	AUT	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>		
<b>Bixaceae</b>																			
12 <i>Bixa ollerana</i> L.	ArN	P	Z	ALO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	159	<b>159</b>		
<b>Clethraceae</b>																			
13 <i>Clethra scabra</i> Pers.	ArN	P	A	ALO	0	0	0	0	0	101	0	0	0	0	0	0	<b>101</b>		
<b>Clusiaceae</b>																			
14 <i>Garcinia Gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	ArN	NP	Z	ALO	0	0	1	1	0	2	0	1	0	0	0	0	<b>5</b>		

Família/Espécie	F	S	D	O	Meses												Total
					S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	
<b>Cucurbitaceae</b>																	
15 <i>Cayaponia</i> sp.	Out	-	-	-	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>15</b>
<b>Euphorbiaceae</b>																	
16 <i>Croton urucurana</i> Baill.	ArN	P	Au	AUT	3	1	0	1	0	0	4	2	0	11	1	0	<b>23</b>
17 <i>Croton floribundus</i> Spreng.	ArN	P	Au	AUT	0	0	0	18	2	0	0	0	0	0	0	0	<b>20</b>
18 <i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Smith & Downs	ArN	P	Au	ALO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6	0	<b>7</b>
<b>Fabaceae</b>																	
19 <i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	ArN	P	Au	AUT	33	28	2	5	1	1	3	1	22	4	5	1	<b>106</b>
20 <i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	ArN	P	Au	AUT	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	<b>2</b>
21 <i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.	ArN	NP	Au	AUT	24	1	0	0	0	0	0	0	0	1	11	51	<b>88</b>
22 <i>Mimosa scabrella</i> Benth.	ArN	P	Au	AUT	41	96	14	4	1	0	0	0	0	0	7	174	<b>337</b>
23 <i>Mimosa</i> sp.	-	-	-	-	2	4	3	2	1	0	1	0	1	0	0	6	<b>20</b>
24 <i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	ArN	P	Au	AUT	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>5</b>
25 <i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) O. Kuntze	ArN	P	Au	AUT	0	9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>10</b>
26 <i>Inga</i> sp.	ArN	P	Z	AUT	0	2	6	13	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>21</b>
27 <i>Mimosa caesalpiniifolia</i> Benth.	ArN	P	A	ALO	0	0	0	0	0	0	0	0	80	127	43	72	<b>322</b>
<b>Lauraceae</b>																	
28 Lauraceae 01	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	<b>5</b>
<b>Malvaceae</b>																	
29 <i>Ochroma pyramidale</i> (Cav.ex Lam.) Urb.	ArN	P	A	ALO	10	1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>15</b>
30 <i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	ArN	P	A	AUT	1	7	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>11</b>
31 <i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	ArN	NP	A	AUT	0	0	0	2	0	5	0	0	1	0	9	13	<b>30</b>
<b>Melastomaceae</b>																	
32 <i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	ArN	P	A	ALO	8	4	6	7	4	0	48	15	6	4	7	1	<b>110</b>
<b>Meliaceae</b>																	
33 <i>Melia azedarach</i> L.	ArE	P	Z	AUT	1	0	0	0	0	0	2	0	1	6	1	0	<b>11</b>
<b>Moraceae</b>																	
34 <i>Ficus</i> sp. 1	ArN	P	Z	AUT	131	8	82	174	75	12	97	21	3	0	49	51	<b>703</b>
35 <i>Ficus</i> sp. 2	ArN	P	Z	AUT	60	79	3	214	108	64	5	13	0	1	7	14	<b>568</b>

Família/Espécie	F	S	D	O	meses													Total
					S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A		
<b>Myrtaceae</b>																		
36 <i>Psidium</i> sp.	ArN	P	Z	ALO	3	0	2	0	0	0	0	4	11	3	11	0	<b>34</b>	
37 <i>Eugenia</i> sp.	ArN	NP	Z	AUT	0	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>17</b>	
38 Myrtaceae 1	-	-	-	-	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>	
39 Myrtaceae 2	-	-	-	-	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>4</b>	
<b>Phyllanthaceae</b>																		
40 <i>Heronima alchorneoides</i> Allemão	ArN	P	Z	ALO	21	0	0	0	0	60	77	4	12	39	53	22	<b>288</b>	
<b>Pinaceae</b>																		
41 <i>Pinus</i> sp.	ArE	P	A	AUT	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	<b>41</b>	
42 <i>Pinus sylvestris</i> L.	ArE	P	A	AUT	11	0	0	4	1	0	1	72	80	21	4	16	<b>210</b>	
<b>Poaceae</b>																		
3 <i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster	OutE	-	-	-	475	1804	1625	1222	868	2019	2450	1308	1676	1364	1354	1587	<b>17752</b>	
<b>Primulaceae</b>																		
44 <i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	ArN	P	Z	AUT	0	3	0	61	40	5	1	0	0	0	0	0	<b>110</b>	
<b>Rubiaceae</b>																		
45 <i>Psychotria viridis</i> Ruiz & Pav.	ArN	P	A	ALO	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	16	<b>57</b>	
<b>Santalaceae</b>																		
46 <i>Phoradendron</i> sp.	Out	-	-	-	55	10	1	0	0	0	0	0	0	1	4	18	<b>89</b>	
<b>Sapindaceae</b>																		
47 <i>Sapindus saponaria</i> L.	ArN	NP	Z	ALO	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>	
48 <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hill. et al.) Hieron. Ex Niederl.	ArN	P	Z	AUT	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>1</b>	
<b>Solanaceae</b>																		
49 <i>Solanum</i> .cf <i>americanum</i> L.	Out	-	-	-	0	1	1	32	41	0	0	9	0	0	0	0	<b>84</b>	
<b>Symplocaceae</b>																		
50 <i>Symplocos</i> cf <i>variabilis</i> Mart. ex Miq.	ArN	NP	Z	ALO	0	1	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	<b>5</b>	
<b>Verbenaceae</b>																		
51 <i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	ArN	P	Z	AUT	0	0	0	0	16	10	15	1	0	1	0	0	<b>43</b>	

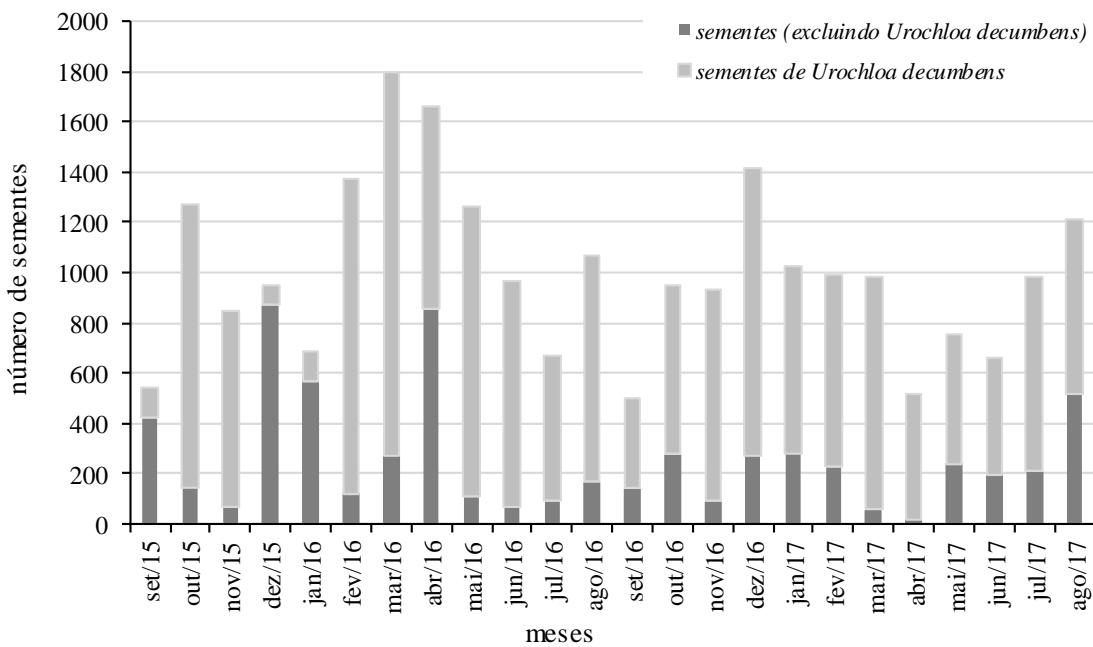
Família/Espécie	F	S	D	O	meses												Total
					S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A	
<b>Não identificadas</b>																	
52 Morfoespécie 1	-	-	-	-	0	0	1	0	0	0	0	0	26	0	0	0	<b>27</b>
53 Morfoespécie 2	-	-	-	-	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	<b>4</b>
54 Morfoespécie 3	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	<b>8</b>
<b>Total sementes</b>					<b>1038</b>	<b>2228</b>	<b>1778</b>	<b>2364</b>	<b>1716</b>	<b>2366</b>	<b>2782</b>	<b>2180</b>	<b>2024</b>	<b>1628</b>	<b>1655</b>	<b>2274</b>	<b>24033</b>
<b>Total sementes (excluindo <i>Urochloa decumbens</i>)</b>					<b>563</b>	<b>424</b>	<b>153</b>	<b>1142</b>	<b>848</b>	<b>347</b>	<b>332</b>	<b>872</b>	<b>348</b>	<b>264</b>	<b>301</b>	<b>687</b>	<b>6281</b>
<b>Total de espécies</b>					<b>23</b>	<b>27</b>	<b>21</b>	<b>25</b>	<b>20</b>	<b>13</b>	<b>18</b>	<b>18</b>	<b>14</b>	<b>17</b>	<b>23</b>	<b>22</b>	<b>54</b>

Levando-se em consideração o acúmulo de propágulos e espécies registradas em um período de dois anos (Figura 15), verificou-se um crescente aporte na área de plantio, provavelmente devido ao início do processo de formação estrutural da nova floresta, oferecendo mudanças importantes relacionadas a recursos de composição e estrutura de vegetação, bem como oferta de alimentos suficiente, que aumentaram a atratividade da fauna dispersora no local, especialmente devido à presença de fragmentos florestais adjacentes ou muito próximos, o que pode ter favorecido e ampliado a visita dos dispersores à área de plantio.



**Figura 15.** Número de espécies e de sementes apresentado de forma cumulativa, no período entre setembro de 2015 e agosto de 2017, registrado na chuva de sementes em uma área de plantio compensatório, estudada no interior do PEFI.

A quantidade de propágulos e espécies registradas na chuva de sementes está diretamente relacionada com a composição florística e a estratificação do plantio em questão, mas também se verificou uma evidente contribuição de fragmentos florestais, bem conservados ou não, e próximos à área de estudo. Com relação à quantidade de propágulos e sua distribuição ao longo do tempo de estudo (Figura 16), o número de propágulos coletados por mês variou de 499 (18,48 sementes/m<sup>2</sup>) a 1.795 (66,48 sementes/m<sup>2</sup>). Já com relação à quantidade e distribuição das espécies (Figura 17), o número mensal variou de 7 (0,26 sementes/m<sup>2</sup>) a 22 (2,45 sementes/m<sup>2</sup>).

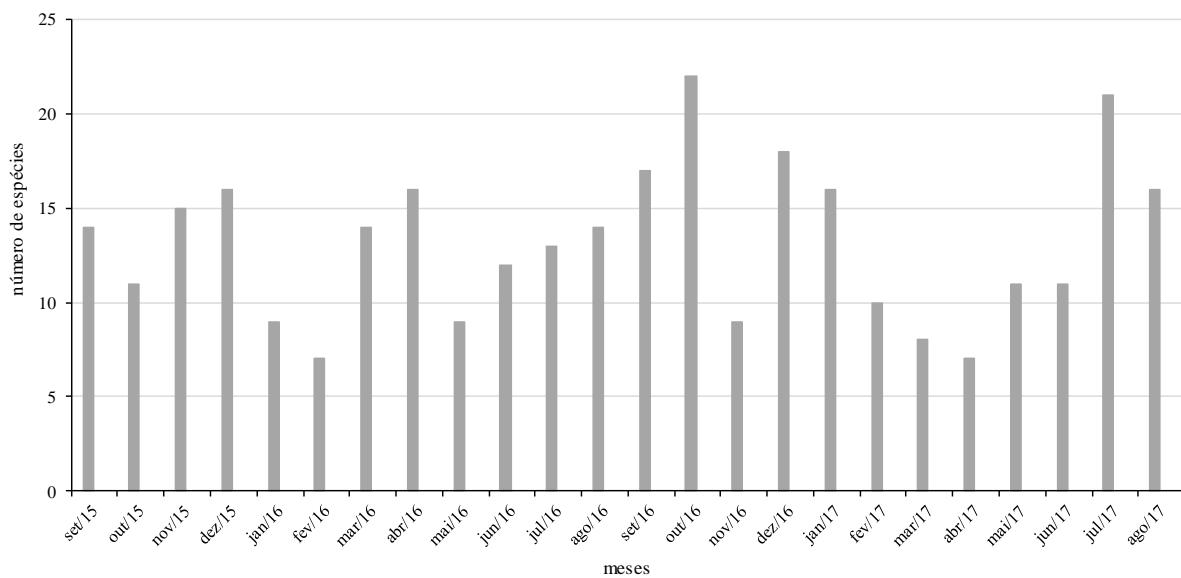


**Figura 16.** Número de sementes amostradas mensalmente nos coletores, distribuídos em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017.

A quantidade de sementes coletadas variou bastante ao longo do período estudado, sendo os maiores números de sementes registrados nos meses de março, abril e dezembro de 2016, devido principalmente ao elevado número de sementes de *Urochloa decumbens*, cuja propagação ocorre nestes períodos quentes e de elevada umidade, bem como da prática de roçagem da braquiária na área, o que favoreceu a sua dispersão pelo vento, aumentando a presença das sementes nos coletores.

Além disso, os meses que tiveram a maior quantidade de sementes amostradas (excluindo a *Urochloa decumbens*) foram dezembro de 2015 e abril de 2016, meses quentes, respectivamente úmido e seco. Em dezembro de 2015, o expressivo número de sementes coletadas ocorreu devido às espécies *Schinus terebinthifolius* (393), *Ficus* sp. (215) e *Duguetia lanceolata* (61) que apresentaram elevada frutificação nesta época, atraindo a fauna dispersora e, consequentemente, aumentando a possibilidade de outras espécies, que não foram plantadas, chegarem à área, como é o caso da *Duguetia lanceolata*. Em abril de 2016, as espécies com maior representatividade nos coletores foram *Vernonia discolor* (655) e *Pinus sylvestris* (70), o que pode ter ocorrido devido ao período seco favorecer a dispersão de suas sementes pelo vento, já que ambas são espécies anemocóricas e não foram plantadas, mas foram observadas na área ou nas proximidades.

É importante relatar que o número de sementes amostradas (excluindo a *Urochloa decumbens*), no mesmo período (dezembro e abril) do ano subsequente (2016 e 2017), é muito inferior (menos que a metade) aos meses mais expressivos anteriormente amostrados. Desta forma, e de acordo com Penhalber & Mantovani (1997) e Battilani (2010), períodos mais longos de estudos sobre a chuva de sementes favorecem as variações nos padrões de frutificação das espécies e, consequentemente, aumentam as chances de sementes de espécies com baixa densidade reprodutiva, ou de limitada dispersão de sementes, serem amostradas (Barbosa & Pizo, 2006; Battilani, 2010).

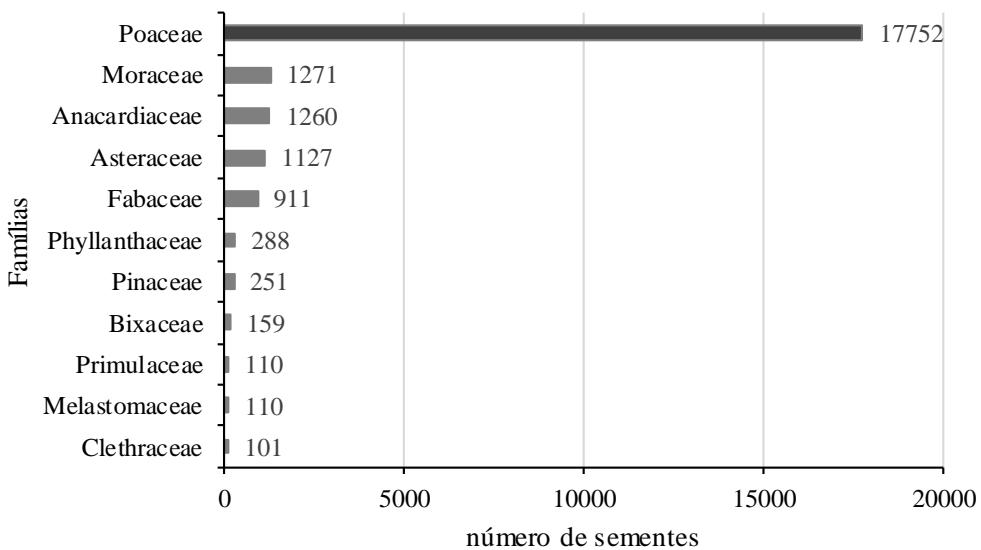


**Figura 17.** Número de espécies amostradas mensalmente nos coletores, distribuídos em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017.

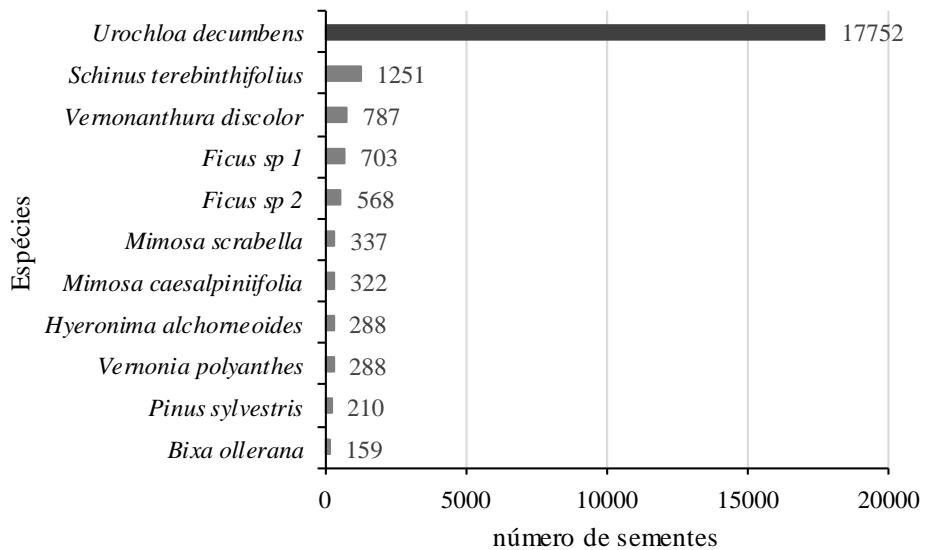
A quantidade de espécies apresentou variações durante o período de estudo, sendo os meses com maiores registros os de outubro de 2016 e julho de 2017. Em outubro de 2016, foi registrado o maior número de espécies amostradas (22) no período, devido especialmente ao aumento de espécies nativas estarem frutificando (Lorenzi, 1992; Barbosa & Macedo, 2000; Barbosa & Pizo, 2006). Também em outubro de 2016, foi registrado o dobro de espécies, quando comparado com o registro de espécies em outubro de 2015 (11), tendo isto ocorrido provavelmente porque a estrutura da vegetação local foi modificada, aumentando a atração da fauna dispersora para o local onde realizavam o pousio e, ainda, pelo início da frutificação de algumas espécies utilizadas no plantio da área de estudo, o que promoveu uma maior possibilidade da dispersão de sementes (autóctones e alóctones) no local. Julho de 2017 também foi um dos meses com maior número de espécies registradas (21

espécies), quase o dobro registrado no mesmo mês do ano anterior (13 espécies), podendo ser constatada uma tendência à maior diversidade de espécies no ano de 2017, propiciada pelo estabelecimento da nova estrutura vegetacional, que estaria influenciando a atividade dos agentes dispersores (MacDonnel & Stiles, 1983; Chazdon, 2003).

Dentre as 27 famílias identificadas na chuva de sementes, a mais rica com relação ao número de espécies amostradas foi Fabaceae (09 espécies) que, de acordo com Leitão-Filho (1987) e Oliveira-Filho & Fontes (2000), é uma das famílias botânicas mais ricas em espécies, nas florestas estacionais semidecíduas sob domínio de Mata Atlântica, nas regiões sul, sudeste e centro-oeste do Brasil. As outras famílias amostradas não tiveram representatividade superior a quatro espécies, neste estudo. Ainda com relação ao aporte de sementes na área, a maior quantidade de sementes amostradas pertence à família Poaceae, com 17.775 sementes, pertencentes a uma única espécie *Urochloa decumbens*, seguida da Moraceae, com 1.271 sementes composta por apenas duas espécies de *Ficus* sp, e Anacardiaceae, com 1.260 sementes sendo a espécie *Schinus terebinthifolius* a com maior número de sementes amostradas (1.251) na chuva de sementes, no período estudado (Figuras 18 e 19).

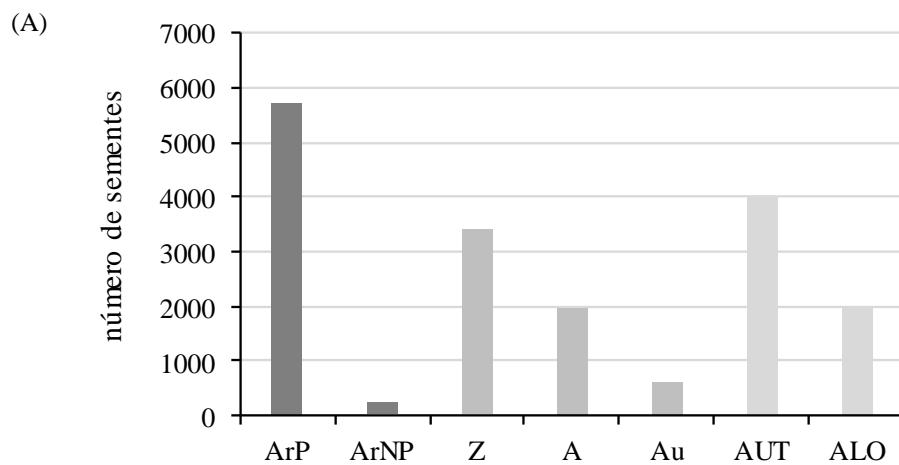


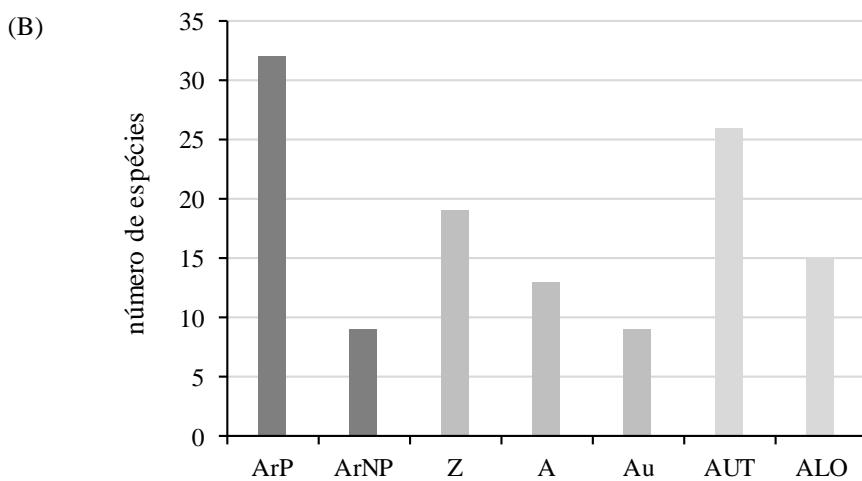
**Figura 18.** Dez famílias botânicas mais abundantes, e Poaceae, na chuva de sementes, em uma área de plantio compensatório inserido no PEFI (SP), no período de dois anos de estudo.



**Figura 19.** Espécies mais abundantes na chuva de sementes, em uma área de plantio compensatório inserido no PEFI (SP), no período de dois anos de estudo.

Na Figura 20, pode ser observado o número total de sementes e de espécies arbóreas amostradas e a proporção destas com relação às classes sucessionais (pioneer e não pioneiras), dispersão de sementes (zoocórica, anemocórica e autocórica) e quanto à origem da semente na área de plantio (autóctone e alóctone).





**Figura 20.** Número de sementes (A) e número de espécies (B) arbóreas relacionadas a classes sucessionais (ArP: Pioneiras) e (ArNP: Não pioneiras), categoria de dispersão de sementes (Z: zoocóricas, A: anemocóricas e Au: Autocóricas) e origem das sementes (AUT: autóctone e ALO: alóctone) mais abundantes na chuva de sementes, em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI.

Foi observado que, com relação à quantidade total de sementes amostradas na área, o número de sementes de espécies pioneiras é muito superior, acima de 5000 sementes, quando comparado com sementes de espécies não pioneiras. Além disso, quanto à síndrome de dispersão, a quantidade de sementes zoocóricas amostradas foi maior que a de anemocóricas, e quase o dobro quando comparadas com as autocóricas, mostrando que animais já frequentam a área em processo de restauração, ou que espécies zoocóricas plantadas já estão produzindo frutos que podem atrair a fauna dispersora para o local. Quanto à origem das sementes, as autóctones amostradas foram o dobro das alóctones, mostrando a forte influência das espécies presentes na área sobre o aporte total das sementes. O mesmo padrão, observado na quantidade de sementes, foi constatado com relação à quantidade de espécies, destacando-se, nas classes sucessionais as pioneiras, com relação à dispersão de sementes, as zoocóricas, e quanto a origem da semente, as autóctones.

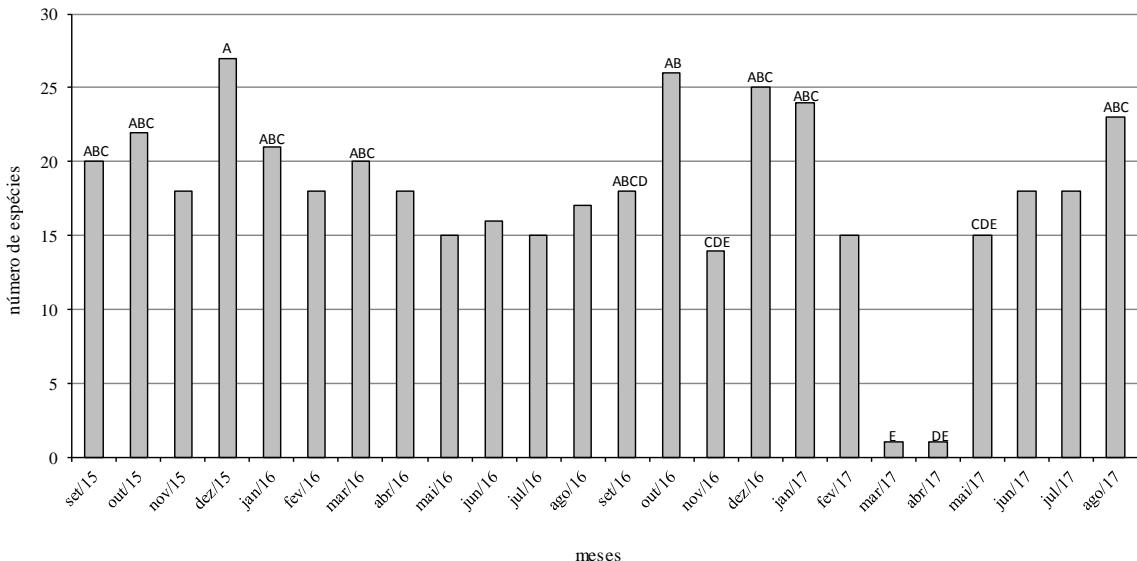
De acordo com os resultados apresentados, nesta fase inicial que é colonização e formação de estrutura da vegetação, após a execução do plantio, foi registrado maior aporte de sementes de espécies pioneiras e autóctones, mostrando, com isto, que a dominância de sementes de determinados hábitos, na densidade e composição da chuva de sementes, está diretamente relacionada à composição florística e estrutura de comunidades (Melo *et al.*, 2006; Battilani, 2010), como ficou demonstrado. Ainda com relação à dispersão de sementes, os maiores registros, tanto para sementes quanto para espécies, referem-se a espécies

zoocóricas, seguindo o padrão de dispersão descrito para as florestas tropicais (Howe & Smallwod, 1982; Côrtes & Uriarte, 2013).

A quantidade de sementes e variedade de espécies zoocóricas observadas neste momento, na área de estudo, é influenciada provavelmente pela proximidade com fragmentos florestais, pelo aumento da diversidade taxonômica e estrutural da vegetação e pela disponibilidade de poleiros e recursos alimentares crescente, atraindo um número maior de espécies de animais frugívoros, que passam a ser visitantes mais frequentes ou residentes da área (Chazdon, 2016).

Portanto, é cada vez mais evidente que os esforços da restauração florestal devem concentrar-se não apenas na recuperação da diversidade de espécies e na fisionomia da vegetação, mas também nas complexas interações ecológicas que permitam a reconstrução e a perpetuação do ecossistema no tempo (SER 2004; Rodrigues *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2015). O conhecimento da variação do aporte de sementes, ao longo de determinado tempo, é fundamental para a compreensão dos processos reprodutivos e da dinâmica de vegetação (Hofgaard, 1993), fornecendo informações importantes sobre a abundância e riqueza de espécies (Grombone-Guaratini & Rodrigues, 2002). Estudos relacionados à sua dinâmica, em formações florestais em processo de restauração, podem contribuir para a compreensão das características ecológicas das espécies, forma de dispersão das sementes e regeneração (Barbosa & Pizo, 2006).

Após a avaliação geral do padrão da chuva de sementes na área de plantio, resultados da análise de variância padrão (ANOVA), relacionados à distribuição da quantidade de sementes e distribuição da quantidade de espécies, ao longo dos dois anos de estudo, mostraram que esta relação não foi significativa ( $Pr > 0,17$ ) quanto à quantidade de sementes, mas diferiu quanto à quantidade de espécies, que se mostrou significativa ( $Pr < 0,000,1$ ) (Figura 21).



**Figura 21.** Distribuição das espécies amostradas mensalmente nos coletores, distribuídos em uma área de plantio compensatório inserido no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017.

Como pôde ser observado, houve uma relação significativa entre a distribuição da quantidade de espécies ao longo do tempo, sendo registrada a maior variedade de espécies nos meses de dezembro e outubro de cada ano, períodos quentes e úmidos, e de frutificação de muitas espécies zoocóricas (Lorenzi, 1992; Barbosa & Macedo, 2000; Barbosa & Pizo, 2006; Barbosa coord., 2017). De acordo com Battilani (2010), as variações na proporção de sementes e espécies zoocóricas, na chuva de sementes de florestas tropicais, estão associadas a fatores ambientais como umidade, temperatura e severidade da sazonalidade climática, e às características sucessionais da floresta. Os valores diminutos, registrados nos meses de março e abril de 2017, podem ser explicados pela intensa chuva registrada na semana de coleta, podendo o volume de água ter prejudicado a amostragem nos coletores.

Também foi possível realizar uma análise de variância padrão (ANOVA), para verificar se as diferentes distâncias para as bordas dos fragmentos florestais poderiam exercer alguma influência significativa nos resultados relacionados à chuva de sementes, ou seja, quanto ao número total de sementes e de espécies, número de sementes e espécies arbóreas nativas, arbóreas exóticas, zoocóricas, anemocóricas ou autocóricas. As únicas variáveis que apresentaram diferenças estatísticas significativas foram referentes ao número total de sementes e número total de espécies, quando relacionadas a cada uma das bordas dos fragmentos florestais inseridos na paisagem estudada (Tabela 8). Neste caso, as distâncias não tiveram uma relação expressa quanto ao aporte de sementes nas áreas, mas sim as diferentes

bordas de fragmentos de florestas que apresentaram diferenças quanto aos valores totais de semente e espécies.

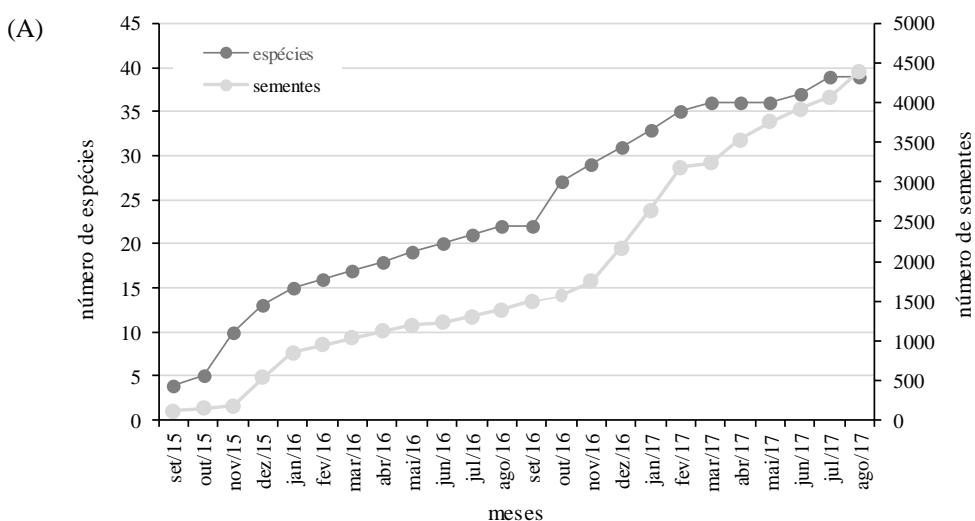
**Tabela 8.** Número total de sementes e número total de espécies relacionadas aos diferentes fragmentos florestais (1, 2 e 3), inseridos na paisagem da área de estudo.

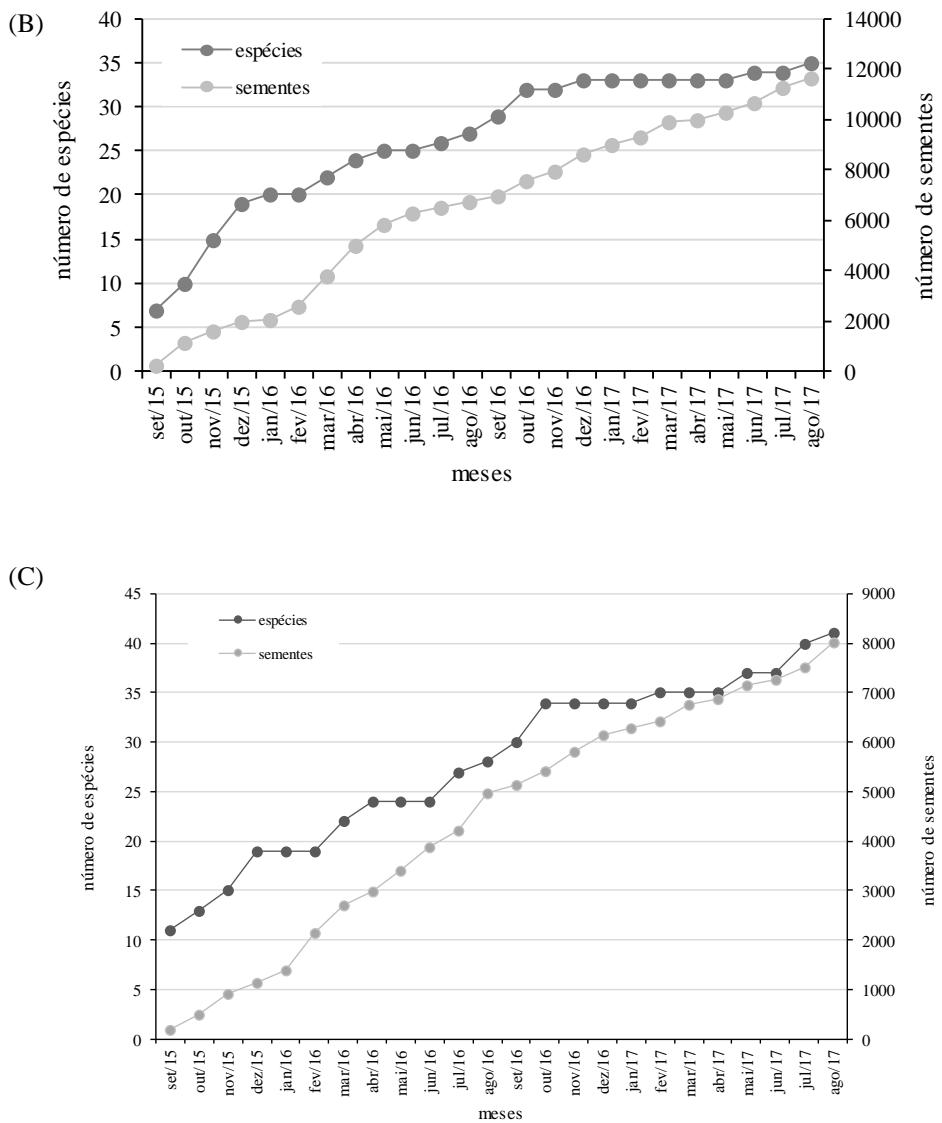
Tratamento	Total de sementes	Total de espécies
<b>Fragmento 2</b>	54,24 A	2,07 A
<b>Fragmento 3</b>	36,47 B	1,82 AB
<b>Fragmento 1</b>	19,9 C	1,61 B

**Nota:**

\* médias seguidas da mesma letra não diferenciam entre si pelo Teste Tukey a 5% de probabilidade.

Verificou-se que a quantidade total de sementes amostrada é significativamente maior (54,24 A) na área relacionada ao fragmento florestal 2, seguida das áreas relacionadas aos fragmentos florestais 3 e 1. Quanto à quantidade total de espécies amostradas, a relação é notadamente diferente entre as condições apresentadas em relação ao fragmento florestal 2 (2,07 A) e 1 (1,61 B), mas não destes com o fragmento 3. Assim, a comparação da composição vegetal da chuva de sementes, em cada uma das áreas influenciadas pelos fragmentos florestais 1, 2 e 3, bem como o acumulado do número de sementes e de espécies podem ser visualizados nas Figuras 22 A, B e C.

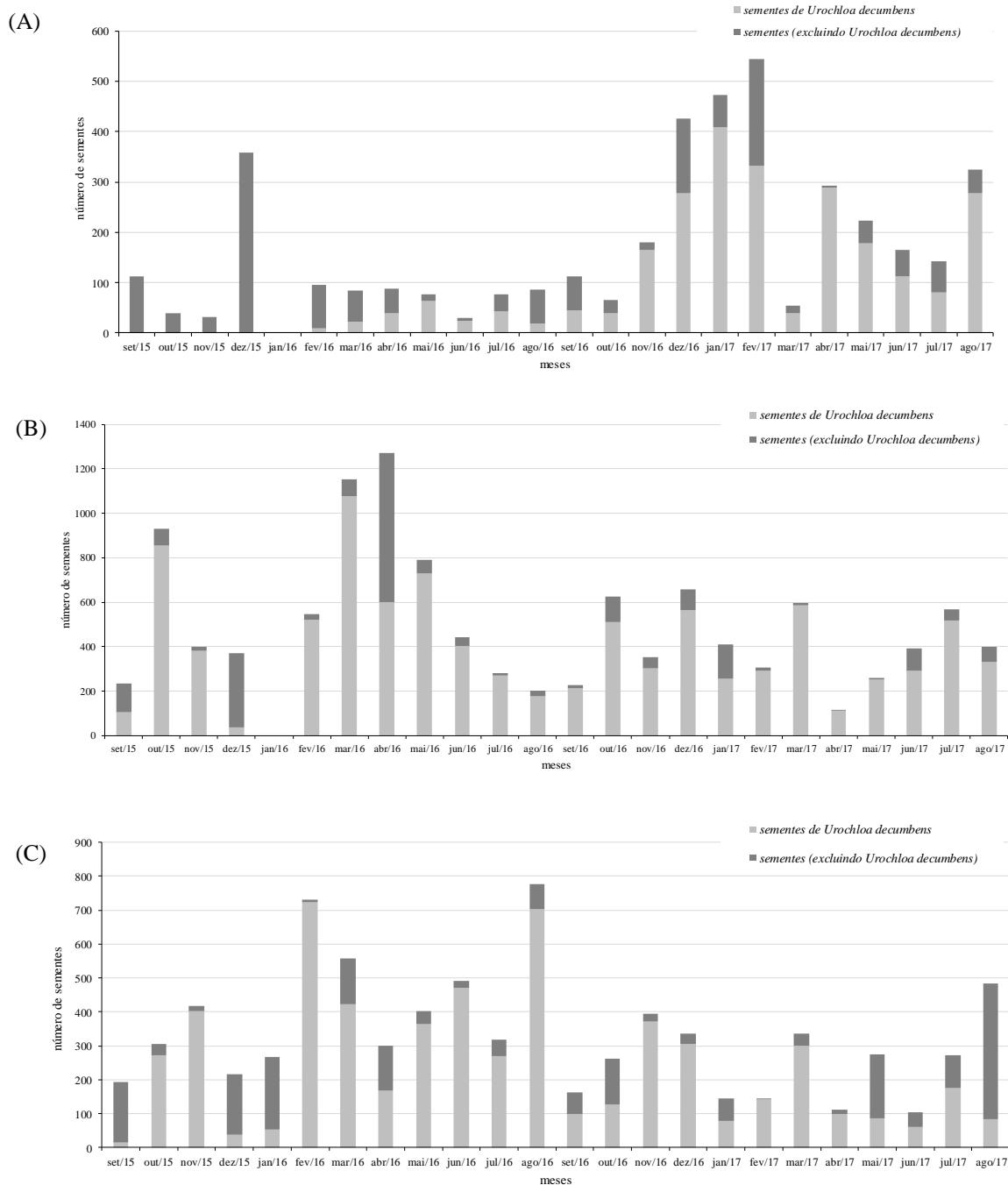




**Figura 22.** Número cumulativo de espécies e sementes, amostradas mensalmente nos coletores distribuídos em condições de influência do fragmento florestal 1 (A), do fragmento florestal 2 (B) e fragmento florestal 3 (C), em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017.

Observou-se que tanto o acumulado referente ao número de sementes e de espécies é crescente, em cada uma das áreas sob influência dos fragmentos florestais presentes na paisagem, durante o período observado. Contudo, o resultado apresentado, de acordo com a análise ANOVA, apontou maior aporte de sementes na área sob influência do fragmento florestal 2, seguida das áreas sob influência dos fragmentos florestais 3 e 1. Com relação à quantidade de espécies, a área com maior número de espécies amostradas foi a influenciada pelo fragmento florestal 3, não diferindo estatisticamente das outras áreas (conforme resultado ANOVA).

De maneira geral, o aporte de sementes registrado foi elevado, principalmente devido à ocorrência de sementes da espécie *Urochloa decumbens*. Dessa forma, os gráficos apresentados na Figura 23 indicam a proporção das sementes da *Urochloa decumbens* com relação às demais espécies, na chuva de sementes, em cada uma das áreas sob influência dos diferentes fragmentos florestais (1, 2 e 3), possibilitando um melhor entendimento referente à quantidade de sementes e à composição vegetal de cada uma das áreas.



**Figura 23.** Número de sementes amostradas mensalmente nos coletores, distribuídos em condições de influência do fragmento florestal 1 (A), do fragmento florestal 2 (B) e fragmento florestal 3 (C), em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017.

Na análise do número de sementes amostradas mensalmente, em diferentes condições de influência dos fragmentos florestais, verificou-se que em relação ao fragmento 2 (Figura 24), apesar da distância e possíveis dificuldades relativas à dispersão das sementes, devido à presença de um lago e de uma avenida movimentada (Avenida Miguel Estéfano), a chuva de sementes amostrada na área, excluindo a espécie *Urochloa decumbens*, teve um maior aporte de sementes (2.184 sementes), quando comparada com as outras áreas, sob influência dos fragmentos florestais 3 (Figura 25) e 1 (Figura 26). A quantidade de sementes amostradas, também excluída a espécie *Urochloa decumbens*, sob influência do fragmento florestal 3, menos extenso que o fragmento 2 e com ocorrência de espécies exóticas, como *Pinus sylvestris*, foi de 2.173 sementes, e a quantidade de sementes amostradas, excetuando-se a espécie *Urochloa decumbens*, em condições de influência do fragmento florestal 1, que é menor e tem basicamente sua formação com indivíduos de eucaliptos e indivíduos compostos por diversidade vegetal de espécies de sub-bosque, totalizou 1.924 sementes amostradas.



**Figura 24.** Registro fotográfico aéreo, mostrando parte da área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), indicada no círculo, e que teve o aporte de sementes influenciado pelo fragmento florestal 2, apontado com a seta. (foto: Diego Imi, agosto/2017)



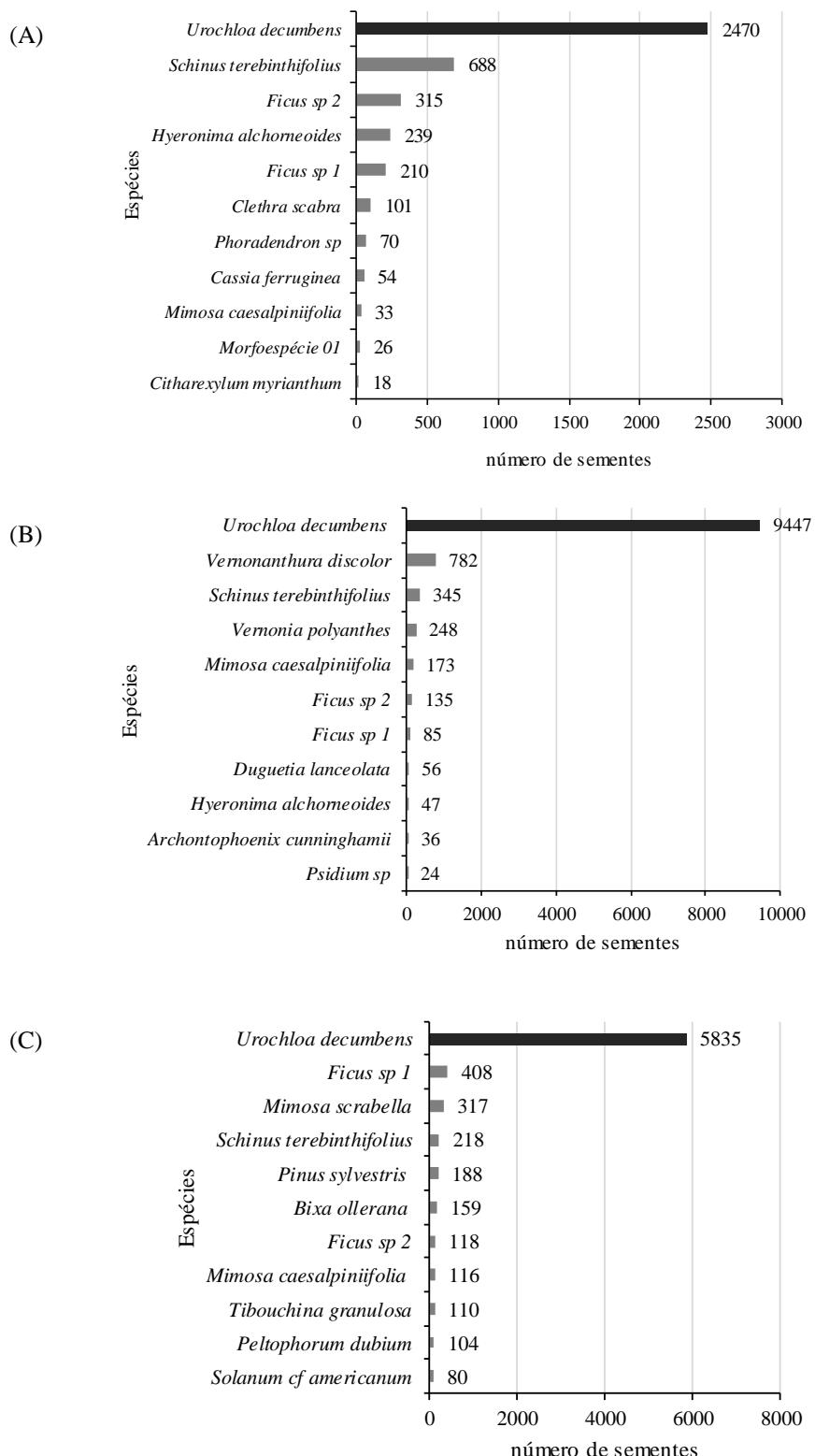
**Figura 25.** Registro fotográfico aéreo, mostrando parte da área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), indicada no círculo, e que teve o aporte de sementes influenciado pelo fragmento florestal 3 adjacente, apontado com a seta. (foto: Diego Imi, agosto/2017)



**Figura 26.** Registro fotográfico aéreo, mostrando parte da área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), indicada no círculo, e que teve o aporte de sementes influenciado pelo fragmento florestal 1 adjacente, apontado com a seta. (foto: Diego Imi, agosto/2017)

Além disso, com relação à quantidade de espécies, não houve diferença significativa entre as áreas sob influência dos fragmentos florestais 2 e 3, mas apenas entre áreas influenciadas pelos fragmentos florestais 2 e 1. A composição de espécies mais

representativas foi amostrada em cada uma das áreas influenciadas pelos diferentes fragmentos florestais (1, 2, e 3), conforme apresentado na Figura 27 A, B e C.



**Figura 27.** Espécies mais abundantes na chuva de sementes, nos coletores distribuídos em condições de influência do fragmento florestal 1 (A), do fragmento florestal 2 (B) e fragmento florestal 3 (C), em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017.

Analisando-se os resultados obtidos, com relação às espécies mais representativas, em cada uma das áreas influenciadas pelos diferentes fragmentos florestais, alguns aspectos, envolvendo semelhanças e diferenças, podem ser destacados:

- a *Schinus terebinthifolius* e a *Ficus* sp. foram espécies com quantidade de sementes mais amostradas nas três situações, devido principalmente ao fato de terem sido plantadas e apresentado frutificação durante o período de estudo;
- a *Vernonia polyanthes* e a *Vernonia discolor* foram espécies com maior quantidade de sementes amostradas na área plantada sob influência do fragmento florestal 2, sendo verificado que ambas são facilmente dispersas pelo vento, além de estarem presentes na área, ou em sua proximidade;
- a *Archontophoenix cunninghamii* é uma espécie exótica e foi registrada apenas na área onde havia a presença de indivíduos adultos desta espécie frutificando e produzindo sementes; e
- a *Pinus sylvestris* é uma espécie exótica e só foi registrada em área adjacente ao fragmento florestal 3, onde existiam alguns indivíduos adultos desta espécie, em frutificação.

Com os resultados obtidos, é possível inferir que em uma área no início da sucessão vegetal ou do processo de restauração florestal, o número de espécies registradas na dispersão de sementes ainda é baixo e muito generalista, apesar da proximidade com diferentes fragmentos florestais. De acordo com Silva *et al.* (2015), em áreas em processo de restauração, é necessário um maior tempo de análise, para poder atingir uma diversidade de espécies vegetais (cerca de 25 anos), e maior ainda (mais de 50 anos) para a chegada de espécies vegetais endêmicas e especialistas, pois as necessidades ecológicas destas espécies podem não ter sido atendidas anteriormente. Barbosa *et al.* (2007) comentam que muitos outros aspectos devem ser considerados e destacam a necessidade de estabelecimento dos processos ecológicos e a inserção destes nas recomendações de políticas públicas.

De acordo com Leite *et al.* (2013), 84% dos estudos relacionados à restauração florestal demonstram que a paisagem pode exercer uma influência positiva sobre a eficácia da restauração. No entanto, o efeito das características da paisagem em resultados de restauração pode variar, de acordo com as características das espécies e difere de acordo com os parâmetros da população ou da comunidade (por exemplo, abundância, riqueza, composição) considerada, como é o caso deste estudo. Sendo assim, torna-se necessário entender melhor como a estrutura da paisagem afeta diferentes processos ecológicos associados à restauração (como recolonização, recrutamento, dispersão, polinização, dispersão de sementes), para adotar ações efetivas para restaurar áreas, incluindo as inseridas em unidades de conservação.

### **5.3.2. REGENERAÇÃO NATURAL**

A relação das plântulas identificadas, bem como os quantitativos que foram registrados a cada semestre são apresentados na Tabela 9, tendo sido identificadas 58 espécies (18 famílias), das quais quatro espécies arbóreas (*Acnistus arborescens*, *Erythrina cristagalli*, *Eugenia uniflora* e *Vernonia phosphorica*) também têm registro entre as espécies que foram plantadas ou identificadas na área e outras 4 espécies (*Mimosa* sp., *Solanum americanum*, *Urochloa decumbens* e *Vernonia* sp.), registradas também na chuva de sementes. Em média, foram 70,5 indivíduos regenerantes registrados por semestre, o correspondente a 2,61 plântulas/m<sup>2</sup>.



**Tabela 9.** Espécies e plântulas identificadas nas parcelas de regeneração, semestralmente, em um período de dois anos, em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI, e classificadas quanto à forma de vida (F): Ar = árvore ou Out = outras, e origem da espécie (OE): N = nativa ou Ex = exótica.

Família/Espécie	F	O	semestres			
			fev/16	ago/16	fev/17	ago/17
<b>Araliaceae</b>						
1 <i>Hydrocotyle</i> sp.	Out	N		5		
<b>Asteraceae</b>						
2 <i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Out	N		1	3	1
3 <i>Artemisia cf. verlotorum</i> Lamotte	Out	N		1		
4 <i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Arv	N	3	8	7	5
5 <i>Bidens alba</i> (L.) DC.	Out	N	1			1
6 <i>Bidens pilosa</i> L.	Out	N	1	4	8	4
7 <i>Cyrtocymura cf. scorpioides</i> (Lam.) H.Rob.	Arv	N				1
8 <i>Eclipta alba</i> L.	Out	N	5			
9 <i>Elephantopus mollis</i> Kunth.	Out	N		10		
10 <i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. Ex Wight	Out	N	1	20	1	4
11 <i>Galinsoga cf. quadriradiata</i> Ruiz & Pav.	Out	N	1			
12 <i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	Out	N	1			
13 <i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabr.	Arv	N			2	2
14 <i>Mikania cf. cordifolia</i> (L.f.) Willd.	Out	N	1		2	
15 <i>Parthenium hysterophorus</i> L.	Out	N		1		
16 <i>Senecio brasiliensis</i> Less.	Out	N		5		
17 <i>Sphageticola trilobata</i> (L.) Pruski	Out	N		3	1	1
18 <i>Symphypappus itatiayensis</i> (Hieron.) R.M. King & H.Rob.	Arv	N				
19 <i>Synedrella nodiflora</i> (L.) Gaertn.	Arv	N	2	1	10	6
20 * <i>Vernonia polyanthes</i> (Spreng.) Less.	Arv	N	1	2		
21 ** <i>Vernonia</i> sp.	Arv	N	3	6	5	9
22 <i>Youngia japonica</i> (L.) DC.	Out	Ex		13	3	4

Família/Espécie	F	O	semestres			
			fev/16	ago/16	fev/17	ago/17
<b>Blechnaceae</b>						
23 <i>Blechnum serrulatum</i> Rich.	Out	N	2	2		
<b>Cyperaceae</b>						
24 <i>Cyperus</i> sp.	Out	N	5	1		
25 <i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	Out	N	6	2		
<b>Euphorbiaceae</b>						
26 <i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	Arv	N				1
27 <i>Croton lundianus</i> (Didr.) Müll. Arg.	Out	N	2	4	5	1
28 <i>Euphorbia parviflora</i> L.	Out	Ex		1		
29 <i>Ricinus communis</i> L.	Out	Ex	1			
<b>Fabaceae</b>						
30 <i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	Out	Ex	1			
31 <i>Crotalaria</i> sp.	Out	N	1			
32 <i>Desmodium</i> cf. <i>adscendens</i> (Sw.) DC.	Out	N	2	3	1	
33 * <i>Erythrina crista-galli</i> L.	Arv	N		2		
34 <i>Indigofera</i> cf. <i>suffruticosa</i> Mill.	Out	N	2	1	1	2
35 ** <i>Mimosa</i> sp.	Arv	N	1			
36 <i>Neonotonia wightii</i> (Wight & Arn.) Lackey	Out	Ex				
37 <i>Trifolium repens</i> L.	Out	N		1		
<b>Iridaceae</b>						
38 <i>Sisyrinchium</i> sp.	Out	N		1		
<b>Lamiaceae</b>						
39 <i>Hyptis</i> sp.	Out	N		2		
<b>Lythraceae</b>						
40 <i>Cuphea</i> cf. <i>mesostemon</i> (Koehne) L.	Out	N	2		2	
<b>Malvaceae</b>						
41 <i>Sida</i> cf. <i>rhombifolia</i>	Arv	N	1	1		
<b>Melastomataceae</b>						
42 <i>Miconia</i> sp.	Arv	N			1	1
43 <i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.	Arv	N	1	1	5	3

Família/Espécie	F	O	semestres			
			fev/16	ago/16	fev/17	ago/17
<b>Myrtaceae</b>						
44 * <i>Eugenia uniflora</i> L.	Arv	N		1		
<b>Ochnaceae</b>						
45 <i>Sauvagesia erecta</i> L.	Out	N		1	1	1
<b>Phyllanthaceae</b>						
46 <i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Out	N	1	3		
<b>Plantaginaceae</b>						
47 <i>Plantago major</i> L.	Out	Ex		1		
<b>Poaceae</b>						
48 <i>Cynodium cf. dactylum</i> (L.) Pers.	Out	N				
49 <i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Out	Ex				
50 <i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	Out	Ex			1	1
51 <i>Panicum maximum</i> Jacq.	Out	N		7		
52 <i>Paspalum</i> sp.	Out	N				
53 ** <i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster	Out	Ex	79%	87%	67%	62%
<b>Rubiaceae</b>						
54 <i>Diodia</i> sp.	Out	N		2		
55 <i>Richardia</i> sp.	Out	N	1			
<b>Solanaceae</b>						
56 * <i>Acanthus arborescens</i> (L.) Schltld.	Arv	N			1	
57 ** <i>Solanum americanum</i> Mill.	Out	N	2	4		1
58 <i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Arv	N		1		
outras gramíneas			0%	20%	22%	18%
<b>Total de plântulas</b>			<b>52</b>	<b>121</b>	<b>60</b>	<b>49</b>
<b>Total de espécies</b>			<b>30</b>	<b>36</b>	<b>21</b>	<b>20</b>

OBS.: \* espécies arbóreas plantadas ou identificadas na área de estudo.

\*\* espécies identificadas na chuva de sementes na área de estudo.

Os registros e números observados nesta pesquisa evidenciam o início de um processo de regeneração natural, estimulado pela presença da vegetação pré-existente na área em processo de restauração e dos remanescentes florestais inseridos na paisagem. A maior parte das espécies identificadas no período não eram espécies arbóreas (16 espécies), e sim outras formas de vida (42 espécies), tais como gramíneas e ervas.

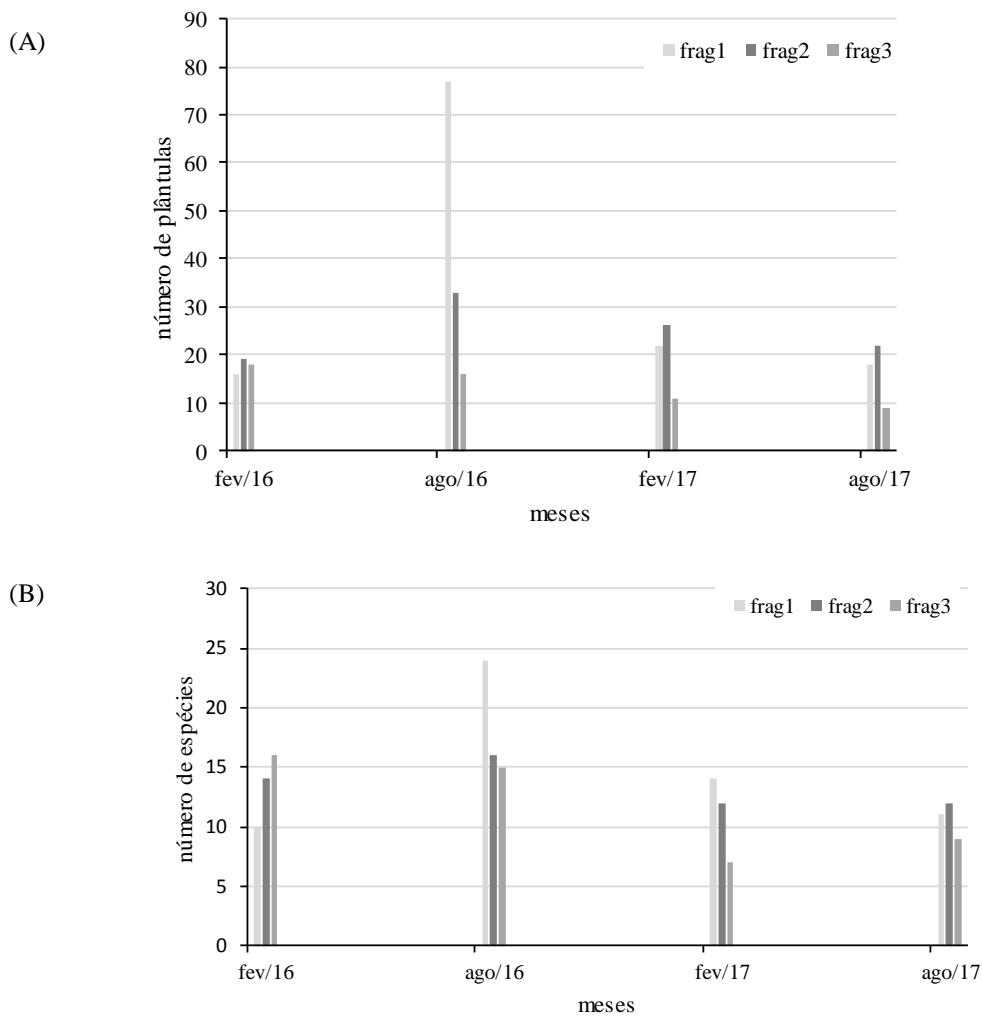
No primeiro ano, após a execução do plantio na área de estudo, houve uma crescente ocupação da área tanto na quantidade de indivíduos (no primeiro semestre, 52 plântulas e, no segundo, 121), quanto na diversidade de espécies (no primeiro semestre, 30 e no segundo, 36), depois disso, diminuiu o número de indivíduos e de espécies identificadas nas parcelas, provavelmente devido à competição entre espécies. Na última coleta de campo, após dois anos de estudo, verificou-se então um número menor de plântulas (49) e de espécies (20), quando comparado com o início do estudo (Tabela 8).

Dentre as famílias com maior representatividade destacaram-se Asteraceae, com o registro de 21 espécies, Fabaceae, com oito espécies e Poaceae, com a identificação de pelo menos seis espécies. Portanto, características importantes que podem ser destacadas para que houvesse esse registro são que Asteraceae representa cerca de 10% da flora mundial (Bremer, 1994), e também no Brasil, sendo destacado por Nakajima & Semir (2001) que, uma vez que o monumental trabalho de Baker (1873-1884) foi o último tratamento formal desta família, ainda são necessários levantamentos florísticos intensivos. Com relação a Fabaceae, e conforme relatado anteriormente, trata-se de uma das famílias botânicas mais ricas em espécies nas florestas estacionais semidecíduas de domínio de Mata Atlântica (Leitão-Filho, 1987; Oliveira-Filho & Fontes, 2000) e Poaceae, que habitam principalmente locais abertos, como campos naturais e antrópicos, mas também sub-bosques, onde desempenham papel ecológico importante no revestimento do solo e ciclagem de nutrientes (Shirasuna *et al.*, 2013).

Com relação à proximidade de fragmentos florestais à área de estudo, foi observado que as diferentes distâncias, variando poucos metros (entre 5 e 278), não estão relacionadas ao recrutamento de plântulas, mas provavelmente relacionadas às condições em que cada um destes fragmentos apresentam. Nesta fase inicial de uma área em processo de restauração florestal, a disponibilidade de recursos e locais propícios à germinação são mais importantes.

Desta forma, os resultados e informações relacionados ao recrutamento de plântulas, especialmente em florestas tropicais, mostram que, para que este evento ocorra, são necessárias condições apropriadas de solo para o estabelecimento de árvores pioneiras e a dispersão contínua de sementes da vegetação de áreas próximas na paisagem (Martínez-Ramos & Garcia-Orth, 2007; Chazdon, 2016). Espécies colonizadoras iniciais, identificadas neste estudo, podem criar condições que favoreçam a ocupação de outras espécies, ou inibir a colonização de outras espécies por meio da competição, retardando a substituição de algumas espécies, fato também constatado por Walker *et al.*(2010). Então, no início do processo de restauração florestal, o plantio de árvores para criar um dossel florestal inicial não garante que espécies lenhosas vão regenerar naturalmente, a partir da paisagem circundante (César *et al.*, 2017).

Na Figura 28, fica evidente, assim como foi para os valores totais quanto ao recrutamento de plântulas, que em um primeiro momento (até agosto de 2016) houve uma crescente ocupação da área, tanto em quantidade de indivíduos quanto em diversidade de espécies, independente das distâncias, interferências ou condições relacionadas a cada um dos três fragmentos florestais presentes na paisagem. E que depois, também como foi para os valores totais quanto ao recrutamento de plântulas, o número de indivíduos e diversidade de espécies identificadas nas parcelas também diminuiu, provavelmente devido à alta competição entre espécies presentes no local.



**Figura 28.** Número de plântulas (A) e número de espécies (B) amostradas semestralmente nas parcelas de regeneração, distribuídos em condições de influência do fragmento florestal 1, 2 e 3, em uma área de plantio compensatório inserida no PEFI (SP), no período de setembro de 2015 a agosto de 2017.

Desta forma, este e outros trabalhos mostram que o recrutamento das plântulas, assim como o da chuva de sementes, torna-se essencial para de entender os processos de colonização, consequentemente de regeneração natural de uma área, provendo benefícios para a biodiversidade, já que novos indivíduos arbóreos, advindos de colonização natural, são melhores adaptados ao local onde foram recrutados e a diversidade de espécies não arbóreas constitui-se importantes componentes das florestas (Chazdon, 2014).

## 6. CONCLUSÕES

Os modelos sucessionais de plantios (*apenas com espécies pioneiras, apenas por espécies não pioneiras e misto*) propostos nesta pesquisa tem influência no desenvolvimento inicial das mudas (espécies) até os dois primeiros anos após o plantio. O modelo que utilizou *apenas espécies pioneiras* apresentou maiores valores biométricos (altura, diâmetro da copa, diâmetro à altura do solo e área basal) com relação aquele que utilizou *apenas espécies não pioneiras*, mas não diferiu, ao longo do tempo, quando comparado ao *modelo misto*.

Após o período de dois anos, nota-se uma tendência quanto ao desenvolvimento das mudas não havendo diferença significativa nos diferentes modelos propostos. Portanto, apoiado em alguns conhecimentos bem sedimentados sobre o tema, quando o objetivo principal da restauração florestal ativa for o rápido recobrimento do solo, com o sombreamento da área, diminuindo a entrada de luz e simultaneamente propiciando o controle de gramíneas invasoras é possível recomendar o plantio inicialmente *apenas com espécies pioneiras* considerando um período menor que dois anos, e promover o enriquecimento, com maior diversidade de espécies no futuro.

Além disso, ficou evidente a relação do desenvolvimento inicial das mudas arbóreas plantadas com as condições edáficas, mais especificamente a física, bem como a relação desta condição com as classes sucessionais (pioneer e não pioneer) na velocidade da formação estrutural de uma nova floresta implantada.

O crescimento inicial das mudas plantadas em solo *não alterado*, no primeiro ano, foi significativamente maior tanto para espécies pioneiras como para as não pioneiras. Porém, a partir do segundo ano, as espécies pioneiras apresentaram melhor desempenho tanto em condições de solo *não alterado* como *alterado*, sendo esta constatação muito importante na seleção de espécies a serem utilizadas nos plantios de restauração florestal.

Quanto as variáveis biométricas estudadas, a área basal (obtida pelo diâmetro à altura do solo) mostrou-se como um parâmetro importante e relevante visto que apesar de ser crescente no desenvolvimento inicial dos indivíduos plantados, em diferentes modelos sucessionais e condições de solo, este crescimento apresentou-se de maneira significativa após períodos de temperatura e precipitação elevadas podendo ser considerada um bom indicador na avaliação de estabelecimento ou monitoramento de uma nova floresta.

Os resultados desta pesquisa puderam relacionar espécies que tiveram melhor desempenho em condições físicas de solo (*alterado*) adversas, podendo ser esta uma recomendação a ser adotada para estes casos. Foi verificado que, de vinte espécies que melhor se desenvolveram em solos *alterados*, quinze são espécies pioneiras e apenas cinco não pioneiras, informação também importante para utilização na restauração florestal onde o solo foi fisicamente *alterado*. Informações específicas como estas, aumentam as possibilidades de pesquisas que possam relacionar características edáficas, especialmente as físicas, com o desenvolvimento inicial de espécies arbóreas em áreas em processo de restauração florestal.

De maneira geral, os resultados obtidos na chuva de sementes mostraram elevada quantidade de sementes da espécie invasora *Urochloa decumbens* quando comparada com sementes de outras espécies, ou mais especificamente com sementes de espécies arbóreas. Pôde ser constatado, também, um número mediano quanto à riqueza de espécies amostradas visto a proximidade da área com remanescentes florestais bem conservados de Mata Atlântica, ou ainda, quando comparada com a diversidade de espécies florestais plantadas na área.

Pôde ser comprovada a significativa relação entre a distribuição de espécies e a quantidade de espécies amostradas durante o período de dois anos na área em processo inicial de restauração florestal, visto que em florestas tropicais, períodos quentes e úmidos são os que apresentam maiores registros de espécies dispersas, especialmente as zoocóricas.

O potencial de regeneração da área não mostrou relação significativa quanto às diferentes distâncias testadas (que variaram de 5 a 278 m), em relação aos três fragmentos florestais inseridos na paisagem da área de estudo, mas sim quanto ao número total de sementes e espécies amostradas nas áreas sob influência dos três fragmentos florestais inseridos na paisagem estudada. A barreira física de um lago e uma avenida, entre a área em processo de restauração e o remanescente florestal altamente conservado, parece não interferir nos processos de dispersão de sementes. A composição vegetal, como a presença de exóticas como *Pinus*, pode afetar a composição vegetal da chuva de sementes, respectivamente por formar uma barreira física, podendo diminuir o número de sementes amostradas na área influenciada pelo fragmento florestal 1, e pela alta representatividade de *Pinus* no aporte de sementes da área influenciada pelo fragmento florestal 3.

Fica evidente também que, quanto ao recrutamento de plântulas, num primeiro momento ocorre uma crescente ocupação do espaço para a formação da nova floresta, tanto em

quantidade de indivíduos quanto na diversidade de espécies, e que devido provavelmente à alta competição entre as espécies presentes no local, ambos diminuem.

## **7. CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS**

Não é prudente afirmar, ainda, que existe um modelo único para restauração florestal, contudo há direcionamentos importantes que vêm sendo estabelecidos com base científica e com a disponibilidade de ferramentas que auxiliam este trabalho. Embora estudos com modelos sucessionais de plantio estejam consolidados, novas pesquisas devem ocorrer para avaliação de diferentes propostas e ajustamento às necessidades de cada situação, ao tempo e dinheiro disponíveis para as intervenções, e às respostas desejadas para a restauração florestal.

A proposição de modelos de plantio *apenas com espécies pioneiras* (arbóreas e nativas) pode ser uma estratégia para o rápido recobrimento de uma área tomada por gramíneas invasoras, diminuindo gastos na execução de plantios, especialmente em situações onde haja remanescentes florestais próximos, ou as áreas estejam inseridas em unidades de conservação, não havendo a necessidade de intervenções para enriquecimento com diversidade de espécies.

A recomendação de espécies que possam apresentem melhor desenvolvimento em situações adversas, como em solo fisicamente alterado, podem aumentar as chances iniciais da restauração florestal, são informações importantes e devem ser levadas em consideração em políticas públicas, o que não significa não optar pela biodiversidade final em uma ação de restauração ativa.

O monitoramento inicial de uma área em processo de restauração florestal é uma ferramenta útil, inclusive para se adotarem medidas após constatações de problemas e para definir situações quanto à evolução estrutural da floresta. Umas das propostas recomendadas é a coleta e registro de dados referentes ao diâmetro à altura do solo e área basal, e que estas coletas sejam feitas sempre após períodos quentes e úmidos, quando é promovido o melhor desenvolvimento quanto a este parâmetro. O diâmetro à altura do solo e a área basal são, ainda, de fácil mediação em campo e podem ser recomendados e utilizados como ferramentas no monitoramento inicial de florestas implantadas e como indicativos em políticas públicas, envolvendo licenciamento ambiental.

Estudos relacionados à chuva de sementes, em áreas em processo de restauração florestal ou em um remanescente florestal, são extremamente ricos e seus resultados podem dar origem a suposições que podem gerar novas propostas de pesquisas. O aporte de sementes em

áreas de restauração ativa, como em um plantio com alta diversidade de espécies florestais e inserido em uma unidade de conservação, pode apresentar resultados importantes, relacionados à influência de fragmentos florestais sobre a abundância e riqueza de espécies amostradas, e os fatores ambientais, tais como a influência de ventos ou chuva sobre o aporte das sementes nos coletores de sementes, podem ser importantes para avaliar sua interferência ou eficácia na amostragem de sementes e espécies.

A adoção de práticas de restauração ativa, plantios em área total, também pode ser uma intervenção importante a ser adotada em unidades de conservação, especialmente quando estas apresentem problemas com relação a espécies invasoras e condições adversas de solo, ou outros aspectos que possam impedir ou mesmo desequilibrar a manutenção da floresta remanescente.

Estudos de restauração florestal em áreas de unidades de conservação precisam ser estimulados no Brasil e abranger as diferentes situações ecológicas, sociais, econômicas e de oportunidade de cada local, tais como: reabilitação do solo, diferentes propostas de plantios e outras práticas de restauração, prevenção ao fogo, isolamento do impacto de animais, eliminação de espécies exóticas, aporte de sementes, banco de sementes, regeneração natural e recrutamento.

## **8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- Aber, I.D. 1990. Forest Ecology and the Forest Ecosystem. In: Young, R.A. & Giese, R.L. (ed.) Introduction to Forest Science. 2 ed., Jonh Wiley e Sons, New York, pp. 199-143.
- Alday, J.G. Marrs, R.H.; Martínez-Ruiz, C. 2011. Vegetation convergence during early sucession on coal wastes: a 6-year permanent plot study. *Journal of Vegetation Science* 22 (6): 1072-1983.
- Andreasen, J.K., O'Neill, R.V., Noss, R., Slosser, N.C. 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators* 1: 21-35.
- Aragaki, S. 1997. Florística e estrutura de trecho remanescente de floresta no planalto paulistano (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Aronson, J., Brancalion, P.H.S., Durigan, G.; Rodrigues, R.R., Engel, V.L., Tabarelli, M. 2011. What role should government regulation play in ecological restoration: ongoing debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology* 19: 690–695.
- Aronson, J., Brancalion, P.H. S., Durigan, G.; Rodrigues, R.R., Engel, V.L., Tabarelli, M., Torezan, J.M.D., GandolfI, S., Melo, A.C.G., Kageyama, P.Y., Marques, M.C.M., Nave, A.G., Martins, S.V., Gandara, F.B., Reis, A., Barbosa, L.M., Scarano, F.R.. 2011. What Role Should Government Regulation Play in Ecological Restoration? Ongoing Debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology* 19: 690-695.
- Barbosa, J.M. & Macedo, A.C. 2000. Essências florestais nativas de ocorrência no Estado de São Paulo – Informações técnicas sobre: sementes, grupo ecológico, fenologia e produção de mudas. Instituto de Botânica; Fundação Florestal, São Paulo, 107.
- Barbosa, K.C., Barbosa, L.M. & Rego L.F. 2011. A importância do estabelecimento de parâmetros de avaliação de qualidade em reflorestamentos compensatórios. In: Barbosa, L.M. (coord.). Anais do IV Simpósio de Restauração Ecológica, São Paulo, pp. 119-131.
- Barbosa, K.C. & Pizo, M.A. 2006. Seed Rain and Seed Limitation in a Planted Gallery Forest in Brazil. *Restoration Ecology* 14 (4): 504-515.
- Barbosa, K.C, Rêgo, L.F., Barbosa, M.A. 2015. O Programa de Reflorestamento dos empreendimentos da Dersa: estudo de caso prático com resultados positivos à restauração florestal. In: Barbosa, L.M. (coord.). Restauração ecológica: novos rumos perspectivas. VI Simpósio de restauração ecológica. Instituto de Botânica, São Paulo, pp. 66–70.
- Barbosa, L.M. (Coord.). 2000. Manual sobre Princípios de Recuperação e áreas Degradadas. SMA/CEAM/CINP, São Paulo, 76.
- Barbosa, L.M. 2003. Inovação na geração e aplicação do conhecimento sobre a biodiversidade para o desenvolvimento sustentado no estado de São Paulo. In: Anais do Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas. Instituto de Botânica, São Paulo, pp. 13-20.
- Barbosa, L.M. 2004. Considerações Gerais e Modelos de Recuperação de Formações Ciliares. In: RODRIGUES, R.R. & LEITÃO-FILHO, H. de F. Matas Ciliares: conservação e recuperação. 2 ed. São Paulo: Edusp; FAPESP, pp. 289-312.

- Barbosa, L.M. 2011. Consolidação das propostas para pesquisas prioritárias envolvendo a restauração ecológica, apresentadas no instituto de botânica de São Paulo. *In:* Barbosa, L.M., (coord). Anais do IV Simpósio de Restauração Ecológica: Desafios Atuais e Futuros. Instituto de Botânica – SMA, São Paulo, pp. 215-220.
- Barbosa, L.M. (Coord.). 2013. Anais do V Simpósio de Restauração Ecológica: Políticas Públicas para a Restauração Ecológica. Instituto de Botânica – SMA, São Paulo.
- Barbosa, L.M. (Coord.) 2015. Anais do VI Simpósio de Restauração ecológica: novos rumos e perspectivas. Instituto de Botânica, São Paulo, 436.
- Barbosa, L. M. & Barbosa, K.C. 2007. Restauração de Matas Ciliares –“Bases Técnico – Científicas como Subsídios para políticas públicas sobre Restauração de Matas Ciliares”. *In:* Barbosa, L.M., Santos-Junior, N.A. A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais. Sociedade de Botânica do Brasil, São Paulo, pp. 609-630.
- Barbosa, L.M., Barbosa, K.C., Barbosa, J.B., Neuenhaus, E. & Barbosa, T.C. 2007 Diagnóstico sobre projetos de recuperação de áreas (RAD) no estado de São Paulo: subsídios para o aprimoramento das técnicas de implantação de reflorestamentos heterogêneos com espécies nativas. pp. 63-72.
- Barbosa L.M., Barbosa K.C. & Barbosa T.C. 2009. Memórias do Conselho Científico da SMA: A síntese de um ano de conhecimento acumulado. *In:* Bononi, V.L.R. & Junior, N. A. S. (org.). A importância da biodiversidade nas ações de restauração florestal no Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 1: 117-141.
- Barbosa, L.M., Barbosa, K.C., Rego, L.F. 2011. A importância do estabelecimento de parâmetros de avaliação de qualidade em reflorestamentos compensatórios. *In:* Barbosa, L.M. (coord.). Anais do IV Simpósio de Restauração Ecológica: Desafios Atuais e Futuros. Instituto de Botânica – SMA , São Paulo, pp. 119-124.
- Barbosa, L.M., Barbosa, T.C. & Barbosa, K.C. 2011. Ferramentas disponíveis visando à restauração ecológica de áreas degradadas: contribuição do Instituto de Botânica de São Paulo da Secretaria de Estado do Meio Ambiente. *In:* Barbosa, L.M. (coord.). Anais do IV Simpósio de Restauração Ecológica: Desafios Atuais e Futuros, São Paulo, Instituto de Botânica – SMA, pp. 111-118.
- Barbosa, L.M., Barbosa, T.C., Barbosa, K.C., Parajara, F.C. 2015. Práticas e políticas públicas para a restauração ecológica a partir de reflorestamentos com alta diversidade de espécies regionais. *In:* Martins, S.V. (ed.) Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2<sup>a</sup> edição. Viçosa, MG: ed. UFV, pp. 240 - 261.
- Barbosa, L.M., Colmanetti, M.A.A., Shirasuna, R.T., Ortiz, P.R.T., Barbosa, T.C., Parajara, F.C., Barbosa, K.C., Casagrande, J.C., Couto, H.T.Z.; Magela, M., Machado, J. 2013. Dez anos de pesquisas do instituto de Botânica visando à restauração ecológica em áreas da International Paper do Brasil, em Mogi-Guaçu/SP. *In:* Barbosa, L. M. (coord.). Anais do V Simpósio de Restauração Ecológica: Políticas Públicas para a Restauração Ecológica e Conservação da Biodiversidade. Instituto de Botânica – SMA, São Paulo, pp. 161-252.
- Barbosa, L. M. & Mantovani, W. 2000. Degradação ambiental, conceituação e bases para o repovoamento vegetal. *In:* Barbosa, L.M. (coord.) Recuperação de áreas degradadas da Serra do Mar e formações florestais litorâneas. SMA/CEAM/CINP, São Paulo, pp. 33-40.

- Barbosa, L.M., Parajara, F. C., Barbosa, T.C., Barbosa, K.C., Teixeira, E.E. 2013. Políticas públicas e o monitoramento da produção de mudas de espécies florestais nativas do Estado de São Paulo, Brasil. *In:* Barbosa, L.M. (coord.). Anais do V Simpósio de Restauração Ecológica: Políticas Públicas para a Restauração Ecológica e Conservação da Biodiversidade. Instituto de Botânica – SMA, São Paulo, pp. 151-242.
- Barbosa, L.M., Potomati, A. & Peccinini, A.A. 2002. PEFI: Histórico e Legislação. *In:* Bicudo, D.C., Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (orgs.). Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, São Paulo, pp. 15-28.
- Barbosa, L.M., Rego, L.F., Barbosa, M.A. 2013. Implantação de unidades de conservação como compensação ambiental, Estudo de caso: A criação de 4 unidades de conservação, no município de São Paulo, como compensação ambiental da implantação do trecho sul do rodoanel. *In:* Barbosa, L.M. (coord.). Anais do V Simpósio de Restauração Ecológica: Políticas Públicas para a Restauração Ecológica e Conservação da Biodiversidade. Instituto de Botânica – SMA, São Paulo, pp. 209-232.
- Barbosa, L.M., Shirasuna, R.T., Junior, C.N.S., Araújo, V.B., Barbosa, M.R., Filgueiras, T.S., Silva, R.R. 2013. Produção de mudas em viveiros florestais destinadas à conservação e à restauração ecológicas. *In:* Barbosa, L. M.(coord.). Anais do V Simpósio de Restauração Ecológica: Políticas Públicas para a Restauração Ecológica e Conservação da Biodiversidade. Instituto de Botânica – SMA, São Paulo, pp. 143-161.
- Barbosa, L.M., Shirasuna, R.T., Lima, F.C., Ortiz, P.R.T. 2015. Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. *In:* Barbosa, L.M. (coord.). Anais do VI Simpósio de Restauração Ecológica: Novos Rumos e Perspectivas. Instituto de Botânica – SMA, São Paulo, pp. 303-308.
- Barbosa, L.M., Shirasuna, R.T., Lima, F.C.de, Ortiz, P.R.T., Barbosa, K.C., Barbosa, T.C. 2017. Lista de espécies indicadas para a Restauração Ecológica para diversas regiões do estado de São Paulo. São Paulo, 344.
- Barbosa, T.C. 2015. Quantificação de biomassa e carbono da parte aérea em uma área de Mata Atlântica, na Serra da Cantareira, São Paulo. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba.
- Barros, F., Mamede, M.C.H., Melo, M.M.R.F., Lopes. E.A., Jung-Mendaçolli, S.L., Kirizawa, M., Muniz, C.F.S., Makino-Watanabe, H., Chiea, S.A.C., Melhem, T.S. 2002. A flora fanerogâmica do PEFI: composição, afinidades e conservação. In: Bicudo, D.C., Forti , M.C., Bicudo, C.E.M. (orgs.). Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, pp. 93-110.
- Bartelink, H.H. 1997. Allometric relationships for biomass and leaf area of beech *Fagus sylvatica* L.). Annals of Forest Science 54: 39–50.
- Battilani, J.L. 2010. Chuva de sementes em um trecho de Floresta Ripária, Mato Grosso do Sul, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande.
- Bazzaz, F.A. & Picket, S.T.A. 1980. Physiological Ecology of Tropical Succession: A Comparative Review. Ann. Rev. Ecol. Syst. 11: 287-310.

- Bellotto, A., Gandolfi, S., Rodrigues, R.R. 2009. Principais iniciativas de restauração florestal na Mata Atlântica, apresentadas sob ótica da evolução dos conceitos e métodos aplicados. In: Rodrigues, R.R., Brancalion, P.H.S., Isernhagen, I. (Orgs.). Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. LERF, ESALQ; Instituto Bio Atlântica, São Paulo , pp. 11-13.
- Bonilha, R.M., Casagrande, J.C., Soares, M.R., Reis-Duarte, R.M. 2012. Chacaterization of the soil fertility and the root system of restinga forest. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 36: 1395-1406.
- Bononi, V.L.R. (Coord.). 1989. Recomposição da vegetação da Serra do Mar em Cubatão. Instituto de Botânica, São Paulo, pp. 68 (Série Pesquisa).
- Botelho, S.A., Davide, A.C. Prado, N.S., Fonseca, E.M.B.F. 1995. Implantação de Mata Ciliar. Companhia Energética de Minas Gerais. CEMIG, Lavras, UFLA, Belo Horizonte, pp. 28.
- Brancalion, P.H.S., Gandolfi, S., Rodrigues, R.R.R. 2015. Restauração Florestal. Oficina de Textos. São Paulo.
- Brancalion, P. H. S., Mondo, V. H. V., Luz, C. N., Dionísia, A. 2011. Escarificação química para a superação da dormência de sementes de saguaraji-vermelho (*Colubrina glandulosa* Perk.-Rhamnaceae). Revista Árvore 35, 1.
- Brancalion, P.H.S., Viani, R.A.G., Rodrigues, R.R., Gandolfi, S. 2012. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins, S.V. (ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. ed. UFV, Viçosa- MG, pp. 262-293.
- Brancalion, P. H.S., Rodrigues, R. R., Gandolfi, S., Kageyama, P. Y., Nave, A. G., Gandara, F. B., Barbosa, L. M., Tabarelli, M. 2010. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. Revista Árvore, Viçosa-MG 34 (3): 455-470.
- Bremer, K. 1994. Asteraceae. Cladistics and Classification. Timber Press, Portland.
- Ministério do Meio Ambiente Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA-429, de 28-II-2011. Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente - APPs. DOU, Brasil, 02-III-2011. n.43, pp-76.
- Budowski, G. 1965. Distribution of Tropical American Rain Forest Species in the Light of Successional Processes. Turrialba, 15: 40-42.
- Bulot, A., Potard, K., Bureau, F., Bérard, A., Dutoit, T. 2017. Ecological restoration by soil transfer: impacts on restored soul profiles and topsoil functions. Restoration Ecology 25 (3): 354-366.
- Camargo, O.A., Moniz, A.C. Jorge, J.A. Valadares, J.M.A., 2009. Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas, Instituto Agronômico.
- Carrière, S.M., Letourmy, P., McKey, D. 2002. 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 18: 375-396.
- Casagrande, J.C. & Soares, M.R. 2007. Recuperação de solos degradados. In: Barbosa, L.M. & Santos JR, N.A. (orgs.). A botânica no Brasil: pesquisa, ensino e políticas públicas ambientais. 58º Congresso Nacional de Botânica, São Paulo, pp. 53-57.

- Casagrande, J.C. & Soares, M.R. 2015. Parâmetros químicos, físicos e microbiológicos do solo e sua qualidade. In: Barbosa, L.M. (coord.) VI Simpósio de restauração ecológica: novos rumos e perspectivas. Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo, pp. 33 – 39.
- Casagrande, J.C., Soares, M.R., Bonilha, R.M., Reis-Duarte, R.M., Cunha, J.A.C. 2011. Interação solo-planta-clima para a restauração de ecossistemas naturais “a restinga é edáfica”: consequências para sua recuperação. In: Barbosa, L. M. (coord.). Anais do IV Simpósio de Restauração Ecológica: desafios atuais e futuros, São Paulo, pp. 133-146.
- Castro Maya, R.O. 1967. A floresta da Tijuca. Edições Bloch, Rio de Janeiro, pp. 102.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 2012. CBD COP 11 Information documents (INF/17, 18 e 19). Disponível em <http://www.cbd.int/doc/?meeting=COP-11>.
- César, R.G., Moreno, V.S., Coletta, G., Chazdon, R.L., Ferraz, S.V. B., Brancalion, P.H.S. 2017. Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations of restoring agricultural landscapes in Brazilian Atlantic Forest. Journal of Applied Ecology in review.
- Chaves, R.B., Durigan, G., Brancalion, P.H.S., Aronson, J. 2015. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). Restoration Ecology 23 (6): 754-759.
- Chazdon, R.L. 2008. Beyond Deforestation: restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. Science. 320, pp. 1458-1560.
- Chazdon, R.L. 2016. Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento. Tradução de N. Amazonas, R. Cesar. 1 ed. Oficina de Textos, São Paulo, pp. 432.
- Chazdon, R.L. & Brancalion, P.H.S. 2017. Priorização da regeneração natural para melhorar o custo-efetividade da restauração florestal na mata atlântica do Brasil. In: Barbosa, L.M. (coord.). VII Simpósio de Restauração Ecológica: tecnologia e avanços. Instituto de Botânica, São Paulo, pp. 10-17.
- Chazdon, R.L. & Guariguata, M.R. 2016. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: Prospects and challenges. Biotropica 48: 844–855.
- Chazdon, R. L., Letcher, S. G., Van Breugel, M., Martínez-Ramos, M., Bongers, F. & Finegan, B. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences 362: 273-289.
- Chazdon, R.L., Peres, C.A., Dent, D., Sheil, D., Lugo, A.E., Lamb, D., Stork, N.E. & Miller, S.E. 2009. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. Conservation Biology, volume 23 (6): 1406–1417.
- Chazdon, R.L. & Uriarte, M. 2016. Natural regeneration in the contexto of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. Biotropica. 48 (6): 709-715.
- Clark, C.J., Poulsen, J.R., Parker, V.T. 2001. The role of arboreal seed dispersal groups on the seed rain of a lowland tropical forest. Biotropica, 33: 606-620.
- Clewell, A.F. & Aronson, J. 2013. Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession. Island Press, Washington, DC, United States.
- Colmanett, M.A.A. 2013. Estrutura da vegetação e características edáficas de um reflorestamento com espécies nativas. Dissertação de Mestrado. Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.

- Cubinã, A. & Aide, T.M. 2001. The Effect of Distance from Forest Edge on Seed Rain and Soil Seed Bank in a Tropical Pasture1. *Biotropica*, Wiley Online Library.
- Curran, M., Helleweg, S., Beck, J. 2013. Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications* 24: 617-632.
- Douterlunge, D., Ferguson, B.G., Siddique, I., Soto-Pinto, Jímenez-Ferrer, G., Gavito, M.E. 2015. Micro site determinants of variability in seedling and cutting establishment in tropical forest restoration plantations. *Restoration Ecology* 23 (6): 861-871.
- D'Antonio, C.M. & Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23: 63–87.
- Dale, V.H. & Beyler, S.C. 2001. Challenges in the development an use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1 (1): 3-10.
- de la Peña-Domene, M., Martínez-Garza, C., Howe, H. F. 2013. Early recruitment dynamics in tropical restoration. *Ecological Applications*, 23 (5): 1124-1134.
- Dedecek, R.A. 1992. A dinâmica dos solos em áreas degradadas. In: Anais do Simpósio Nacional: Recuperação de Áreas Degradadas. UFPR/FUPEF, Curitiba, pp. 44-57.
- Denslow, J.S. 1980. Gap Partitioning among Tropical Rain Forest Trees. *Biotropica*, 12: 47-55, (Suplement).
- Diagnóstico. 2006. Estudos sócio-econômico e legislativo para caracterização, zoneamento e implantação do Plano de Manejo do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga. v. 1.
- Duboc, E. 2005. Desenvolvimento inicial e nutrição de espécies arbóreas nativas sob fertilização, em planos de recuperação de áreas de cerrado degradado.
- Durigan, G. & Melo, A.C.G. 2011. An overview of public policies and research on ecological restoration in the state of São Paulo, Brazil. In: Figueiroa, E. (ed.). *Biodiversity conservation in the Americas: lessons and policy recommendations*. 1st ed. Editorial FEN, Universidad de Chile, Santiago, pp. 325–355.
- Durigan, G & Engel, V.L. 2015. Restauração de Ecossistemas do Brasil: Onde estamos e para onde podemos ir? In: Martins, S.V. (ed.) *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. 2ª edição.ed. UFV, Viçosa- MG, pp. 42- 69.
- Ehrenfeld, J.G. 2000. Defining the limits of restoration: the need for realistical goals. *Restoration Ecology*. v. 8, n. 1, Boston, pp. 2-9.
- Engel, V. L. 2009. Indicadores de sucesso na restauração ecológica. In: Anais do Congresso Iberoamericano e do Caribe sobre Restauração Ecológica. Curitiba, SOBRADE, 1 CD-ROM.
- Engel, V.L & Parrotta, J.A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: Kageyama, P.Y., Oliveira, R.E., Moraes, L.F de; Engel, V.L., Gandara, F.B. (orgs.). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. FEPAF. 1ª ed, Botucatu-SP, pp. 3-26.
- Eriksson, O., Ehrlén, J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. *Oecologia* 91: 360-364.
- Fenner, M. (ed.). 1992. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. Wallingford, UK: Commonwealth Agricultural Bureau International.

- Fernandes, A. 1998. Fitogeografia brasileira. Multigraf. Fortaleza, pp. 350.
- Fernandes, A. 2003. Conexões florística do Brasil. Banco do Nordeste. Fortaleza, pp. 135.
- Furlan, S. A., Nucci, J.C. 1999. A Conservação das Florestas Tropicais. Editora Atual. São Paulo, pp. 112.
- Gandolfi, S. 2013. Reflexões sobre as ações de restauração e a definição de parâmetros e avaliação e monitoramento. In: Barbosa, L.M. (coord.). Anais do V Simpósio de restauração ecológica: políticas públicas para a restauração ecológica e conservação da biodiversidade. Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo, pp. 26-32.
- Gandolfi, S., Martins, S.V.; Rodrigues, R.R. 2007. Forest restoration: many views and objectives. In: Rodrigues, R.R., Martins, S.V., Gandolfi, S. High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. 1 ed. New York, USA: Nova Science Publishers, pp. 3-26.
- Gandolfi, S., Rodrigues, R.R., Barbosa, L.M., Viani, R. 2015. Restauração Ecológica de Florestas Tropicais: estágio atual. In: Barbosa, L.M. (coord.). Anais do VI Simpósio de restauração ecológica: novos rumos perspectivas. Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo, pp. 13-22.
- Gibson, L.; Lee, T.M.; Koh, L.P.; Brook, B.W.; Gardner, T.A.; Barlow, J.; Peres, C.A.; Bradshaw, C.J.A.; Laurance, W.F.; Lovejoy, T.E; Sodhi, N. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*. 478: 378-381.
- Gonçalves, J.L. de M., Nogueira Jr, L.R., Ducatti, F. 2003 Recuperação de solos degradados. In: Kageyama, P.Y., Oliveira, R.E., Moraes, L.F de, Engel, V.L., Gandara, F.B. (orgs.). Restauração ecológica de ecossistemas naturais. FEPAF. 1<sup>a</sup> ed. Botucatu-SP pp. 111-163.
- Grombone-Guaratini, M.T. & Rodrigues, R.R. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semideciduous forest in South-eastern Brazil. *Journal of Ecology*. 18 (1): 759-774.
- Haeussler, S., Macdonald, S.F., Gachet, S., Bergeron, Y. 2007. Understory and epiphytic vegetation as indicators of the ecological integrity of managed forests: a synthesis of the special issue (Editorial). *Forest Ecology and Management* 242: 1-4.
- Harper, J.L. 1997. Population Biology of Plants. Academic Press, New York, pp. 872.
- Herrera, C.M., Jordano, P., Guitián, J., Traveset, A. 1998. Annual variability in seed production by wood plants and the masting concept: reassessment of principles and relationship at pollination and seed dispersal. *American Naturalist* 152: 576-594.
- Hobbs, R & Norton, D.A. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4 (2): 93-110.
- Hobbs, R. J., Harris, J. A. 2001. Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium, *Restoration Ecology*, Boston, 9 ( 2): 239-246.
- Hofgaard, A. 1993 Seed rain quantity and quality, 1984-1992, in high altitude old-growth spruce forest, northern Sweden. *New Phytol*, 125: 635-640.
- Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31 (2): 229-242.
- Hooper, E., Legendre, P. & Condit, R. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*. Oxford, 42: 1165-1174.

- Howe, H.F. & Smallwood, J. 1982. Ecology seed dispersal. Annu. Rev. Ecol. Syst. 13: 201-228.
- Huang, P.M. 1998. Sil chemistry and ecosystem health. Madison, Soil Science Society of America, pp. 386.
- Iucn. 2000. Guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion. *Species*, 31/32: 28-42.
- Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. American Naturalist, 104: 501-528.
- Joly, C.A. 1994. Ecotones at the river basin scale global land/water interactions. In: Jensen, A. (ed.). Proceedings of Ecotones Regional Workshop. Australia: UNESCO Ecotones Research Project, pp. 40-66.
- Kageyama, P.Y. 1987. Conservação “in situ” de recursos genéticos de plantas. Revista IPEF, pp. 7-35.
- Kageyama, P.Y. 2003. Reflexos e potenciais da Resolução SMA 21 de 21/11/2001 na conservação da biodiversidade específica e genética. In: Anais do Seminário Temático sobre Recuperação de Áreas Degradadas, Instituto de Botânica, São Paulo, pp. 7-12.
- Kageyama, P.Y. & Gandara, F.B. 2004. Recuperação de áreas ciliares. In: Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H. de F. Matas Ciliares: conservação e recuperação. Edusp, FAPESP. 2ed. São Paulo, pp. 249-269.
- Kageyama, P.Y., Namkoong, G. & Roberds, J. 1991. Genetic Diversity in Tropical Forest in the State of São Paulo – Brazil. (não publicado).
- Kageyama, P.Y., Santarelli, E., Gandara, F.B., Gonçalves, J.C., Simiovato, J.L., Antiqueira, L.R. & Geres, W.L. 1994. Restauração de Áreas Degradadas: Modelos de Consorciação com Alta Diversidade. In: Anais do Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas II, Foz do Iguaçu, pp. 569-576.
- Kageyama, P.Y. & Viana, V.M. 1991. Tecnologia de sementes e grupos ecológicos de espécies arbóreas tropicais. In: Simpósio Brasileiro de Tecnologia e Sementes Florestais, Atibaia, pp. 197-215.
- Kotchetkoff-Henrique, O., Joly, C.A. & Bernacci, L.C. 2005. Relação entre o solo e a composição florística de remanescentes de vegetação natural no Município de Ribeirão Preto, SP. Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, 28 (3): 541-562.
- Lamb, D.; Erskine, P.D.: Parrotta, J.A. 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. Science, 310: 1628-1632.
- Leitão-Filho, H.F. 1987. Considerações sobre a florística e florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. Revista do Instituto de Pesquisas Florestais – IPEF. 35: 41-46.
- Leite, M.S.; Tambosi, L.R.; Romitelli, I. Metzger, J.P. Landscape Ecology Perspective in Restoration Projects for Biodiversity Conservation: a Review. 2013. Natureza & Conservação. Brazilian Journal of Nature Conservation. 11(2): 108-118.
- Lewis, S. L., Phillips, O. L., Sheil, D., Vinceti, B., Baker, T. R., Brown, S., Graham, A.W., Higuchi, N., Hilbert, D. W., Laurance, W. F., Lejoly, J., Malhi, Y., Montealdo,A., Núñez Vargas, P., Sonké, B., Supardi, N., TerborgH, J. W., Vásquez Martínez,R. 2004. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. Journal of Ecology, Oxford, 92 ( 6): 929-944.

- Loiselle, B.A., Blake, J.G. 2002. Potencial consequences of extinction of frugivorous birds for shrubs of a Tropical Wet Forest. In: Leively, D.J.; Silva, W.R. & Galetti, M. (eds.). Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation. CABI Publishing, Wallingford, Oxfordshire, Inglaterra, pp. 397-406.
- Loiselle, B.A., Ribbens, E. & Vargas, O. 1996. Spatial and temporal variation of seed rain in a Tropical Lowland Wet Forest. *Biotropica* 28 (1): 82-95.
- Lorenzi, H. 1992. Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas Arbóreas Nativas do Brasil. Editora Plantarum. Nova Odessa-SP, pp. 352.
- Macdonnel, M.J. & STILES, E.W. 1983. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of Bird-dispersed plant species. *Oecologia* 56: 109-116.
- Macedo, A.C. (elab.). 1993. Revegetação: matas ciliares e de proteção ambiental. São Paulo: Fundação Florestal, pp 27.
- Magnago, L.F.S., Martins, S.V., Venzke, T.S., Ivanauskas, N.M. 2015. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para a restauração floresta. In: Martins, S.V. (ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2 ed. ed. UFV. Viçosa- MG, pp. 70 - 101.
- Mantovani, W. 1998. Recuperação e Monitoramento de ecossistemas: escalas de abordagem. In: Anais do Simpósio e Ecossistemas Brasileiros, ACIESP, v. 5, Águas de Lindóia-SP, pp. 228-294.
- Martínez-Ramos, M. 1999. Demografía de plantas y regeneración en áreas alteradas. In: I Simpósio sobre Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais, Piracicaba.
- Martínez-Ramos, M. & Garcia-Orth. 2007. Sucesión ecológica y restauración: el caso 650 de selvas húmedas. *Bol. Soc. Bot. Mex.* 80: 69–84.
- Martínez-Ramos, M. & Soto-Castro, A. 1993. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. *Vegetation*. 107/108: 299-318.
- Martins, S.V. 2012. Restauração ecológica de ecossistemas degradados. Ed. UFV. Viçosa- MG, pp. 293.
- Meiners, S.J. & Pickett, S.T.A. 2011. Succession. In: Simberloff, D. & Rejmánek, M. (eds.). Encyclopedia of Biological Invasions. Berkeley and Los Angeles: University of California Press, pp. 651-657.
- Melo, A.C.G. 2004. Reflorestamentos de restauração de matas ciliares: análise estrutural e métodos de monitoramento no médio do Vale do Paranapanema (SP). Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- Melo, F.P.L.; Dirzo, R. & Tabarelli, M. 2006. Biased seed rain in forest edges: Evidence from Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*. 132, 50-60.
- Meurer, E.J. 2007. Fatores que influenciam o crescimento das plantas. In: Novais, R.F., Alvares V, V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B. & Neves, J.C.L. (eds.). Fertilidade do solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, pp. 65-90.
- Moraes, L.F.D. 2005. Indicadores da restauração de áreas degradadas na Reserva Biológica do Poço das Antas, RJ. Tese de Doutorado, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

- Muller-Landau, H.C., Wright, S.J., Calderón, O., Hubbell, S.P., Foster, R.B. 2002. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a Tropical Forest. In: Levey, D.J., Silva, W.R., Galetti, M. (eds.). Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation. CABI Publishing, Wallingford, Oxfordshire, Inglaterra, pp. 35-53.
- Nastri, V.D.F., Catharino, E.L.M., Rossi, L., Barbosa, L.M., Pirré, E., Bedinelli, C., Asperti, L.M., Dorta, R. de O. & da Costa, M.P. 1992. Estudos fitossociológicos em uma área do Instituto de Botânica de São Paulo utilizados em programa de educação ambiental. Revista do Instituto Florestal 4: 219-225.
- Nathan, R. 2001. The challenges of studying dispersal. Trends in Ecology & Evolution 16 (9): 481-482.
- Nathan, R. & Muller-Landau, M.C. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. Tree 15 (17): 278-285.
- Nakajima, J.N. & Semir, J. 2001. Asteraceae do Parque da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil. Brazilian Journal of Botany. Rev.Bras.Bot. 24 (4).
- Nave, A.G., Rodrigues, R.R. 2007. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. In: Rodrigues, R.R., Martins, S.V., Gandolfi, S. (org.). High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. Nova Science Publishers, New York, pp.197-206.
- Nogueira, J.C.B. 1977. Reflorestamento heterogêneo com essências indígenas. Instituto Florestal, São Paulo, pp. 71. (IF.Boletim Técnico, 24).
- Norden, N., Chazdon, R.L., Chao, A., Jiang, Y.H., Vilchez-Alvarado, B. 2009. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. Ecology Letters 12: 385–394.
- Novais, R.F., Alvarez, V.H., Barros, N.F., Fontes, R.L.F., Cantarutti, R.B., Neves, J.C.L. 2007. Fertilidade do solo. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, pp. 1017.
- Omeja, P.A.; Chapman, C.A.; Obua, J.; Lwanga, J.S.; Jacob, A.L.; Wanyama, F.; Mugenyi. 2011. Intensive tree planting facilitates tropical forest biodiversity and biomass accumulation in Kibale National Park, Uganda. Forest Ecology and Management. 261: 703-709.
- Oliveira, R.E. 2011. O estado da arte da ecologia da restauração e sua relação com a restauração de ecossistemas florestais no bioma Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- Oliveira, R.E. & Santos, J.D. (orgs.). 2006. Coleta e sistematização de informações para o desenvolvimento de um programa de restauração em larga escala, para a Mata Atlântica. IPEF, Piracicaba, pp. 249. (relatório não publicado).
- Oliveira-Filho, A.T., Curi, N., Vilela E.A. & Carvalho, D.A. 2001. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil. Edinburgh Journal of Botany 58: 139–158.
- Oliveira-Filho, A.T., Fontes, M.A. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. Biotropica 3: 793-810.
- Palmer, M. A. 2006. Ecological theory and restoration ecology. In: Palmer, M. A., Zedler, J., Hobbs, R. Foundations of restoration ecology. Island Press, Washington, DC, pp. 1-10.

- Palmer, M.A., Ambrose, R.F., Poff, N.L. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5 (4): 291-300.
- Penhalber, E.F. & Mantovani, W. 1997. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, Sp. *Revta. Brasil. Bot.* 20 (2): 205-220.
- Pimm, S.L. 1986. Community structure and stability. In: Soulé, M. (ed.). *Conservation biology: The science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, MA, USA. pp. 309-329.
- Pompéia, S.L., Pradella, D.Z.A., Diniz, K.M., SantoS, R.P. 1992. Comportamento dos manacás-da-serra (*Tibouchina* sp) semeados por via aérea em Cubatão. In: *Anais do II Congresso Nacional sobre Essências Nativas*, UNIPRESS, São Paulo, pp. 506-512.
- Randall, J.M. 1996. Weed control for the preservation of biological diversity. *Weed technology* (10): 370-383.
- Reid, J.L. 2015. Indicators of success should be sensitive to compositional failures: reply to Suganuma and Durigan. *Restoration Ecology* 23 (5): 519-520.
- Reid, J.L., Holl, K.D. 2013. Arrival ≠ survival. *Restoration Ecology*. 21: 153–155.
- Reis, A., Bechara, F.C., Espíndola, M.B. de, Vieira, N.K. 2003. Restauração de Áreas Degradadas: A nucleação como base para Processos Sucessionais. *Revista Natureza & Conservação*, 1 (1).
- Relatório Final de Plantio. 2015. Projeto de Plantio para Compensação Ambiental. Termo de Ajustamento de Conduta - TAC nº. 019/DECONT-G/2014. SAVIMOVEL Comercial e Imóveis Ltda. Responsável Técnico Eng. Agr. Maurício Augusto Rodrigues.
- Resende, M., Curi, N., Rezende, S.B., Corrêa, G.F. 2002. Pedologia: base para distinção de ambientes. 4 ed. NEPUT, UFV, Viçosa- MG, pp. 338.
- Richards, P.W. 1952. *The tropical rain forest*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rigatto, P.A., Dedecek, R.A. & Mattos, J.L.M. 2005. Influência dos atributos do solo sobre a produtividade de *Pinus taeda*. *Revista Árvore* 29: 701-709.
- Rodrigues, E. 2013. *Ecologia da Restauração*, 1 ed. Londrina: Planta, pp. 300.
- Rodrigues, R.R. 1999. Restauração de florestas tropicais: indicadores de avaliação e monitoramento vegetal. ESALQ, Piracicaba (manuscrito não publicado).
- Rodrigues, R.R., Brancalion, P.H.S., Isernhagen, I. (orgs.). 2009. Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, São Paulo, pp. 256.
- Rodrigues, R.R., Gandolfi, H. 2000. Conceitos, Tendências e Ações para a Recuperação de Florestas Ciliares In: Rodrigues, R.R. & Leitao-Filho, H. de F. (eds.) *Matas ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP: Fapesp, São Paulo, pp. 235-247.
- Rodrigues, R.R. & Leitão-Filho, H. de F. (eds.) 2004. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP, São Paulo.
- Rodrigues, R.R., Lima, R.A.F., Gandolfi, S., Nave, A.G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological conservation*, 142 (6): 1242-1251.

- Rodrigues, R.R., Gandolfi, S., Nave, A.G., Aronson, J., Barreto, T.E., Vidal, C.Y., Brancalion, P.H.S. 2011. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. Elsevier. *Forest Ecology and Management* 261, pp. 1605-1613.
- Ruiz-Jaen, M.C. & Aide, T.M. 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* 13 (3): 569-577.
- Santos, P.M. & Funari, F.L. 2002. Clima local. In: Bicudo, D.C., Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (orgs.). Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, pp. 29-48.
- Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2001. Resolução SMA - 21, de 21-XII-2001. Fixa orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas, São Paulo, SP. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, pp.51-52.
- Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2008. Resolução SMA - 08, de 31-I-2008. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas, São Paulo, SP. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, 01-II-08. Seção I, pp.31.
- Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2014. Resolução SMA - 32, de 03-IV-2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas, São Paulo, SP. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, 05-IV-14. Seção I, pp.36-37.
- Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 2015. Portaria CBRN - 01, de 17-I-2015. Estabelece o Protocolo de Monitoramento de Projetos de Restauração Ecológica, considerando o disposto no § 2º do artigo 16 da Resolução SMA 32, de 3 de abril de 2014, São Paulo, SP. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, 17-I-15. Seção I, pp.29.
- Schaefer, C.E.G.R., Mendonça, B.A.F., Junior, W.G.F., Valente, E.L., Côrrea, G.R. 2009. Relações Solo-Vegetação em Alguns Ambientes Brasileiros: Fatores Edáficos e Florística. In: Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil. Martins, S.V. (ed.). Editora UFV, cap 5, Viçosa-MG, pp. 143-184.
- Shirasuna, R.T.; Filgueiras, T.S.; Barbosa, L.M. 2013. Poaceae do Rodoanel Mario Covas, Trecho Sul, São Paulo, SP, Brasil: florística e potencial de uso na restauração de áreas degradadas. *Hoehnea* 40 (3): 521-536.
- Schupp, E.W. 1990. Annual variation in seedfall, post-dispersal predation, and recruitment of a neotropical tree. *Ecology*, 71: 504-515.
- Schupp, E.W., Howe, H.F. Augspurger, C.K. & Levey, D.J. Arrival and Survival in Tropical Treefall Gaps. *Ecology*, 70 (3): 563-564. 1989.
- Silva, W.R. 1999. Interações planta-animal na restauração. In: IV Conferência do I Simpósio sobre Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais, Piracicaba.
- Silva Filho, N.L. 1988. Recomposição da cobertura vegetal de um trecho degradado da Serra do Mar. Fundação Cargill, Campinas, pp. 53.
- Silva, F.R., Montoya, D., Furtado, R., Memmott, J., Pizo, M.A., Rodrigues, R.R. 2015. The restoration of tropical seed dispersal networks. *Restoration Ecology* 23 ( 6): 852-860.

- Siqueira, J.O., Soares, C.R.F.S., Silva, C.A. 2008. Matéria orgânica em solos de áreas degradadas. In: Santos, G.A., Silva, L.S., Canellas, L.P. Camargo, F.A.O. (orgs.). Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais. 2 ed. Porto Alegre (RS), pp. 495-524.
- Slocum, M.G. & Horvitz, C.C. 2000. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. *Plant Ecology* 149: 51-62.
- Soares, M.R. & Casagrande, J.C. 2006. Interação solo-planta em RAD em áreas mineradas. In: Manual para recuperação de áreas degradadas em matas ciliares do estado de São Paulo – com ênfase em matas ciliares do interior paulista. Araras (SP), pp. 94-101.
- Soares, M.R. & Casagrande, J.C. 2013. O Solo: base para a restauração ecológica. In: Barbosa, L.M. (coord.). V Simpósio de restauração ecológica: Políticas Públicas para a restauração ecológica e conservação da biodiversidade, Instituto de Botânica de São Paulo, São Paulo, pp. 95-101.
- SER. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Disponível em [www.ser.org](http://www.ser.org)
- Stenberg, B. 1999. Monitoring soil quality of arable land: microbiological indicators. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B - Soil and Plant Science*, 49: 1-24.
- SOS Mata Atlântica .1996. Mata Atlântica tem a maior biodiversidade de árvores. São Paulo, ano IX, n. 11.
- Suganuma, M.S. & Durigan, G. 2015. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology* 23 (3): 238-251.
- Tabanez, A.A.J. 2009. Dinâmica da comunidade arbórea em eco-unidades de cinco fragmentos de floresta estacional semidecídua no interior do estado de São Paulo, Brasil, e consequências para sua conservação. Tese de Doutorado, Instituto de Botânica de São Paulo da secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, pp. 111.
- Tabarelli, M. & Mantovani, W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima. *Revista Brasileira de Biologia* 59, São Paulo-Brasil, pp. 239-250.
- Tabarelli, M., PERES, C.A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106: 165-176.
- Turnbull, L.A., Crawley, M.J., Rees, M. 2000. Are plant populations seed-limited? A Review of the seed sowing experiments. *Oikos*, 88: 225-238.
- Van Der Pijl, L. 1982. Principles of seed dispersal in higher plants. Springer-Velag, Berlim, pp. 215.
- Wang, B.C. & Smith T.B. 2002. Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology & Evolution*.
- Watanabe, S. (Coord.). 1997. Glossário de Ecologia 2 ed, Academia de Ciências do Estado de São Paulo, São Paulo, pp. 351.
- Whitmore, T.C. 1983. Secundary succession form seed in tropical rain forests. *Forestry Abstracts*, v. 44, pp. 767-779.
- Whitmore, T.C. 1989. Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. *Ecology*, 70 (3): 536-538.

- Willson, M.F. 1993. Dispersal mode, seed shadows and colonization patterns. *Vegetation* 107/108, pp. 261-280.
- Wortley, L., Hero, J.M., Howes, M. 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology* 5:537–543.
- Wright, J., Symstad, A., Bullock, J.M., Engelhardt, K.: Jackson, L.E., Bernhardt, E. 2009. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: Naeem, S., Bunker, D., Hector, A., Loreau, M., Perrings, C. (eds.). *Biodiversity and Human Impact*, Oxford University Press, Oxford UK, pp. 167-177.
- Wunderle JR., J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, pp. 223-235.
- Zimmerman, J.K., Pascarella, J.B., Aide, T.M. 2000. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*, v. 8, n. 4, pp. 350-360.