

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS  
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL**

Felipe Turchetto

**INTERVENÇÃO SILVICULTURAL E ASPECTOS  
METEOROLÓGICOS NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO SUL  
DO BRASIL**

Santa Maria, RS  
2018



**Felipe Turchetto**

**INTERVENÇÃO SILVICULTURAL E ASPECTOS METEOROLÓGICOS NO  
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO SUL DO BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do título de **Doutor em Engenharia Florestal**.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup>. Maristela Machado Araujo

Santa Maria, RS  
2018

Turchetto, Felipe

INTERVENÇÃO SILVICULTURAL E ASPECTOS METEOROLÓGICOS NO  
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO SUL DO BRASIL / Felipe  
Turchetto.- 2018.

112 p.; 30 cm

Orientadora: Maristela Machado Araujo

Coorientadores: Solon Jonas Longhi, Luciane Almeri  
Tabaldi

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós  
Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2018

1. Bioma Mata Atlântica 2. Sazonalidade climática 3.  
Transplante de plântulas 4. Silvicultura I. Araujo,  
Maristela Machado II. Longhi, Solon Jonas III. Tabaldi,  
Luciane Almeri IV. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

---

©2018

Todos os direitos autorais reservados a Felipe Turchetto. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

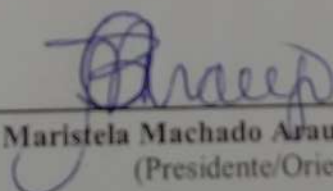
---

Felipe Turchetto

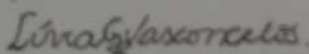
INTERVENÇÃO SILVICULTURAL E ASPECTOS METEOROLÓGICOS NO  
PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO SUL DO BRASIL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação  
em Engenharia Florestal, da Universidade Federal  
de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito  
parcial para a obtenção do título de Doutor em  
Engenharia Florestal.

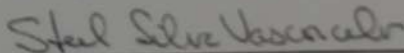
Aprovado em 09 de Fevereiro de 2018



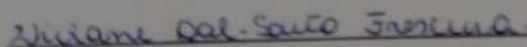
Maristela Machado Araujo, Dra. (UFSM)  
(Presidente/Orientador)



Livia Gabrig Turbay Rangel Vasconcelos, Dra. (UFRA) - Videoconferência



Steel Silva Vasconcelos, Dr. (EMBRAPA) - Videoconferência



Viviane Dal-Souto Frescura, Dra. (UFSM)



Paulo Ademar Avelar Ferreira, Dr. (UFSM)

Santa Maria, RS  
2018

Dedico este trabalho à minha noiva Adriana Griebeler e aos meus pais Antonio e Noeli Turchetto pelo amor, exemplo, apoio e compreensão em todos os momentos.



## AGRADECIMENTOS

Primeiramente devo agradecer a Deus pela vida, proteção e oportunidades concedidas.

À minha família, pelo amor, carinho e dedicação. Em especial a meus pais, Antonio e Noeli Turchetto, que são os principais responsáveis pela minha formação como pessoa, por me ensinarem os verdadeiros valores de uma vida.

À minha irmã, Carine, ao meu cunhado Lucinei, pelo amor e apoio, minha sobrinha Stefani e minha afilhada Gabrieli por sempre conseguir arrancar um sorriso, mesmo nos momentos mais difíceis, por todas as brincadeiras.

À minha noiva Adriana, pelo amor, carinho, compreensão, pelo apoio na condução dos trabalhos e pela paciência em todos momentos dessa caminhada, por me incentivar mesmo quando eu já não tinha mais esperança, por todos os dias que madrugamos para a condução dos experimentos, por estar sempre ao meu lado e sempre ter uma palavra para me confortar.

À minha orientadora, professora Dra. Maristela Machado Araujo, pela confiança, pela amizade e apoio que depositou no meu trabalho e pelas oportunidades que me proporcionou no decorrer de minha formação.

Aos meus grandes amigos Adriano, Cláudia, Jessé Daniele Rorato, Álvaro Berghetti, Luciana Samuel e Felipe Manzoni, por todas as conversas, pelo apoio incondicional durante essa caminhada.

Aos amigos e colegas do Laboratório de Silvicultura e Viveiro Florestal: Cláudia Costela, Suelen Aimi, Thaíse Tonetto, Gabriel Aita, Marllós Lima e demais que passaram por lá pela parceria e amizade de todos os dias, tenho certeza que não chegaria até aqui sem a ajuda de cada um.

À Universidade Federal de Santa Maria, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal (PPGEF), em especial aos professores, pelos ensinamentos e formação profissional.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo auxílio financeiro fundamental para a realização dessa pesquisa.

À professora Dra. Viviane Dal-souto Frescura, a professora Dr<sup>a</sup>. Livia Gabrig Turbay Rangel Vasconcelos, ao professor Dr. Paulo Ademar Avelar Ferreira e ao pesquisador Dr. Steel Silva Vasconcelos pela disponibilidade em participar da banca de avaliação.

Enfim, agradeço a todos aqueles que de alguma forma ou outra contribuíram para mais essa importante conquista em minha vida.

Muito obrigado





## RESUMO

### INTERVENÇÃO SILVICULTURAL E ASPECTOS METEOROLÓGICOS NO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NO SUL DO BRASIL

AUTOR: Felipe Turchetto

ORIENTADOR: Maristela Machado Araujo

O estabelecimento de espécies florestais arbóreas nativas em áreas degradadas representa um grande desafio para a silvicultura. A baixa diversidade de espécies, principalmente dos estágios finais de sucessão, bem como a presença de filtros ecológicos adversos, pode comprometer a sustentabilidade dos ecossistemas em processo de restauração. Assim, o objetivo dessa pesquisa consiste em caracterizar os efeitos da ação antrópica e de elementos climáticos para a definição de estratégias eficazes na restauração de ambientes degradados no extremo sul do Bioma Mata Atlântica. A partir disso, elaborou-se a presente tese, em três capítulos. No Capítulo I buscou-se identificar os impactos da remoção de plântulas sob a regeneração natural de uma comunidade florestal, bem como caracterizar a dinâmica sazonal do banco de plântulas três anos após a intervenção antrópica. Para isso foi conduzido um experimento utilizando-se delineamento blocos ao acaso, com diferentes intensidades de remoção de indivíduos regenerantes (0, 25, 50, 75 e 100% de remoção), sendo que em setembro de 2013 realizou-se uma avaliação inicial e em novembro de 2013 foi realizada a remoção das plântulas da regeneração natural. Após a aplicação dos tratamentos foram realizadas avaliações a cada três meses, por um período de três anos, totalizando 12 avaliações. No Capítulo II foram caracterizados os padrões morfológicos e fisiológicos de nove espécies nativas do Bioma Mata Atlântica, plantadas sob dois modelos de plantio e três práticas silviculturais. O experimento foi realizado em área pertencente ao Parque Estadual Quarta Colônia, sendo conduzido em delineamento de blocos ao acaso, com quatro repetições em esquema fatorial 3 x 2, sendo três práticas silviculturais e dois modelos de plantio de espécies nativas. Foram realizadas avaliações semestrais de sobrevivência, altura e diâmetro do coleto, aos 24 meses após o plantio foram determinados o teor de pigmentos fotossintéticos, e os parâmetros da fluorescência da clorofila *a*. No capítulo III identificou-se a influência da ocorrência de geada no desempenho silvicultural de nove espécies nativas do Bioma Mata Atlântica. Dados meteorológicos das temperaturas mínimas diárias foram registradas entre setembro de 2015 a setembro de 2016, sendo mensurado o dano ocorrido em função da ocorrência de geadas no inverno de 2016, bem como dados de sobrevivência, altura e diâmetro do coleto. Após três anos de estudo evidenciou-se que a sazonalidade climática naturalmente direcionou a dinâmica do banco de plântulas em comunidades vegetais. Contudo, a remoção de indivíduos regenerantes em altas intensidades (75 e 100% de remoção) compromete o processo de recrutamento de novos indivíduos, bem como a continuidade no processo de sucessão. O uso da silvicultura intensiva, reduziu o estresse ambiental inicial, proporcionando impacto positivo no estabelecimento e crescimento de espécies arbóreas nativas, após 24 meses do plantio. A sazonalidade climática apresenta forte influência no sucesso de plantios de restauração de áreas degradadas no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica, sendo que a geada compromete a continuidade dos plantios florestais em regiões de clima subtropical.

**Palavras-chave:** Bioma Mata Atlântica. Sazonalidade climática. Transplante de plântulas. Silvicultura.



## ABSTRACT

### SILVICULTURAL INTERVENTION AND METEOROLOGICAL ASPECTS IN THE RESTORATION PROCESS IN THE SOUTH OF BRAZIL

AUTHOR: Felipe Turchetto  
ADVISOR : Maristela Machado Araujo

Establishing native tree species in degraded areas represents a major challenge for forestry. Low species diversity, especially in the later stages of succession, and the presence of adverse ecological filters may compromise the sustainability of ecosystems that are in the process of restoration. Thus, the objective of this research is to characterize how anthropic action and climate affect the development of effective strategies for restoring degraded environments at the southern end of the Atlantic Forest Biome. We discuss these considerations over three chapters. In Chapter I, we try to identify the impacts of removing seedlings under the natural regeneration of a forest community, as well as to characterize the seasonal dynamics of the seedling bank three years after anthropic intervention. To this end, an experiment was conducted using different intensities of the removal of regenerating individuals (0, 25, 50, 75, and 100% removal); in September 2013, an initial evaluation took place, and in November 2013 the seedlings were removed from natural regeneration. After application of the treatments, evaluations were performed every three months for over a period of three years, totaling 12 evaluations. In Chapter II, the morphological and physiological features of nine species native to the Atlantic Forest Biome were plotted under two planting models and three silvicultural practices. The experiment was carried out in an area belonging to the Quarta Colônia State Park in a randomized block design, with four replications in a  $3 \times 2$  factorial scheme, testing three silvicultural practices and two models of planting native species. Evaluations of survival, height, and collection diameter were carried out twice per year, and the photosynthetic pigment content and the chlorophyll fluorescence parameters were determined 24 months after planting. Chapter III identifies the influence of frost on the silvicultural performance of nine native species of the Atlantic Forest Biome. Meteorological data of daily minimum temperatures were recorded between September 2015 and September 2016. We collected data on the occurrence of damage due to frost in the winter of 2016, as well as data on the survival, height, and collection diameter. After three years of study, it was found that climatic seasonality naturally directed the dynamics of the seedling bank in plant communities. However, the removal of regenerating individuals at high intensities (75 and 100% removal) compromised both the recruitment process of new individuals and continuity in the succession process. The use of intensive silviculture reduced the initial environmental stress, providing a positive impact on the establishment and growth of native tree species after 24 months of planting. Climatic seasonality has a strong influence on the success of restoration plantations in degraded areas at the southern end of the Atlantic Forest Biome, and frost compromises the continuity of forest plantations in subtropical climates.

**Keywords:** Atlantic Forest Biome. Climatic Seasonality. Transplantation of seedlings. Forestry.



## LISTAS DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 - Número de indivíduos (a) e espécies (b), três anos após a remoção de plântulas da regeneração natural (0, 25, 50, 75 e 100%), em um fragmento de Florestal Estacional Subtropical no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica ..... 43
- Figura 2 – Comparação do número médio de indivíduos observados na regeneração natural, na avaliação inicial com as avaliações posteriores a remoção das plântulas (3, 6, 9, 12, 15, 18, 21, 24, 27, 30, 33 e 36 meses), para cada intensidade. 0% de remoção (a); 25% de remoção (b); 50% de remoção (c); 75% de remoção (d) e 100% de remoção (e). ..... 44
- Figura 3 - Comparação do número médio de espécies observadas na regeneração natural, na avaliação inicial com as avaliações posteriores a remoção das plântulas (3, 6, 9, 12, 15, 18, 21, 24, 27, 30, 33 e 36 meses), para cada intensidade. 0% de remoção (a); 25% de remoção (b); 50% de remoção (c); 75% de remoção (d) e 100% de remoção (e). ..... 45
- Figura 4 – Análise do número de indivíduos das espécies com maior densidade (*Actinostemon concolor* (Spreng.) Mull. Arg., *Eugenia rostrifolia* O. Legrand., *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer, *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez., *Trichilia claussenii* C. DC. e *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schltdl.), em função do tempo de avaliação (a) e das intensidades de remoção de plântulas aos 36 meses após a remoção (b) no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica ..... 46
- Figura 5 - Localização da área de estudo no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica ..... 57
- Figura 6 - Dados meteorológicos da região de estudo (precipitação total, temperatura máxima média e temperatura mínima média)..... 58
- Figura 7 - Efeito de diferentes práticas silviculturais sobre a percentagem de sobrevivência de mudas de espécies florestais nativas, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica, aos 24 meses após o plantio ..... 63
- Figura 8 - Efeito de diferentes práticas silviculturais sobre a altura (a) e diâmetro do coleto (b) de mudas de espécies florestais nativas, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica, aos 24 meses após o plantio ..... 64
- Figura 9 - Sobrevivência (a), altura (b) e diâmetro do coleto (c) ao longo do período de avaliação em função de diferentes práticas silviculturais, em plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica ..... 65
- Figura 10 - Sobrevivência (a), altura (b) e diâmetro do coleto (c) de mudas de nove espécies florestais nativas, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica, aos 24 meses após o plantio ..... 66
- Figura 11 - Efeito de diferentes práticas silviculturais sobre a projeção de copa de mudas de espécies florestais nativas, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica aos 24 meses após o plantio ..... 67

- Figura 12 – Projeção de copa de mudas de cinco espécies florestais nativas, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica, aos 24 meses após o plantio..... 68
- Figura 13 - Efeito de diferentes práticas silviculturais sob os teores de clorofila a (Chl a), clorofila b (Chl b) e carotenoides, 24 meses após plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica..... 69
- Figura 14 - Teor de clorofila a (a), clorofila b (b) e carotenoides (c) de plantas de nove espécies florestais, em função de diferentes práticas silviculturais, 24 meses após plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica ..... 70
- Figura 15 - Efeito de diferentes práticas silviculturais sobre a taxa de transporte de elétrons (a) e o rendimento quântico máximo do fotossistema II (b), 24 meses após plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica ..... 71
- Figura 16 – Taxa de transporte de elétrons (a) e rendimento quântico máximo do fotossistema II (b) em mudas de nove espécies florestais, em função de diferentes práticas silviculturais, 24 meses após plantio de restauração no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica ..... 72
- Figura 17- Temperaturas mínimas diárias (°C) registradas nos meses de setembro de 2015 a setembro de 2016, Santa Maria, RS. .... 84
- Figura 18 - Danos causados pela ocorrência de geada em nove espécies florestais, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Brasil ..... 86
- Figura 19 - Sobrevivência de nove espécies florestais, após a ocorrência de geada, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Brasil ..... 87
- Figura 20 - Crescimento em altura de: a) *S. mauritianum*; b) *S. terebinthifolius*; c) *C. speciosa*; d) *E. contortisiliquum*; e; e) *I. marginata*, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Brasil..... 89
- Figura 21 - Crescimento em diâmetro do coleto de: a) *S. mauritianum*; b) *S. terebinthifolius*; c) *C. speciosa*; d) *E. contortisiliquum*; e; e) *I. marginata*, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração de mata ciliar no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Brasil ..... 90

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Relação das nove espécies nativas da Floresta Estacional Subtropical utilizadas no experimento.....	60
Tabela 2 - Escala de avaliação de danos causados pela geada em espécies florestais nativas plantadas em áreas ripárias no sul do Bioma Mata Atlântica, Brasil.....	84





## LISTA DE APÊNDICES

- Apêndice A - Valores relativos aos atributos químicos e físicos do solo e interpretação, conforme a SBCS/CQFS (2004) para a área de estudo ..... 109
- Apêndice B - Subsolagem da linha de plantio (a), abertura manual das covas (b), cova aberta (c) e plantio das mudas (d), em um plantio de restauração no extremo sul do Bioma Mata atlântica. .... 110
- Apêndice C - Efeito da silvicultura de baixo insumo (a) e da silvicultura intensiva (b) sob o crescimento de *Solanum mauritianum*, 12 meses após o plantio..... 111
- Apêndice D - Efeito da ocorrência de geada sob as espécies *Enterolobium contortisiliquum* (a) e *Ceiba speciosa* (b), em plantio de restauração no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica..... 112



## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>23</b>
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA.....</b>	<b>25</b>
2.1 MATA ATLÂNTICA.....	25
2.3 SAZONALIDADE CLIMÁTICA .....	27
2.3 A EVOLUÇÃO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL: PARADIGMAS E CONCEITOS .....	28
2.4 TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO .....	30
2.5 SILVICULTURA DE ESPÉCIES FLORESTAIS EM PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO .....	31
2.6 ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS E FISIOLÓGICOS E BIOQUÍMICOS EM ESPÉCIES FLORESTAIS.....	32
<b>CAPÍTULO I .....</b>	<b>35</b>
<b>A remoção de indivíduos regenerantes influencia na dinâmica do banco de plântulas em comunidades vegetais? .....</b>	<b>35</b>
<b>3 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>37</b>
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>39</b>
4.1 ÁREA DE ESTUDO .....	39
4.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL .....	40
4.3 COLETA DOS DADOS FLORÍSTICOS.....	41
4.4 ANÁLISE DOS DADOS.....	42
<b>5 RESULTADOS .....</b>	<b>43</b>
<b>6 DISCUSSÃO .....</b>	<b>48</b>
<b>7 CONCLUSÃO.....</b>	<b>52</b>
<b>CAPÍTULO II.....</b>	<b>53</b>
<b>O uso de práticas silviculturais intensivas aceleram a restauração de áreas ripárias degradadas no Sul do Brasil .....</b>	<b>53</b>
<b>8 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>55</b>
<b>9 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>57</b>
9.1 ÁREA DE ESTUDO .....	57
9.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL .....	58
9.3 INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO .....	60
9.4 ATRIBUTOS AVALIADOS.....	60
9.4.1 Sobrevivência, altura, diâmetro do coleto e projeção de copa.....	60
9.4.2 Atributos bioquímicos.....	61
9.4.3 Fluorescência da clorofila <i>a</i> .....	61

9.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	62
<b>10 RESULTADOS.....</b>	<b>63</b>
<b>11 DISCUSSÃO.....</b>	<b>73</b>
<b>12 CONCLUSÃO .....</b>	<b>78</b>
<b>CAPÍTULO III.....</b>	<b>79</b>
<b>A geada pode ser um condicionante do desempenho de espécies florestais em plantios de restauração em regiões subtropicais? .....</b>	<b>79</b>
<b>13 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>81</b>
<b>14 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>83</b>
14.1 ÁREA DE ESTUDO .....	83
14.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	83
14.3 DADOS METEOROLÓGICOS .....	83
14.4 PARÂMETROS AVALIADOS.....	84
14.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	85
<b>15 RESULTADOS.....</b>	<b>86</b>
<b>16 DISCUSSÃO.....</b>	<b>91</b>
<b>17 CONCLUSÃO .....</b>	<b>95</b>
<b>18 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>96</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>97</b>
<b>APÊNDICES.....</b>	<b>109</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica, considerada um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade, apresenta elevada riqueza e diversidade de espécies da fauna e flora (TABARELLI et al., 2005). No entanto, o desmatamento ocasionado pela urbanização e expansão das fronteiras agropecuárias reduziu para menos de 12% a cobertura original do Bioma, com manchas remanescentes altamente fragmentadas (RODRIGUES et al., 2009), resultando na perda de biodiversidade (CALMON et al., 2011) e degradação dos recursos naturais, principalmente do solo e da água (METZGER et al., 2010).

Para superar esse cenário, a restauração florestal é fundamental, tendo alcançado resultados satisfatórios na Mata Atlântica (CICCARESE et al., 2012; CHAZDON, 2008; SUGANUMA; DURIGAN, 2015). Alguns métodos de restauração florestal têm enfoque na resiliência natural do ecossistema degradado, com a mínima interferência antrópica no processo (RODRIGUES et al., 2009), enquanto outros visam acelerar a recuperação com o plantio de espécies arbóreas nativas, combinando espécies de diferentes grupos ecológicos (pioneiras e não pioneiras) e funcionais (leguminosas e não leguminosas), submetidas a distintas práticas silviculturais (CAMPOE et al., 2014; FEREZ et al., 2015).

O plantio de espécies florestais nativas em áreas degradadas proporcionam vários benefícios, tais como, conservação do solo e da água, abrigo a fauna local e restabelecimento do processo de regeneração natural, principalmente em ambientes altamente degradados, com solos empobrecidos, ausência de camada orgânica, baixo teor nutricional, e a ausência do banco de sementes do solo. Entretanto, fatores ambientais adversos (CAMPOE et al., 2010; GONÇALVES et al., 2004), associados a sazonalidade climática em regiões de clima subtropical, restringem o desempenho silvicultural de espécies em plantios de restauração. Nesse sentido, reduzir o estresse ambiental durante as fases iniciais, utilizando práticas silviculturais comumente empregadas em reflorestamentos comerciais, poderá aumentar as taxas de sobrevivência em plantios de restauração de áreas degradadas (CAMPOE et al., 2010; CAMPOE et al., 2014; FEREZ et al., 2015).

Outra questão a ser considerada está relacionada com as dificuldades inerentes ao processo de produção de mudas (OLIVEIRA et al., 2003; ZAMITH; SCARANO, 2004), tendo em vista a baixa disponibilidade de espécies características dos estágios finais de sucessão em viveiros florestais (TURCHETTO et al., 2016). Diante dessa problemática, pesquisadores têm indicado o transplante de indivíduos da regeneração natural para condução em viveiro, onde a muda após restabelecimento do sistema radicular pode ser utilizada na restauração florestal.

Essa técnica alternativa tem sido eficiente para produção de mudas que não estão disponíveis para comercialização (CALEGARI et al., 2011; TURCHETTO et al., 2016; VIANI et al., 2012).

Dessa técnica, entretanto, pouco se conhece sobre o comportamento das espécies transplantadas após plantio definitivo, o que no caso é realidade de muitas espécies que são produzidas facilmente no viveiro. A autoecologia de cada espécie está fortemente associada ao ambiente, observando-se que espécies com ampla distribuição no Brasil, podem apresentar classificação ecológica distinta entre as literaturas (CARVALHO, 2003). Isso ocorre porque as espécies respondem diferentemente às características edafoclimáticas, as quais são submetidas.

Os estudos publicados utilizam, principalmente, variáveis morfológicas na definição da espécie ou técnica, porém, embora os resultados centrados na sobrevivência e no crescimento da floresta tenham notável importância, não permitem identificar quais os mecanismos de crescimento causaram tais respostas, impossibilitando indicativos para outras condições. Poucos estudos abordam os processos fisiológicos que controlam o desempenho de árvores em resposta à disponibilidade de recursos e estresse ambiental (COOKE; SUSKI, 2008). Assim, a falta de estudos referente a ecofisiologia de espécies florestais arbóreas limita o desenvolvimento de estratégias e técnicas eficientes na restauração de áreas degradadas.

Nesse sentido, o entendimento sobre o comportamento de espécies florestais após o plantio é fundamental, possibilitando identificar estratégias para a rápida recomposição de áreas de preservação permanente ou de reserva legal. Paralelamente, a análise de modelos e manejos potenciais, que proporcionem rápida cobertura e custo reduzido, representa uma pesquisa aplicada, capaz de ser utilizada diretamente por extensionistas, para sensibilização do produtor rural.

Assim, o objetivo dessa pesquisa consiste em caracterizar os efeitos da ação antrópica e de elementos meteorológicos para a definição de estratégias eficazes na restauração de ambientes degradados no extremo sul do Bioma Mata Atlântica. A partir disso, elaborou-se a presente tese estruturada em três capítulos.

- Capítulo I: A remoção de indivíduos regenerantes influencia na dinâmica do banco de plântulas em comunidades vegetais?
- Capítulo II: O uso de práticas silviculturais intensivas aceleram a restauração de áreas degradadas no Sul do Brasil
- Capítulo III: A geada pode ser um condicionante do desempenho de espécies florestais em plantios de restauração em regiões subtropicais?

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica apresenta elevada biodiversidade e é considerada um dos biomas mais importantes do mundo, assumindo grande importância ecológica, por apresentar elevada riqueza e diversidade de espécies da flora e da fauna, abrigando grande quantidade de espécies endêmicas (LEITÃO FILHO et al., 1993).

Entretanto, é um dos biomas mais ameaçados, sendo considerado um *hotspot* para conservação, dado o seu alto grau de endemismos e ameaças de extinções eminentes (MYERS et al., 2000). O processo de ocupação e desenvolvimento antrópico na região da Mata Atlântica ocorreu paralelamente com a destruição da vegetação nativa em função do crescimento dos centros urbanos, instalação de complexos industriais e expansão da divisa agropecuária (DEAN, 1996).

Distribuída ao longo de mais de 23 graus de latitude sul, e grandes variações no relevo e na pluviosidade, a Mata Atlântica é composta de uma série de tipologias ou unidades fitogeográficas, constituindo um mosaico vegetal que proporciona a grande biodiversidade encontrada no bioma. Apesar da devastação acentuada, a Mata Atlântica ainda abriga uma parcela significativa de diversidade biológica do Brasil, com altíssimos níveis de endemismo (MITTERMEIER et al., 2004). A riqueza pontual é tão significativa que um dos maiores recordes mundiais de diversidade botânica para plantas lenhosas foram registrados nesse bioma (MARTINI et al., 2007).

No Rio Grande do Sul ao longo do bioma Mata Atlântica são reconhecidas quatro tipologias florestais: Floresta Ombrófila Mista; Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Subtropical. Dentre as quatro tipologias florestais esta última é a mais ameaçada e a menos protegida da Mata Atlântica no Sul do Brasil, encontrando-se fragmentada, com menos de 4% de sua área original (IBGE, 1990).

De acordo com Pinto et al. (2009), a conservação e recuperação dos diferentes ecossistemas dentro do Bioma Mata Atlântica é um desafio, pois o conhecimento sobre sua biodiversidade ainda permanece fragmentado. Além disso, a Mata Atlântica é responsável por cerca de 70% do PIB nacional, com mais de 60% da população brasileira em sua extensão, e as maiores concentrações dos solos férteis do país.



## 2.2 ESPÉCIES FLORESTAIS NATIVAS ESTUDADAS PARA A RESTAURAÇÃO DE ÁREAS RIPÁRIAS

A restauração de um ecossistema degradado pode ser realizada por meio de diferentes metodologias, dentre as quais destacam-se os plantios florestais (FEREZ et al., 2015; RODRIGUES et al., 2009). O plantio de espécies florestais nativas pode potencializar o processo de sucessão florestal, favorecendo a continuidade das funções específicas das espécies na comunidade (FONSECA et al., 2001).

Nesse sentido, visando maximizar o desempenho dos plantios é necessário considerar que a composição das espécies a serem utilizadas é um importante componente da estabilidade, devido às características diferenciadas das espécies. Estudos fitossociológicos de ambientes naturais preservados têm sido utilizados para a escolha de espécies, bem como descobrir como empregá-las eficientemente nos projetos de recomposição e recuperação (MARCUIZZO; ARAUJO; GASPARIN, 2014). Além disso, conforme Durigan et al. (2001), é necessário considerar a região ecológica em que as espécies se distribuem, o que pode facilitar a forma de recuperação.

Na Floresta Estacional Subtropical no âmbito do estado do Rio Grande do Sul algumas espécies destacam-se em função da sua ampla distribuição geográfica e elevada importância dentro dessa tipologia florestal. Dentre as espécies de maior destaque tem-se a *Actinostemon concolor* (Spreng.) Müll.Arg. (laranjeira-do-mato), a *Trichilia clausenii* C. DC. (catiguá vermelho), a *Eugenia rostrifolia* D. Legrand (batinga) e a *Trichilia elegans* A. Juss. (pau ervilha) (ALMEIDA et al., 2015; CALLEGARO; ARAUJO; LONGHI, 2014; TURCHETTO et al., 20017). Tais espécies pertencem ao grupo ecológico das secundárias tardias, sendo espécies características de sobosque (VACCARO; LONGHI; BRENA, 1999), sendo indicadas para usos em restauração florestal no extremo sul do Bioma Mata Atlântica (TRUCHETTO et al., 2017).

Além disso, as espécies desejáveis para os plantios de restauração devem apresentar características como capacidade de estabelecimento em condições limitantes, atração da fauna, rápido crescimento e grande deposição de serapilheira (BARBOSA, 2000). De acordo com Rodrigues et al. (2010), a restauração de um ecossistema pode ser realizada por meio de grupos funcionais, de acordo com as fases do processo sucessional, a fim de se obter inicialmente uma rápida e boa cobertura de solo, eliminando a competição com herbáceas e gramíneas agressivas, além de criar um ambiente favorável para os indivíduos do grupo de diversidade.

Nesse sentido, um conceito que vem sendo utilizado na restauração de área degradadas é o uso de “framework species” (PAKKAD et al., 2003; WYDHAYAGARN et al., 2009). Nesse conceito utiliza-se um conjunto pequeno de espécies que apresentam atributos favoráveis para suportar as condições adversas presentes em ambientes degradados, podendo acelerar a reconstituição da comunidade vegetal. Um conjunto de “framework species”, deve apresentar características como, alta taxa de sobrevivência, rápido crescimento, copas amplas e atratividade da fauna (PAKKAD et al., 2003).

Assim, na Floresta Estacional Subtropical no sul do Brasil algumas espécies destacam-se, no que se refere as características desejáveis para caracterizar “framework species”. *Solanum mauritianum* Scop. é uma espécie pioneira de rápido crescimento (CARVALHO, 2003), comumente encontrada em áreas antropizadas (CORADIN et al., 2011). Além disso, produz abundante recurso para pássaros e insetos, além de grande quantidade de matéria morta (serapilheira). *Schinus terebinthifolius* Raddi é indicada para recuperação de áreas degradadas por ser uma espécie pioneira, tolerante a condições adversas do ambiente, bem como por possuir frutos consumidos e disseminados por pássaros (BACKES; IRGANG 2002). *Ceiba speciosa* (A. St.-Hil.) Ravenna. é uma espécie arbórea de grande importância na recuperação de ecossistemas degradados. (LORENZI, 1998).

Além dessas espécies, *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong. e *Inga marginata* Wild. são recomendadas para o reflorestamento de áreas degradadas em função do rápido crescimento, mas principalmente por serem espécies leguminosas (CARVALHO, 2003). Tais espécies possuem a capacidade de fixação de nitrogênio por meio da associação com bactérias da família *Rhizobiaceae*, o que contribui para o estabelecimento em ambientes de baixa disponibilidade nutricional.

### 2.3 SAZONALIDADE CLIMÁTICA

A sazonalidade climática é um fator abiótico que influencia na sobrevivência, ritmo fenológico, estabelecimento e crescimento de diferentes formações vegetacionais (MANTOVANI et al., 2003; MCCRARY et al., 2005), sobretudo aquelas marcadas pela estacionalidade (LINARES-PALOMINO; PONCE ALVAREZ, 2005). O estado do Rio Grande do Sul situa-se em zona climaticamente de transição e, por isso, as principais características climáticas são influenciadas tanto pelas massas e frentes polares quanto das massas tropicais e correntes perturbadas (SARTORI et al., 2003). Nesse contexto, o território sul-rio-grandense apresenta forte influência das variações sazonais, principalmente, de temperatura, apresentando

invernos com temperaturas abaixo ou próximas a zero (ALVARES; SENTELHAS; STAPE, 2017) e verões quentes (ALVARES et al., 2013).

A temperatura tem sido reconhecida como um dos principais fatores que influenciam o estabelecimento e desenvolvimento da vegetação (CHARRA-VASKOU et al., 2012). A temperatura interfere de modo significativo a germinação de sementes e o crescimento inicial de plântulas, sendo esse um processo complexo que envolve muitas reações e fases individuais (COPELAND; McDONALD, 2001). De acordo com Taiz et al. (2017) a manutenção de temperaturas foliares favoráveis é crucial para o crescimento vegetal, porque a fotossíntese máxima ocorre dentro de uma faixa de temperatura relativamente estreita.

Em plantas expostas à alta temperatura ocorre redução da atividade fotoquímica (GUO et al., 2006; RIBEIRO et al., 2006), que pode estar associada à fotoinibição crônica da fotossíntese (RIBEIRO; MACHADO, 2007) ou dinâmica (DIAS; MARENCO, 2006). Além disso, sob altas temperaturas pode ocorrer a degradação de clorofilas (GUO et al., 2006) e estímulo da atividade oxigenase da Rubisco (fotorrespiração) (GUO et al., 2006; PIMENTEL et al., 2007).

Diante temperaturas baixas, a fotossíntese de plantas  $C_3$  pode também ser limitada por fatores como a disponibilidade de fosfatos no cloroplasto (TAIZ et al., 2017). A baixa temperatura, em particular, é um fator limitante nos sítios tropicais de elevada altitude e em regiões subtropicais (CURRAN et al., 2010), onde a ocorrência de geadas por um longo período do ano representa uma restrição ambiental importante para o estabelecimento e crescimento de espécies florestais em plantios de restauração (RORATO et al., 2017). No estado do Rio Grande do Sul a média das temperaturas mínimas varia de 6 a 12 °C, sendo comum o termômetro atingir temperaturas próximas de 0 °C, ou mesmo alcançar índices negativos, acompanhados de geada e neve, quando da invasão das massas polares (NERY, 2004). Nesse sentido, na restauração de ambientes degradados o uso de espécies de ciclo longo, que exigem mais tempo para o seu estabelecimento ou o uso de práticas silviculturais inadequadas podem acarretar em perdas, devido a redução da atividade do aparato fotossintético.

### 2.3 A EVOLUÇÃO DA RESTAURAÇÃO FLORESTAL: PARADIGMAS E CONCEITOS

A recuperação de ecossistemas degradados é uma prática muito antiga, podendo ser encontrados exemplos de sua existência na história de diferentes povos, épocas e regiões (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004), porém, só recentemente adquiriu o caráter de uma área de conhecimento, sendo denominada por alguns autores como Ecologia da Restauração (PALMER

et al., 1997). Ao longo do tempo a restauração florestal incorporou conhecimentos sobre os processos envolvidos na dinâmica de formações naturais remanescentes, fazendo com que os programas de recuperação deixassem de ser mera aplicação de práticas agronômicas ou silviculturais de plantios de espécie perenes, visando apenas a reintrodução de espécies arbóreas numa dada área, para assumir a difícil tarefa de reconstrução das complexas interações da comunidade florestal (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Aos poucos a restauração passou a ser interpretada do ponto de vista mais ecológico, incorporando o conceito de sucessão florestal e privilegiando o uso de espécies da flora nativa brasileira (BRANCALION et al., 2010). Na busca por iniciativas mais eficientes de restauração, tanto em termos de resultados quanto de custos, houve maior aproximação com os institutos de pesquisa e com as universidades, as quais fundamentaram suas recomendações na ecologia das formações florestais brasileiras, criando novas estratégias de restauração com base, principalmente, no conceito de sucessão secundária (KAGEYAMA; GANDARA, 2003).

A evolução da restauração ecológica como ciência foi influenciada pela evolução da teoria sucessional e pela mudança dos paradigmas ecológicos. Essa relação fica evidente no conjunto de propriedades recomendadas para considerar um ecossistema restaurado (SER, 2004), que basicamente enfatiza a recuperação da integridade, da resiliência e da sustentabilidade do ecossistema e sua integridade dentro de uma matriz ecológica, ou paisagem, com a qual interage através de uma matriz de fluxos bióticos e abióticos.

A partir da flexibilização da restauração, do reconhecimento da importância de fatores como distúrbios, vizinhança, potencial florístico inicial, resiliência e diversidade na sucessão vegetal e na restauração de ecossistemas degradados, uma série de metodologias de restauração vem sendo desenvolvidas, destacando-se a utilização do banco de sementes (MARTINS et al., 2007), o resgate de plântulas de espécies arbóreas (BRITO et al., 2007; TURCHETTO et al., 2016; VIANI et al., 2012), a semeadura direta de espécies arbóreas (ENGEL; PARROTTA, 2001; STEVENSON; SMALE, 2005) e a deposição de galhada oriunda de poda de árvores ou desmatamento (MARTINS et al., 2012). Essas metodologias têm como enfoque a restauração da diversidade vegetal, funções e processos ecológicos dos ecossistemas sem a preocupação com o clímax final a ser alcançado. Em alguns casos também podem ser utilizadas conjuntamente.

## 2.4 TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO

A escolha da técnica mais apropriada a cada situação deve considerar o histórico de perturbação da área e a situação da paisagem em seu entorno (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). Os fatores de degradação e o grau de alteração dos solos e da vegetação constituem importantes restrições, por isso devem ser estudadas *a priori*.

Nos casos em que a área degradada está inserida em uma matriz florestal o processo de resiliência é maior, pois, uma vez que a área apresenta potencial de chegada de sementes e propágulos, o simples isolamento e a retirada dos fatores de degradação podem ser suficientes para a floresta restabelecer. Conforme Rodrigues e Gandolfi (2004) estes procedimentos são invariavelmente as primeiras etapas a serem cumpridas em qualquer tentativa de restauração. Entretanto, alguns estudos que avaliaram técnicas passivas de restauração concluem que a longo prazo algum tipo de intervenção pode se tornar necessário, seja para complementar a composição de espécies ou para acelerar o processo de regeneração (AIDE, 2000).

Uma das formas de menor custo, capaz de acelerar a regeneração natural é a condução e/ou a indução do banco de plântulas. Nesta técnica, os indivíduos regenerantes são favorecidos pela eliminação seletiva de espécies competidoras (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Outra forma de obter benefícios da matriz florestal é por meio da atração de animais dispersores, os quais aumentam a probabilidade de chegada de sementes. A introdução de poleiros artificiais é uma das formas de se fazer isso, pois supostamente espera-se que aves dispersoras repousem e depositem sementes na área (MELO et al., 2004).

Apesar do baixo custo e intervenção associada às técnicas descritas anteriormente, o plantio de mudas em área total ainda representa a técnica de restauração mais difundida e utilizada, especialmente em casos onde a matriz não é florestal ou quando se deseja acelerar o processo.

O plantio pode ser realizado utilizando espécies dos diferentes grupos sucessionais (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). A escolha das espécies deve considerar, a distribuição e ocorrência das espécies a serem utilizadas, características relacionadas às suas respectivas classes sucessionais, como crescimento, ciclo de vida, suas síndromes de dispersão, entre outros aspectos associados à adaptação específica e funcionalidade das espécies.

Uma técnica alternativa ao plantio é o transplante de indivíduos jovens da regeneração natural para condução em viveiro, onde a muda após restabelecimento do sistema radicular pode ser utilizada na restauração florestal. Diversos estudos têm indicado o transplante de indivíduos regenerantes como uma promissora metodologia de restauração florestal

(RODRIGUES et al., 2009; TURCHETTO et al., 2016; VIANI et al., 2012), contudo segundo Calegari et al. (2011), muitos estudos autoecológicos ainda precisam ser realizados visando maximizar a sobrevivência de mudas para obtenção de elevada diversidade de espécies. Isso porque as espécies respondem de modo diferente aos filtros ecológicos.

Dentre as principais vantagens associadas a essa técnica destaca-se produção de mudas de espécies adaptadas, sob o ponto de vista ecológico e não disponíveis em viveiros (espécies raras, ameaçadas de extinção, endêmicas, de diferentes formas de vida, etc.) além da eliminação de etapas como beneficiamento, armazenamento e tratamentos pré-germinativos, que podem ser dispendiosas ou, muitas vezes, desconhecidas (TURCHETTO et al., 2016).

## 2.5 SILVICULTURA DE ESPÉCIES FLORESTAIS EM PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO

A degradação das florestas e dos solos, são barreiras limitantes do desenvolvimento sustentável dos ecossistemas terrestres, sendo as principais questões ambientais em muitos países (LIU et al., 2012). Nesse sentido, o manejo das áreas remanescentes fora de uma matriz florestal conservada, torna-se um grande desafio para as perspectivas futuras da biodiversidade, o que irá ajudar as espécies dependentes da floresta a persistir ou recuperar (CATTERALL et al., 2012).

Os plantios florestais tornam-se fundamentais na recuperação da biodiversidade (LAMB et al., 2005; CHAZDON, 2008), e há um interesse crescente em sua possível utilização como habitat compensatório às perdas de biodiversidade do futuro desenvolvimento da terra (MOILANEN et al., 2009). O plantio de espécies florestais nativas tem como objetivo acelerar a restauração da biodiversidade através da superação dos obstáculos à regeneração natural, tais como os associados aos bancos de sementes do solo, a dispersão limitada das plantas e a supressão da regeneração de plântulas por competição com plantas daninhas (HOLL, 2007).

Conforme Catterall et al. (2012), o plantio de árvores pode ser considerado técnica eficaz de restauração ecológica. Em alguns países, tem-se utilizado o conceito de “framework species”(SCHWENK; DONOVAN, 2011). O método consiste em utilizar um conjunto pequeno de espécies, cujos atributos são particularmente favoráveis à determinada condição ambiental, podendo acelerar a reestruturação da comunidade vegetal e desencadear os processos ecológicos que asseguram o funcionamento do ecossistema (ELLIOTT et al., 2003; SCHWENK; DONOVAN, 2011; WYDHAYAGARN et al., 2009).

No entanto, ambientes submetidos a altos níveis de degradação apresentam muitos fatores de estresse às plantas (luminoso, térmico, hídrico, nutricional ou biológico), que podem

impedir seu desenvolvimento em campo (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010; CAMPOE et al., 2014; LARCHER, 2005). Nesse sentido, reduzir ou eliminar as condições de estresse durante as fases iniciais, utilizando práticas silviculturais comumente empregadas em reflorestamentos comerciais, poderá aumentar o grau de sucesso de plantios de recomposição de áreas degradadas (CAMPOE et al., 2014; FERREZ et al., 2015).

Assim, o preparo adequado do solo, o controle de matocompetição e o adequado balanço nutricional das plantas, podem reduzir o estresse do ambiente, o que tende a favorecer o desenvolvimento das espécies florestais nativas (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010). Nesse sentido, a taxa de sobrevivência e crescimento das plantas são influenciadas pelo preparo do solo, uma vez que atua diretamente sobre os fatores físicos, químicos e biológicos do solo, alterando a disponibilidade de recursos hídricos e nutricionais às plantas (MARCUIZZO et al., 2014). A utilização de vegetação de cobertura, como *Vicia sativa* L. (ervilhaca) e *Canavalia ensiformis* DC, ambas forrageiras de inverno com alta capacidade de fixação de nitrogênio atmosférico, poderá melhorar expressivamente a qualidade do solo (GIACOMINI et al., 2003).

O controle de plantas daninhas pode ser particularmente importante, uma vez que as espécies arbóreas sofrem severa competição por gramíneas invasoras (EYLES et al., 2012). De acordo com o conceito de período crítico, o potencial de crescimento das plantas é maximizado quando o controle da matocompetição é realizado durante a fase de estabelecimento das espécies (ZIMDAHL, 1988). Campoe; Stape; Mendes (2010) observaram efeito positivo do uso da silvicultura intensiva (fertilização e controle da matocompetição), sobre o incremento em biomassa de 20 espécies florestais nativas. Ferez et al. (2015) verificaram maiores taxas de crescimento e sequestro de carbono, quando utilizado maior aporte de nutrientes e controle químico da matocompetição.

## 2.6 ATRIBUTOS MORFOLÓGICOS E FISIOLÓGICOS E BIOQUÍMICOS EM ESPÉCIES FLORESTAIS

Atributos morfológicos e fisiológicos podem ser monitorados a fim de avaliar a qualidade das mudas (HAASE, 2008). Conforme Landis; Dumroese e Haase (2010) os atributos morfológicos são mais facilmente avaliados, representando a resposta fisiológica às condições ambientais e às práticas silviculturais utilizadas

Os atributos mais utilizados na determinação do padrão de qualidade das plantas de espécie florestais são a altura da planta (H), o diâmetro do coleto (DC), a massa seca total (MST), a massa seca da parte aérea (MSPA) e massa seca de raízes (MSR) (CHAVES; PAIVA 2004). Conforme Landis, Dumroese e Haase (2010), a H e o DC são os atributos morfológicos mais comuns, sendo facilmente avaliados. A capacidade de sobrevivência das mudas é melhor estimada pelo diâmetro do colo, enquanto que a altura é uma boa estimativa da capacidade fotossintética e da área de transpiração (RITCHIE et al., 2010)

Outro atributo morfológico com implicações diretas e importantes em plantios, principalmente os com vista a restauração de áreas degradadas é a projeção de copa ou cobertura de copa. Esse atributo reflete a estrutura da planta e representa a proteção efetiva da área, pois a copa controla a entrada de luz, proporcionando diferentes níveis de umidade do ar e do solo, além de reduzir o impacto das gotas de chuva sobre o solo (MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2006). Além disso, a arquitetura das copas pode reduzir a invasão de gramíneas agressivas, as quais competem com as plantas por água e nutrientes, especialmente nos primeiros anos de implantação (MARTINS, 2007).

Concomitantemente com a obtenção dos atributos morfológicos, a caracterização das respostas obtidas em campo com base em variáveis fisiológicas fornece informações importantes quanto à capacidade de estabelecimento, crescimento e plasticidade do aparato fotossintético (AFONSO et al., 2012; CAMPOE et al., 2014). Plantas quando submetidas a fatores estressantes, inicialmente, não expressam alterações morfológicas, entretanto, danos no metabolismo podem ser evidenciados com a avaliação dos atributos fisiológicos (PANDA; SHARMA; SARKAR, 2008).

Desse modo, o uso de atributos como o teor de pigmentos fotossintéticos, fluorescência da clorofila *a*, entre outros, permitem avaliar o efeito de diferentes tipos de estresses sobre a fotossíntese e sistema de defesa da planta causado por algum tipo de estresse (BAKER, 2008). Os pigmentos envolvidos na fotossíntese são as clorofilas *a*, clorofila *b* e os carotenoides, os quais absorvem a luz, considerada como uma chuva de fótons de diferentes frequências, em distintas regiões do espectro (TAIZ; ZEIGER, 2013).

Assim, a determinação de tais pigmentos torna-se importante para avaliar a qualidade da planta, tendo em vista que a atividade fotossintética depende, em parte, da capacidade da folha em absorver luz (SALLA; RODRIGUES; MARENCO, 2007). Nesse sentido, quanto maior o teor desses na planta, teoricamente maior será a eficiência na absorção e transferência de energia para os processos fotossintéticos (TAIZ; ZEIGER, 2013).



Os pigmentos fotossintéticos, após receberem a energia dos fótons proveniente da luz, dissipam esta energia por três vias: dissipação fotoquímica, quando a energia de excitação é direcionada diretamente para a fotossíntese; dissipação não fotoquímica, ou seja, dissipação da energia na forma de calor (radiação infravermelha); e fluorescência, emissão de radiação na região do visível (vermelho e vermelho distante) (CAMPOSTRINI, 2001; STREIT et al., 2005).

Nesse sentido, a fluorescência da clorofila *a* caracteriza-se como uma rota de dissipação da energia luminosa excedente (TAIZ; ZEIGER, 2013). De acordo com Ritchie et al., 2010, a fluorescência representa a energia perdida pela planta, não sendo convertida em fotoassimilados. Adicionalmente, conforme Araújo (2007), a capacidade de dissipar o excesso de energia por meio da fluorescência e calor é um dos mecanismos de defesa das plantas, para evitar os danos em função da irradiância em excesso.

A análise da fluorescência da clorofila *a* tem sido difundido, em função de ser um método não-destrutivo que possibilita avaliação do aproveitamento da energia luminosa pelo fotossistema (FONTES et al., 2008). Stirbet e Govindjeet (2011) abordam que esse atributo pode ser utilizado também para avaliar o efeito de fatores ambientais sobre o metabolismo fotossintético das plantas. Desse modo, para a interpretação da fluorescência da clorofila *a* alguns parâmetros podem ser destacados, como a fluorescência inicial ( $F_o$ ), a fluorescência máxima ( $F_m$ ), a fluorescência variável ( $F_v$ ), e a relação entre esses parâmetros, como a eficiência quântica do PSII ( $F_v/F_m$ ), e a taxa de transporte de elétrons (ETR) (KRAUSE; WEISS, 1991).

## CAPÍTULO I

### **A remoção de indivíduos regenerantes influencia na dinâmica do banco de plântulas em comunidades vegetais?**

#### Resumo

O uso do banco de plântulas da floresta é indicado para produção de mudas de espécies importantes para determinada tipologia florestal, mas de difícil propagação. No entanto, intervenções antrópicas por meio da retirada de indivíduos regenerantes da floresta influenciam a composição e estrutura da comunidade de plantas, devendo ter seus impactos previamente estudados. Dessa forma, o presente estudo objetivou identificar os impactos da remoção de plântulas sob a regeneração natural de uma comunidade florestal, bem como caracterizar a dinâmica do banco de plântulas três anos após intervenção antrópica. O experimento foi conduzido no delineamento blocos ao acaso, sendo os tratamentos compostos por cinco intensidades de remoção de indivíduos do banco de plântulas (0, 25, 50, 75 e 100% de remoção) e realizadas avaliações a cada 3 meses, por um período de 3 anos. Foram mensurados todos os indivíduos do componente arbustivo-arbóreo com altura entre 5 e 55 cm. Os dados obtidos foram analisados quanto ao impacto causado pela remoção dos indivíduos e análise da influência dos elementos ambientais sob a comunidade de plântulas. Após três anos de observações constatou-se que a vegetação do componente arbóreo-arbustivo apresentou capacidade de resiliência posterior a remoção dos indivíduos regenerantes. De maneira geral, a remoção de até 50% dos indivíduos não interfere na dinâmica da comunidade vegetal, podendo assim ser utilizada para espécies que apresentam elevada densidade de indivíduos no banco de plântulas. A sazonalidade climática, direciona a dinâmica do banco de plântulas em comunidades vegetais, no entanto esta influência é dependente do nível de intervenção antrópica a qual a área foi submetida.

Palavras-chave: Regeneração natural. Resiliência florestal. Remoção de plântulas.

## **The removal of regenerating individuals influence the dynamics of seedling bank in plant communities?**

### Abstract

The use of the seedling bank of the forest is indicated for the production of seedlings of species important for a certain forest typology, but difficult to propagate. However, anthropic interventions through the removal of regenerating individuals from the forest influence the composition and structure of the plant community, and their impacts should previously be studied. Thus, the present study aimed to identify the impacts of the removal of seedlings under the natural regeneration of a forest community, as well as characterize the dynamics of the seedling bank three years after anthropic intervention. The experiment was carried out in a randomized complete block design. The treatments were composed of five intensities of removal of individuals from the seedlings bank (0, 25, 50, 75 and 100% of removal) every 3 months for a period of 3 years. All individuals of the shrub-tree component with height between 5 and 55 cm were measured. The obtained data were analyzed on the impact caused by the removal of the individuals and analysis of the influence of the environmental elements under the community of seedlings. After three years of observations, it was verified that the vegetation of the arboreal-shrub component had resilience capacity after the removal of the regenerating individuals. In general, the removal of up to 50% of the individuals does not interfere in the dynamics of the plant community, so it can be used for species that have a high density of individuals in the seedling bank. Climatic seasonality, directs the dynamics of the seedling bank in plant communities, however this influence is dependent on the level of anthropic intervention to which the area was submitted.

Palavras-chave: Natural regeneration. Forest resilience. Removal of seedlings.

### 3 INTRODUÇÃO

As atividades antropogênicas crescentes no mundo causam mudanças significativas no ambiente e ameaçam a sobrevivência de muitas espécies nativas (KERR; CURRIE, 1995). A degradação das florestas e dos solos são barreiras limitantes para o desenvolvimento sustentável dos ecossistemas terrestres (LIU et al., 2012) e têm sido uma das principais causas da perda de biodiversidade em todo o mundo (CATTERALL et al., 2012).

O plantio de espécies florestais nativas tem obtido resultados satisfatórios no que se refere ao restabelecimento da biodiversidade (CHAZDON, 2008; LAMB et al., 2005). O reflorestamento com espécies arbóreas nativas visa acelerar a restauração da biodiversidade por meio da superação dos obstáculos à regeneração natural (HOLL, 2007; CATTERALL et al., 2008). Conforme Rodrigues et al. (2009) o sucesso na restauração de ecossistemas tropicais está condicionado ao plantio de espécies adaptadas às condições ambientais regionais.

No entanto, há baixa oferta de mudas de espécies florestais nativas para projetos de restauração, no que se refere, principalmente, às pertencentes aos estágios finais de sucessão (secundárias tardias e clímax) (TURCHETTO et al., 2016), o que está relacionado às dificuldades de obtenção de sementes e a ausência de tecnologia para a produção de muitas espécies florestais nativas. De acordo com Viani e Rodrigues (2008), esse cenário reflete em plantios de restauração com baixa diversidade de espécies, o que pode comprometer a sustentabilidade das florestas em processo de restauração, como no caso das áreas inseridas em paisagens fragmentadas.

Nas florestas tropicais alguns estudos têm recomendado a remoção de plântulas da regeneração natural para condução em viveiro, como estratégia para obtenção de mudas (CALEGARI et al., 2011; TURCHETTO et al., 2016; VIANI; RODRIGUES, 2008; VIANI et al., 2012;). Essa técnica é realizada de forma que os regenerantes extraídos da floresta são transplantados para recipientes contendo substrato e conduzidos em viveiro, com o objetivo de que as raízes se restabeleçam e as mudas cresçam antes do plantio definitivo no campo. Conforme Turchetto et al. (2016), a principal vantagem associada a essa técnica é a produção de mudas de espécies importantes em determinada tipologia florestal, mas que são de difícil propagação, não estando disponíveis para comercialização.

Contudo, a remoção de plântulas não está prevista na legislação ambiental brasileira, fato decorrente da falta de estudos em relação aos efeitos desta técnica sob as comunidades vegetais. Atualmente, essa técnica pode apenas ser utilizada como medida mitigatória para a produção de mudas, nos casos em que, por meio de licenciamento florestal, tem-se a autorização

para supressão da vegetação e a necessidade de reposição florestal obrigatória. Além disso, dentro de uma comunidade florestal, existem diferentes estratégias de regeneração em função de perturbações antrópicas (DENSLOW, 1980) e em ambientes subtropicais de acordo com a sazonalidade climática, as quais influenciam a composição e estrutura da comunidade de plantas de determinado ecossistema (BROKAW; SCHEINER, 1989). Assim, qualquer modificação ou manejo de áreas naturais, neste caso particularmente, sobre o banco de plântulas, deve ser estudado a fim de não comprometer de forma irreversível, a diversidade, produtividade e conectividade das populações, da comunidade e do ecossistema como um todo (VIANI; RODRIGUES, 2008).

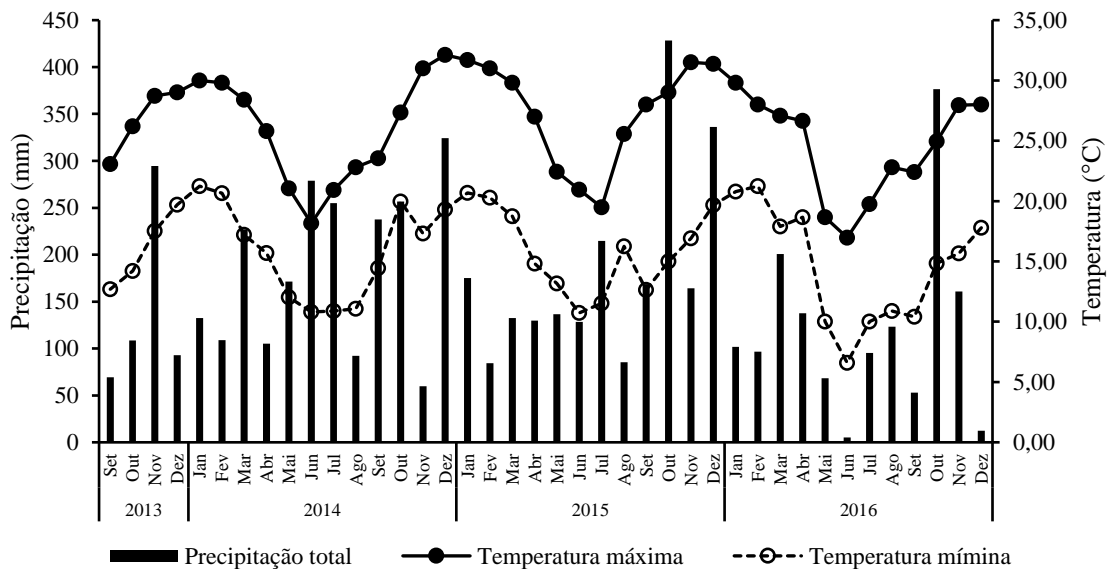
Desse modo, o uso sustentável dos recursos naturais, fundamenta a trajetória das populações em relação a variações ambientais e antropogênicas (CRONE et al., 2013). Com base nessas premissas, o presente estudo teve por objetivo identificar os impactos da remoção de plântulas sobre a regeneração natural de uma comunidade florestal, bem como caracterizar a dinâmica sazonal do banco de plântulas três anos após a intervenção antrópica. As questões a serem respondidas pela pesquisa são as seguintes: a) Altas intensidades de remoção de plântulas comprometem a dinâmica da regeneração natural? b) Espécies com alta densidade na regeneração natural apresentam o mesmo comportamento frente a remoção de plântulas? e c) A remoção de plântulas pode ser realizada para espécies raras na comunidade vegetal?

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em remanescente de Floresta Estacional Subtropical ( $29^{\circ}27'14.71''$  S e  $53^{\circ}18'17.86''$  W), localizado no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, região central do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O solo da área é classificado como Neossolo Regolítico (EMBRAPA, 2013), o clima é subtropical, com precipitação anual média de 1560 mm (ALVARES et al., 2013) e estações sazonais bem definidas (Figura 1). O fragmento estudado é caracterizado como floresta secundária em estágio avançado de sucessão, sendo que a última intervenção ocorreu há mais de 50 anos, sem apresentar, atualmente, nível de intervenção antrópica. O fragmento está envolvido em uma matriz agrícola, com o predomínio de culturas anuais (soja, milho, arroz e tabaco) e pastagens.

Figura 1 - Dados meteorológicos da região de estudo (precipitação total, temperatura máxima média e temperatura mínima média)

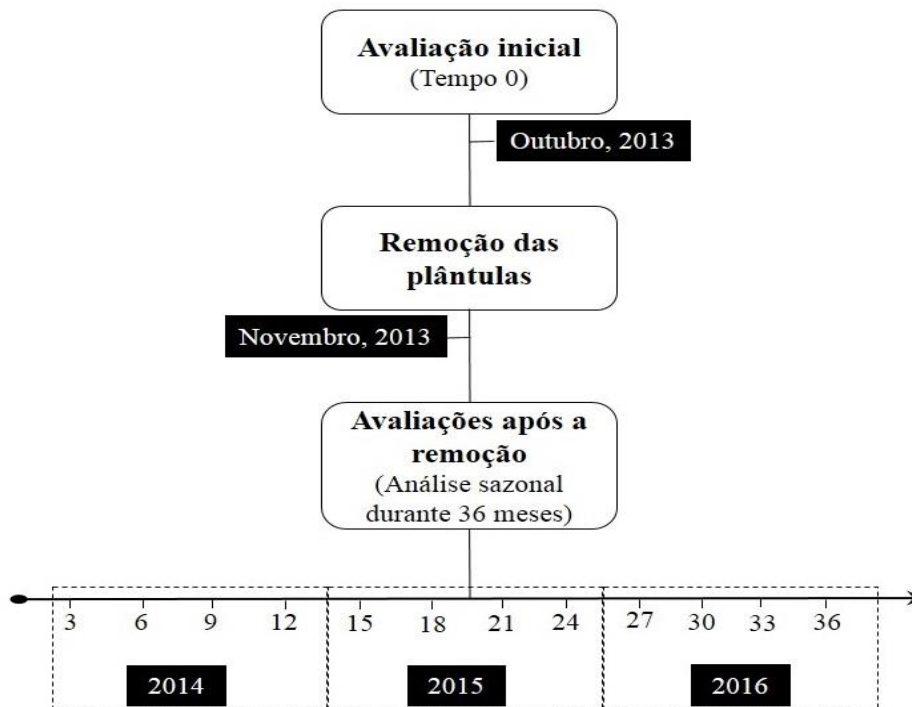


Fonte - Estação Meteorológica do Departamento de Fitotecnia da Universidade Federal de Santa Maria (2018).

## 4.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O experimento foi conduzido no delineamento blocos ao acaso, sendo os tratamentos compostos por cinco intensidades de remoção de indivíduos do banco de plântulas (0, 25, 50, 75 e 100%). Os tratamentos foram distribuídos em 15 blocos, as quais foram subdivididos em cinco parcelas de 1 m x 2,5 m, totalizando 75 parcelas. A dinâmica da regeneração natural foi observada mediante avaliações realizadas a cada três meses, por um período de três anos (Figura 2).

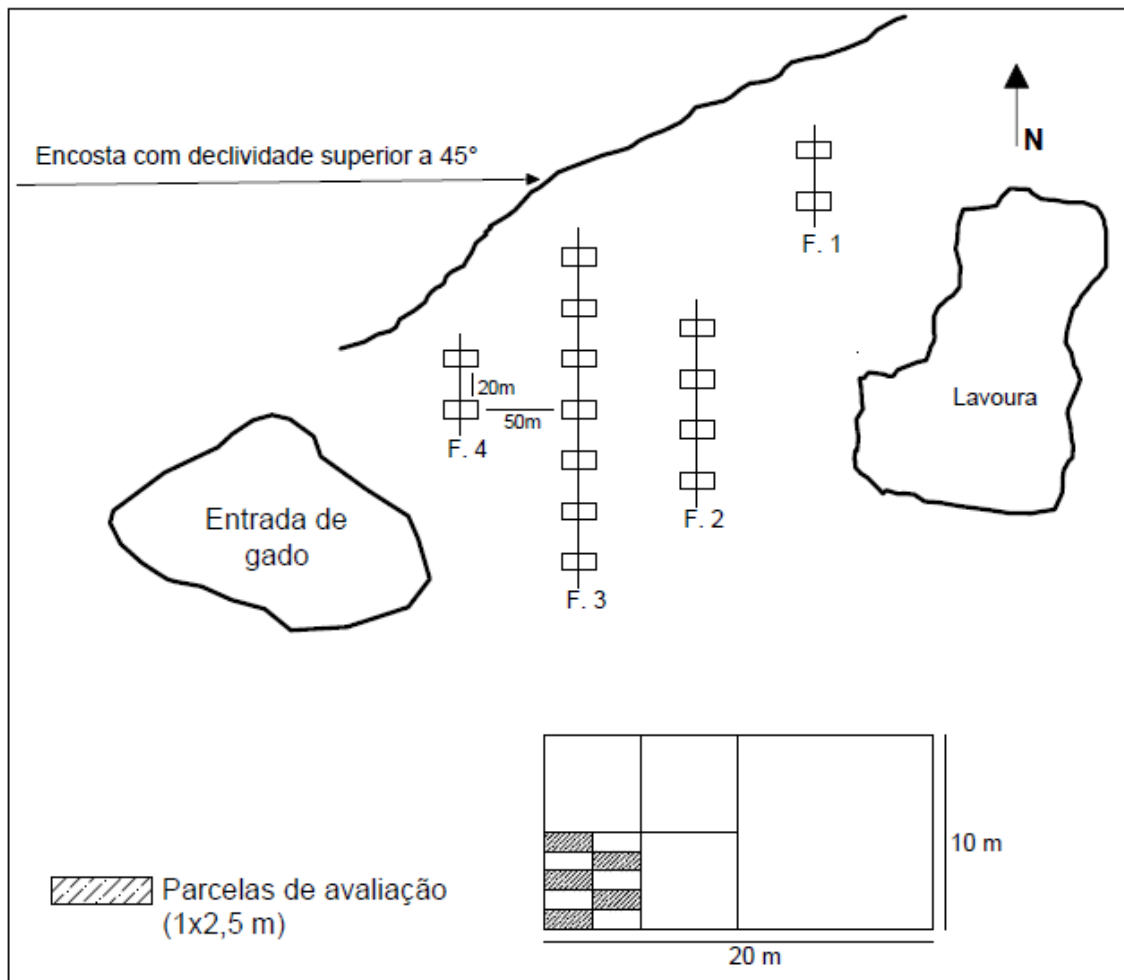
Figura 2 - Sequência dos procedimentos realizados para coleta dos dados, antes e após a remoção de plântulas da regeneração natural



Fonte: Autor (2018).

A distribuição das parcelas foi realizada de forma que durante as mensurações o avaliador não interferisse na regeneração natural. Assim, as parcelas de avaliação foram intercaladas entre si, possibilitando ao avaliador mensurar as plântulas sem causar danos à vegetação remanescente (Figura 3).

Figura 3 - Esquema de distribuição das parcelas de avaliação (1 m x 2,5 m) no bloco (5 m x 5 m), considerando 0, 25, 50, 75 e 100% de remoção de plântulas da regeneração natural



Fonte: Adaptado de Turchetto (2015).

### 4.3 COLETA DOS DADOS FLORÍSTICOS

Nessa pesquisa, considerou-se como plântula os indivíduos do componente arbustivo-arbóreo com altura entre 5 e 55 cm, as quais na avaliação inicial (outubro de 2013) foram identificados de acordo com o sistema de classificação APG III (THE ANGIOSPERM PHYLOGENY, 2009) e tiveram a altura medida com trena milimétrica. Adicionalmente, na avaliação inicial todos os indivíduos foram marcados com o auxílio de plaquetas metálicas, o que possibilitou a remoção de forma aleatória dos indivíduos (sorteio). Adicionalmente, com base nos dados obtidos foram determinados os parâmetros fitossociológicos básicos (densidade,



frequência, dominância e valor de importância) o que permitiu identificar as espécies com maior densidade no banco de plântula (TURCHETTO et al., 2017)

Após a avaliação inicial, os tratamentos foram aplicados, ou seja, os indivíduos foram removidos de acordo com as intensidades de remoção (0, 25, 50, 75 e 100%). Os indivíduos selecionados foram removidos do solo com auxílio de uma pá de jardinagem, buscando causar o menor impacto possível sobre as plântulas remanescentes. Nas avaliações subsequentes dos 3 aos 36 meses após a remoção foram coletados dados de número de indivíduos e espécies em cada parcela de avaliação.

#### 4.4 ANÁLISE DOS DADOS

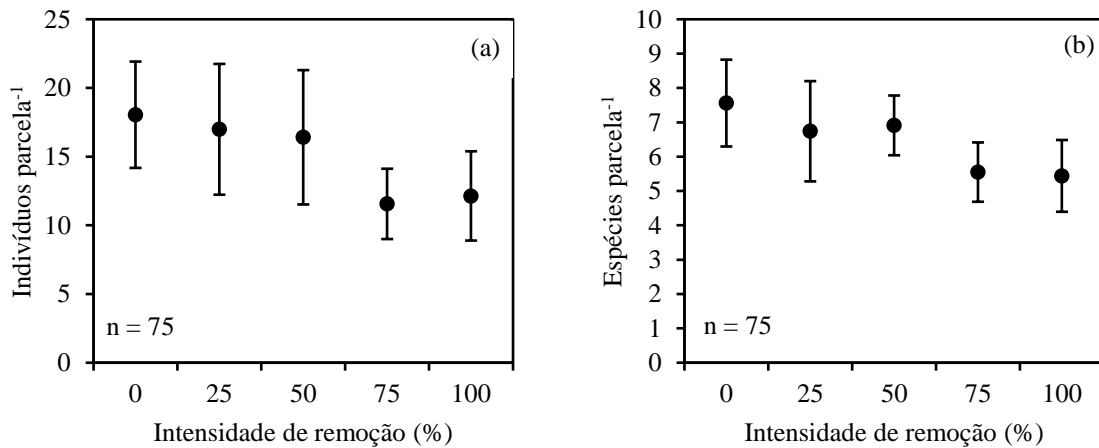
Para avaliar o impacto causado pela remoção das plântulas na regeneração natural, foi realizada análise de variância (ANOVA) por meio dos modelos lineares gerais mistos (GLM), sendo a determinação feita com o uso do programa SPSS 13.0 (McCUNE; GRACE, 2002).

Para avaliar a resiliência da comunidade de plântulas, dentro de cada tratamento foram feitas comparações do número de indivíduos e espécies entre a avaliação inicial (tempo zero) com os demais períodos de avaliação. As comparações foram realizadas por meio do teste de Dunnett, sendo as análises feitas por meio do programa estatístico SISVAR V. 5.3 (FERREIRA, 2014).

## 5 RESULTADOS

Após 36 meses da aplicação dos tratamentos, foi possível verificar que intensidades de remoção de até 50% dos indivíduos regenerantes apresentaram os melhores resultados, tanto para o número de indivíduos, quanto de espécies (Figura 4). Por outro lado, intensidades de remoção iguais ou superiores a 75% influenciaram negativamente a densidade e riqueza de espécies presentes na regeneração natural.

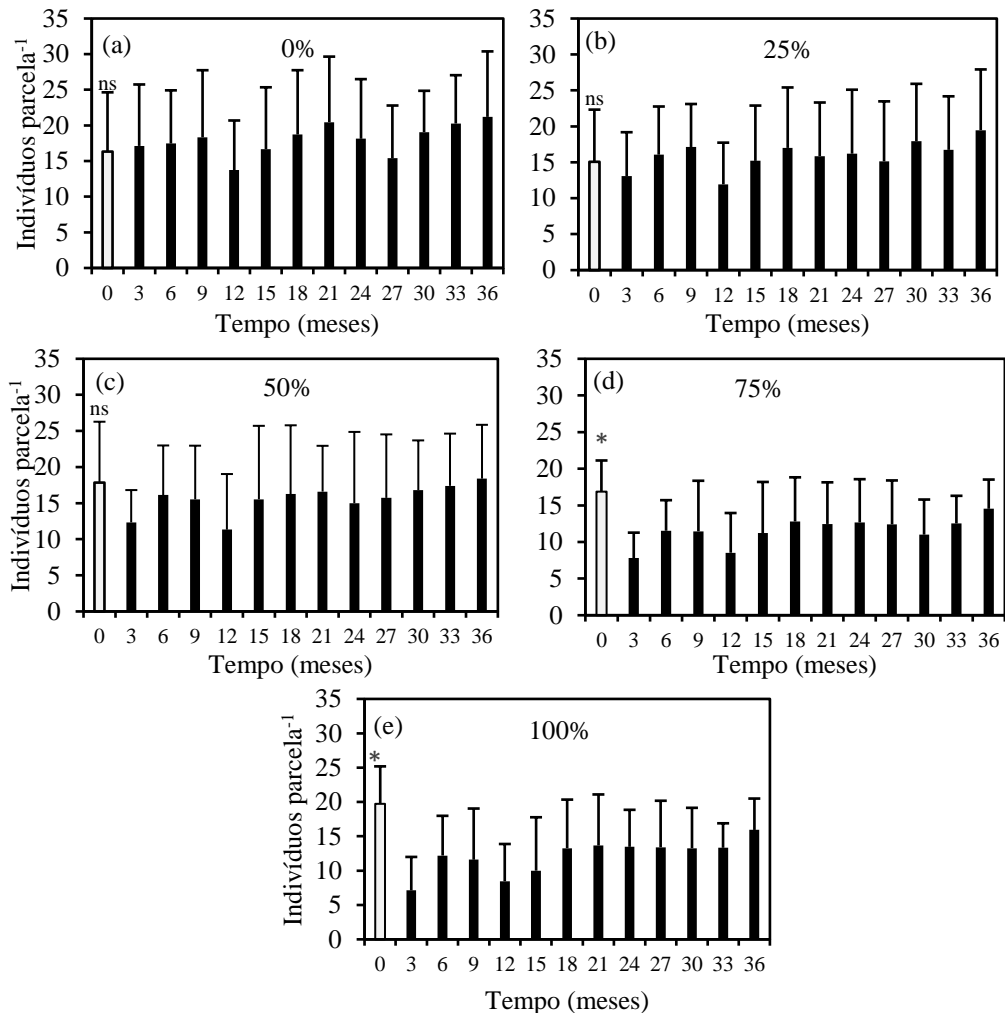
Figura 1 - Número de indivíduos (a) e espécies (b), três anos após a remoção de plântulas da regeneração natural (0, 25, 50, 75 e 100%), em um fragmento de Floresta Estacional Subtropical no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica



\*Barras verticais indicam o desvio padrão.  
Fonte: Autor (2018).

Quando o número de indivíduos observados na avaliação inicial (tempo 0) foram comparados com as avaliações posteriores, não constatou-se diferença significativa, para as intensidades de retirada de 0% ( $p=0,562$ ), 25% ( $p=0,811$ ) e 50% ( $p=0,6955$ ). As parcelas com intensidades de remoção de 75% ( $p=0,050$ ) e 100% ( $p=0,0020$ ) aos 36 meses após a remoção das plântulas não conseguiram restabelecer a densidade de plântulas presentes na avaliação inicial (Figura 5).

Figura 2 – Comparação do número médio de indivíduos observados na regeneração natural, na avaliação inicial com as avaliações posteriores a remoção das plântulas (3, 6, 9, 12, 15, 18, 21, 24, 27, 30, 33 e 36 meses), para cada intensidade. 0% de remoção (a); 25% de remoção (b); 50% de remoção (c); 75% de remoção (d) e 100% de remoção (e).

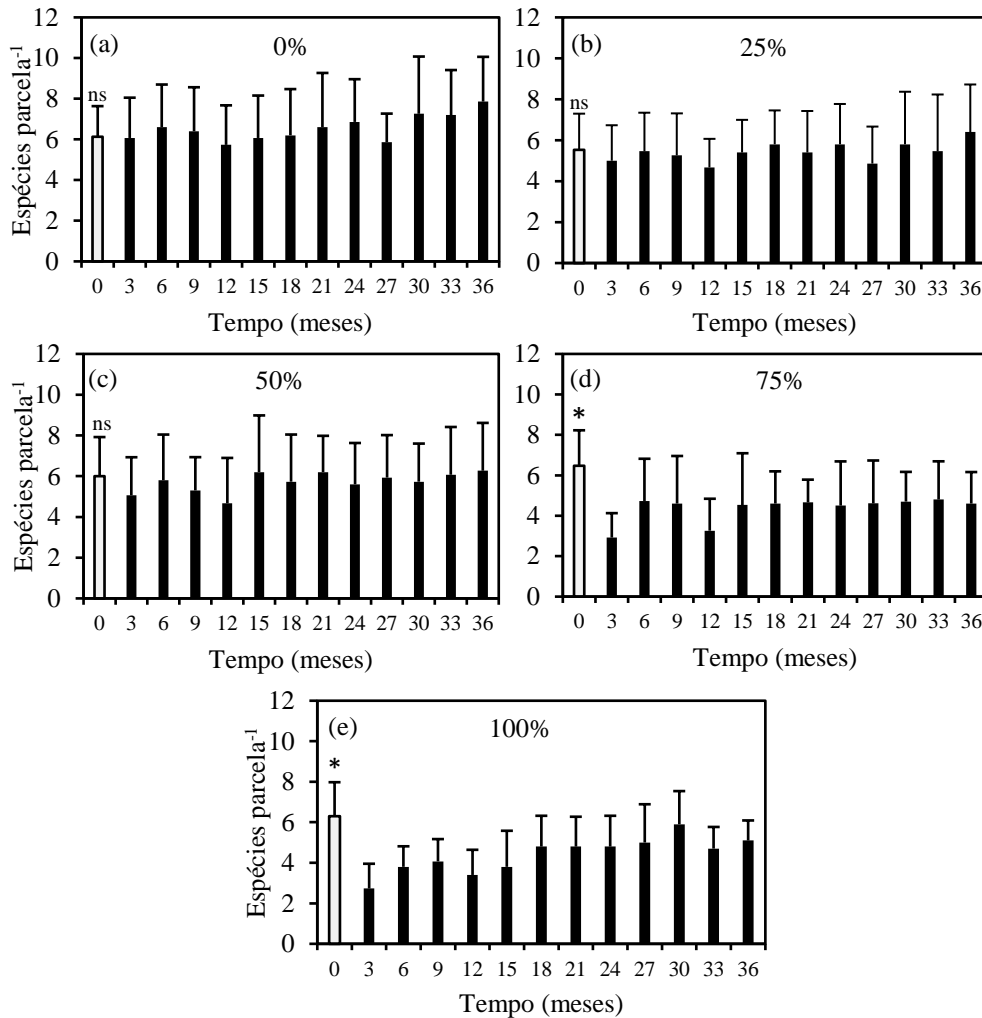


Onde: ns= não significativo a 5% de probabilidade e \*= significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Dunnett. Barras verticais indicam o desvio padrão.

Fonte: Autor (2018).

No que se refere às diferenças no número de espécies verificadas entre os diferentes períodos de avaliação, houve comportamento semelhante ao observado para o número de indivíduos. A comunidade vegetal não recompôs a riqueza de espécies quando utilizadas as intensidades de remoção de 75% ( $p=0,007$ ) e 100% ( $p<0,0001$ ) (Figura 6).

Figura 3 - Comparação do número médio de espécies observadas na regeneração natural, na avaliação inicial com as avaliações posteriores a remoção das plântulas (3, 6, 9, 12, 15, 18, 21, 24, 27, 30, 33 e 36 meses), para cada intensidade. 0% de remoção (a); 25% de remoção (b); 50% de remoção (c); 75% de remoção (d) e 100% de remoção (e).

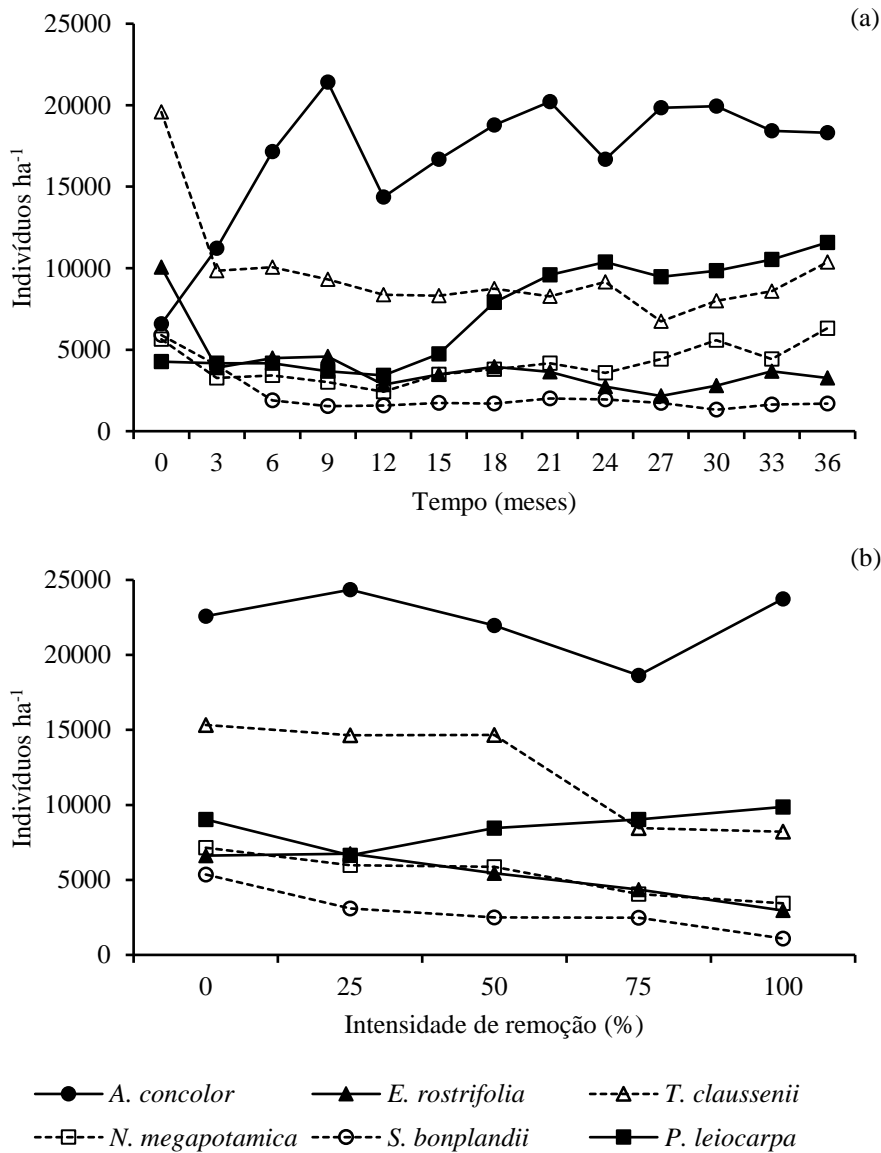


Onde: ns= não significativo a 5% de probabilidade e \*= significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Dunnett. Barras verticais indicam o desvio padrão.

Fonte: Autor (2018)

Para as espécies mais abundantes no banco de plântulas, com base na análise do número de indivíduos em cada avaliação (Figura 7 a) e intensidade de remoção (Figura 7 b), verificou-se diferentes estratégias de recrutamento frente a remoção de indivíduos regenerantes.

Figura 4 – Análise do número de indivíduos das espécies com maior densidade (*Actinostemon concolor* (Spreng.) Mull. Arg., *Eugenia rostrifolia* O. Legrand., *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer, *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez., *Trichilia clausenii* C. DC. e *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schtdl.), em função do tempo de avaliação (a) e das intensidades de remoção de plântulas aos 36 meses após a remoção (b) no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica



Fonte: Autor (2018)

*Actinostemon concolor*, *Nectandra megapotamica* e *Psychotria leiocarpa*, 36 meses após a remoção das plântulas, apresentaram maior número de indivíduos em relação a avaliação inicial (tempo 0). *A. concolor* foi a única espécie que demonstrou essa mesma tendência, imediatamente após os três meses de remoção das plântulas.

Considerando o efeito da remoção de plântulas sobre as espécies de maior densidade, *A. concolor* e *P. leiocarpa* foram as únicas espécies que apresentaram maior número de indivíduos quando realizada a remoção de todas as plântulas (100% de remoção). As espécies *Eugenia rostrifolia*, *Nectandra megapotamica* e *Trichilia claussenii* apresentaram tendência de redução do número de indivíduos conforme aumentou da intensidade de remoção, contudo sob intensidades de remoção de 25% e 50% o número de indivíduos foi semelhante ao observado nas parcelas testemunhas (0% de remoção). *S. bonplandii* foi a única espécie que mesmo sob intensidade de remoção de 25%, apresentou redução de aproximadamente 60% do número de indivíduos em relação à testemunha (Figura 7 b).

## 6 DISCUSSÃO

Intensidades de remoção de plântulas de até 50% não comprometem a florística e estrutura dos regenerantes na floresta, o que foi evidenciado pelo fato dessas manterem-se semelhantes à testemunha (0% de remoção). No entanto, intensidades de remoção superiores a 75%, geraram redução significativa tanto em relação ao número de indivíduos quanto de espécies (Figura 4). Viani e Rodrigues (2008) estudando um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, verificaram que aos 18 meses após a interferência, as parcelas onde foram removidos 50% dos indivíduos não diferiram estatisticamente da testemunha (0% de retirada).

Neste estudo, a análise da dinâmica da densidade e riqueza de espécies no banco de plântulas demonstrou que, para a testemunha e os tratamentos com 25 e 50% de remoção, a comunidade vegetal apresentou capacidade de resiliência, mesmo após sofrer distúrbios antrópicos moderados.

A remoção de mais de 50% das plântulas causou redução do número de indivíduos e espécies amostradas, indicando ser o limite da remoção de indivíduos regenerantes. Nesse caso, um maior número de espécies deixou de constituir o banco de plântulas, provavelmente em decorrência da necessidade de manter um “estoque” com algumas espécies de mais difícil dispersão e/ou regeneração. Esse cenário demonstra que o impacto da remoção de indivíduos contidos no banco de plântulas pode ser significativo para algumas espécies, principalmente para as que apresentam baixa densidade de regeneração. Conforme Brokaw e Scheiner (1989) distúrbios antrópicos influenciam a composição e estrutura da comunidade de plantas de determinado ecossistema.

Há, portanto, necessidade urgente de uma compreensão adequada da dinâmica das espécies envolvidas, incluindo causas, mecanismos e fatores que impulsionam o processo de regeneração natural. Atualmente, pouco se sabe sobre a capacidade regenerativa e a estrutura populacional das espécies constituintes do interior das florestas, especialmente de como respondem aos impactos causados por atividades antropogênicas (OMONDI et al., 2016).

Neste estudo, as espécies mais abundantes do banco de plântulas (*A. concolor*, *E. rostrifolia*, *N. megapotamica*, *T. clausenii*, *S. bonplandii* e *P. leiocarpa*), apresentaram diferentes estratégias após a remoção de indivíduos da regeneração natural. *A. concolor* foi a única que na primeira avaliação posterior a remoção dos indivíduos, apresentou maior número de plântulas do que na avaliação inicial. Os meses de outubro e dezembro correspondem ao período de floração/frutificação da *A. concolor* (ANDREIS et al., 2005). Isso demonstra que nas avaliações subsequentes, com a dispersão dos propágulos é esperado um aumento do número

de indivíduos emergidos, visto que conforme Scipioni et al. (2013) esta espécie apresenta característica de sub-bosque, apresentando estratégia de regeneração baseada em banco de plântulas.

Por outro lado, a espécie apresentou redução considerável do número de plântulas nas avaliações realizadas aos 12 (dezembro/2014) e 24 (dezembro/2015) meses após a remoção dos indivíduos regenerantes (Figura 7 a). Esse cenário está relacionado as condições climáticas do período de estudo, onde é possível verificar o aumento expressivo da temperatura máxima média e redução dos índices pluviométricos (Figura 3). Considerando que a maior parte dos indivíduos apresentavam altura inferior a 10 cm, os mesmos não possuíam sistema radicular com funcionalidade efetiva para se estabelecer. Conforme McLaren e McDonald (2003), as altas temperaturas, associadas ao déficit hídrico podem levar ao dessecamento e morte das plantas. Dessa forma, sendo *A. concolor* uma espécie típica de sub-bosque, adaptada as condições de temperatura mais amenas, os indivíduos recém emergidos são mais susceptíveis a mortalidade.

As espécies *E. rostrifolia*, *N. megapotamica*, *T. clausenii* e *S. bonplandii*, apresentaram redução no número de indivíduos nas avaliações posteriores à remoção de plântulas, independente da intensidade utilizada (Figura 7 a). Scoti et al. (2011), estudando os mecanismos de regeneração natural em um remanescente de Floresta Estacional Decidual, também verificaram redução na dispersão de propágulos de *E. rostrifolia* em dois anos consecutivos, demonstrando a sazonalidade reprodutiva dessa espécie. O fato de *N. megapotamica*, *T. clausenii* e *S. bonplandii*, apresentarem redução na regeneração natural, também pode estar relacionado à rápida perda de viabilidade, reduzido número de frutos em comparação à *A. concolor*, por exemplo, bem como a sazonalidade de produção de sementes.

No que se refere ao impacto causado pela remoção dos indivíduos regenerantes, as espécies apresentaram diferentes níveis de tolerância (Figura 7 b). As espécies *A. concolor* e *P. leiocarpa* apresentaram alta capacidade de regeneração, tolerando 100 % de remoção, enquanto *E. rostrifolia*, *N. megapotamica* e *T. clausenii*, apesar de restabelecerem sua população no banco de plântulas, isso só é evidenciado quando a remoção não exceder 50 %. A população de *S. bonplandii*, não foi restabelecida após 36 meses da remoção. Conforme Andrew et al. (2015) os grupos de plantas dentro de uma comunidade podem ter requisitos ambientais contrastantes e, assim, responder de maneira diferente aos distúrbios humanos.

Por meio dos dados obtidos nesse estudo, pode ser constatado que algumas espécies observadas na avaliação inicial (tempo 0), apresentaram significativa redução do número de indivíduos ou desapareceram da área de estudo. Viani e Rodrigues (2008) analisando o impacto



da remoção de plântulas em um remanescente florestal, também observaram que espécies com menor densidade de regeneração e espécies raras localmente foram extintas da área experimental, mostrando o efeito negativo da retirada de plântulas sobre as populações dessas espécies.

Os resultados obtidos neste estudo indicam que *Picrasma crenata* (Vell.) Engl. e *Diospyros inconstans* Jacq., ambas espécies secundárias tardias, de ocorrência rara e descontínua (CARVALHO, 2006), foram extintas da área experimental após a remoção dos indivíduos regenerantes. Nesse caso, a remoção das plântulas comprometeu a regeneração e a perpetuação dessas populações.

As espécies *Prunus myrtifolia* (L.) Urb. e *Cordia americana* (L.) Gottschling J.S.Mill., caracterizadas por serem exigentes em luminosidade no decorrer do seu desenvolvimento (LEONHARDT et al., 2008; VACCARO et al., 1999), apresentaram significativa redução no banco de plântulas, após a remoção de indivíduos regenerantes. Espécies pertencentes aos estágios iniciais de sucessão apresentam estratégia de regeneração por meio do banco de sementes do solo (DALLING et al., 1998), no qual a regeneração ocorre após grandes distúrbios, que aumentam a intensidade luminosa no sub-bosque, sendo essas migradas/transferidas aos estratos superiores da floresta. Assim, a remoção dessas espécies da comunidade vegetal pode denotar na descontinuidade da sucessão florestal.

Durante o estudo foi possível identificar a existência de sazonalidade no recrutamento de plântulas do componente arbóreo-arbustivo. Outros estudos sobre o banco de plântulas em Florestas Estacionais também têm indicado variações ao longo do tempo, tanto em densidade quanto em riqueza de espécies na regeneração (McLAREN; McDONALD, 2003; VENTUROLI et al., 2011), mediado principalmente por elementos climáticos.

Os resultados obtidos neste estudo, confirmaram que as mudanças na densidade e riqueza de espécies na regeneração natural são intensas e com variação sazonal. Isso explica a redução do número de indivíduos e espécies nas avaliações realizadas aos 12 (dezembro/2014) e 24 (dezembro/2015) meses após a intervenção (Figura 5). Essas avaliações correspondem a estação sazonal verão, a qual é caracterizada por temperaturas mais elevadas (Figura 1). De acordo com McLaren; McDonald (2003), em florestas estacionais, devido à sazonalidade climática, a regeneração natural depende das condições de temperatura do meio. Nessa circunstância Khurana; Singh (2001) relatam que tanto os padrões de produção de sementes quanto a germinação, sobrevivência e desenvolvimento das plântulas são influenciados.

Essa constatação é respaldada por Gerhardt et al. (1992), que observou a redução de indivíduos durante o período mais quente. Conforme Metz et al. (2008) a comunidade de

plântulas é mais susceptível as temperaturas mais elevadas e ao déficit hídrico sazonal por possuírem raízes pouco profundas, restritas a camada superficial do solo. Adicionalmente, o efeito do déficit hídrico no período de menor disponibilidade hídrica é exacerbado pelas altas temperaturas e intensidades de radiação solar, levando ao dessecamento e morte das plantas (McLAREN; McDONALD, 2003).

Nesse contexto, o principal resultado desse estudo é a possibilidade de utilização de plântulas da regeneração natural como fonte de propágulo, para posterior uso em projetos de restauração florestal, por meio do transplante dos indivíduos regenerantes em intensidades moderadas de remoção (até 50% dos indivíduos). Contudo, a técnica deve preconizar o uso de espécies com abundante regeneração natural, as quais apresentam estratégia de sucessão por meio do banco de plântulas, onde de um contingente de milhares de plântulas, poucos indivíduos chegam a fase adulta.

## 7 CONCLUSÃO

A remoção de indivíduos regenerantes em altas intensidades (75 e 100% de remoção) compromete o processo de recrutamento de novos indivíduos, bem como a continuidade no processo de sucessão.

Espécies secundárias tardias, que apresentam elevada densidade no banco de plântulas apresentam potencial de resiliência após a intervenção antrópica, porém, o potencial de auto recuperação é variável entre espécies. A remoção de 100% dos indivíduos pode ser realizada para *Actinostemon concolor* e *Psychotria leiocarpa*, as quais recuperam os estandes iniciais de plântulas. Para as espécies *Eugenia rostrifolia*, *Trichilia claussenii* e *Nectandra megapotamica*, níveis de interferência antrópica no banco de plântulas de até 50% são indicados.

Adicionalmente, qualquer nível de intervenção sob espécies raras ou de baixa densidade no banco de plântulas pode levar a extinção das mesmas na comunidade vegetal. Dessa forma, indica-se a remoção de indivíduos da regeneração natural apenas para espécies com alta densidades de indivíduos no banco de plântulas.

## CAPÍTULO II

### **O uso de práticas silviculturais intensivas aceleram a restauração de áreas ripárias degradadas no Sul do Brasil**

#### Resumo

O restabelecimento de ambientes degradados representa um desafio para a restauração, pois a presença de filtros ecológicos adversos impede o estabelecimento e desenvolvimento de espécies florestais. Assim, o uso de métodos adequados, bem como a escolha das espécies que se adaptem às condições edafoclimáticas do ambiente possibilitaram o sucesso de plantios conservacionistas. Dessa forma, o presente estudo tem por objetivo identificar o desempenho de mudas, plantadas sob dois modelos de plantio e diferentes práticas silviculturais em área de mata ciliar degradada no extremo Sul do Bioma Mata atlântica. O experimento foi instalado em setembro de 2015, sendo conduzido em delineamento de blocos ao acaso, em esquema fatorial 3 x 2 (três práticas silviculturais e dois modelos de plantio). Foram avaliados atributos morfológicos (sobrevivência, altura e diâmetro do coleto) e fisiológicos (teor de pigmentos fotossintéticos e fluorescência da clorofila *a*). O uso de práticas silviculturais intensivas em plantios de restauração, maximizam as taxas de sobrevivência, bem como o crescimento em altura e diâmetro do coleto. A seleção de espécies para plantios de restauração no Sul do Brasil deve considerar a resistência dessas à ocorrência de extremos climáticos, os quais são fatores determinantes para o sucesso das intervenções. Entre as espécies estudadas *Solanum mauritianum* é a espécie pioneiras com o melhor desempenho. Adicionalmente espécies secundárias como, *Actinostemon concolor*, *Trichilia elegans* e *Eugenia rostrifolia*, oriundas do resgate de plântulas da regeneração natural, são espécies potenciais para enriquecer plantios florestais em ambientes degradados, desde que sejam utilizadas práticas silviculturais intensivas.

**Palavras-chave:** Restauração florestal. Estresse ambiental. Sazonalidade climática. Plantios florestais. Fisiologia de espécies nativas

## **The use of intensive silvicultural practices accelerate the restoration of degraded areas in southern Brazil**

### Abstract

The restoration of degraded environments presents a challenge for restoration, since the presence of adverse ecological filters prevents the establishment and development of forest species. Thus, the use of appropriate methods, as well as the choice of species that adapt to the edaphoclimatic conditions of the environment, will allow the success of conservationist plantations. Thus, the present study aimed to characterize the performance of seedlings planted under two silvicultural models and silvicultural practices in an area of degraded riparian forest in the southern end of the Atlantic Forest Biome. The experiment was conducted in a randomized block design, in a 3 x 2 factorial scheme (three silvicultural practices and two planting models). Morphological attributes (survival, height, stem diameter and crown projection) and physiological (photosynthetic pigment content and fluorescence of chlorophyll *a*) were evaluated. The use of intensive silvicultural practices in restoration plantations, maximizes the survival rates, as well as the growth in height and diameter of the collection. The selection of species for restoration plantations in the South of Brazil should consider their resistance to the occurrence of climatic extremes, which are determining factors for the success of the interventions. Among the species studied *Solanum mauritianum* presented the best performance. In addition, secondary species such as *Actinostemon concolor*, *Trichilia elegans* and *Eugenia rostrifolia*, from natural regeneration seedlings, are potential species for enriching forest plantations in degraded environments, provided that intensive silvicultural practices are used.

**Keywords:** Forest restoration. Environmental stress. Climatic seasonality. Forest plantations. Physiology of native species

## 8 INTRODUÇÃO

Globalmente, as zonas ripárias são reconhecidas por seu papel fundamental na regulação do ciclo hidrológico (CONNOR et al., 2013) e conservação da biodiversidade (RODRIGUES NOGUEIRA et al., 2011). No Brasil, devido aos intensos processos de urbanização, construção de hidrelétricas e cultivo agrícola, tais áreas encontram-se fragmentadas e em processo de degradação (ATTANASIO et al., 2012; MARTINS, 2007). Dessa forma, sua preservação e restauração, visando proteger suas funções hidrológicas e ecológicas, constituem etapa essencial na busca da sustentabilidade (LIMA; ZAKIA, 2006).

Estudos recentes sobre restauração ecológica vêm demonstrando que intervenções com o intuito de restaurar as florestas tropicais, geralmente, aceleram o restabelecimento das comunidades vegetais em áreas degradadas (WHEELER; FREY; STINSON, 2017; WORTLEY et al., 2013; SUGANUMA; DURIGAN, 2015). Os plantios florestais permitem que a estrutura florestal se recupere rapidamente e, portanto, fornece um habitat adequado à colonização por espécies dos estágios finais de sucessão (HOLL; AIDE, 2011; PARROTTA et al., 1997; RUIZ-JAEN; MITCHELL AIDE, 2005).

Nos ambientes altamente degradados, geralmente o solo apresenta baixo teor de matéria orgânica e nutrientes, além da presença de gramíneas invasoras, as quais competem por água e nutrientes com as espécies florestais plantadas (CAMPOE et al., 2014). Além disso, na fase de estabelecimento as espécies florestais são sensíveis a extremos climáticos, como os provocados pelos eventos El Niño - Oscilação Sul na região sul do Brasil (FERRAZ; ROBERTI, 2011).

Dessa forma, o uso de técnicas de restauração adequadas nos estágios iniciais de implantação poderá aumentar a efetividade dos plantios de restauração de áreas degradadas. Paralelamente, reduzir o estresse ambiental durante as fases iniciais, utilizando práticas silviculturais comumente empregadas em reflorestamentos comerciais, poderá aumentar as taxas de sobrevivência em plantios de restauração de áreas degradadas (CAMPOE et al., 2014; FERREZ et al., 2015). A prática da silvicultura intensiva, especialmente nos estágios iniciais de um plantio florestal, fornece nutrientes e ausência de competição com plantas daninhas, facilitando o processo de restauração florestal (PARROTTA et al., 1997).

Além da redução do estresse ambiental, o sucesso dos projetos de restauração está condicionado a escolha das espécies e modelos de plantio que se adequem as condições edafoclimáticas do ambiente. Um modelo utilizado em florestas tropicais, considera o plantio de espécies arbóreas nativas, combinando espécies de diferentes grupos ecológicos (pioneiras e não pioneiras) e funcionais (leguminosas e não leguminosas) (RODRIGUES et al., 2009). Em

alguns países, tem-se utilizado o conceito de *framework species* (SCHWENK; DONOVAN, 2011), o qual consiste em utilizar um conjunto pequeno de espécies, cujos atributos são particularmente favoráveis à determinada condição ambiental (ELLIOTT et al., 2003; SCHWENK; DONOVAN, 2011; WYDHAYAGARN et al., 2009). A partir do estabelecimento das *framework species*, que dará o suporte inicial de reestruturação do ecossistema, outras espécies, geralmente, mais exigentes em termos ambientais são introduzidas.

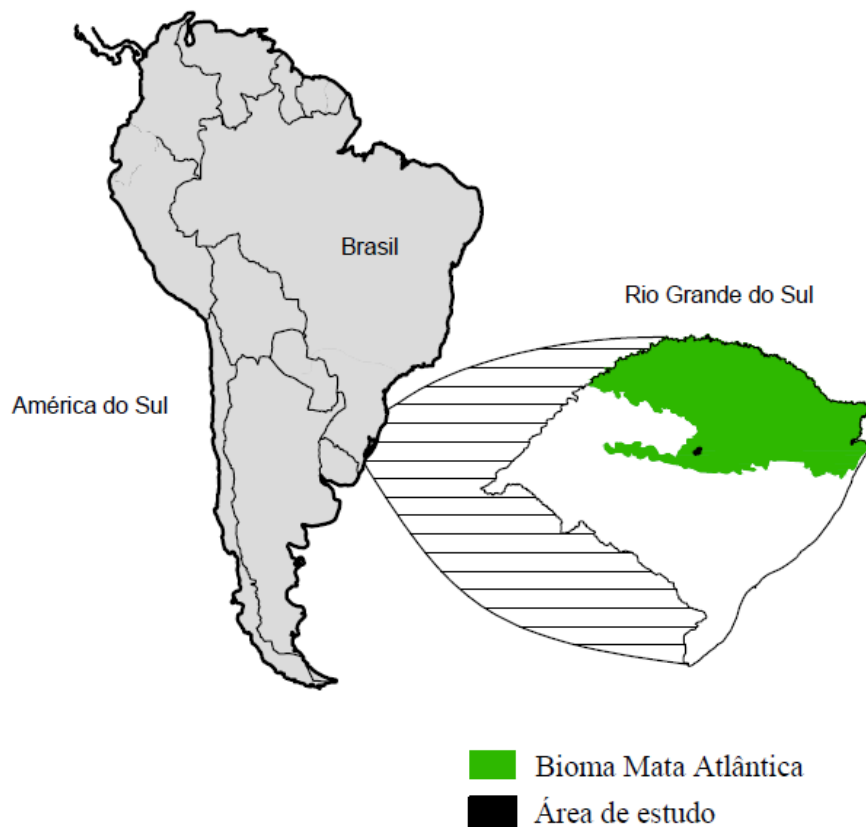
Nesse cenário, o presente estudo teve por objetivo caracterizar o desempenho de mudas, plantadas sob dois modelos de plantio e diferentes práticas silviculturais em área de mata ciliar degradada no extremo Sul do Bioma Mata atlântica. As questões a serem respondidas pelo estudo são as seguintes: a) o uso de práticas silviculturais intensivas pode acelerar a restauração de áreas degradadas no Sul do Brasil? b) em ambientes de clima subtropical pode-se utilizar de forma eficaz diferentes modelos de plantio de espécies nativas? e c) os processos fisiológicos são maximizados com o uso da silvicultura intensiva, independente do grupo ecológico?

## 9 MATERIAL E MÉTODOS

### 9.1 ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada em área ripária pertencente ao Parque Estadual Quarta Colônia, unidade de conservação de proteção integral com área de 1.847,9 ha ( $29^{\circ}27'59,85''\text{S}$  e  $53^{\circ}17'10,55''\text{O}$ ). O Parque está localizado nos municípios de Agudo e Ibarama, Rio Grande do Sul, na bacia hidrográfica do rio Jacuí, sendo resultante de compensação ambiental proveniente da construção da Usina Hidrelétrica de Dona Francisca (Figura 9).

Figura 5 - Localização da área de estudo no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica

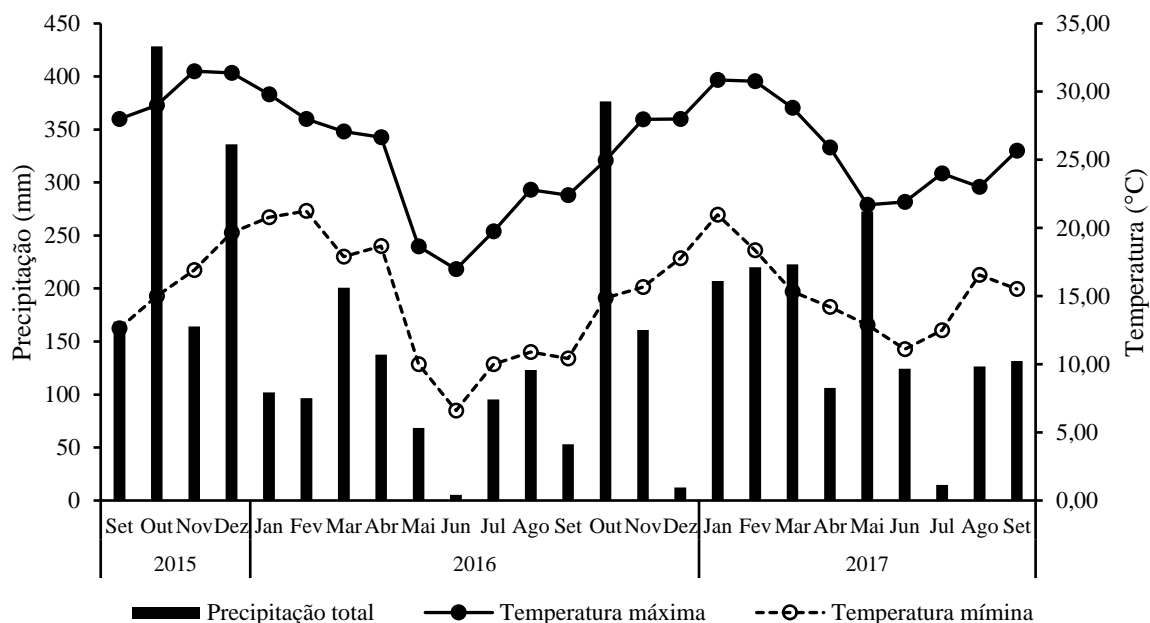


Fonte: Autor (2018).

O solo da região é classificado como Cambissolo Háplico Eutrófico típico (EMBRAPA, 2013). O clima segundo a classificação de Köppen é do tipo subtropical “Cfa” (ALVARES et al., 2013), apresentando precipitação de aproximadamente  $1450 \text{ mm ano}^{-1}$  (Figura 9).



Figura 6 - Dados meteorológicos da região de estudo (precipitação total, temperatura máxima média e temperatura mínima média)



Fonte: Estação Meteorológica do Departamento de Fitotecnia da Universidade Federal de Santa Maria, 2018.

A área, anteriormente à desapropriação, era constituída por pequenas propriedades rurais que se sustentavam por meio da atividade agropecuária de subsistência. Durante a construção da Usina Hidrelétrica Dona Francisca, inaugurada no ano de 2002 (ano da desapropriação), a área de estudo, que fica nas margens do Rio Jacuí, foi utilizada como pátio de máquinas e depósito de materiais (utilizado para as construções), tornando-se altamente compactada e com baixo teor de matéria orgânica (Apêndice A). Em função do alto nível de degradação a qual a área foi submetida, atualmente (16 anos após o abandono), a vegetação da área é dominada por gramíneas invasoras, principalmente, *Andropogon bicornis* L. (Poaceae) e *Eryngium horridum* Malme (Apoaceae), ambas tolerantes a solos pobres, ácidos e modificados.

## 9.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O experimento foi conduzido em delineamento de blocos ao acaso, com quatro repetições em esquema fatorial 3 x 2, sendo três práticas silviculturais e dois modelos de plantio

de espécies nativas do Bioma Mata Atlântica. Cada parcela (8 m x 9 m) possui 72 m<sup>2</sup> de área total e 56 m<sup>2</sup> de área útil (7 m x 8 m).

As práticas silviculturais adotadas foram: a) Silvicultura de baixo insumo – Adubação de base com 200 kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato triplo e 150 Kg ha<sup>-1</sup> de ureia (pós-plantio) em duas covetas laterais. Adubação de cobertura com 100 kg ha<sup>-1</sup> de uréia aos 6 e 12 meses pós-plantio em covetas laterais. Controle da matocompetição por meio de capina manual em um raio de 50 cm no entorno de cada muda, até os 18 meses após o plantio; b) Silvicultura convencional – Adubação de base com 200 Kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato triplo e 150 Kg ha<sup>-1</sup> de ureia (pós-plantio) em duas covetas laterais. Adubação de cobertura com 100 Kg ha<sup>-1</sup> de ureia aos 6 e 12) meses após o plantio. Plantio de *Raphanus sativus* L. (nabo forrageiro), *Pennisetum glaucum* (L.) R.Br (milheto) e *Canavalia ensiformis* DC. (feijão-de-porco) como adubação verde de inverno e verão, respectivamente, em quatro ocasiões (pré-plantio, 6, 12 e 18 meses). O tombamento de ambas espécies de leguminosa foi realizado na época da floração das mesmas, momento ideal devido à máxima produção de matéria verde. Esse procedimento foi feito mediante roçada do material; e c) Silvicultura intensiva –Adubação de base com 200 kg ha<sup>-1</sup> de superfosfato triplo e 150 kg ha<sup>-1</sup> de ureia (pós-plantio) em duas covetas laterais. Adubação de cobertura com 100 kg ha<sup>-1</sup> de uréia aos 6, 12 e 18 meses após o plantio. Controle químico (glifosato, 4 L ha<sup>-1</sup>) em área total, realizado periodicamente com auxílio de pulverizador costal, impedindo a matocompetição no período crítico de estabelecimento das mudas (12 meses após o plantio)

Para o fator modelos de plantio, os dois níveis foram: a) “Framework species” – representa um plantio apenas com espécies pioneiras, dispostas em linhas de plantio, de maneira aleatória; e b) Baixa diversidade – representa um plantio misto, onde, 60% dos indivíduos são de espécies pioneiras e os outros 40% são de espécies secundárias tardias e climácicas, as quais foram transplantadas da regeneração natural e conduzidas em viveiro. Nesse modelo as mudas foram dispostas em linhas intercaladas, ou seja, uma linha apenas de espécies pioneiras e outra com espécies secundárias.

Os modelos de plantios foram compostos por nove espécies nativas características da Floresta Estacional Subtropical (Tabela 1). As mudas das espécies pioneiras foram produzidas em tubetes (180 cm<sup>3</sup>), com substrato a base de turfa e casca de arroz carbonizada e adubação de base com fertilizante de liberação controlada, as quais permaneceram em casa de vegetação e no período final em área a céu aberto para rustificação. As mudas das espécies secundárias transplantadas, foram obtidas por meio do resgate do banco de plântulas de um remanescente florestal distante cerca de 20 Km da área de plantio. As mudas das espécies secundárias foram

produzidas em sacos plásticos com capacidade de 1,0 L de substrato a base de terra de subsolo e esterco bovino (2:1) e mantidas em casa de sombra (TURCHETTO et al., 2016).

Tabela 1 - Relação das nove espécies nativas da Floresta Estacional Subtropical utilizadas no experimento

Nome científico	Nome comum	Grupo ecológico	Forma de produção
<i>Solanum mauritianum</i>	Fumo-bravo	Pioneira	Semente
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Pimenteira	Pioneira	Semente
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Timbaúva	Pioneira	Semente
<i>Inga marginata</i>	Inga	Pioneira	Semente
<i>Ceiba speciosa</i>	Paineira	Pioneira	Semente
<i>Eugenia rostrifolia</i>	Batinga	Secundária tardia	Transplante
<i>Trichilia clausenii</i>	Catiguá-vermelho	Secundária tardia	Transplante
<i>Actinostemon concolor</i>	Laranjeira-do-mato	Secundária tardia	Transplante
<i>Trichilia elegans</i>	Pau-ervilha	Secundária tardia	Transplante

Fonte: Autor (2018).

### 9.3 INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO

O plantio foi realizado em setembro de 2015, em espaçamento 2 m x 1,5 m. A eliminação de gramíneas invasoras ocorreu de forma mecanizada, com o auxílio de roçadeira, nas parcelas com o uso da silvicultura intensiva também foi aplicado herbicida (princípio ativo glifosato) em área total. O preparo do solo foi realizado com subsolador, a 40 cm de profundidade, com distância de 2 metros, seguido da abertura manual das covas (30 cm x 30 cm x 30 cm), com auxílio de cavadeira (Apêndice B). O controle de formigas cortadeiras, dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex*, foi feito de forma sistemática na área total do experimento, com o uso de isca formicida a base de sulfuramida.

### 9.4 ATRIBUTOS AVALIADOS

#### 9.4.1 Sobrevivência, altura, diâmetro do coleto e projeção de copa

As avaliações de sobrevivência, altura, diâmetro do coleto e projeção de copa foram realizadas semestralmente, sendo que para a medição da altura foi utilizada régua graduada, e

para o diâmetro do coleto paquímetro digital. A projeção de copa (PC) foi obtida no final do experimento (24 meses), utilizando metodologia adaptada de Fleig, Schneider e Finger (2003). Para tal, foram realizadas duas medições da projeção da copa, a primeira no sentido da linha de plantio e a segunda no sentido transversal a esta. Com base nessas duas medições, a PC foi calculada utilizando a fórmula da elipse:

$$PC = \pi \cdot [(L1+L2)/4]^2$$

Em que: PC = área da projeção individual da copa; L1 = comprimento da maior linha longitudinal da copa; L2 = comprimento da maior linha perpendicular à da copa;  $\pi = 3,1416$ .

#### 9.4.2 Atributos bioquímicos

As avaliações bioquímicas foram realizadas aos 24 meses após a implantação. Os parâmetros bioquímicos avaliados foram os teores de clorofila *a* (Chl *a*), clorofila *b* (Chl *b*) e carotenoides. As análises, foram realizadas no Laboratório de Biotecnologia Vegetal, do Departamento de Biologia (UFSM). Para isso, foram coletadas folhas do terço médio, as quais foram congeladas em N<sub>2</sub> líquido e, posteriormente, armazenadas em ultrafreezer a -80°C, até o momento da análise. Os pigmentos fotossintéticos foram determinados seguindo a metodologia descrita por Hiscox e Israelsstam (1979), e estimados utilizando-se a fórmula de Lichtenthaler (LICHTENTHALER, 1987).

#### 9.4.3 Fluorescência da clorofila *a*

Os parâmetros referentes a fluorescência da clorofila *a* (fluorescência inicial (F<sub>0</sub>), fluorescência máxima (F<sub>m</sub>), razão fluorescência variável/fluorescência máxima (F<sub>v</sub>/F<sub>m</sub>) e a taxa de transporte de elétrons (ETR)) foram quantificados com um fluorômetro de pulso modulado JUNIOR-PAM (Walz, Alemanha), sendo as avaliações realizadas aos 24 meses, entre as 07:00-10:30hs, em dias ensolarados.

Para as medições foi utilizada a quarta folha expandida, sendo que antes das avaliações as mesmas foram submetidas ao escuro com papel alumínio (30 minutos) para a determinação da fluorescência inicial (F<sub>0</sub>) e, posteriormente, submetidas a um pulso de luz saturante (10.000  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) por 0,6 s, determinando-se assim a fluorescência máxima (F<sub>m</sub>). A eficiência

fotoquímica máxima do PSII ( $F_v/F_m$ ) é calculada pela razão da fluorescência variável ( $F_v$ ) e fluorescência máxima, em que  $F_v = F_m - F_o$ .

## 9.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

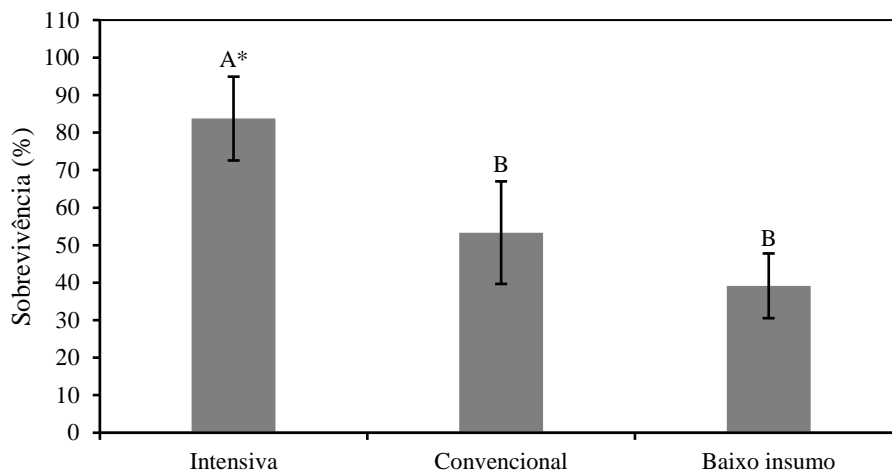
Para a análise dos dados, primeiramente, foram verificados os pressupostos de normalidade dos resíduos e homogeneidade de variâncias, por meio dos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Quando alguma das pressuposições não foi atendida foi realizada a transformação dos dados, submetendo-os novamente à análise de pressuposições.

Os dados foram submetidos à análise de variância de efeito fixo, considerando esquema fatorial 3 x 2. No caso de efeitos significativos, foi realizado teste de comparação de médias pelo teste Tukey, com nível de probabilidade de erro de 0,05. As análises foram realizadas utilizando o software Statistica 8.0.

## 10 RESULTADOS

A média geral de sobrevivência, 24 meses após o plantio, foi de aproximadamente 58%. A análise de variância demonstrou efeito significativo das práticas silviculturais ( $p=0,000027$ ), sendo que a taxa de sobrevivência aumentou de 39,16% para 83,74% com o uso da silvicultura intensiva em relação a silvicultura de baixo insumo (Figura 10 a). Não houve diferença entre o uso da silvicultura de baixo insumo e a silvicultura convencional.

Figura 7 - Efeito de diferentes práticas silviculturais sobre a percentagem de sobrevivência de mudas de espécies florestais nativas, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica, aos 24 meses após o plantio

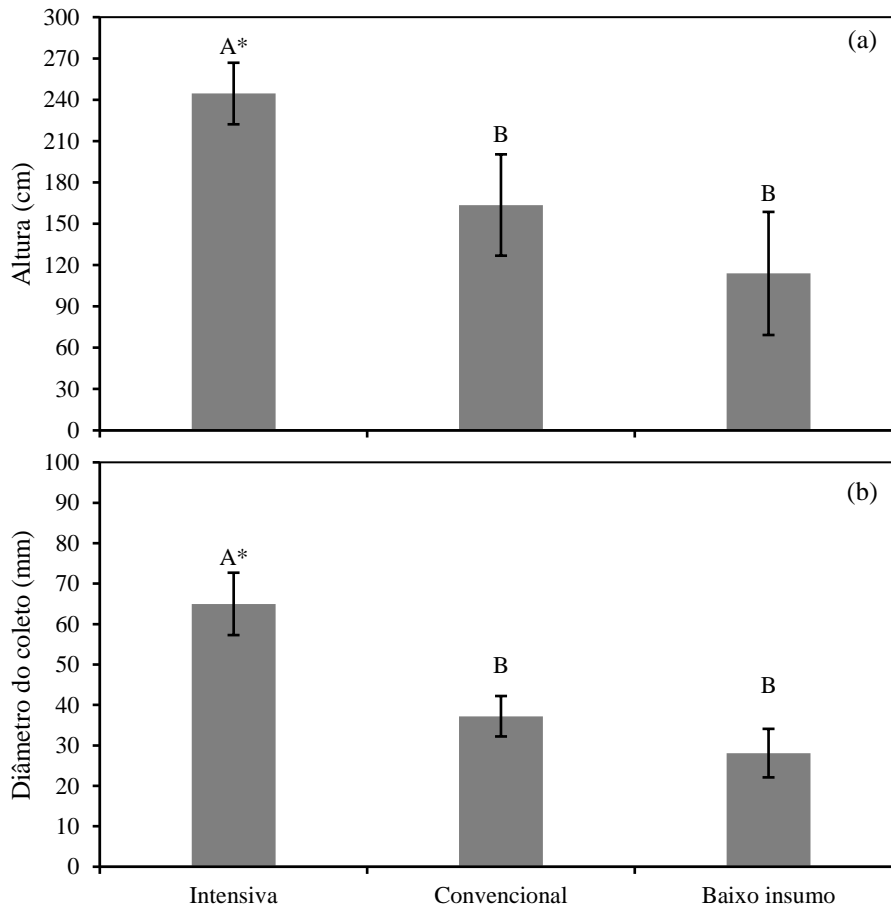


\*Comparação de médias pelo teste Tukey a 5% de probabilidade de erro. Barras verticais indicam o desvio padrão. Fonte: Autor (2018)

As práticas silviculturais afetaram tanto a altura ( $p = 0,00014$ ) quanto para o diâmetro do coleto ( $p < 0,000001$ ). No entanto não verificou-se diferença significativa para o fator modelos de plantio ( $p > 0,05$ ).

Ao analisar o crescimento em altura e diâmetro do coleto verifica-se que o uso da silvicultura intensiva favoreceu o desenvolvimento das mudas (Figura 11). Aos 24 meses após o plantio, o crescimento das mudas submetidas à silvicultura intensiva foi de aproximadamente 116 e 196% maior do que quando utilizado a silvicultura de baixo insumo para altura e diâmetro do coleto, respectivamente (Figura 11).

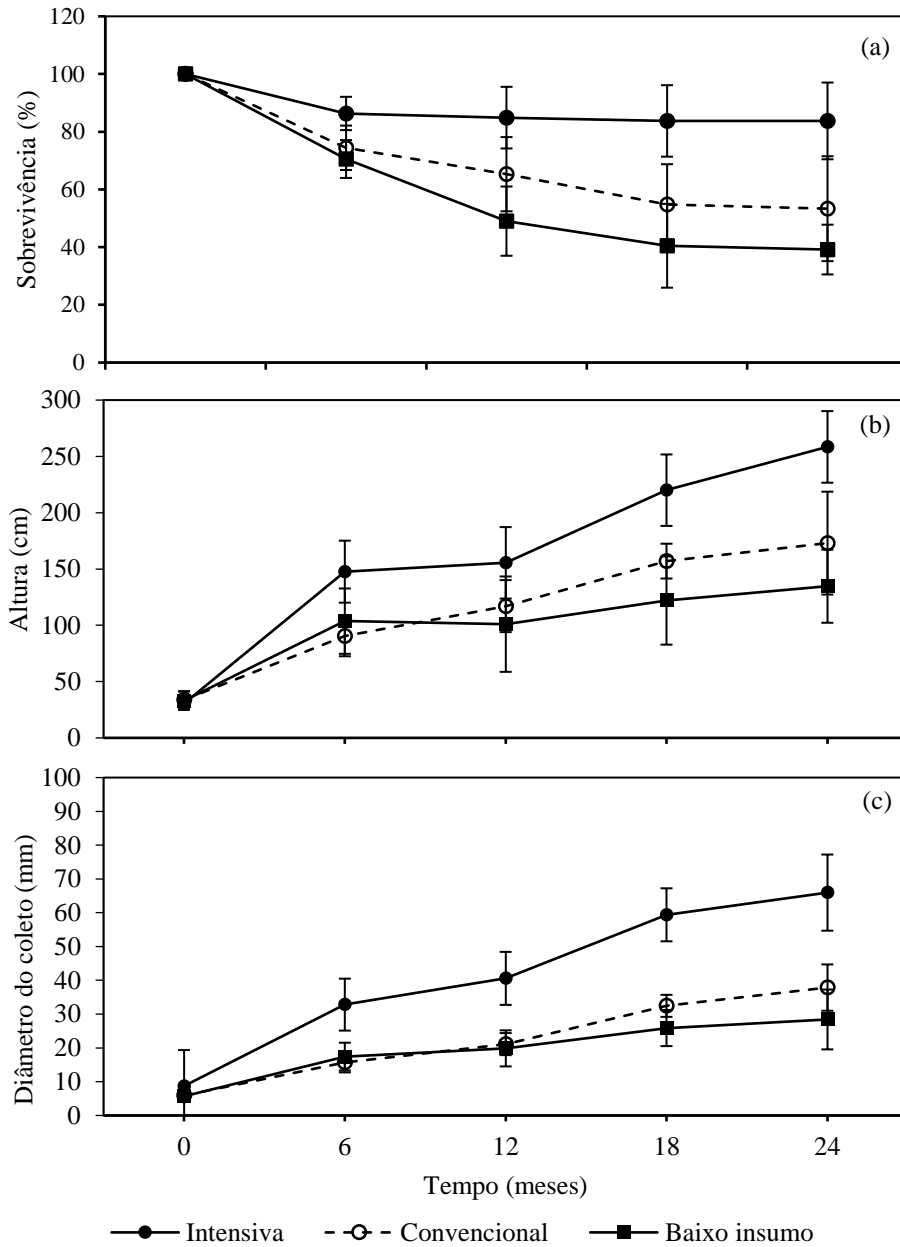
Figura 8 - Efeito de diferentes práticas silviculturais sobre a altura (a) e diâmetro do coleto (b) de mudas de espécies florestais nativas, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica, aos 24 meses após o plantio



\*Comparação de médias pelo teste Tukey a 5% de probabilidade de erro. Barras verticais indicam o desvio padrão. Fonte: Autor (2018)

As observações realizadas ao longo do período de estudo permitiram comprovar o efeito positivo do uso da silvicultura intensiva sobre a sobrevivência e o crescimento em altura e diâmetro do coleto (Figura 12). Quando utilizada a silvicultura intensiva, houve maior decréscimo da sobrevivência nos primeiros seis meses, mantendo-se constante no restante do período. No entanto, quando utilizado a silvicultura convencional ou de baixo insumo, constatou-se redução nos percentuais de sobrevivência até os 18 meses após o plantio.

Figura 9 - Sobrevivência (a), altura (b) e diâmetro do coleto (c) ao longo do período de avaliação em função de diferentes práticas silviculturais, em plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica



Barras verticais indicam o desvio padrão.

Fonte: Autor (2018).

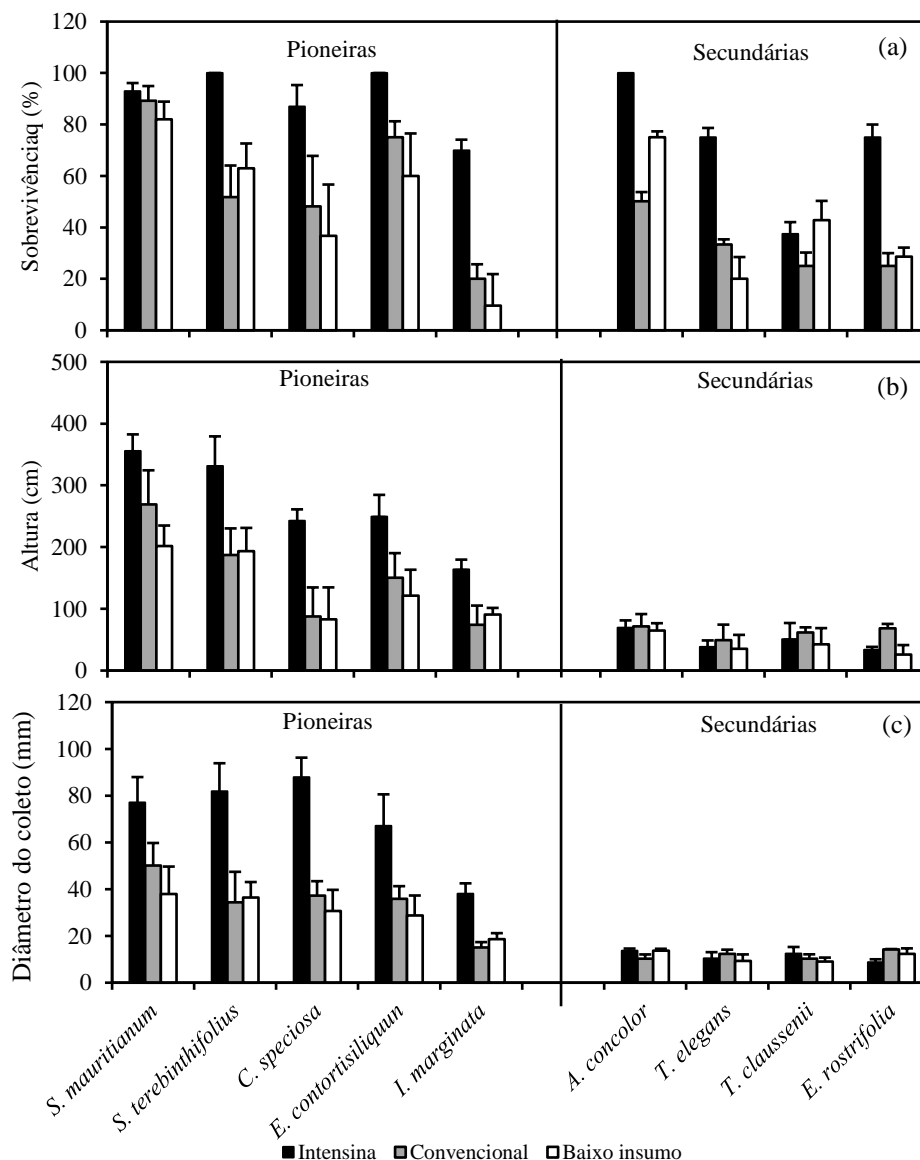
No que se refere aos atributos altura e diâmetro do coleto logo aos seis meses após o plantio verificou-se crescimento cerca de 50 e 100% maior das plantas conduzidas sob a prática da silvicultura intensiva em relação as outras práticas utilizadas. Adicionalmente, observou-se influência da sazonalidade climática nos padrões de crescimento, sendo que em todas as práticas



estudadas as plantas apresentaram menores taxas de crescimento entre os 6 e 12 meses (outono/inverno de 2016) e entre os 18 e 24 meses (outono/inverno de 2017).

De maneira geral, a silvicultura intensiva favoreceu a sobrevivência e o crescimento em altura e diâmetro das espécies pioneiras (Figura 13).

Figura 10 - Sobrevivência (a), altura (b) e diâmetro do coleto (c) de mudas de nove espécies florestais nativas, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica, aos 24 meses após o plantio



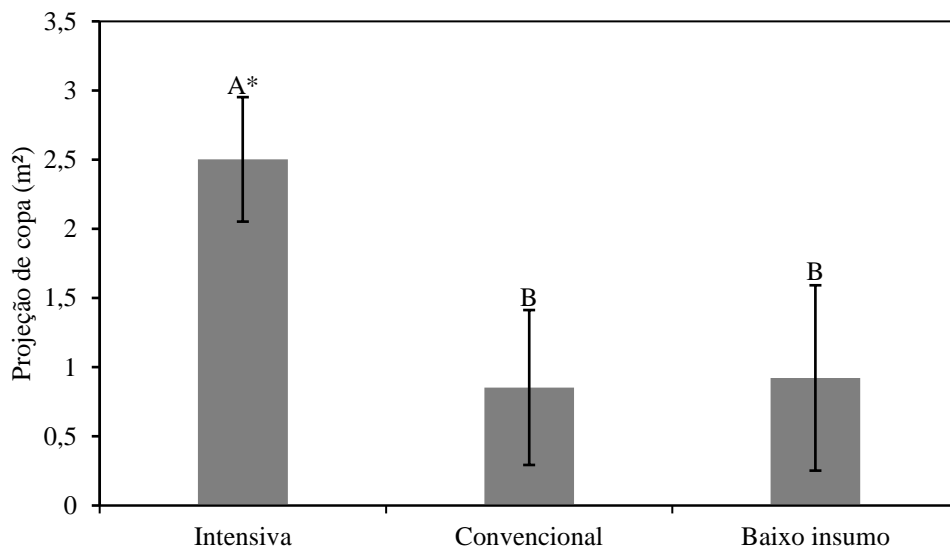
\*Barras verticais indicam o desvio padrão.

Fonte: Autor (2018).

Entre as espécies pioneiras, *S. mauritianum* foi a única que apresentou elevada sobrevivência independentemente da prática silvicultural utilizada, com média geral de 91%. Para as demais espécies o uso da silvicultura intensiva elevou em até 53% a taxa de sobrevivência (Figura 13 a).

A projeção de copa de espécies pioneiras também foi influenciada pelas práticas silviculturais utilizadas ( $p < 0,0001$ ). O uso de práticas silviculturais intensivas proporcionou os maiores valores (2,50 m<sup>2</sup>), sendo esse valor aproximadamente 193% e 185% superior aos dados obtido sob o uso da silvicultura convencional e de baixo insumo, respectivamente (Figura 14). Espécies secundárias aos 24 meses após a implantação do experimento não apresentavam formação de copa.

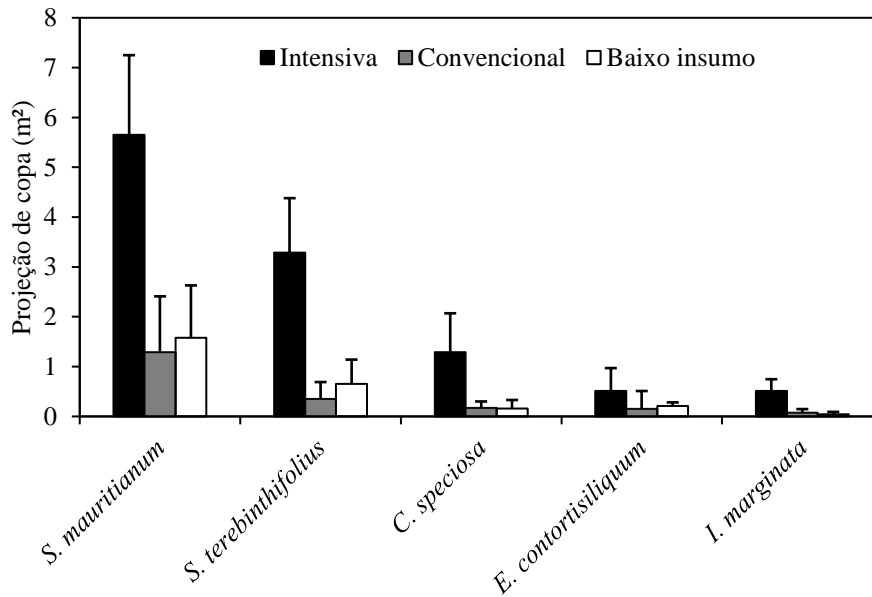
Figura 11 - Efeito de diferentes práticas silviculturais sobre a projeção de copa de mudas de espécies florestais nativas, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica aos 24 meses após o plantio



\*Comparação de médias pelo teste Tukey a 5% de probabilidade de erro. Barras verticais indicam o desvio padrão. Fonte: Autor (2018)

No que se refere a projeção de copa para cada espécie estudada, verificou-se para as espécies pioneiras influência da prática silvicultural intensiva. *S. mauritianum* e *S. terebinthifolius* foram as espécies que mais se destacaram, com valores de 5,65 m<sup>2</sup> e 3,29 m<sup>2</sup> sob prática silvicultural intensiva, respectivamente (Figura 15).

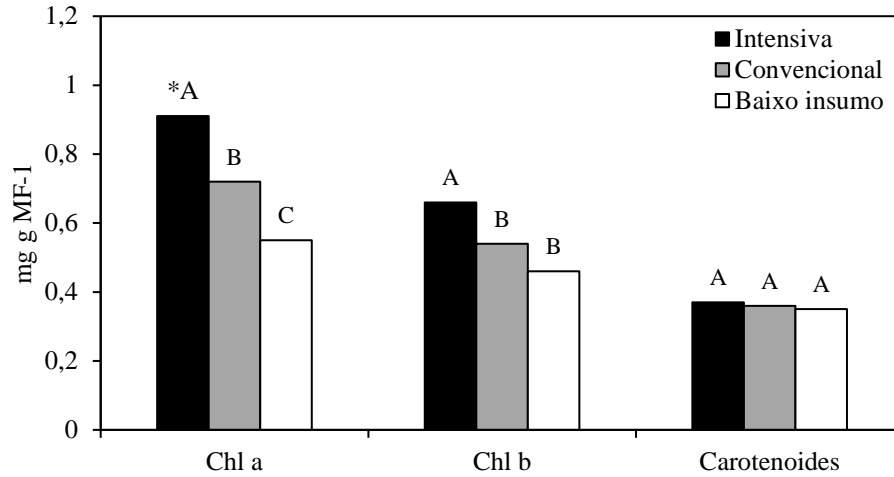
Figura 12 – Projeção de copa de mudas de cinco espécies florestais nativas, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica, aos 24 meses após o plantio



Barras verticais indicam o desvio padrão.  
Fonte: Autor (2018)

As práticas silviculturais afetaram ( $p < 0,0001$ ) os teores de clorofila *a* (Chl *a*) e clorofila *b* (Chl *b*). Plantas cultivadas sob o uso de práticas silviculturais intensivas apresentaram os maiores teores de clorofila *a* ( $0,81 \text{ mg g MF}^{-1}$ ) e clorofila *b* ( $0,66 \text{ mg g MF}^{-1}$ ). Os menores valores para essas variáveis ocorreram em plantas submetidas à silvicultura de baixo insumo. O teor de carotenoides não foi influenciado pelas práticas silviculturais (Figura 16).

Figura 13 - Efeito de diferentes práticas silviculturais sob os teores de clorofila *a* (Chl *a*), clorofila *b* (Chl *b*) e carotenoides, 24 meses após plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica

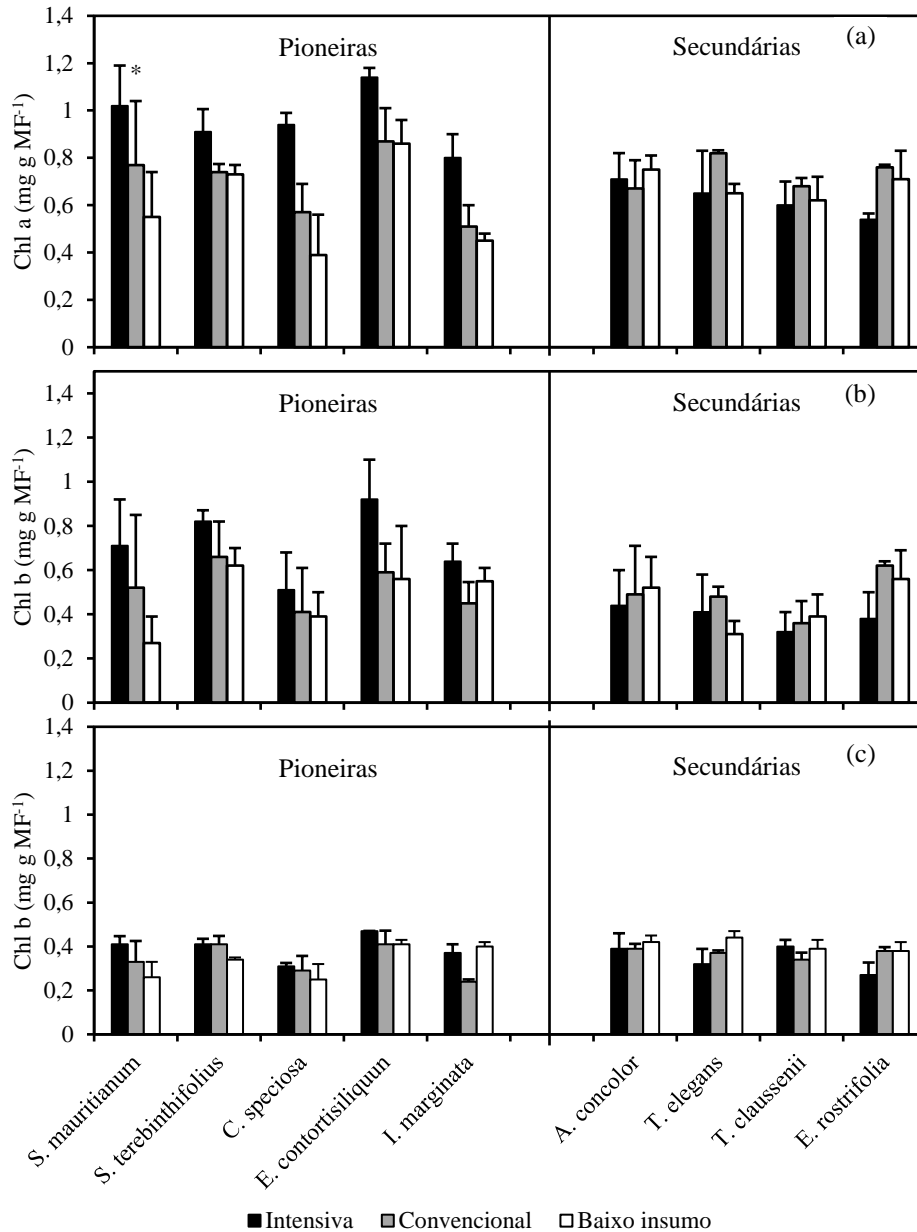


\*Médias seguidas de letra maiúscula indicam a comparação entre as práticas silviculturais, pelo Teste Tukey, a 5% de probabilidade.

Fonte: Autor (2018).

O uso da silvicultura intensiva proporcionou os maiores teores de clorofila *a* e clorofila *b* para todas as espécies pioneiras plantadas. Entretanto, quando analisadas as espécies secundárias, o uso da silvicultura convencional e de baixo insumo, conduziu a maiores teores de pigmentos fotossintéticos em relação ao uso da silvicultura intensiva (Figura 17).

Figura 14 - Teor de clorofila *a* (a), clorofila *b* (b) e carotenoides (c) de plantas de nove espécies florestais, em função de diferentes práticas silviculturais, 24 meses após plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica

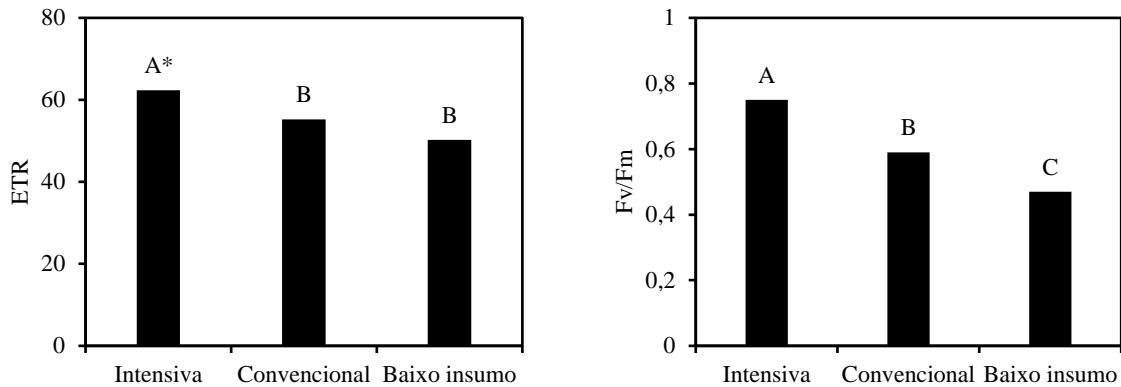


\*Barras verticais indicam o desvio padrão.

Fonte: Autor (2018).

Quando analisados os parâmetros da fluorescência da clorofila *a*, foi possível verificar efeito significativo para os atributos taxa de transporte de elétrons ( $p=0,003$ ) e rendimento quântico máximo do fotossistema II ( $p=0,022$ ). Os melhores resultados tanto para ETR quanto Fv/Fm (62,35 e 0,75, respectivamente), foram verificados em plantas conduzidas sob o sistema de silvicultura intensiva (Figura 18).

Figura 15 - Efeito de diferentes práticas silviculturais sobre a taxa de transporte de elétrons (a) e o rendimento quântico máximo do fotossistema II (b), 24 meses após plantio de restauração em zona ripária no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica



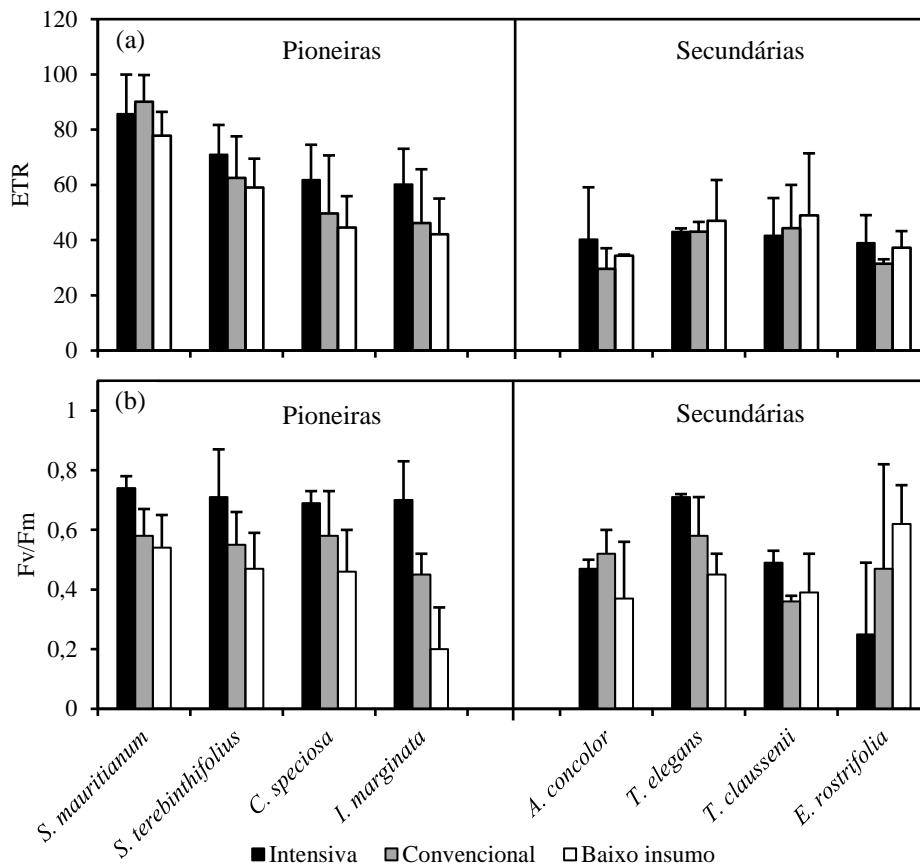
\*Médias seguidas de letra maiúsculas indicam a comparação entre as práticas silviculturais, pelo Teste Tukey, a 5% de probabilidade.

Fonte: Autor (2018).

De maneira geral as espécies pioneiras apresentaram maior ETR que espécies secundárias, destacando-se *S. mauritanum*, o qual apresentou os maiores índices independentemente da prática silvicultural utilizada (Figura 19). Para *S. terebinthifolius*, *C. speciosa* e *I. marginata*, as maiores médias foram observadas em plantas submetidas à silvicultura intensiva. Entre as espécies secundárias os maiores valores de ETR foram verificados quando utilizada a silvicultura de baixo insumo (Figura 19).

Quando analisado o rendimento quântico máximo do fotossistema II, para todas as espécies pioneiras o uso da silvicultura intensiva proporcionou os melhores resultados, variando de 0,74 para *S. mauritanum* à 0,69 para *C. speciosa*. Dentre as espécies estudadas destaca-se *I. marginata*, a qual aumentou o Fv/Fm de 0,2 com o uso da silvicultura de baixo insumo para 0,7 com a silvicultura intensiva (Figura 19).

Figura 16 – Taxa de transporte de elétrons (a) e rendimento quântico máximo do fotossistema II (b) em mudas de nove espécies florestais, em função de diferentes práticas silviculturais, 24 meses após plantio de restauração no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica



\*Barras verticais indicam o desvio padrão.

Fonte: Autor (2018).

## 11 DISCUSSÃO

O uso de práticas silviculturais intensivas em plantios de restauração, maximizam as taxas de sobrevivência ( $\approx 85\%$ ) principalmente de espécies pioneiras. Por outro lado, plantas submetidas à silvicultura de baixo insumo tiveram as menores taxas de sobrevivência (39,13%). Esses resultados corroboram os obtidos por Campoe et al. (2014), os quais verificaram taxa de sobrevivência de 92 e 77%, com o uso de silvicultura intensiva e tradicional, respectivamente. De acordo com Schievenin et al. (2011) altas taxas de mortalidade em plantios de restauração podem estar relacionadas à compactação do solo, que impede o desenvolvimento das raízes das plantas e à falta de manutenção, que permite às espécies exóticas agressivas atuarem como inibidoras das espécies de interesse.

O crescimento das plantas tanto em altura quanto em diâmetro do coleto também foi superior quando utilizou-se a silvicultura intensiva, independentemente do modelo de plantio adotado, representando 100 e 150% superior a silvicultura de baixo insumo (Figura 10). Práticas silviculturais intensivas têm sido amplamente utilizadas em plantações florestais comerciais. O objetivo da utilização da silvicultura intensiva baseia-se na Teoria da Ecologia da Produção, que preconiza que a produção de uma floresta é uma função da taxa de oferta e absorção de recursos (BINKLEY; STAPE; RYAN, 2004). Portanto, plantas com maior oferta de recursos e aumento da absorção, pode resultar em aumento na produtividade (RYAN et al., 2010).

A aplicação de maiores taxas de fertilizantes, bem como o controle periódico de plantas daninhas, tem aumentado a produção de biomassa acima do solo em plantios de espécies exóticas (STAPE et al., 2006). Adams et al. (2003) observaram que durante os primeiros 18 meses após o plantio de *Eucalyptus globulus*, parcelas livres da competição por plantas daninhas apresentaram crescimento superior às parcelas sem a realização do controle. Medeiros et al. (2016) constataram efeito negativo da competição por plantas daninhas no crescimento inicial de clones de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis*.

Recentemente, estudos utilizando tais técnicas em plantios com fins conservacionistas, constataram incremento nas taxas de sobrevivência, aporte de biomassa e alocação de carbono em relação às práticas comumente utilizadas. Ferez et al. (2015) verificaram maior alocação de carbono em plantas cultivadas livres da competição por plantas daninhas e com maior aporte de nutrientes. Campoe et al. (2014) também constataram efeito positivo do uso de práticas silviculturais intensivas sob o crescimento de espécies florestais nativas em plantios de restauração.



A ocorrência de plantas daninhas na área de plantio prejudicou o crescimento e o desenvolvimento das espécies estudadas. Tais espécies geralmente são gramíneas (plantas C4), que competem intensamente por água, luz e nutrientes (EYLES et al., 2012). Os efeitos negativos da competição, imposta pelas plantas daninhas às culturas florestais são mais severos, na fase inicial de crescimento, ou seja, do plantio até cerca de um ano de idade. Desse modo, em plantios que visam a restauração dos processos ecológicos, torna-se necessário reduzir o estresse causado pela competição durante os estágios iniciais de estabelecimento, favorecendo o desenvolvimento das espécies plantadas (CAMPOE; STAPE; MENDES, 2010).

O uso de plantas de cobertura como adubos verdes, a exemplo de *Raphanus sativus* e *Canavalia ensiformis*, tem sido considerada uma prática eficiente para o controle da matocompetição, pois além de apresentar benefícios em termos de conservação do solo, cria condições semelhantes às das comunidades naturais em relação à permanência de resíduos no solo (LOPES, 2000). Contudo, nesse estudo plantas conduzidas em associação com o uso de adubação verde não apresentaram crescimento expressivo.

Tais resultados podem estar relacionados ao fato de que tanto *Raphanus sativus*, quanto *Canavalia ensiformis* apresentaram crescimento pouco expressivo e desuniforme nas parcelas experimentais. Fragoso et al. (2016) também verificaram emergência desuniforme das plantas utilizadas na adubação verde, o que resultou em menor aporte de biomassa. Os autores relacionaram tal resposta em decorrência da elevada quantidade de plantas daninhas presentes nas parcelas. No presente estudo, além das plantas daninhas destaca-se os elevados índices de degradação da área de estudo, tais como compactação do solo, baixo teor de matéria orgânica e da fertilidade.

As espécies florestais geralmente agrupam-se em relação às suas exigências ambientais e aos locais onde se adaptam, formando grupos ecológicos ou funcionais. Nesse sentido, as espécies arbóreas consideradas pioneiras, que são heliófitas, de crescimento rápido e de pouca exigência de solo, demonstram maior aptidão a locais degradados (NUNES et al., 2015).

No entanto, dependendo do nível de degradação a qual a área está submetida, bem como da ocorrência de extremos climáticos, o desenvolvimento dessas espécies florestais pode ser impedido (MELO et al., 2015). Assim, torna-se desejável a identificação de grupos de espécies com melhor desempenho, aumentando as chances de sucesso da restauração. Segundo Brooker et al. (2008) em ecossistemas extremamente degradados a introdução de *framework species* pode ser o primeiro passo rumo à restauração.

Dessa forma, pode-se constatar que dentre as espécies pioneiras utilizadas nesse estudo destaca-se *S. mauritianum*, a qual apresentou elevada sobrevivência independente da prática

silvicultural utilizada. A espécie também apresentou crescimento expressivo quando comparado as demais, principalmente com a melhoria na oferta dos recursos (uso da silvicultura intensiva).

*S. mauritianum* é uma espécie pioneira de rápido crescimento (CARVALHO, 2003), pouco exigente em termos nutricionais (SMITH; DOWNS, 1966) e comumente encontrada em áreas antropizadas, muito comum em borda de florestas, beira de estradas e em florestas secundárias (CORADIN et al., 2011). Assim, representa uma espécie chave, muito importante, pois prevalece na colonização florestal e produz abundante recurso para pássaros e insetos, além de grande quantidade de matéria morta (serapilheira), o que proporciona condição edáfica favorável à colonização das espécies mais exigentes em fertilidade, umidade do solo e sombreamento.

As demais espécies pioneiras (*C. speciosa*, *E. contortisiliquum*, *S. terebinthifolius* e *I. marginata*) apresentaram elevadas taxas de sobrevivência apenas quando utilizado práticas silviculturais intensivas. Os efeitos positivos sobre a sobrevivência e redução da competição com plantas invasoras com o uso de herbicida foram observados por Alexander; Moczygemba e Dick (2016) em uma floresta Semiárida de espinhos no estado do Texas, EUA.

Considerando as espécies secundárias, destacam-se *A. concolor*, *T. elegans* e *E. rostrifolia*, que apesar das menores taxas de crescimento em altura e diâmetro do coleto, característica de espécies pertencentes a esse grupo ecológico (secundárias tardias), essas espécies apresentaram elevadas taxas de sobrevivência, principalmente com o uso da silvicultura intensiva (Figura 13). De acordo com Turchetto et al. (2016) plantas produzidas a partir do transplante de indivíduos regenerantes apresentam como principal vantagem a adaptabilidade ao ambiente de origem, o que pode ser comprovado nesse estudo, visto que as plantas foram retiradas de um remanescente florestal próximo a área do plantio.

No entanto, além da capacidade de superar os filtros ecológicos adversos presentes em ambientes degradados, como ausência da camada orgânica do solo, baixos teores de nutrientes e a presença de plantas daninhas é essencial que as espécies tenham plasticidade, sendo capazes de superar as adversidades climáticas que possam ocorrer ao longo do projeto. O ano de 2015 foi marcado pela forte influência do fenômeno El Niño no regime hídrico da região sul do Brasil, sendo que no mês de outubro de 2015 (um mês após o plantio) registrou-se um índice pluviométrico muito acima da média (428 mm). Tal situação fez com que uma lâmina de água de, aproximadamente, 30 cm permaneça sobre as mudas. Nos meses subsequentes, de novembro/2015 a fevereiro/2016, foram verificadas temperaturas médias superiores de 30 °C.

Adicionalmente, o ano de 2016 foi caracterizado por ter um inverno rigoroso, tendo a ocorrência de temperaturas muito baixas, denotado na formação de geadas intensas.

Dessa forma, na região sul do Brasil as variações na precipitação provocadas pelos eventos ENOS (FERRAZ; ROBERTI, 2011) bem como a estacionalidade climática que decorre em invernos frios (temperatura próxima a 0°C) e verões quentes (temperatura acima de 30°C) (ALVARES et al., 2013), tornam-se fatores limitantes para o estabelecimento e crescimento de espécies florestais em plantios de restauração. Esse cenário, associado a baixa disponibilidade de recursos quando do uso da silvicultura convencional e a de baixo insumo corroboraram para as baixas taxas de sobrevivência nesses sistemas.

Os resultados obtidos demonstraram que o estresse ambiental é minimizado por meio da silvicultura intensiva. Com as práticas intensivas, a sobrevivência e o crescimento das espécies foi favorecido devido a influência dos processos fisiológicos das plantas, evidenciando-se maiores teores dos pigmentos fotossintéticos (clorofila *a* e clorofila *b*), maior taxa de transporte de elétrons e rendimento quântico máximo. Entre as espécies, evidenciou-se que os resultados positivos do uso dessa prática foram mais evidentes quando analisadas as espécies pioneiras.

Outros estudos com espécies florestais nativas têm demonstrado o efeito positivo do uso de práticas intensivas, como o controle de plantas daninhas e aporte de nutrientes sob o aparato fotossintético. Huang et al. (2008) verificaram aumento de 17% das taxas fotossintéticas em plantas de *Corymbia citriodora* submetidas ao controle de plantas daninhas. Campoe et al. (2014) estudando o efeito de diferentes práticas silviculturais sob 20 espécies nativas da Mata Atlântica, encontraram os maiores teores de clorofila nas parcelas em que foi realizado o controle químico da matocompetição e aplicado maior quantidade de fertilizantes. Eyles et al. (2012), também observaram que o controle das plantas daninhas aumenta a capacidade fotossintética de plantas de *Eucalyptus globulus*.

De acordo com Campoe et al. (2014) as práticas de manejo, como o controle de plantas daninhas mediante aplicação de herbicidas, influenciam diretamente na quantidade de água do solo e na disponibilidade de nutrientes para as plantas. Isso pode refletir em aumento nas taxas fotossintéticas (EYLES et al., 2012), e conseqüentemente em maior crescimento. Conforme Huang et al. (2008) em plantações florestais, as deficiências nutricionais e hídricas são os principais fatores limitantes do crescimento. Assim, a compreensão dos efeitos dos tratamentos silviculturais sobre a disponibilidade de água e nutrientes no solo e, portanto, das respostas fisiológicas das espécies arbóreas permite o desenvolvimento de estratégias de manejo para

plantios com nativas destinadas a recuperação ambiental, maximizando seu crescimento, o que reduz custos e acelera o restabelecimento da área.

## 12 CONCLUSÃO

Os dois modelos de plantio utilizados neste estudo (“framework species” e diversidade) são recomendados a futuros projetos de restauração em regiões subtropicais. Porém, devem ser conduzidos associados com práticas silviculturais intensivas.

As variações climáticas no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica limitam o desempenho de espécies florestais em plantios em ambientes degradados. Contudo o uso da silvicultura intensiva, reduz o estresse ambiental, melhorando o estabelecimento e crescimento de espécies arbóreas nativas.

*S. mauritianum* é uma espécie chave a ser utilizada em futuros plantios na região Sul do Brasil, apresentando excelentes taxas de sobrevivência e crescimento. Outras espécies pioneiras como *C. speciosa*, *E. contortisiliquum*, *S. terebinthifolius* e *I. marginata* podem ser utilizadas, desde que sejam melhoradas as condições edafoclimáticas do ambiente.

Espécies pioneiras e secundárias apresentaram comportamento fisiológico distinto frente ao uso de diferentes práticas silviculturais. Espécies pioneiras, quando submetidas a silvicultura intensiva aumentaram significativamente as taxas fotossintéticas. Para as espécies secundárias, além da silvicultura intensiva, o uso de adubação verde proporcionou resultados satisfatórios.

## CAPÍTULO III

### **A geada pode ser um condicionante do desempenho de espécies florestais em plantios de restauração em regiões subtropicais?**

#### Resumo

A temperatura é um dos principais fatores que influencia o estabelecimento de espécies florestais no campo. Em regiões tropicais de elevada altitude e em regiões subtropicais, a ocorrência de geada representa uma importante restrição na trajetória e continuidade dos processos ecológicos. Dessa forma, o presente estudo tem por objetivo caracterizar os danos causados pela ocorrência de geada em nove espécies florestais nativas conduzidas sob diferentes práticas silviculturais, em plantio de restauração de mata ciliar no Sul do Brasil. O experimento foi implantado no Parque Estadual Quarta Colônia, sendo o plantio foi realizado em setembro de 2015, onde foram utilizadas nove espécies arbóreas nativas características da Floresta Estacional Subtropical. O dano causado pela geada foi mensurado, por meio de escala de dano visual, tendo como base o inverno do ano de 2016. Adicionalmente, para avaliar a resiliência das espécies, foram obtidos dados de altura e diâmetro do coleto ao longo do período de condução do experimento. A espécie *S. mauritianum* foi classificada como resistente a ocorrência de geada, sendo indicada como uma *framework specie* para regiões susceptíveis a sua formação. As demais espécies estudadas, tanto as pioneiras *S. terebinthifolius*, *E. contortisiliquum*, *C. speciosa* e *I. marginata*, como as secundárias, *A. concolor*, *T. elegans*, *T. clausenii*. e *E. rostrifolia* tiveram influência da prática silvicultural utilizada. Plantas conduzidas sob silvicultura intensiva apresentam menor grau de dano após a ocorrência de geada e tiveram maiores taxas de sobrevivência.

Palavras-chave: Elemento climático; Temperatura; Restauração florestal.

### **Can frost be a constraint on the performance of forest species in restoration plantations in subtropical regions?**

#### Abstract

Temperature is one of the main factors that influences the establishment of forest species in the field. In tropical regions of high altitude and in subtropical regions the occurrence of frost represents an important restriction in the continuity of ecological processes. Thus, the present study aims to characterize the damage caused by the occurrence of frost in nine native forest species conducted under different silvicultural practices, in a plantation restoration of riparian forest in southern Brazil. The experiment was carried out in an area belonging to the Quarta Colônia State Park, being conducted in a randomized block design in a 3 x 2 factorial scheme. The planting was carried out in September of 2015, where nine native species were used, characteristic of the Subtropical Seasonal Forest. The damage caused by the occurrence of frost was evaluated by means of observed data referring to the winter of 2016. In addition, to evaluate the resilience of the species, data of height (H) and stem diameter (DC) were evaluated. *S. mauritianum* was classified as resistant to occurrence of frost, being indicated for regions susceptible to its formation. The other species studied, both pioneer *S. terebinthifolius*, *E.*

*contortisiliquum*, *C. speciosa* and *I. marginata*, as secondary, *A. concolor*, *T. elegans*, *T. clausenii*. and *E. rostrifolia* were influenced by the silvicultural practice used. Plants under intensive silviculture showed less damage after frosting and had higher survival rates.

Keywords: Climate element; Temperature; Forest species; Forest restoration.

## 13 INTRODUÇÃO

Modelos estatísticos aplicados às mudanças climáticas indicam que condições meteorológicas extremas, de temperatura e precipitação, tendem a ser mais frequentes no futuro, apresentando potenciais impactos sobre os ecossistemas terrestres (ZHANG et al., 2012). A temperatura tem sido reconhecida como um dos principais fatores que influenciam o estabelecimento e o desenvolvimento da vegetação (CHARRA-VASKOU et al., 2012). A baixa temperatura, em particular, é um fator limitante nos sítios tropicais de elevada altitude e em regiões subtropicais (ALVARES; SENTELHAS; STAPE, 2017; CURRAN et al., 2010), onde a ocorrência de geadas por um longo período do ano representa uma restrição ambiental importante para o estabelecimento e crescimento de espécies florestais em plantios de restauração (RORATO et al., 2017).

O dano da geada pode ser causado por congelamento intracelular do conteúdo de células vivas ou pelo congelamento extracelular (KOZLOWSKI et al., 1991). Com isso, a água do protoplasma celular é encaminhada para os espaços extracelulares, devido à diferença de potencial de água, caracterizando o dano, pois a célula perde água e ocorre a desidratação das mesmas (YADAV, 2010; TAIZ et al., 2017).

Conforme Pilon; Durigan (2013) a suscetibilidade à geada pode reduzir as copas ou até levar a morte dos indivíduos, fazendo com que o ecossistema em restauração regreda às condições iniciais do plantio e o tempo de manutenção passa a ser prolongado indefinidamente. Nesse sentido, em projetos que visam o restabelecimento de áreas por meio do plantio, em regiões suscetíveis a ocorrências de geadas, estratégias devem ser desenvolvidas no intuito de reduzir os efeitos adversos causados por eventos extremos de temperatura.

Diversos fatores estão associados a suscetibilidade à geada em plantios florestais, tais como: (I) escolha de espécies apropriadas; (II) espaçamento de plantio; (III) idade e porte das plantas; e (IV) práticas silviculturais utilizadas. A severidade dos danos causados pela ocorrência de geadas é maior nos estágios iniciais de estabelecimento e desenvolvimento das plantas, onde estas possuem tecidos vegetais jovens e reduzida área foliar. Assim, o desenvolvimento de práticas silviculturais adequadas, que permitam o rápido estabelecimento e crescimento das plantas, além da escolha de espécies tolerantes, tornam-se fundamentais em regiões suscetíveis à ocorrência de geadas, permitindo a continuidade dos processos ecológicos e reduzindo assim os custos associados à projetos de restauração. Além disso, identificar *framework species* as quais formam a primeira “estrutura” (cobertura do ambiente), torna-se



fundamental para o desenvolvimento de outras espécies menos tolerantes ao estresse provocado pelas geadas, em regiões subtropicais.

Dessa forma, o presente estudo teve por objetivo caracterizar os danos causados pela ocorrência de geada em nove espécies florestais nativas conduzidas sob diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração de mata ciliar no Sul do Brasil, respondendo as seguintes questões: a) a geada pode comprometer a continuidade dos plantios florestais de restauração em regiões subtropicais? b) o grau de tolerância a geada é variável de acordo com a espécie utilizada? c) o uso de práticas silviculturais intensivas pode reduzir os efeitos adversos causados pela ocorrência de geada?

## 14 MATERIAL E MÉTODOS

### 14.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado em área pertencente ao Parque Estadual Quarta Colônia, descrito no item 9.1 do capítulo II.

### 14.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

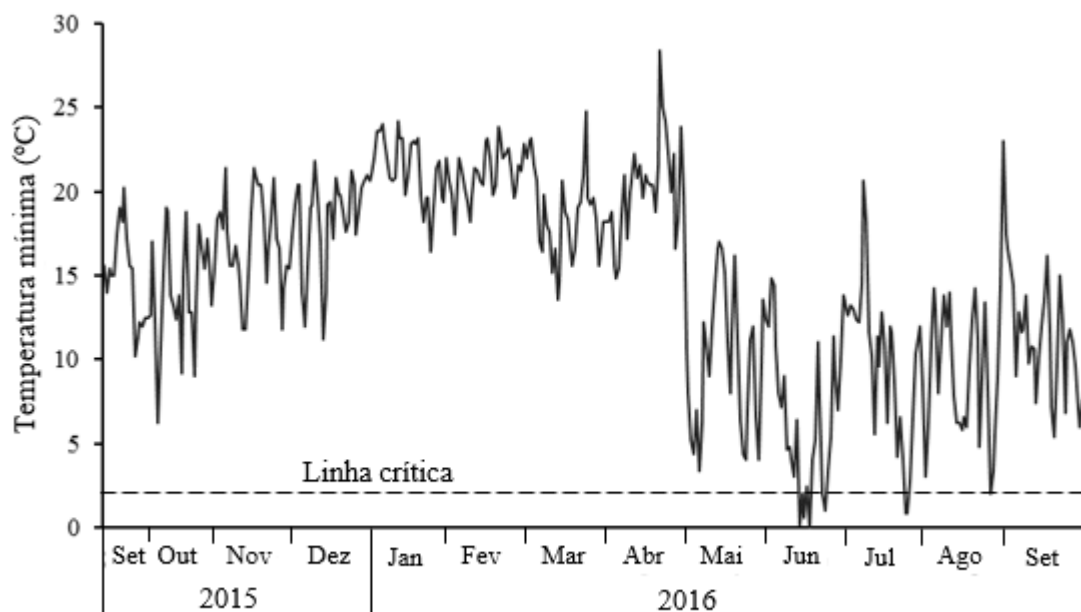
O delineamento experimental utilizado foi descrito no item 9.2 do capítulo II.

### 14.3 DADOS METEOROLÓGICOS

Os dados de temperaturas mínimas do ar diárias registradas entre setembro de 2015 a setembro de 2016 (Figura 18) são oriundas da Estação Meteorológica, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), para a região de Santa Maria. A Estação Meteorológica encontra-se a uma distância de 49 km da área experimental, sendo localizada na mesma região fisiográfica (Floresta Estacional S), climática (Cfa), bem como a mesma latitude (29°) e longitude (53°) do que a área de estudo.

De acordo com Sakai; Larcher (1987), a temperatura de 2,2 °C em uma estação meteorológica padrão é igual a 0 °C ao nível do solo. Assim, neste estudo entre os meses de junho a agosto de 2017 observamos oito períodos com temperaturas próximas ou abaixo de 2,2 °C (Figura 20), caracterizando a ocorrência de geadas.

Figura 17- Temperaturas mínimas diárias (°C) registradas nos meses de setembro de 2015 a setembro de 2016, Santa Maria, RS.



Fonte: Autor (2018).

#### 14.4 PARÂMETROS AVALIADOS

Para a avaliação dos danos ocasionados pela geada, adaptou-se a metodologia proposta por (HIGA et al., 2000) (Tabela 2), sendo os dados observados referentes ao inverno do ano de 2016 (300 dias após implantação do experimento).

Tabela 2 - Escala de avaliação de danos causados pela geada em espécies florestais nativas plantadas em áreas ripárias no sul do Bioma Mata Atlântica, Brasil.

Score	Nível de dano	Grau de tolerância
10	100% do caule danificado	Muito sensível
9	75–99% do caule danificado	Muito sensível
8	50–74% do caule danificado	Sensível
7	25–49% do caule danificado	Sensível
6	Menos que 25% do caule danificado	Sensível
5	100% da área foliar danificada	Moderadamente tolerante
4	75–99% da área foliar danificada	Moderadamente tolerante
3	50–74% da área foliar danificada	Tolerante
2	25–49% da área foliar danificada	Tolerante
1	Menos que 25% da área foliar danificada	Tolerante
0	Sem dano visual	Resistente

Fonte: Adaptado de Higa et al. (2000).

Adicionalmente, para avaliar a resiliência das espécies, dados de altura (H) e diâmetro do coleto (DC) foram obtidos com auxílio de régua (cm) e paquímetro digital (mm) durante a condução do experimento (0, 3, 6, 9 e 12 meses após o plantio). Isso possibilitou avaliar o potencial de retomada do crescimento das espécies, após dano decorrente da incidência de geadas.

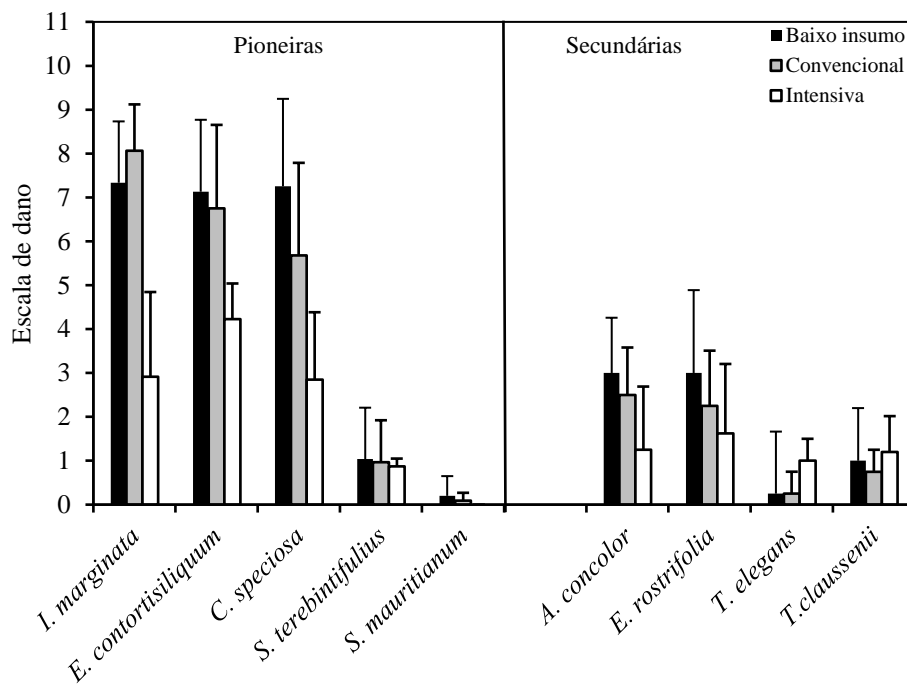
#### 14.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Os danos causados pela geada foram submetidos à análise de variância por meio dos Modelos Lineares Generalizados (GLM), com auxílio do software Statistical Package for Social Science for Windows (SPSS) 13.0 (SPSS, 2004). Com relação aos dados de H e DC, esses foram submetidos aos testes de Shapiro-Wilk para verificar a normalidade dos resíduos, e de Bartlett para homogeneidade entre as variâncias. Constatada diferença entre os tratamentos, efetuou-se a análise de regressão a 5% de probabilidade de erro, com auxílio do *software* SISVAR (FERREIRA 2014).

## 15 RESULTADOS

A tolerância das espécies plantadas à ocorrência de geadas, demonstrou diferença significativa ( $p < 0,05$ ). Além disso, observou-se que, o comportamento das espécies foi variável em função do grupo ecológico (pioneiras/secundárias) (Figura 21).

Figura 18 - Danos causados pela ocorrência de geada em nove espécies florestais, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Brasil



Barras verticais indicam o desvio padrão.  
Fonte: Autor (2018).

A espécie *S. mauritianum* foi a única com a maior parte dos escores concentrado entre os pontos 0 e 1, sendo classificada como resistente a geada (sem dano visual; Tabela 3) independente da prática silvicultural utilizada. *S. terebinthifolius*, foi classificada como tolerante a geada independente da prática silvicultural utilizada (Figura 21).

Para as espécies *C. speciosa* e *I. marginata* com uso da silvicultura intensiva o nível de dano causado pela geada foi menor, concentrando-se no escore 3, sendo consideradas tolerantes à geada. Contudo, quando conduzidas sob o uso das práticas silviculturais convencionais ou de baixo insumo a severidade do dano aumentou, assim as plantas foram classificadas como sensíveis a ocorrência de geada. *E. contortisiliquum* apresentou escores próximos a 8 (50-74%

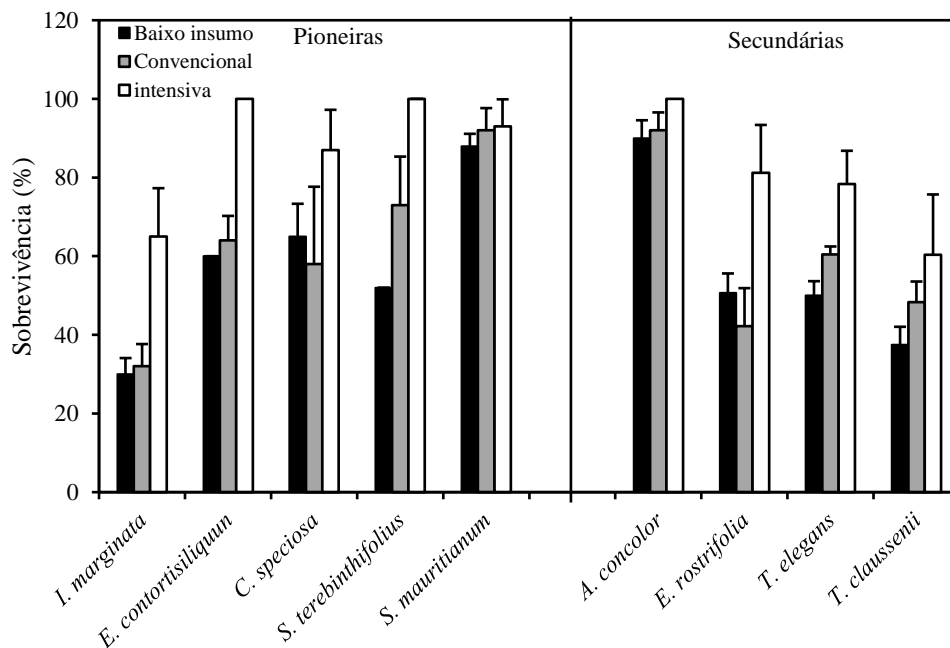
do caule danificado), sendo considerada sensível a ocorrência de geadas, independentemente da prática silvicultural utilizada (Figura 21).

As espécies secundárias (*T. elegans*, *T. clausenii*, *A. concolor* e *E. rostrifolia*), apresentaram escores entre 1 e 3 pontos, o que as caracteriza como tolerantes a ocorrência de geadas (Figura 21).

Quanto a sobrevivência, observa-se que as espécies apresentaram comportamentos distintos diante às diferentes práticas silviculturais utilizadas (Figura 20). Após a ocorrência da geada, as espécies *I. marginata*, *E. contortisiliquum*, *C. speciosa* e *S. terebinthifolius* apresentaram resultado satisfatório de sobrevivência (acima de 80%), quando utilizou-se a silvicultura intensiva (Figura 22). *S. mauritanum* foi a única espécie que apresentou valores acima dos 90% de sobrevivência, em todas as práticas silviculturais utilizadas.

Com relação as espécies secundárias, *A. concolor* apresentou as maiores taxas de sobrevivência, com valores acima de 80%. *T. elegans* e *T. clausenii* demonstraram comportamento semelhante, sendo verificado os melhores resultados quando utilizada a silvicultura intensiva e convencional. *E. rostrifolia* foi a única espécie com valores abaixo de 50% de sobrevivência (Figura 22).

Figura 19 - Sobrevivência de nove espécies florestais, após a ocorrência de geada, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Brasil

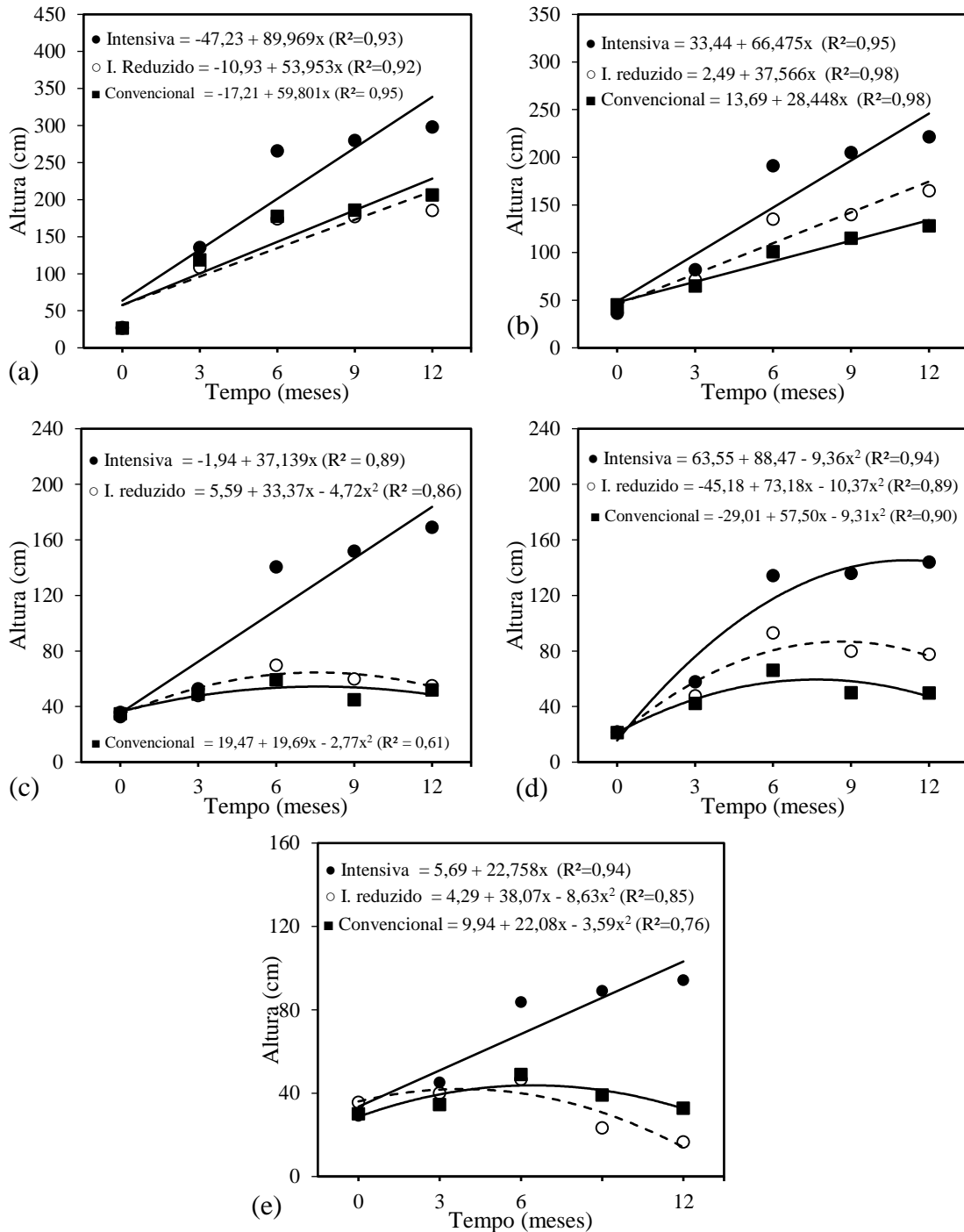


Barras verticais indicam o desvio padrão.  
Fonte: Autor (2018).

No que se refere ao crescimento das espécies após a ocorrência de geada, constatou-se diferenças significativas para o atributo altura e diâmetro do coleto das espécies pioneiras. Todas das espécies pioneiras avaliadas apresentaram os melhores resultados quando utilizada a silvicultura intensiva (Figura 23). As espécies secundárias não apresentaram alterações nos atributos morfológicos avaliados.

As espécies *S. mauritanum* e *S. terebinthifolius* apresentaram comportamento semelhante, com tendência crescente ao longo do período de avaliação em todas as práticas utilizadas. As demais espécies pioneiras utilizadas no estudo apresentaram considerável redução no crescimento sob as práticas silviculturais de baixo insumo e convencional, *C. speciosa* e *I. marginata*, aos 12 meses após o plantio, apresentaram altura igual ou inferior a aquela com que foram implantadas à campo.

Figura 20 - Crescimento em altura de: a) *S. mauritanium*; b) *S. terebinthifolius*; c) *C. speciosa*; d) *E. contortisiliquum*; e) *I. marginata*, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração em zona ripária no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Brasil

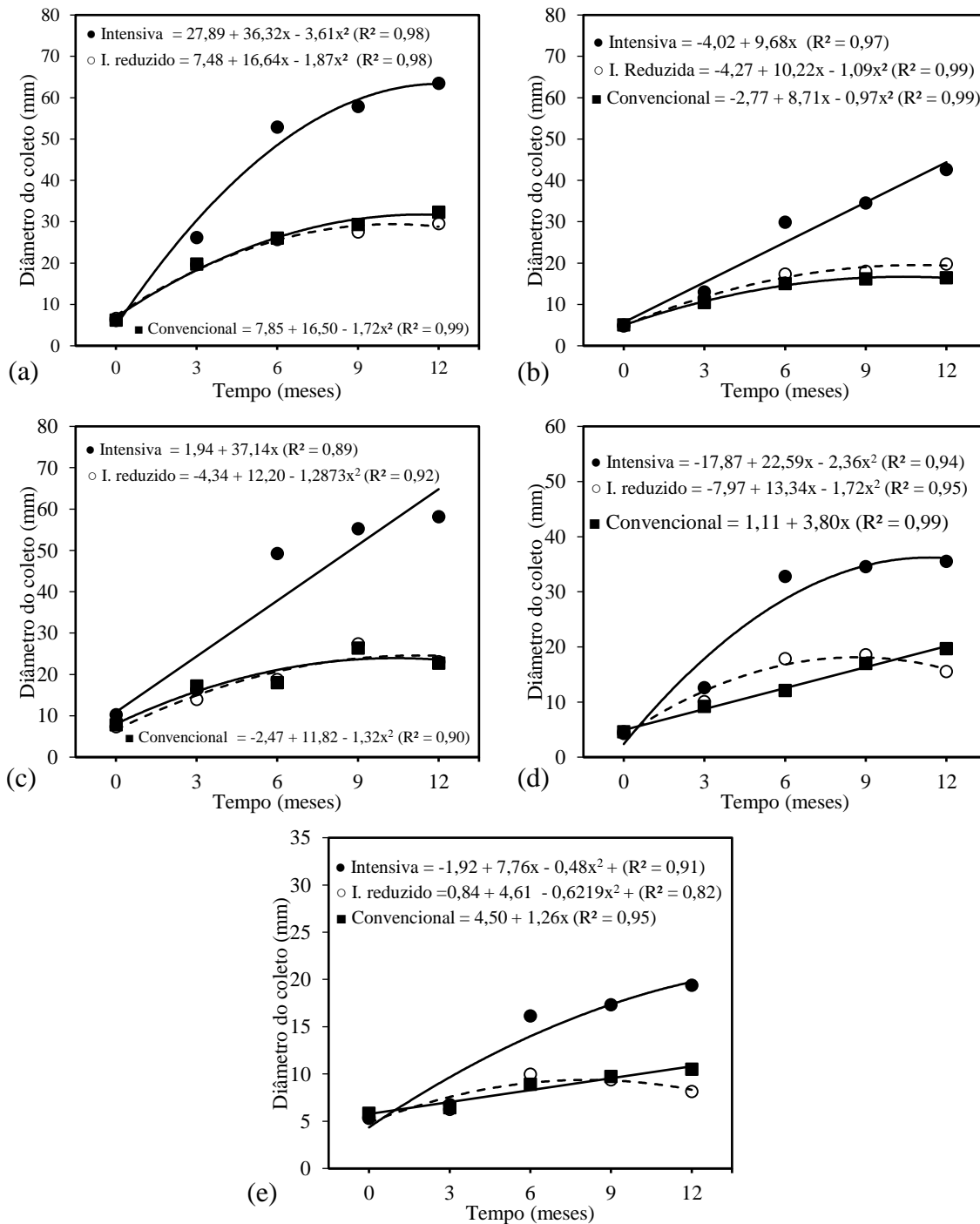


Fonte: Autor (2018).



No que se refere ao diâmetro do coleto o comportamento foi semelhante aos obtidos para a altura, sendo as maiores diferenças observadas para as espécies *S. mauritanium* e *C. speciosa* (Figura 24).

Figura 21 - Crescimento em diâmetro do coleto de: a) *S. mauritanium*; b) *S. terebinthifolius*; c) *C. speciosa*; d) *E. contortisiliquum*; e) *I. marginata*, em função de diferentes práticas silviculturais, em um plantio de restauração de mata ciliar no extremo sul do Bioma Mata Atlântica, Brasil



## 16 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos demonstram que, de maneira geral, a geada representa uma restrição importante no estabelecimento de espécies florestais no campo. A influência desse elemento climático sobre espécies florestais conduzidas em regiões subtropicais também foi verificada por outros autores. Gatti et al. (2008) verificaram efeitos negativos da geada sob o crescimento e padrão de distribuição de *Euterpe edulis*, na Floresta Atlântica da Argentina. Souza et al. (2011) ao estudar os efeitos da geada em diferentes espécies florestais conduzidas em sistema agroflorestal, observaram efeito positivo da cobertura do dossel. Rorato et al. (2017) em plantio de restauração no sul do Brasil identificaram diferentes padrões de comportamento de espécies florestais em função da ocorrência de geada.

A ocorrência de geadas na área experimental iniciou no final do outono, com valores de temperatura do ar que chegaram a atingir  $-0,5^{\circ}\text{C}$ , considerando que a diferença entre a temperatura medida na estação meteorológica (1,5 m da superfície) e a medida na relva apresenta uma diferença de  $2,2^{\circ}\text{C}$  (SAKAI; LARCHER, 1987). As geadas ocorridas nesta época podem ser classificadas como outonais (SOUZA et al., 2011), sendo o período onde são ocasionados os maiores danos, tendo em vista à atividade vegetativa existente e pelo fato das plantas apresentarem-se pouco rustificadas a menores temperaturas (PEREIRA et al., 2001).

Com relação as diferentes práticas silviculturais utilizadas, as espécies estudadas apresentaram comportamentos distintos, indicando que escolhas equivocadas podem comprometer o sucesso dos plantios florestais. *S. mauritanum* e *S. terebinthifolius* foram mais resistentes à geada, tendo no máximo 25% de área foliar danificada, não sendo sensível a prática silvicultural utilizada. A resistência a baixas temperaturas ( $< 0^{\circ}\text{C}$ ) é considerada um fator genético, envolvendo mudanças em nível de transcriptoma, proteoma e metaboloma (HINCHA et al., 2012). Conforme Steponkus et al. (1998), o aumento na concentração de solutos intracelulares e acúmulo de metabólitos representam mecanismos de proteção das plantas quando expostas a ocorrência de geadas.

As espécies *C. speciosa*, *I. marginata* e *E. contortisiliquum*, quando submetidas a práticas de silvicultura de baixo insumo e convencional, apresentaram aumento significativo no nível de dano causado pela ocorrência de geada. Sob tais condições foi verificado dano em toda a área foliar e parte do caule dos indivíduos. No entanto, quando utilizou-se a silvicultura intensiva as mesmas espécies demonstraram maior tolerância à geada, apresentando apenas danos na área foliar. De maneira geral, o dano foi cerca de 60, 42 e 51% menor quando utilizada silvicultura intensiva para *C. speciosa*, *I. marginata* e *E. contortisiliquum*, respectivamente.

De acordo com Vieira et al. (2003) a diferença na capacidade de tolerância à geada pode estar associada às diferenças fisiológicas e morfológicas existentes entre as espécies e até dentro de uma mesma espécie, podendo também a queima de tecidos da planta estar relacionada a fatores fisiológicos, anatômicos e genéticos. Nessa pesquisa, os resultados positivos quando utilizada a silvicultura intensiva para *C. speciosa*, *I. marginata* e *E. contortisiliquum* estão associados as mudanças em seus atributos morfológicos. As melhores condições silviculturais propiciadas pela silvicultura intensiva garantiram o rápido estabelecimento, e maiores taxas de crescimento em altura e diâmetro do coleto. Assim, no momento da ocorrência de geadas (menos de um ano após o plantio) as plantas apresentaram menor proporção de injúrias provocadas pelas baixas temperaturas, quando comparadas com indivíduos menores, os quais apresentaram toda a sua estrutura comprometida.

Adicionalmente, em sistemas com cobertura parcial ou total do solo, ocorre redução das trocas energéticas entre o solo e o ar, o que dificulta o aquecimento do solo durante o dia, fato que potencializa os danos de geada sobre a cultura nos estágios iniciais (KOVALESKI, 2015). Nesse sentido, nos sistemas de silvicultura de baixo insumo e convencional, a cobertura total do solo, seja, por plantas invasoras ou de cobertura (*Raphanus sativus* e *Canavalia ensiformis*), podem ter contribuído para a redução da temperatura do ar próximo ao solo.

Todas as espécies secundárias estudadas apresentaram desempenho positivo quanto a tolerância a ocorrência de geadas. As espécies do gênero *Trichilia* (*T. elegans* e *T. clausenii*) demonstraram menor nível de dano dentre as espécies deste grupo, sendo verificado injurias em menos de 25% da área foliar. *A. concolor* e *E. rostrifolia* foram mais sensíveis a geada, mas os danos não ultrapassaram 75% da área foliar das plantas. Dessa forma, as espécies secundárias utilizadas neste estudo podem ser classificadas como tolerantes a ocorrência de geadas, sendo pouco sensíveis a prática silvicultural utilizada.

O resultado satisfatório dessas espécies frente a ocorrência de geadas pode estar relacionado a ampla distribuição que possuem no âmbito da Floresta Estacional Subtropical, ocorrendo desde a região norte do estado (SCIPIONI et al., 2011; TURCHETTO et al., 2015) até a depressão central (TURCHETTO et al., 2017). Esse fato demonstra o potencial de adaptação e estabelecimento das espécies a condições adversas do meio ambiente, tolerando extremos climáticos como a ocorrência de geadas. Além disso, o uso da técnica do resgate de plântulas da regeneração natural de um fragmento próximo a área de estudo (TURCHETTO, 2015), pode ter conferido à estas maior resistência às condições climáticas da região. Conforme Turchetto et al. (2016) uma das principais vantagens do uso desta técnica é a produção de mudas adaptadas às suas regiões bioclimáticas.

No que se refere a sobrevivência das espécies estudadas, constatou-se comportamento semelhante ao observado para o nível de dano ocorrido em função da geada. *S. mauritianum* foi a espécie com maior resistência à geada, apresentando os melhores resultados quanto a sobrevivência, com valores acima de 90% em todas as práticas silviculturais avaliadas. As demais espécies pioneiras apresentaram resultado superior quando utilizada a silvicultura intensiva, demonstrando que o aumento nas taxas de crescimento inicial foi fundamental à manutenção dos indivíduos na área. Dentre as espécies destacaram-se *S. terebinthifolius* e *E. contortisiliquum*, as quais apresentaram 100% de sobrevivência quando utilizadas práticas silviculturais intensivas.

Entre as espécies secundárias os melhores resultados quanto à sobrevivência, ocorreram sob silvicultura intensiva, destacando-se *A. concolor*, *T. elegans* e *T. clausenii*, com taxa média de sobrevivência acima dos 90%. Esse sistema permitiu o rápido estabelecimento das espécies pioneiras, o que garantiu proteção às espécies secundárias em função. Conforme Pilau et al. (2007) o dossel das plantas diminui as perdas de energia durante a noite, interferindo nos valores de temperatura mínima, resultando no maior acúmulo de calor e menor dano na planta.

Nesse sentido, Rorato et al. (2017) destacam a importância da escolha de espécies com capacidade de tolerar os impactos negativos causados pela ocorrência de geada. Aliado a isso, torna-se de fundamental importância o uso de práticas silviculturais que promovam o rápido estabelecimento e crescimento inicial das plantas, permitindo que no momento de ocorrência das geadas, as plantas estejam mais resistentes. Conforme Campoe; Stape e Mendes (2010) o uso de práticas silviculturais intensivas garante melhores condições edafoclimáticas, reduzindo o estresse ambiental na fase inicial de estabelecimento.

Na análise dos dados de altura verificou-se que apenas *S. mauritianum* e *S. terebinthifolius* mantiveram o seu crescimento após a ocorrência de geadas, nas três práticas silviculturais utilizadas. *E. contortisiliquum*, *C. speciosa* e *I. marginata* foram sensíveis a prática silvicultural utilizada, apresentando redução de crescimento sob a silvicultura de baixo insumo e a convencional. *I. marginata* e *C. speciosa* na avaliação após a ocorrência das geadas (12 meses após o plantio) sob tais práticas, apresentaram altura inferior daquela que foram conduzidos à campo. Assim, embora tenham ficado dentro de uma escala que define tolerância a geada, seu desempenho após esse evento é negativo, sendo que sua indicação à restauração de áreas degradadas em ambientes de clima subtropical está condicionada ao uso de práticas silviculturais intensivas.

A redução de crescimento das plantas acaba por comprometer a continuidade do plantio, tendo em vista que estas passam a ser suscetíveis a outros extremos climáticos que possam

ocorrer. Conforme Pilon; Durigan (2013) em condições de suscetibilidade à geada o tempo de manutenção passa a ser prolongado indefinidamente. Assim, os danos acarretados pelas baixas temperaturas podem ser considerados como um dos principais estresses abióticos que desafiam o crescimento das plantas (MEGHA et al., 2014).

As comparações dos danos causados pela ocorrência de geadas, levam a classificações que são de difícil interpretação e comparação. Isso ocorre devido ao fato de que a formação de geada varia em cada ocasião de intensidade e duração, além do fato que a resistência das plantas pode variar conforme a idade, estágio vegetativo e atividade metabólica que estas apresentam no momento de ocorrência do fenômeno. No entanto, considera-se que as observações de injúrias às plantas, após eventos de geada, fornecem informações valiosas em relação aos limites específicos de resistência sob condições naturais e/ou sob modificações realizadas no ambiente, bem como sobre as consequências posteriores e o potencial de resiliência das espécies.

## 17 CONCLUSÃO

A geada pode comprometer a continuidade dos plantios florestais em regiões de clima subtropical ou propensas a sua ocorrência. As plantas apresentam respostas variáveis entre e dentro da mesma espécie, *S. mauritianum* foi a única espécie classificada como resistente a ocorrência de geada, sendo indicada para regiões susceptíveis, apresentando crescimento satisfatório.

As demais espécies estudadas, tanto as pioneiras *S. terebinthifolius*, *E. contortisiliquum*, *C. speciosa* e *I. marginata*, como as secundárias, *A. concolor*, *T. elegans*, *T. clausenii*. e *E. rostrifolia* sofreram influência da prática silvicultural utilizada. Plantas de tais espécies, quando conduzidas sob a silvicultura intensiva apresentaram menor grau de dano após a ocorrência de geada e tiveram maiores taxas de sobrevivência, condição a qual é indicado o seu uso. Contudo, *I. marginata* e *E. rostrifolia* em função da baixa taxa de sobrevivência, não são indicadas para áreas sujeitas a ocorrência de geada severas.

## 18 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A sazonalidade climática representa uma importante restrição em projetos de restauração florestal de ambientes degradados no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica. No entanto, dependendo do nível da ação antrópica os efeitos adversos de tais fenômenos tendem a ser minimizados.

De maneira geral, a remoção de até 50% dos indivíduos regenerantes não interfere na dinâmica da regeneração natural, podendo assim ser utilizada para aquelas espécies que apresentem elevada densidade de indivíduos no banco de plântulas. No entanto, mais estudos devem ser desenvolvidos, considerando maior período de avaliação da interferência do transplante de plântulas sobre a resiliência da comunidade vegetal.

Os dados obtidos até o presente momento indicam que em plantios de restauração de ambientes degradados na região Sul do Brasil, as espécies utilizadas além de capacidade de estabelecimento sob condições de sítio adversas, devem ser resistentes à ocorrência de extremos climáticos, que são fatores determinantes para o sucesso ou fracasso das intervenções.

Desse modo, *C. speciosa*, *S. mauritanum* e *S. terebinthifolius* são espécies pioneiras potenciais para a utilização em plantios com fins conservacionistas na região Sul do Brasil, pois além do alto potencial de estabelecimento e crescimento, mostraram-se resistentes a ocorrência de extremos climáticos. *E. contortisiliquum* também pode ser utilizada, contudo o plantio não deve ser realizado em regiões susceptíveis a ocorrência de geadas.

Entre as espécies secundárias *A. concolor*, *T. elegans* e *E. rostrifolia* oriundas do resgate de plântulas da regeneração natural, apresentaram elevada sobrevivência quando utilizado as práticas silviculturais intensiva e convencional. Assim, tanto as espécies como a técnica de transplante são potenciais para enriquecer plantios em ambientes degradados.

Estudos referentes a fisiologia de espécies florestais são fundamentais para avaliar a resposta de espécies arbóreas nativas às práticas silviculturais, no intuito de acelerar o processo de restauração. Os dados obtidos quanto ao teor de clorofila *a*, *b* e carotenoides e a fluorescência da clorofila *a*, indicam que espécies pioneiras submetidas a silvicultura intensiva tendem a elevar as taxas fotossintéticas, enquanto as secundárias em função do menor crescimento, não apresentaram mudanças significativas no aparato fotossintético.

## REFERÊNCIAS

- ADAMS, P. R. et al. The Impact of timing and duration of grass control on growth of a young *Eucalyptus Globulus* Labill. plantation. **New Forests**. v. 26, n. 2, p. 147-165, 2003.
- AIDE, T. M. Clues for tropical forest restoration. **Restoration Ecology**. v. 8, n. 4, p. 327-327, 2000.
- AFONSO, M. V. et al. Composição do substrato, vigor e parâmetros fisiológicos de mudas de timbaúva (*Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 6, p. 1019-1026, 2012.
- ALEXANDER , H. D.; MOCZYGEMBA, J.; DICK, K. Growth and survival of hornscrub forest seedlings in response to restoration strategies aimed at alleviating abiotic and biotic stressors. **Journal of Arid Environments**. v. 124, p. 180-188, 2016.
- ALMEIDA, C. M. et al. Análise de agrupamentos em remanescente de Floresta Estacional Decidual. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 3, p. 781-789, 2015.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's Climate Classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**. v. 22, n., p. 711-728, 2013.
- ALVARES, C. A.; SENTELHAS, P. C.; STAPE, J. L. Modeling monthly meteorological and agronomic frost days, based on minimum air temperature, in Center-Southern Brazil. **Theor Appl Climatol**. V. 128, P. 1-14, 2017
- ANDREIS, C. et al. Estudo Fenológico Em Três Fases Sucessionais De Uma Floresta Estacional Decidual No Município De Santa Tereza, Rs, Brasil. **Revista Árvore**. V. 29, n. 1, p. 55-63, 2005.
- ANDREW, S. M.; TOTLAND, Ø.; MOE, S. R. Spatial Variation in plant species richness and diversity along human disturbance and environmental gradients in a Tropical Wetland. **Wetlands Ecology and Management**. v. 23, n. 3, p. 395-404, 2015.
- ARAÚJO, E. C. M. Fotoinibição em espécies vegetais lenhosas, induzida por atrazina e avaliada por meio da fluorescência da clorofila. Teresina: Embrapa Meio-Norte, 2007. (Embrapa Meio-Norte, Documentos, 159). 17 p
- ATTANASIO, C. M. et al. A Importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**. v. 71, n., p. 493-501, 2012.
- BAKER, B. Chlorophyll Fluorescence: A Probe of Photosynthesis In Vivo. Annual Review of Plant Biology, Boca Raton, v.59, p.89-113, 2008.
- BARBOSA, L.M. Considerações Gerais e Modelos de Recuperação de Formações Ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO Fo, H.F. (Eds.). Matas Ciliares: Conservação e Recuperação. São Paulo, 2000. EDUSP, FAPESP. p. 289-312.



BINKLEY, D.; STAPE, J. L.; RYAN, M. G. Thinking about efficiency of resource use in forests. **Forest Ecology and Management**. v. 193, n. 1–2, p. 5-16, 2004.

BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos Legais Podem Contribuir Para a Restauração De Florestas Tropicais Biodiversas. **Revista Árvore**. v. 34, p. 455-470, 2010.

BRITO, E. R. et al. Identification of degraded áreas and classes of vegetal cover through geographical information system, for environmental adequacy. In: RODRIGUES, R. R., MARTINS, S. V., GANDOLFI, S. **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. Nova Science Publishers, New York, 2007, p. 247-260.

BROKAW, N., V. L.; SCHEINER, S. M. Species composition in gaps and structure of a Tropical Forest. **Ecology**. v. 70, n. 3, p. 538-541, 1989.

BROOKER, R. W. et al. Facilitation in plant communities: The past, the present, and the future. **Journal of Ecology**. v. 96, n. 1, p. 18-34, 2008.

CALEGARI, L. et al. Produção De Mudanças De Espécies Arbóreas Nativas Em Viveiro Via Resgate De Plantas Jovens. **Revista Árvore**. v. 35, n., p. 41-50, 2011.

CALLEGARO, R. M.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J. Fitossociologia de agrupamentos em Floresta Estacional Decidual no Parque Estadual Quarta Colônia, Agudo - RS. **Agrária**, Recife, v.9, n.4, p.590-598, 2014.

CALMON, M. et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**. v. 19, n. 2, p. 154-158, 2011.

CAMPOE, O. C. et al. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From Leaf physiology to survival and initial growth. **Forest Ecology and Management**.v. 313, n., p. 233-242, 2014.

CAMPOE, O. C.; STAPE, J. L.; MENDES, J. C. T. Can Intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic Forests? **Forest Ecology and Management**. V. 259, n. 9, p. 1808-1814, 2010.

CAMPOSTRINI, E. Fluorescência da clorofila a: Considerações teóricas e aplicações práticas. Universidade Estadual do Norte Fluminense. Apostila, 2001

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Embrapa florestas, Colombo, PR, 2006.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Embrapa florestas, Colombo, PR, 2003.

CATTERALL, C. P. et al. Can active restoration of tropical rainforest rescue biodiversity? A Case with bird community indicators. **Biological Conservation**. v. 146, n. 1, p. 53-61, 2012.

- CATTERALL, C. P.; KANOWSKI, J.; WARDELL-JOHNSON, J. Biodiversity and new forests: interacting processes, prospects and pitfalls of rainforest restoration. In: STORK, N., TURTON, S. **Living in a Dynamic Tropical Forest Landscape**. Wiley-Blackwell, Oxford, 2008, p. 510–525.
- CHARRA-VASKOU, K. et al. Drought and frost resistance of trees: A comparison of four species at different sites and altitudes. **Annals of Forest Science**. v. 69, n. 3, p. 325-333, 2012.
- CHARRIER, G. et al. Effects of environmental factors and management practices on microclimate, winter physiology, and frost resistance in trees. **Frontiers in Plant Science**. v. 6, p. 259, 2015.
- CHAVES, A. S.; PAIVA, H. N. Influência de diferentes períodos de sombreamento sobre a qualidade de mudas de fedegoso (*Senna macranthera* (Collad.) Irwin et Barn.). *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 65, p. 22-29, 2004.
- CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**. v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.
- CICCARESE, L.; MATTSSON, A.; PETTENELLA, D. Ecosystem services from forest restoration: Thinking ahead. **New Forests**. v. 43, n. 5, p. 543-560, 2012.
- CONNOR, S. et al. Hydrology of a forested riparian zone in an agricultural landscape of the humid tropics. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 180, n., p. 111-122, 2013.
- COOKE, S. J.; SUSKI, C. D. Ecological restoration and physiology: An overdue integration. **BioScience**. V. 58, n. 10, p. 957-968, 2008.
- COPELAND, L. O.; MCDONALD, M. B. **Principles of Seed Science and Technology**. Kluwer Academic Publishers, London, 2001.
- CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A., **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro - Região Sul**. In: MMA (Ed.), Brasília p. 934, 2011.
- CRONE, E. E. et al. Ability of matrix models to explain the past and predict the future of plant populations. **Conservation Biology**. v. 27, n. 5, p. 968-978, 2013.
- CURRAN, T. J.; REID, E. M.; SKORIK, C. Effects of a severe frost on riparian rainforest restoration in the Australian wet tropics: foliage retention by species and the role of forest shelter. **Restoration Ecology**. v. 18, n. 4, p. 408-413, 2010.
- DALLING, J. W.; SWAINE, M. D.; GARWOOD, N. C. Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. **Ecology**. v. 79, n. 2, p. 564-578, 1998.
- DEAN, W. **A ferro e fogo: A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. . Companhia das Letras, São Paulo, 1996.

DENSLOW, J. S. Gap Partitioning among Tropical Rainforest Trees. **Biotropica**. v. 12, n. 2, p. 47-55, 1980.

DIAS, D. P.; MARENCO, R. A. Photoinhibition of photosynthesis in *Minquartia guianensis* and *Swietenia macrophylla* inferred by monitoring the initial fluorescence. **Photosynthetica**, v. 44: p. 235-240, 2006.

DURIGAN, G. et al. Normas jurídicas para a restauração ecológica: Uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? **Revista Árvore**. v. 34, n., p. 471-485, 2010.

ELLIOTT, S. et al. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in Northern Thailand based on field performance. **Forest Ecology and Management**. v. 184, n. 1-3, p. 177-191, 2003.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**, Brasília, 2013.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo State, Brazil. **Forest Ecology and Management**. v. 152, n. 1-3, p. 169-181, 2001.

EYLES, A. et al. Ecophysiological responses of a young blue gum (*Eucalyptus globulus*) Plantation to weed control. **Tree Physiology**. v. 32, n. 8, p. 1008-1020, 2012.

FEREZ, A. P. C. et al. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic Forests in Brazil. **Forest Ecology and Management**. v. 350, n., p. 40-45, 2015.

FERRAZ, S. E. T.; ROBERTI, D. R. Padrões climáticos na região do extremo sul do Planalto Meridional Brasileiro. In: SCHUMACHER, M. V., LONGHI, S. J., BRUM, E. J., KILCA, R. V. (Eds.). **A Floresta Estacional Subtropical: Caracterização e ecologia no Rebordo do Planalto Meridional**. Pallotti, Santa Maria, 2011.

FERREIRA, D. F. Sisvar: A guide for its bootstrap procedures in multiple comparisons. **Ciência e Agrotecnologia**. v. 38, n., p. 109-112, 2014.

FLEIG, F. D.; SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. Influência do espaçamento e idade da brotação na morfometria de povoamentos de *Ilex paraguariensis* St. Hill. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 73-88, 2003.

FONSECA, C. E. L. da. et al. Recuperação da vegetação de Matas de Galeria: estudos de caso no Distrito Federal e entorno. In: RIBEIRO, J. F.; FONSECA, C. E. L.; SOUZA-SILVA, J. C. **Cerrado - caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina, 2001. v.1. p.815-867.

FONTES, R. V. et al. Atividade da redutase e fluorescência da clorofila *a* em mamoeiro. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v.30, n.1, p.252-254, 2008.

FRAGOSO, R. d. O. et al. Recuperação de área degradada no domínio Floresta Estacional Semidecidual sob diferentes tratamentos. **Ciência Florestal**. v. 26, n., p. 699-711, 2016.

- GATTI, M. G. et al. Frost resistance in the tropical palm *Euterpe edulis* and its pattern of distribution in the Atlantic Forest of Argentina. **Forest Ecology and Management**. v. 256, n. 4, p. 633-640, 2008.
- GERHARDT, K.; HYTTEBORN, H.; XE; KAN. Natural dynamics and regeneration methods in tropical dry forests: An introduction. **Journal of Vegetation Science**. V. 3, n. 3, p. 361-364, 1992.
- GIACOMINI, S. J. et al. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 38, n., p. 1097-1104, 2003.
- GONÇALVES, J. L. d. M. et al. Silvicultural effects on the productivity and wood quality of *Eucalypt* plantations. **Forest Ecology and Management**. v. 193, n. 1-2, p. 45-61, 2004.
- GUO, Y.-P.; ZHOU, H.-F.; ZHANG, L.-C. Photosynthetic characteristics and protective mechanisms against photooxidation during high temperature stress in two citrus species. **Scientia Horticulturae**. v. 108, n. 3, p. 260-267, 2006.
- HAASE, D. L. Understanding forest seedling quality: measurements and Interpretation. *Tree Planters' Notes*, Washington, v. 52, p. 24-30, 2008.
- HIGA, R. C. V.; HIGA, A. R.; SOUZA, M. V. R. Resistência e resiliência a geadas em *Eucalyptus dunnii* maiden plantados em Campo do Tenente, Pr. **Boletim de Pesquisas Florestais**. v. 40, n., p. 67-76, 2000.
- HINCHA, D. K.; ESPINOZA, C.; ZUTHER, E. Transcriptomic and metabolomic approaches to the analysis of plant freezing tolerance and cold acclimation. In: TUTEJA, N., GILL, S. S., TIBURCIO, A. F., TUTEJA, R. (Eds.), **Improving Crop Resistance to Abiotic Stress**. Wiley-Blackwell, Berlin, 2012.
- HOLL, K. D. Old field vegetation succession in the neotropics. In: CRAMER, V. A., HOBBS, R. J. (Eds.). **Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland**. Island Press, Washington, pp. 93-117, 2007.
- HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**. v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.
- HUANG, Z. et al. Foliar  $\Delta^{13}C$  and  $\Delta^{18}O$  reveal differential physiological responses of canopy foliage to pre-planting weed control in a young spotted gum (*Corymbia citriodora* Subsp. *Variiegata*) plantation. **Tree Physiology**. v. 28, n. 10, p. 1535-1543, 2008.
- IBGE. **Geografia do Brasil - Região Sul**. In, Rio de Janeiro, pp. 113-150, 1990.
- KAGEYAMA, P.; GANDARA, F. Restauração e conservação de ecossistemas tropicais. In: CULLEN JR., L., VALLADARES-PÁDUA, C., RUDRAN, R. **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba p. 383-394, 2003.

- KERR, J. T.; CURRIE, D. J. Effects of human activity on global extinction risk. **Conservation Biology**. v. 9, n. 6, p. 1528-1538, 1995.
- KHURANA, E.; SINGH, J. S. Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest. A review. **Environmental Conservation**. v. 28, n. 1, p. 39-52, 2001.
- KOVALESKI, S. **Efeitos da geada em canola (*Brassic napus* L.) em função da distribuição de palha na superfície do solo**. 2015. 157 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2015.
- KOZLOWSKI, T. T.; KRAMER, P. J.; PALLARDY, S. G. T. **Physiological ecology of woody plants**. Academic Press, San Diego. 1991. p. 168-211.
- KRAUSE, G. H.; WEIS, E. Chlorophyll fluorescence and photosynthesis: The basics. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, v. 42, p. 313-349, 1991.
- LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**. v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005.
- LANDIS, T. D.; DUMROESE, R. K.; HAASE, D. L. Seedling processing, storage, and outplanting. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, 2010.
- LARCHER, W., *Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Springer Verlag, New York, 2005.
- LEITÃO FILHO, H. F. et al. **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão (SP)**, São Paulo, 1993.
- LEONHARDT, C. et al. Morfologia e desenvolvimento de plântulas de 29 espécies arbóreas nativas da área da bacia hidrográfica do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Botânica**. V. 63, n. 1, p. 5-14, 2008.
- LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. O papel do ecossistema ripário. In: LIMA, W. P., ZAKIA, M. J. B. (Eds.). **As Florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. RiMa, São Carlos, 2006, p. 77-87.
- LINARES-PALOMINO, R.; PONCE ALVAREZ, S. I. Tree community patterns in seasonally dry tropical forests in the Cerros de Amotape Cordillera, Tumbes, Peru. **Forest Ecology and Management**. v. 209, n. 3, p. 261-272, 2005.
- LIU, Y. et al. The Long-Term effects of reforestation on soil microbial biomass carbon in sub-tropic severe red soil degradation areas. **Forest Ecology and Management**. V. 285, n., p. 77-84, 2012.
- MANTOVANI, M. et al. Fenologia reprodutiva de espécies arbóreas em uma formação secundária da floresta atlântica. **Revista Árvore**. V. 27, n., p. 451-458, 2003.

MARCUZZO, S. B.; ARAUJO, M. A.; GASPARIN, E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidades de conservação: um estudo de caso no sul do Brasil. **Floresta**. V. 45, n. 1, p. 129-140, 2014.

MARTINI, A. M. Z. et al. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**. V. 16, n. 11, p. 3111-3128, 2007.

MARTINS, S., V. **Recuperação de matas ciliares**. Aprenda fácil, Viçosa, 2007, 255 p.

MARTINS, S. V. et al. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. UFV, Viçosa, p. 371, 2012.

MATEUS, G. P.; WUTKE, L. B. Espécies de leguminosas utilizadas como adubos verdes. **Pesquisa & Tecnologia**, Campinas, v. 3, n.1, p.1-15, 2006.

MCCRARY, J. K.; WALSH, B.; HAMMETT, A. L. Species, sources, seasonality, and sustainability of fuelwood commercialization in Masaya, Nicaragua. **Forest Ecology and Management**. V. 205, n. 1, p. 299-309, 2005.

MCCUNE, B.; GRACE, J. B. **Analysis of ecological communities**. Gleneden Beach, Oregon, 2002.

MCLAREN, K. P.; MCDONALD, M. A. Coppice regrowth in a disturbed tropical dry limestone forest in Jamaica. **Forest Ecology and Management**. V. 180, n. 1-3, p. 99-111, 2003.

MEDEIROS, W. N. et al. Crescimento inicial e concentração de nutrientes em clones de *Eucalyptus urophylla* x *Eucalyptus grandis* sob interferência de plantas daninhas. **Ciência Florestal**. V. 26, n., p. 147-157, 2016.

MEGHA, S.; BASU, U.; KAV, N. N. V. Metabolic engineering of cold tolerance in plants. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**. V. 3, n. 1, p. 88-95, 2014.

MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.31, n.2, p.321-328, 2007.

MELO, A. C. G. et al. Atributos de espécies arbóreas e a facilitação da regeneração natural em plantio heterogêneo de mata ciliar. **Scientia Forestalis**. V. 43, n. 106, p. 333-344, 2015.

MELO, F. P. L. et al. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: GUI FERREIRA ALFREDO, B. F. (Ed.), **Germinação: do básico ao aplicado**. São Paulo, 2004, p. 237-250.

METZ, M. R. et al. Temporal and spatial variability in seedling dynamics: A cross-site comparison in four lowland tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**. V. 24, n. 1, p. 9-18, 2008.

METZGER, J. P. et al. Brazilian law: full speed in reverse? **Science**. V. 329, n. 5989, p. 276-277, 2010.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. Cemex, Washington, DC, 2004.

MOILANEN, A. et al. How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. **Restoration Ecology**. V. 17, n. 4, p. 470-478, 2009.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. V. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NERY, J. T. Dinâmica climática da região sul do Brasil. **Revista brasileira de climatologia**. V. 1, n. 1, p. 14, 2004.

NUNES, Y. R. F. et al. Sobrevivência e crescimento de sete espécies arbóreas nativas em uma área degradada de Floresta Estacional Decidual, Norte de Minas Gerais. **Revista Árvore**. V. 39, n., p. 801-810, 2015.

OLIVEIRA, L. M. d.; DAVIDE, A. C.; CARVALHO, M. L. M. d. Avaliação de métodos para quebra da dormência e para a desinfestação de sementes de canafístula (*Peltophorum dubium* (Sprengel) Taubert. **Revista Árvore**. V. 27, n., p. 597-603, 2003.

OMONDI, S. F. et al. Effects of anthropogenic disturbances on natural regeneration and population structure of gum arabic tree (*Acacia senegal*) in the Woodlands of Lake Baringo Ecosystem, Kenya. **Journal of Forestry Research**. p. 1-11, 2016.

PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; POFF, N. L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology**. v. 5, n. 4, p. 291-300, 1997.

PANDA D.; SHARMA S. G.; SARKAR R. K. Chlorophyll fluorescence parameters, CO<sub>2</sub> photosynthetic rate and regeneration capacity as a result of complete submergence and subsequent re-emergence in rice (*Oryza sativa* L.). **Aquatic Botany**, v. 88, n. 2, p. 127-133, 2008.

PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**. V. 99, n. 1-2, p. 1-7, 1997.

PEREIRA, A. R.; ANGELOCCI, L. R.; SENTELHAS, P. C. **Agrometeorologia: fundamentos e aplicações práticas**, Guaíba, 2001.

PILAU, F. G.; ANGELOCCI, L. R.; SCARPARI, J. A. Radiation balance of an orange tree in orchard and its relation with global solar radiation and grass net radiatio. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**. V. 15, n. 3, p. 9, 2007.

PILON, N. A.; DURIGAN, G. Critérios para indicação de espécies prioritárias para a restauração da vegetação de cerrado. **Scientia Forestalis**. V. 41, n. 99, p. 10, 2013.

PIMENTEL, C.; BERNACCHI, C.; LONG, S. Limitations to photosynthesis at different temperatures in the leaves of citrus limon. **Brazilian Journal of Plant Physiology**. V. 19, n., p. 141-147, 2007.

PINTO, L. P. et al. A Mata Atlântica. In: RODRIGUES, R. R., BRANCALION, P. H. S., ISERNHAGEN, I. (Eds.). **Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Instituto BioAtlântica, São Paulo, p. 256, 2009.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Projeto madeira de Santa Catarina**. Sellowia, Itajai, 1978.

RIBEIRO, R. V.; MACHADO, E. C. Some aspects of citrus ecophysiology in subtropical climates: re-visiting photosynthesis under natural conditions. **Brazilian Journal of Plant Physiology**. V. 19, n., p. 393-411, 2007.

RIBEIRO, R. V.; MACHADO, E. C.; OLIVEIRA, R. F. d. Temperature response of photosynthesis and its interaction with light intensity in sweet orange leaf discs under non-photorespiratory condition. **Ciência e Agrotecnologia**. V. 30, n., p. 670-678, 2006.

RITCHIE, T. D. et al. Assessing Plant Quality. In: LANDIS, T. D.; DUMROESE, R. K.; HAASE, D. L. **The Container Tree Nursery Manual**. v. 7, Seedling Processing, Storage, and Outplanting. Agric. Handbk. 674. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, cap. 2. p.19-81, 2010.

RODRIGUES NOGUEIRA, L. J. et al. Soil dynamics and carbon stocks 10 years after restoration of degraded land using atlantic forest tree species. **2011**. V. 20, n. 3, p. 10, 2011.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R., LEITÃO-FILHO, H. d. F. (Eds.). **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. EDUSP, São Paulo, pp. 235-247, 2004.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**. V. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009.

RORATO, D. G.; ARAUJO, M. M.; TABALDI, L. A.; TURCHETTO, F.; GRIEBELER, A. M.; BERGHETTI, Á. L. P.; BARBOSA, F. M. Tolerance and resilience of forest species to frost in restoration planting in Southern Brazil. **Restoration Ecology**. 2017.

RUIZ-JAEN, M. C.; MITCHELL AIDE, T. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**. V. 13, n. 3, p. 569-577, 2005.

RYAN, M. G. et al. Factors controlling *Eucalyptus* productivity: How water availability and stand structure alter production and carbon allocation. **Forest Ecology and Management**. V. 259, n. 9, p. 1695-1703, 2010.

SAKAI, A.; LARCHER, W. **Frost survival of plants: responses and adaptations to freezing stress**, Berlim, 1987.

SALLA, L.; RODRIGUES, J. C.; MARENCO, R. A. Teores de clorofila em árvores tropicais determinados com o SPAD-502. Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 5, supl. 2, p. 159-161, jul. 2007.



SCCOTI, M. S. V. et al. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual. **Ciência Florestal**. V. 21, n. 3, p. 459-472, 2011.

SCHIEVENIN, D. F. et al. Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba-SP. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal** V. 19, n. 1, p., 2011.

SCHWENK, W. S.; DONOVAN, T. M. A multispecies framework for landscape conservation planning un marco de referencia con múltiples especies para la planificación de la conservación del paisaje. **Conservation Biology**. V. 25, n. 5, p. 1010-1021, 2011.

SCIPIONI, M. C. et al. Fitossociologia Em Fragmento Florestal No Noroeste Do Estado Do Rio Grande Do Sul. **Ciência Florestal**. V. 21, n., p. 409-419, 2011.

SHRESTHA, K. et al. Characterisation of the soil microbial community of cultivated and uncultivated vertisol in australia under several management regimes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. V. 199, n., p. 418-427, 2015.

SMITH, L. B.; DOWNS, R. J. Solanáceas. In: REITZ, R. (Ed.). **Flora ilustrada catarinenses. Herbário Barbosa Rodrigues** Itajaí, p. 321, 1966.

SOUZA, V. Q. d. et al. Resistência de espécies arbóreas submetidas a extremos climáticos de geada em diferentes sistemas agroflorestais. **Ciência Rural**. V. 41, n., p. 972-977, 2011.

STAPE, J. L. et al. A twin-plot approach to determine nutrient limitation and potential productivity in *Eucalyptus* plantations at landscape scales in Brazil. **Forest Ecology and Management**. V. 223, n. 1–3, p. 358-362, 2006.

STEPONKUS, P. L. et al. Mode of action of the Cor15a Gene on the freezing tolerance of arabidopsis Thaliana. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. V. 95, n. 24, p. 14570-14575, 1998.

STEVENSON, B. A.; SMALE, M. C. Seed bed treatment effects on vegetation and seedling establishment in a New Zealand pasture one year after seeding with native woody species. **Ecological Management & Restoration**. v. 6, n. 2, p. 124-131, 2005.

STIRBET, A.; GOVINDJEE. On the relation between the Kautsky effect (chlorophyll a fluorescence induction) and Photosystem II: Basics and applications of the OJIP fluorescence transient. **Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology**, New York, v.104, p. 236–257, 2011.

STREIT, N. M. et al. As clorofilas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.35, n.3, p.748-755, 2005.

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

TABARELLI, M. et al. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest retos y oportunidades para la conservación de biodiversidad en El Bosque Atlántico Brasileño. **Conservation Biology**. V. 19, n. 3, p. 695-700, 2005.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I. M.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. Artmed, Porto Alegre, 2017.

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY, G. An Update of the Angiosperm Phylogeny Group Classification for the orders and families of flowering plants: Apg Iii. **Botanical Journal of the Linnean Society**. V. 161, n. 2, p. 105-121, 2009.

TURCHETTO, F. **Potencial do banco de plântulas como estratégia para restauração florestal no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica**. 2015. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

TURCHETTO, F. et al. Phytosociology as a tool for forest restoration: A study case in the extreme South of Atlantic Forest Biome. **Biodiversity and Conservation**. V. 23, p. 1-18, 2017.

TURCHETTO, F. et al. Can transplantation of forest seedlings be a strategy to enrich seedling production in plant nurseries? **Forest Ecology and Management**. V. 375, p. 96-104, 2016.

TURCHETTO, F. et al. Estrutura de um fragmento de Floresta Estacional Decidual na Região do Alto-Uruguaí, RS. **Agraria**. V. 10, 2015.

VACCARO, S.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Aspectos da composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma Floresta Estacional Decidual, no Município de Santa Tereza - RS. **Ciência Florestal**. V. 9, n. 1, p. 1-18, 1999.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Avaliação temporal da regeneração natural em uma Floresta Estacional Semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**. V. 35, p. 473-483, 2011.

VIANI, R. A. G.; BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R. Corte foliar e tempo de transplante para o uso de plântulas do sub-bosque na restauração florestal. **Revista Árvore**. V. 36, p. 331-339, 2012.

VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R. Impacto da remoção de plântulas sobre a estrutura da comunidade regenerante de Floresta Estacional Semidecidual. **Acta Botanica Brasilica**. V. 22, p. 1015-1026, 2008.

VIEIRA, A. R. R.; FEISTAUER, D.; SILVA, V. P. d. Adaptação de espécies arbóreas nativas em um sistema agrossilvicultural, submetidas a extremos climáticos de geada na região de Florianópolis. **Revista Árvore**. V. 27, p. 627-634, 2003.

WHEELER, J. A.; FREY, S. D.; STINSON, K. A. Tree seedling responses to multiple environmental stresses: Interactive effects of soil warming, nitrogen fertilization, and plant invasion. **Forest Ecology and Management**. v. 403, p. 44-51, 2017.

WORTLEY, L.; HERO, J.-M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: A Review of the literature. **Restoration Ecology**. V. 21, n. 5, p. 537-543, 2013.

WYDHAYAGARN, C.; ELLIOTT, S.; WANGPAKAPATTANAWONG, P. Bird communities and seedling recruitment in restoring Seasonally Dry Forest using the framework species method in Northern Thailand. **New Forests**. V. 38, n. 1, p. 81-97, 2009.

YADAV, S. K. Cold stress tolerance mechanisms in plants. A Review. **Agronomy for Sustainable Development**. V. 30, n. 3, p. 515-527, 2010.

ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Produção de mudas de espécies das restingas do município do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. V. 18, n., p. 161-176, 2004.

ZHANG, F. et al. The effect of cold stress on endogenous hormones and CBF 1 homolog in four contrasting bamboo species. **Journal of Forest Research**. V. 17, n. 1, p. 72-78, 2012.

ZIMDAHL, R. The Concept and Application of the Critical Weedfree Period. . In: ALITERI, M. A., LIEBMAN, M. (Eds.). **Weed management in agroecosystems: Ecological Approaches**. CRC Press, Boca Raton, pp. 145–155, 1988.

## APÊNDICES

Apêndice A - Valores relativos aos atributos químicos e físicos do solo e interpretação, conforme a SBCS/CQFS (2004) para a área de estudo

	<b>Atributos</b>	<b>Valor</b>	<b>Interpretação</b>
Análise Química	pH água	5,0	Baixo
	Alumínio (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>3</sup> )	0,4	-
	Cálcio (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>3</sup> )	8,2	Alto
	Magnésio (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>3</sup> )	2,7	Alto
	Potássio (mg.dm <sup>3</sup> )	188,0	Muito alto
	Fósforo (mg.dm <sup>3</sup> )	3,1	Muito Baixo
	Enxofre (mg.dm <sup>3</sup> )	22,9	Alto
	Cobre (mg.dm <sup>3</sup> )	1,1	Alto
	Zinco (mg.dm <sup>3</sup> )	8,1	Alto
	Boro (mg.dm <sup>3</sup> )	0,8	Alto
	MO (%)	1,6	Baixa
	m% (%)	1,8	Baixo
	V (%)	78,8	Médio
	CTC efetiva (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>3</sup> )	11,8	Médio
CTC pH 7 (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>3</sup> )	13,67	Muito Baixo	
Análise Física	Areia grossa (2-0,2 mm)	12,61	
	Areia fina (0,2-0,05 mm)	33,39	
	Silte (0,05-0,002 mm)	32,82	
	Argila (<0,002 mm)	21,35	
	Classe textural	Franco	

Sendo: pH água: acidez ativa; P: fósforo extraído pelo método Mehlich; MO: matéria orgânica; m%: saturação por alumínio; V: saturação por bases; CTC efetiva: capacidade de troca de cátions efetiva; CTC pH7: capacidade de troca de cátions potencial.

Apêndice B - Subsolação da linha de plantio (a), abertura manual das covas (b), cova aberta (c) e plantio das mudas (d), em um plantio de restauração no extremo sul do Bioma Mata atlântica.



Apêndice C - Efeito da silvicultura de baixo insumo (a) e da silvicultura intensiva (b) sob o crescimento de *Solanum mauritianum*, 12 meses após o plantio.



Apêndice D - Efeito da ocorrência de geada sob as espécies *Enterolobium contortisiliquum* (a) e *Ceiba speciosa* (b), em plantio de restauração no extremo Sul do Bioma Mata Atlântica

