

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

**Roselene Marostega Felker**

**REGENERAÇÃO NATURAL E RELAÇÕES AMBIENTAIS EM ÁREA  
DE CONTROLE DE *Bambusa tuldoides* Munro.**

Santa Maria, RS  
2018

**Roselene Marostega Felker**

**REGENERAÇÃO NATURAL E RELAÇÕES AMBIENTAIS EM ÁREA DE  
CONTROLE DE *Bambusa tuldoides* Munro.**

Tese de doutorado apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal de Santa Maria, como requisito para obtenção do título de **Doutora em Engenharia Florestal**

Orientador: Prof<sup>o</sup> Dr. Solon Jonas Longhi

Santa Maria, RS  
2018

FELKER, ROSELENE MAROSTEGA  
REGENERAÇÃO NATURAL E RELAÇÕES AMBIENTAIS EM ÁREA DE  
CONTROLE DE *Bambusa tuldoides* Munro. / ROSELENE  
MAROSTEGA FELKER.- 2018.  
161 p.; 30 cm

Orientador: SOLON JONAS LONGHI  
Coorientadora: ANA PAULA MOREIRA ROVEDDER  
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa  
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós  
Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2018

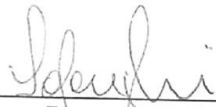
1. Regeneração. 2. Chuva de sementes. 3. Banco de  
plântulas. 4. Fauna edáfica 5. Eldorado do Sul. I.  
LONGHI, SOLON JONAS II. ROVEDDER, ANA PAULA MOREIRA III.  
Título.

**Roselene Marostega Felker**

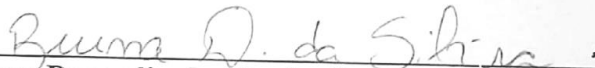
**REGENERAÇÃO NATURAL E RELAÇÕES AMBIENTAIS EM ÁREA DE  
CONTROLE DE *Bambusa tuldoides* Munro.**

Tese de doutorado apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal de Santa Maria, como requisito para obtenção do título de Doutor (a) em Engenharia Florestal

**Aprovado em: 16 de fevereiro de 2018**



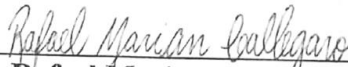
**Solon Jonas Longhi Dr. (UFSM)  
(Presidente orientador)**



**Bruna Denardin da Silveira Dra. (UNIPAMPA)**



**Josita Soares Monteiro Dra. (UESM)**



**Rafael Marian Callegaro (UFES)**



**Ricardo Bergamo Schenato Dr. (UFSM)**

**Santa Maria, RS  
2018**

## DEDICATÓRIA

*‘Ao meu paizinho Ernandes Vitor Felker (in memorium), que sempre acreditou em mim e sempre me deu forças para lutar. Pai!! Cada linha desse trabalho é em sua homenagem, o doutor lavrador que não tinha nem ensino fundamental, mas que me ensinou mais que qualquer professor! Eu te amo!!’*

*‘A minha mãezinha Marilene Marostega Felker (in memorium), pelo amor incondicional, pelo teu abraço, de que tanta falta sinto! Obrigada mãe, eu te amo!!’*

Ao chão onde nasci e me criei, a terra e a casinha de madeira onde não faltava alegria e amor!! À simplicidade do interior... ao lugar que meus pais tanto amavam - Comunidade de Esquina Buriti, Tuparendi, RS .... GRATIDÃO!!

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus protetores, por permitir que mais uma batalha seja vencida, pela força e amparo durante esse trajeto.

À prof. Ana Paula Rovedder pela oportunidade, o convívio, a amizade, a parceria e principalmente pela confiança, que vem desde 2011. Agradeço também pelo amparo, pela dedicação, pelo zelo que tem por cada um de nós, seus orientados e co-orientados, indo muito além de uma simples parceria profissional.

Agradeço igualmente ao meu orientador prof. Solon Jonas Longhi pela orientação no doutorado e pela grande ajuda nos projetos, artigos e análises.

À banca pela disponibilidade de estar presente e contribuir para a finalização desse trabalho.

Agradeço a CMPC Celulose Riograndense, pelo recurso financeiro e disponibilização das áreas de estudo. Ao Elias Frank Araújo pela parceria a campo, organização de equipes, discussões de metodologias, resultado e, pela amizade. À SERTEF e todos os funcionários que acompanharam o projeto, ajudando nas lidas de campo, muito obrigada!!

Também quero agradecer meus colegas do Núcleo de Estudos e Pesquisas em Recuperação de Áreas Degradadas (NEPRADE) pelas saídas de campo, trocas de conhecimento e pela parceria diária. Agradeço em especial os colegas Rodrigo, Betina e Márcio pela ajuda nas coletas de campo e laboratório, triagem de sementes e contagem e identificação dos artrópodes que foram árduas e dispensaram muito tempo.

Agradeço a parceria das amigas Maureen, Idiane, Betina, Suelen, Ana Araújo, a quem também dedico esse trabalho!

À minha família, aos meus pais Ernandes Vitor Felker (*in memorium*) e Marilene Marostega Felker (*in memorium*), aos meus irmãos Adelar e Rosemari. Ao meu namorado João Maicon e meu filhote peludo Taz, que espantavam qualquer tristeza com um abraço apertado.

Obrigada a todos!!!

*'Era uma vez  
O dia em que todo dia era bom  
Delicioso gosto e o bom gosto das nuvens serem feitas de algodão  
Dava pra ser herói no mesmo dia em que escolhia ser vilão  
E acabava tudo em lanche  
Um banho quente e talvez um arranhão*

*É que a gente quer crescer  
E quando cresce quer voltar do início  
Porque um joelho ralado dói bem menos que um coração partido'*

*(...)*

**Kell Smith**

## RESUMO

### REGENERAÇÃO NATURAL E RELAÇÕES AMBIENTAIS EM ÁREA DE CONTROLE DE *Bambusa tuldooides* Munro.

AUTORA: Roselene Marostega Felker

ORIENTADOR: Solon Jonas Longhi

Bambus podem representar riscos à sustentabilidade ambiental à medida que formam adensamentos e ocasionam competição, na busca de recursos com as espécies nativas. Diante dessa problemática, técnicas de controle de bambus podem ser uma ferramenta importante na recuperação destas áreas. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar áreas submetidas a diferentes controles de bambu, monitorando os mecanismos de regeneração e bioindicadores do solo. Foram aplicados dois tratamentos de controle (mecânico e químico) e mantidas duas áreas testemunhas, uma de mata nativa e outra de bambus (MN: Testemunha Mata Nativa; BT: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BA: Tratamento Mecânico), em dezembro de 2014. Após a aplicação dos controles, procedeu-se o monitoramento da regeneração, chuva de sementes, banco de sementes, bioindicadores do solo e variáveis ambientais em cada uma das áreas de controle. A regeneração natural, foi avaliada utilizando o intervalo de classe de  $30 \leq H \leq 130$  cm, realizada em 80 subparcelas de 1 m x 1 m em cada área, nos anos de 2015 e 2017. Em BA, procedeu-se análise de cobertura do solo e porcentagem de rebrota de bambus. A regeneração foi analisada quanto a diversidade, riqueza, similaridade e também relacionada com variáveis ambientais (propriedades químico-físicas do solo e luminosidade). A chuva de sementes foi avaliada no período de agosto de 2015 a julho de 2016, através de 10 coletores de 1 m x 1 m, em cada área. Foram calculados os índices de diversidade, riqueza e similaridade florística. As sementes foram diferenciadas em morfoespécies e classificadas quanto a forma de dispersão. Para o banco de sementes foram retiradas dez amostras de solo por área, em maio de 2015, levados a casa de vegetação e avaliada a emergência, composição florística, densidade e similaridade. Os bioindicadores do solo foram coletados em dois períodos pós aplicação de controles (maio e outubro), através de armadilhas, tipo "PROVID", com dez repetições para cada área de controle, sendo identificados os artrópodes em grupos taxonômicos. Foram contabilizados e identificados os grupos e analisadas a diversidade, similaridade e correlações com as áreas e propriedades dos solos. Constatou-se que os tratamentos de controle foram eficientes na retomada da sucessão, não apresentando danos fitossanitários na regeneração e bioindicadores do solo. No entanto, observaram-se impactos de maior grau no tratamento mecânico (BA), principalmente em relação ao solo. Espera-se que a partir desse trabalho, as técnicas de controle de bambus possam ser aprimoradas, a fim de que se restabeleça a sustentabilidade ambiental em áreas dominadas por bambus.

**Palavras chave:** Regeneração. Chuva de sementes. Banco de plântulas. Fauna edáfica. Eldorado do Sul.



## ABSTRACT

### NATURAL REGENERATION AND ENVIRONMENTAL RELATIONS IN CONTROL AREA OF *Bambusa tuldooides* Munro.

AUTOR: Roselene Marostega Felker

ADVISOR: Solon Jonas Longhi

Bamboos can pose risks to environmental sustainability as they form densification and cause competition, in the search for resources, with native species. Faced with this problem, bamboo control techniques can be an important tool for the recovery of these areas. Thus, the present work had as objective to evaluate areas submitted to different bamboo controls, monitoring the mechanisms of regeneration and soil bioindicators. Two control treatments (mechanical and chemical) were applied and two control areas were maintained, one native forest and another bamboo forest (MN: Witness Mata Nativa, BT: Bambu Witness, BH: Chemical Treatment, BA: Mechanical Treatment) 2014. After the controls were applied, the regeneration, seed rain, seed banks, soil bioindicators and environmental variables were monitored in each of the control areas. Natural regeneration was evaluated using the class interval of  $30 \leq H \leq 130$  cm, performed in 80 subplots of 1x1m in each area, in the years of 2015 and 2017. In BA, soil cover analysis and percentage of regrowth of bamboos were carried out, additionally. Regeneration was analyzed for diversity, richness, similarity and also related to environmental variables (soil chemical and physical properties and luminosity). The seed rain was evaluated in the period from August 2015 to July 2016, through 10 collectors of 1x1m in each area. Diversity, richness and floristic similarity indexes were calculated. The seeds were differentiated into morphospecies and classified as the dispersion form. For the seed bank, ten soil samples were collected per area in May 2015, taken to the greenhouse and evaluated the emergence, floristic composition, density, and similarity. The soil bioindicators were collected in two post control periods (May and October), through pitfall traps, with ten replicates for each control area, and arthropods were identified in taxonomic groups. The groups were counted and identified and analyzed for diversity, similarity and correlations with soil areas and properties. It was verified that the control treatments were efficient in the resumption of the succession, not presenting phytosanitary damages in the regeneration and bioindicators of the soil. However, greater impacts were observed in the mechanical treatment (BA), mainly in relation to the soil. It is hoped that from this work, bamboo control techniques can be improved in order to restore environmental sustainability in areas dominated by bamboo.

**Keywords:** Regeneration. Seed rain. Seedlings bank. Edaphic fauna. Eldorado do Sul.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Mapa de localização das áreas de controle de bambu, Eldorado do Sul, RS. Sendo: Tratamento químico (BH); Tratamento testemunha Mata Nativa (MN); Tratamento mecânico (BA); Tratamento testemunha bambus (BT)..... 33
- Figura 2 – Aplicação do controle químico utilizando herbicida: (a e b) aplicação do herbicida nas touceiras; (c) aplicação pontual na base das touceiras; (d) herbicida granulado e dosadores manuais utilizados..... 34
- Figura 3 - Aplicação do controle mecânico em área de superabundância de bambus: (a) controle mecânico de arraste com trator de esteira; (b, c, d) aspecto da área após o controle ..... 35
- Figura 4 - Aspecto geral da área de bambus testemunha (BT): (a) dossel de bambus em unidade experimental de monitoramento; (b) aspecto do piso sob o dossel de bambus ..... 35
- Figura 5 - Aspecto geral da área Testemunha Mata Nativa (MN), Eldorado do Sul, RS ..... 36
- Figura 6 - (a) Subunidades para avaliação da regeneração e (b) medição e identificação da regeneração em áreas de controle de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul, RS ..... 37
- Figura 7 - Coletores de chuva de semente instalados nas áreas de controle de *B. tuldoides*: (a) coletor na área de tratamento químico (BH); (b) controle mecânico (BA); (c) testemunha referência mata nativa (MN); (d) testemunha bambu (BT)..... 38
- Figura 8 - Coleta do material vegetal depositado nos coletores de chuva de sementes, para posterior classificação e identificação, Eldorado do Sul, RS..... 38
- Figura 9 - Banco de sementes do solo em casa de vegetação: (a) bandejas com substrato inerte; (b) bandejas com os tratamentos; (c) tratamento mecânico - BA; (d) tratamento testemunha Mata nativa - MN; (e) tratamento bambu testemunha - BT; (f) tratamento químico - BH..... 39
- Figura 10 - Emergência das plântulas presentes no banco de sementes do solo de áreas submetidas a diferentes controles de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul, RS ..... 40
- Figura 11 - Instalação das armadilhas do tipo Provid nas áreas de estudo: (a) armadilha do tipo Provid, confeccionada com garrafa pet, na cor verde; (b) preenchimento da armadilha com 250 ml de álcool (96%); (c) instalação das armadilhas no solo; (d) armadilha..... 41
- Figura 12 – Amostragem e triagem de artrópodes do solo em áreas submetidas a diferentes controles de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul..... 41
- Figura 13 - Coleta de amostras indeformadas do solo pela técnica do anel volumétrico em áreas submetidas a controle de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul, RS ..... 42
- Figura 14 – Imagens do processo de coleta de dados via penetrômetro de impacto e sonda, em Eldorado do Sul, RS onde: (a) processo de tomada dos dados de resistência à penetração com penetrômetro de impacto; (b) leitura dos dados de umidade e temperatura do solo (c) sonda instalada no solo para leitura da temperatura ..... 43
- Figura 15 – Coleta de amostras de solo para análise das propriedades químicas, Eldorado do Sul, RS ..... 44
- Figura 16 - Similaridade florística da regeneração natural entre as áreas submetidas a diferentes controles de *B. tuldoides* (a) similaridade florística da regeneração, em 2015 (b) similaridade florística da regeneração, em 2017 (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico). ..... 59

Figura 17 - Abundância-cobertura de Braun-Blanquet (1979) e percentual de regeneração ou rebrota de bambus em área de controle mecânico de bambus, 30 meses após tratamento mecânico de arraste .....	60
Figura 18 - Diagrama de ordenação entre variáveis ambientais (atributos físicos do solo e abertura do dossel), espécies (levantamento de 2017) e áreas de estudo (BA, BH, MN e BT).....	66
Figura 19 - Diagrama de ordenação da correlação entre os atributos químicos do solo, espécies (levantamento de 2017) e áreas de estudo (BA, BH, MN e BT).....	67
Figura 20 - Emergência das plântulas do banco de sementes do solo das áreas BA, BT, MN e BH ao longo dos 150 dias de avaliação (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico). .....	68
Figura 21 - Distribuição das espécies presentes no banco do solo em grupos ecológicos (P: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia), forma de vida (H: herbácea; ARB: arbustiva; A: árvore; L: liana), síndrome de dispersão (Ane: anemocórica; Zoo: zoocórica; Aut: autocórica); NC: não consta).....	73
Figura 22 - Número de espécies e indivíduos presentes nos diferentes tratamentos de controle de bambus (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).....	74
Figura 23 - Similaridade florística no banco de sementes do solo, em áreas sob diferentes controles de bambu, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Mecânico; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Testemunha Bambu). .....	76
Figura 24 - Período de coleta e número de sementes nas áreas sob diferentes controles de bambu, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).....	78
Figura 25 - Dados de precipitação (mm) para o período de agosto de 2015 a julho de 2016 coletados na estação meteorológica automática de Porto Alegre .....	78
Figura 26 - Espécies colonizadoras presentes na área BA: (a) floração de espécie da família Asteraceae; (b) frutificação de <i>Solanum mauritianum</i> ; (c) Frutificação de <i>Solanum</i> sp. (joá) da família Solanaceae; (d) frutificação de espécie da família Melastomataceae .....	79
Figura 27 - Número de espécies e indivíduos zoocóricos e anemocóricos presentes na chuva de sementes das áreas Bambu Testemunha (BT), Mata nativa (MN), tratamento químico (BH) e Tratamento mecânico (BA) .....	80
Figura 28 - Similaridade de Jaccard para a chuva de sementes de áreas sob diferentes tratamentos de controle de bambus, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).....	84
Figura 29 - Médias de precipitação e temperaturas máximas e mínimas mensais para a região metropolitana de Porto Alegre, RS, durante o ano de 2015.....	85
Figura 30 - Diagrama de ordenação, através de PCA, correlacionando a fauna edáfica com áreas de controle de bambu, outono de 2015, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Tratamento Mecânico; BH: Tratamento Químico; BT: Bambu Testemunha).....	91
Figura 31 - Diagrama de ordenação, através de PCA, correlacionando a fauna edáfica com áreas de controle de bambu, primavera de 2015, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).....	92

Figura 32 - Diagrama de ordenação, produzido pela CCA, da correlação entre os atributos químicos do solo e abundância de grupos edáficos, no outono de 2015, Eldorado do Sul, RS .....	94
Figura 33 - Diagrama de ordenação, produzido pela CCA, da correlação entre os atributos físicos do solo e abundância de grupos edáficos, no outono de 2015, Eldorado do Sul, RS .....	95
Figura 34 - Diagrama de ordenação, produzido pela CCA, da correlação entre os atributos químicos do solo e abundância de grupos edáficos, na primavera de 2015, Eldorado do Sul, RS .....	96
Figura 35 - Diagrama de ordenação, produzido pela CCA, da correlação entre os atributos físicos do solo e abundância de grupos edáficos, na primavera de 2015, Eldorado do Sul, RS .....	97

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Número de famílias, espécies e indivíduos presentes na regeneração natural ( $30 \leq H$  e  $DAS \leq 5$ ) e taxa de abertura do dossel das áreas sob diferentes tratamentos de controle de *B. tuldoides*, nos levantamentos de 2015 e 2017, Eldorado do Sul, RS (DA: densidade absoluta) (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico). ..... 51
- Tabela 2 – Densidade absoluta de espécies presentes nos levantamentos de 2015 e 2017, nos diferentes tratamentos de controle de bambus, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico). ..... 54
- Tabela 3 - Índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J$ ) para regeneração natural da Floresta Estacional em áreas sob controle de *B. tuldoides*, em 2015 e 2017, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico). ..... 58
- Tabela 4 - Características químicas dos solos na profundidade 0-20 cm, em áreas sob diferentes tratamentos de controle de bambu, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico). ..... 62
- Tabela 5 - Resistência à penetração (RP) e teor de umidade (U%), em áreas sob diferentes tratamentos de controle de bambu, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico). ..... 64
- Tabela 6 - Características físicas do solo nas profundidades 0-10 e 10-20 cm, em áreas sob diferentes controles de bambu, Eldorado do Sul, RS ..... 65
- Tabela 7 - Distribuição das espécies presentes no banco de sementes, por família, número de indivíduos e informações ecológicas para cada um dos tratamentos de controle de *B. tuldoides* (MN, BH, BT e BA). ..... 70
- Tabela 8 - Índices de diversidade, equitabilidade e densidade de plântulas presentes no banco de sementes do solo de áreas sob diferentes tratamentos de controle de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico). ..... 75
- Tabela 9 - Índices de diversidade e riqueza da chuva de sementes em áreas de controle de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico). ..... 82
- Tabela 10 - Distribuição dos organismos edáficos em grupos taxonômicos para cada tratamento de controle de bambus, nas estações primavera e outono de 2015, Eldorado do Sul, RS ..... 88
- Tabela 11 - Número de indivíduos, espécies e diversidade de Shannon e Pielou no outono (100 dias após a aplicação dos tratamentos de controle) e primavera de 2015 (300 dias após a aplicação dos tratamentos de controle), em áreas submetidas a diferentes controles de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Tratamento mecânico; BH: Tratamento Químico; BT: Testemunha Bambu). ..... 89
- Tabela 12 - Similaridade de Jaccard na distribuição da fauna edáfica entre as diferentes áreas de tratamento, na primeira avaliação, em 2015, Eldorado do Sul, RS (MN:

	Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).....	91
Tabela 13 - Similaridade de Jaccard na distribuição da fauna edáfica entre as diferentes áreas de tratamento, na segunda avaliação (primavera), 2015, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Tratamento Mecânico; BH: Tratamento Químico; BT: Testemunha Bambu).....		93

## **LISTA DE QUADROS**

Quadro 1 - Vantagens, limitações e recomendações das técnicas de controle de bambu químico, mecânico e testemunha realizadas em Eldorado do Sul, RS.....98

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>18</b>
1.1 OBJETIVOS .....	19
<b>1.1.1 Objetivo Geral.....</b>	<b>19</b>
<b>1.1.2 Objetivos Específicos.....</b>	<b>19</b>
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>20</b>
2.1 HISTÓRICO DA ÁREA DE ESTUDO .....	20
2.2 BAMBUSOIDEAE (POACEAE).....	21
2.3 MÉTODOS DE CONTROLE DE ESPÉCIES EXÓTICAS .....	23
2.4 MECANISMOS DE REGENERAÇÃO .....	27
<b>2.4.1 Regeneração natural.....</b>	<b>27</b>
<b>2.4.2 Banco de sementes do solo .....</b>	<b>28</b>
<b>2.4.3 Chuva de sementes .....</b>	<b>29</b>
2.5 BIOINDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO .....	30
<b>2.5.1 Fauna do solo.....</b>	<b>30</b>
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>32</b>
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	32
3.2 TRATAMENTOS .....	32
3.3 COLETA DE DADOS .....	36
<b>3.3.1 Regeneração natural.....</b>	<b>36</b>
<b>3.3.2 Cobertura do solo .....</b>	<b>37</b>
<b>3.3.3 Chuva de sementes .....</b>	<b>37</b>
<b>3.3.4 Banco de sementes do solo .....</b>	<b>39</b>
<b>3.3.5 Bioindicadores da qualidade do solo .....</b>	<b>40</b>
<b>3.3.6 Variáveis ambientais .....</b>	<b>42</b>
3.4 ANÁLISE DOS DADOS .....	44
<b>3.4.1 Caracterização da dinâmica e estrutura da regeneração natural .....</b>	<b>44</b>
<b>3.4.2 Cobertura do solo .....</b>	<b>45</b>
<b>3.4.3 Propriedade químicas e físicas do solo .....</b>	<b>45</b>
<b>3.4.4 Relação entre regeneração natural e variáveis ambientais .....</b>	<b>46</b>
<b>3.4.5 Banco de sementes do solo .....</b>	<b>46</b>
<b>3.4.6 Chuva de sementes .....</b>	<b>47</b>
<b>3.4.7 Bioindicadores da qualidade do solo .....</b>	<b>48</b>
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>49</b>
4.1 DINÂMICA E ESTRUTURA DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS SOB CONTROLE DE BAMBU, RS .....	49



<b>4.1.1 Estrutura e composição florística .....</b>	<b>49</b>
<b>4.1.2 Diversidade florística.....</b>	<b>58</b>
<b>4.1.3 Similaridade florística .....</b>	<b>59</b>
<b>4.1.4 Cobertura do solo e rebrotas de bambus em BA .....</b>	<b>60</b>
4.2 PROPRIEDADES DO SOLO E CORRELAÇÕES AMBIENTAIS, EM ÁREAS DE CONTROLE DE BAMBUSOIDEAE, RS.....	61
<b>4.2.1 Propriedades químicas do solo .....</b>	<b>61</b>
<b>4.2.2 Propriedades físicas do solo.....</b>	<b>63</b>
<b>4.2.3 Relação entre atributos edáficos e a regeneração natural .....</b>	<b>65</b>
4.3 BANCO DE SEMENTES DO SOLO EM ÁREAS DE CONTROLE DE BAMBUSOIDEAE, RS .....	68
<b>4.3.1 Composição florística .....</b>	<b>68</b>
<b>4.3.2 Diversidade funcional.....</b>	<b>69</b>
<b>4.3.3 Riqueza e diversidade.....</b>	<b>73</b>
<b>4.3.4 Similaridade florística .....</b>	<b>76</b>
4.4 CHUVA DE SEMENTES EM ÁREAS DE CONTROLE DE BAMBUSOIDEAE, RS..	77
<b>4.4.1 Distribuição das morfoespécies .....</b>	<b>77</b>
<b>4.4.2 Síndromes de dispersão .....</b>	<b>80</b>
<b>4.4.3 Índices de diversidade e riqueza.....</b>	<b>81</b>
<b>4.4.4 Similaridade florística .....</b>	<b>83</b>
4.5 BIOINDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS SOB DIFERENTES CONTROLES DE BAMBUSOIDEAE, RS .....	84
<b>4.5.1 Estrutura e diversidade da fauna edáfica após a implantação dos tratamentos de controle de bambu .....</b>	<b>84</b>
<b>4.5.2 Correlação entre fauna edáfica e tratamentos de controle.....</b>	<b>90</b>
<b>4.5.3 Relação da fauna edáfica com os atributos do solo .....</b>	<b>93</b>
<b>5 CONSIDERAÇÕES SOBRE OS MÉTODOS DE CONTROLE.....</b>	<b>98</b>
<b>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>101</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>102</b>
<b>APÊNDICE A - Artigo publicado na revista CERNE.....</b>	<b>124</b>
<b>APÊNDICE B - ARTIGO ACEITO PARA PUBLICAÇÃO NA REVISTA CIÊNCIAS AGRÁRIAS LISBOA.....</b>	<b>142</b>

## 1 INTRODUÇÃO

As alterações de origem antrópica podem alterar a capacidade de regeneração das florestas, interferindo em sua dinâmica ecológica e capacidade regenerativa. A intensidade destas alterações pode alterar a estrutura e composição das comunidades vegetais, condições microclimáticas e edáficas, resultando na inibição da regeneração natural por longos períodos (KIMMINS, 2004).

Esse tipo de comportamento pode ser observado em espécies de bambu, onde a alteração das condições naturais e a falta de ações mitigatórias podem levar à exclusão ou inibição do recrutamento de novas espécies. Assim, sua ocorrência geralmente está associada às alterações antrópicas, o que provoca mudanças na composição da vegetação (PEGADO et al., 2006), alterando o equilíbrio ecossistêmico.

Bambus possuem rápido crescimento e colonização, formando microhabitats e condicionando o desenvolvimento das demais espécies. Segundo Santos et al. (2012) estudos vêm demonstrando que bambus são colonizadores agressivos e podem interferir na regeneração natural, suprimindo ou retardando o recrutamento da vegetação. Além disso, os bambus podem alterar a dinâmica das populações e a estrutura das comunidades e, por isso, exercem um papel expressivo na dinâmica florestal (OKUTOMI et al., 1996; SILVÉRIO et al., 2010; LIMA et al., 2012; MEWS et al., 2013; FERREIRA, 2014; ELIAS et al., 2015; ROTHER et al., 2009; ROTHER et al., 2016; VINHA et al., 2017; (FELKER et al., 2017 – APÊNDICE 1)).

Algumas espécies de bambu, quando inseridas em ambientes naturais, podem formar grandes adensamentos e elevada superabundância, gerando problemas para o desenvolvimento de outras espécies (FELKER et al., 2017 APÊNDICE 1; APÊNDICE 2). Esse é o caso da espécie exótica *Bambusa tuldoides* Munro, que, mesmo não apresentando características de invasora (SHIRASUNA et al., 2013), pode alterar a dinâmica dos ecossistemas naturais onde está inserida, formando grandes adensamentos (MORAIS et al., 2015; SPOLIDORO, 2008).

Em situações de adensamentos ou superabundância de bambus, o estado de perturbação pode perdurar por longos períodos, acarretando em baixa capacidade de resiliência da comunidade (VINHA et al., 2017). Os mecanismos de regeneração (regeneração natural, chuva de sementes e banco de sementes do solo) acabam sendo influenciados diretamente pelos níveis de perturbação ocasionados pelo bambu, gerando a necessidade de planos de manejo e/ou recuperação (GRISCOM; ASHTON, 2006; ROTHER, 2006; ROTHER et al., 2009), com

adequados monitoramentos. Segundo Larpkern et al. 2011, o manejo de bambus em áreas com altas densidades, pode ser um importante método de restauração florestal.

No entanto, apesar da grande ameaça às matas nativas, pouco se sabe sobre os efeitos da superabundância de bambus sobre a composição florística e estrutura das comunidades e na prática, poucas ações têm sido realizadas no intuito de estudar formas de controle para as espécies de bambu exóticas que causam danos na estrutura e dinâmica dos ecossistemas. Dessa forma, é importante que sejam conhecidos os impactos dos bambus sobre a vegetação, e propostas alternativas de controle que visem a restauração destas áreas. Técnicas de controle, quando bem manejadas e monitoradas, podem contribuir para o restabelecimento do equilíbrio ecológico alterado pela presença de bambus.

A hipótese da pesquisa é que a superabundância dos bambus interfere na estrutura e dinâmica da comunidade vegetal, demandando que ações de manejo, voltadas ao controle seja realizadas. Da mesma forma, espera-se que tratamentos de controle sejam eficientes na retomada da sucessão, possibilitando a restauração desses locais, com o mínimo de impacto possível.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Objetivo Geral

Analisar os mecanismos de regeneração e bioindicadores do solo em áreas submetidas a diferentes controles de *Bambusa tuldoides* Munro, afim de contribuir para o restabelecimento ecológico de áreas alteradas pela superabundância do mesmo.

### 1.1.2 Objetivos Específicos

- Analisar a diversidade e estrutura da regeneração em áreas de superabundância de bambu;
- Analisar e comparar a regeneração natural nos diferentes tratamentos de controle de bambu;
- Avaliar a evolução da regeneração em cada tratamento de controle;
- Realizar o monitoramento e avaliação da fauna edáfica;
- Avaliar e comparar a entrada de propágulos nos tratamentos;

- Analisar e comparar o potencial do banco de sementes do solo;
- Avaliar os impactos da aplicação dos tratamentos de controle mecânico nas propriedades do solo, cobertura do solo e rebrota de bambus;

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 HISTÓRICO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo pertence a empresa CMPC Celulose Riograndense, no entanto, a empresa adquiriu as áreas já apresentando o problema de superabundância de bambus.

Segundo relatos de funcionários, os bambus são resquícios de plantios de meados do século XVIII, onde a planta era matéria-prima principal no processo de produção de celulose.

A fábrica de Papel e Papelão Pedras Brancas foi a primeira do Rio Grande do Sul, iniciando seus processos produtivos em meados de 1889, fundada pelo engenheiro alemão Henrique Brockmann (DA COSTA, 2004).

A indústria foi construída na localidade de Bom Retiro, distrito de Pedras Brancas, município de Guaíba, RS, localidade que atualmente pertence ao município de Eldorado do Sul, RS e foi onde esta localizada a área de estudo do presente trabalho. O local foi escolhido para a implantação da fábrica em virtude da proximidade com o rio Jacuí e lago Guaíba (DA COSTA, 2004).

A indústria encontrou dificuldade em conseguir material fibroso que se adequasse as técnicas de extração de celulose, sendo testadas diversas alternativas, tais como utilização de fibras de canudo da pita, folha de bananeira, palha de arroz e outros vegetais. No entanto, foi a fibra do bambu, a descoberta que culminou no plantio de grandes extensões de terra que permanecem no decorrer dos anos (DA COSTA, 2004). Conforme o mesmo autor a matéria-prima básica utilizada pela fábrica originalmente era o bambu, que existia e existe até hoje em grande quantidade naquela área que na época, era plantado também para evitar erosão em áreas declivosas.

Em 1957 o Grupo Votorantim adquiriu a fábrica e a transferiu para a cidade de Guaíba, abandonando Bom Retiro. No entanto, a matéria-prima (plantações de bambu) continuaram em Bom Retiro. Fato este identificado até hoje, porque as plantações podem ser vistas, agora no distrito de Eldorado do Sul (DA COSTA, 2004). Posteriormente, em 1997 a fábrica foi comprada pelo grupo Santher – Fábrica de Papel Santa Therezinha S/A (BASTOS, 2016). E,

mais atualmente, quem adquiriu essas áreas foi a CMPC Celulose Riograndense, adquirindo também as áreas com superabundância de *B. tuldoides*.

A superabundância de *B. tuldoides* ocorre principalmente no horto Chale, distrito de Bom Retiro, RS. Nesse, ocorrem touceiras de bambu dentro dos talhões comerciais de *Eucalyptus* sp., em áreas de reserva legal e de preservação permanente. No entanto, como os bambus são de difícil eliminação, pois possuem grande potencial de rebrota, as touceiras persistem mesmo nos talhões produtivos, onde é realizado o corte em cada período de colheita.

## 2.2 BAMBUSOIDEAE (POACEAE)

Poaceae é a quarta maior família dentre as angiospermas, com mais de 11.000 espécies e 800 gêneros (PETERSON, 2005). Conforme o mesmo autor a estrutura floral reduzida e a polinização predominantemente anemófila possibilitaram as espécies dessa família o sucesso na colonização de todos os continentes, inclusive o antártico.

O bambu pertence à família Poaceae e subfamília Bambusoideae com 75 gêneros e mais de 1.250 espécies (LONDOÑO, 2004), à divisão das Angiospermas, grupo das monocotiledôneas e subgrupo das Gramineae (OSTAPIV, 2007). A subfamília Bambusoideae possui representantes predominantemente florestais, amplamente distribuídos em regiões tropicais e subtropicais (BOLDRINI et al., 2005). Inclui plantas monocárpicas e plurianuais que podem ocorrer tanto em trópicos úmidos quanto em áreas cobertas de neve (SCHMIDT, 2008).

Conforme GPWG (2001) a subfamília Bambusoideae é monofilética reunindo dois cladogramas relativos às tribos Olyreae (bambus herbáceos) e Bambuseae (bambus lignificados). Sungkaew et al. (2009) acrescenta a tribo Arundinarieae, que seriam bambus lignificados de clima temperado. Uma das principais sinapomorfias seria a ausência (tribo Olyreae), ou presença (tribo Bambuseae), da lígula externa nas folhas dos ramos (GPWG, 2001; ZHANG; CLARK, 2000). A tribo Olyreae possui colmos herbáceos, ausência de dimorfismo foliar, pluricarpia e flores unissexuadas. A tribo Bambuseae inclui em torno de 1290 espécies, distribuídas em 70 gêneros, constituindo a tribo mais amplamente distribuída da subfamília Bambusoideae.

O Brasil possui a maior diversidade de bambus com 155 espécies distribuídas em 18 gêneros (FILGUEIRAS; SANTOS-GONÇALVES, 2004). Filgueiras et al. (2013), em nova publicação menciona 33 gêneros e cerca de 250 espécies, das quais cerca de 160 são endêmicas,

além de mais de 20 espécies exóticas introduzidas provenientes a sua maioria do continente asiático, que detêm 62% das espécies conhecidas atualmente (HIDALGO LOPEZ, 2003). Para o RS foram encontrados três gêneros e sete espécies nativas, em levantamento específico para Bambuseae no estado (DUTRA, 1938).

Os bambus distinguem-se das outras gramíneas em termos ecológicos, fisiológicos, morfológicos e anatômicos (FILGUEIRAS, 1988). O rizoma é bem desenvolvido, os colmos de eretos a escandescentes e trepadores, com entrenós ocos ou sólidos, geralmente lignificados (SODERSTROM; ELLIS, 1986).

No grupo dos bambus herbáceos a floração é sazonal, no entanto para os lignificados a floração é cíclica, ocorrendo de três até 120 anos. Durante este período as plantas crescem vegetativamente, florescem e produzem sementes e depois morrem.

Muitas espécies exóticas de bambus foram introduzidas, por intermédio dos imigrantes, sendo a maioria provenientes do continente asiático, tais como: *Bambusa vulgaris* Schrad. ex J.C.Wendl. (sul da China), *Bambusa tuldoides* (sul Asiático), *Dendrocalamus* sp. (Índia, China e Vietnã), *Dendrocalamus giganteus* Munro (Burma) e *Phyllostachys* sp. (Ásia) (AZZINI et al., 1997).

Os bambus formam também um grupo que pode ser explorado economicamente, dependendo da espécie, essas plantas podem ser utilizadas como matéria-prima para fabricação de móveis, casas artesanais, alimentação humana por meio de brotos, no caso a espécie *Actinocladum verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (FILGUEIRAS; PEREIRA, 1988) e principalmente no processo de extração de celulose para fabricação de papel, como as espécies *Bambusa tuldoides* (BERALDO; AZZINI, 2004) e *Phyllostachys edulis* (Carrière) J. Houz.

Segundo Sridach (2010) materiais lignocelulósicos de produtos não-madeireiros mais usados para a produção de celulose são distribuídos em: 44% de palha, 18% bagaço de cana, 14% juncos, 13% bambu e 11% outros. Bambus apresentam grandes vantagens, como rápido crescimento, renovação de curto prazo e fácil cultivo, constituindo matéria-prima potencial para produção de celulose (CORREIA et al., 2015).

No entanto, deve-se atentar que fora do seu habitat natural os bambus não tem predadores naturais, nem indivíduos que concorram em igualdade para a captação de alimento e luz solar, o que pode ocasionar desequilíbrio ambiental no local onde essa espécie for introduzida. Jaramillo (1992) afirma que não há nenhuma outra espécie florestal que possa competir em velocidade de crescimento e de aproveitamento como o bambu.

A espécie *B. tuldoides*, objeto desse estudo é considerada resistente a geada e entouceirante, porém não apresenta característica de alastrante (GRECO et al., 2011), não sendo

considerada espécie invasora (SHIRASUNA et al., 2013). Segundo Spolidoro (2008) *B. tuldoides* possui porte médio e se adapta a uma variedade de climas e solos, podendo ser encontrado em clima tropical e subtropical (GUERREIRO; LIZARAZU, 2010).

Apesar de não ser considerada invasora alastrante, a superabundância de *B. tuldoides* interfere no desenvolvimento da regeneração. Felker et al. (2017), Apêndice 1, observou densidade extremamente baixa de regenerantes nativos e baixa riqueza e diversidade de espécies na regeneração, em áreas com superabundância de bambus. Conforme pode ser observado por Felker et al. (no prelo) (Apêndice 2), áreas com *B. tuldoides* também apresentaram indivíduos restritos a classes de menores tamanhos, o que sugere, que existe impedimento do desenvolvimento das plantas, isto é, indivíduos jovens apresentam dificuldade para avançar para classes superiores.

Muitos estudos associam o evento de florescimento em massa, típico da subfamília, com um período de promoção de atividades de recuperação, pois após o florescimento ocorre a mortalidade em massa dos bambus. Guerreiro e Lizarazu (2010) estimaram que o florescimento do *B. tuldoides* ocorre, em média, em ciclos de 23 anos para a América do Sul. No entanto, o evento de floração associado a mortalidade em massa, comum nas espécies de bambu, pode não ser observado para *B. tuldoides*.

Segundo Guerreiro e Lizarazu (2010) plantas de *B. tuldoides* apresentaram ciclo de florescimento de 40 anos em Honduras, sem diminuição aparente do vigor vegetativo e sem registro de mortalidade de plantas. Algumas espécies de bambu, são monocárpicas facultativas, ou seja, podem não morrer depois do evento de floração (JUDZIEWICZ et al., 1999).

Dessa forma, medidas de manejo, baseadas no controle da espécie, podem ser uma alternativa viável para promover a recuperação desses ambientes.

### 2.3 MÉTODOS DE CONTROLE DE ESPÉCIES EXÓTICAS

Segundo Martins et al. (2004) os principais empecilhos à sucessão de áreas florestais são a compactação do solo, retirada da matéria orgânica e a competição de espécies exóticas agressivas. Essas espécies podem intensificar a competição por recursos, seguindo um modelo de inibição, com consequente atraso no processo de regeneração (CONNELL; SLATYER, 1977).

Para evitar o desenvolvimento dessas espécies, métodos de controle podem ser implementados. Esses métodos são agrupados em quatro categorias

principais: mecânico, químico, biológico e ambiental (DECHOUM, 2016). Todavia, as soluções para os problemas de invasão biológica são diferentes em cada situação, sendo preciso compreender as variáveis ambientais e o comportamento da espécie em questão para definir o método mais adequado (DECHOUM, 2016).

O método de controle biológico consiste na utilização de inimigos naturais para o controle das plantas alvo. Fundamenta-se na introdução de agentes de controle, em geral originados do mesmo ambiente, de distribuição natural da espécie a ser controlada (INSTITUTO HÓRUS, 2016). O controle ambiental refere-se à restauração das condições ambientais, oferecendo maior resistência à processos de invasão, tais como replantio de espécies nativas, descompactação de solos, semeadura de nativas para cobertura de solo, entre outras. A utilização dessas técnicas visa propiciar uma condição mais favorável à recolonização por espécies nativas do ecossistema, o que já dificulta a entrada de espécies exóticas (INSTITUTO HÓRUS, 2016).

O controle mecânico é um dos mais utilizados, por ser simples e não apresentar grandes restrições, na maioria dos casos. O processo mecânico consiste na remoção física das plantas, seja por arranquio, remoção da parte subterrânea, corte ou anelamento (INSTITUTO HÓRUS, 2016). Conforme o mesmo autor tem boa eficiência como método isolado para plantas que não apresentam reprodução vegetativa ou capacidade de rebrota. Como a grande parte das espécies exóticas rebrota com facilidade, é quase sempre necessário combinar o controle mecânico ao controle químico (INSTITUTO HÓRUS, 2016) ou realizar arranquio com retirada do máximo de raízes da planta.

A utilização de herbicida pode ser uma ferramenta efetiva para o controle de espécies indesejáveis, uma vez que, outros métodos, tais como os mecânicos, não são suficientes para efetivar o controle da maioria das espécies (SIMBERLOFF, 2008; TU et al., 2001).

Métodos de controle químico, como a utilização de herbicidas, podem ser considerados uma alternativa eficiente (TOLEDO et al., 1996), controlando uma série de plantas, especialmente daninhas de forma rápida, econômica e prática. Mesmo que as espécies exóticas agressivas não venham a competir diretamente por recursos com os indivíduos plantados, essas devem ser controladas, pois ameaçam a integridade do ecossistema e a sobrevivência das espécies nativas (OGDEN; REJMÁNEK, 2005; REGAN et al., 2006).

O uso de herbicidas para controle de espécies indesejáveis, especialmente em áreas legalmente protegidas, constitui uma ferramenta essencial, uma vez que, o não uso de herbicidas pode levar a perdas significativas de áreas naturais de alto valor biológico (SIGG, 1999). Segundo Dickfeldt et al. (2013) como medida de conservação *in situ* a Convenção de



Diversidade Biológica prevê o controle ou erradicação de espécies exóticas, que ameacem a conservação da biodiversidade. Da mesma forma, o Pacto pela restauração da Mata Atlântica, também prevê ações de controle de exóticas envolvendo herbicidas (NAVE et al., 2010).

No entanto, é importante salientar que a aplicação de produtos químicos em ambientes naturais deve ser realizada de forma criteriosa, o que envolve planejamento de todos os possíveis riscos envolvidos, e deve ser inicialmente de caráter experimental. As aplicações devem ser localizadas, diretamente sobre o toco, caule ou touceiras das plantas-alvo, constituindo tratamentos de pequeno volume, ao contrário do tradicional agrícola aplicado em grandes áreas e em grandes quantidades (DECHOUM, 2016). Nesse sentido, os herbicidas, quando aplicados de maneira correta, podem ser benéficos para fins de restauração ambiental, pois reduzem custos e aumentam o potencial de regeneração natural de ambientes degradados (CARMO, 2005).

Os herbicidas de ação seletiva para culturas agrícolas têm sido empiricamente utilizados, em projetos de restauração e recuperação, embora ainda sejam escassos os estudos referentes aos potenciais danos causados a comunidade ambiental (BRANCALION et al., 2009). Segundo os mesmos autores a utilização de herbicidas no controle de espécies competidoras já é realidade para diversas áreas de restauração, sendo o glyphosato, o principal herbicida utilizado.

A ausência de herbicidas regulamentados ou é indicados para áreas florestais colabora para que, atualmente não se encontre estudos acerca do comportamento das espécies florestais sob a ação destes, no que diz respeito à seletividade, à resistência, à tolerância e aos efeitos tóxicos por subdoses em deriva. A maioria dos trabalhos de seletividade estão direcionados a cultura do *Eucalyptus* sp. (FERREIRA et al., 2009) e *Pinus* sp. (COSTA et al., 2002; CANTARELLI et al., 2006).

Segundo Machado (2013) em áreas de implantação de florestas ou recuperação de áreas degradadas, as leis federais e estaduais atualmente vigentes proíbem a aplicação de herbicidas em áreas de preservação permanente. No entanto, a portaria IBAMA, nº 14, de 2010 autorizou pelo período de dois anos, a utilização em caráter emergencial de agrotóxicos à base dos ingredientes ativos triclopir, éster butoxi etílico, imazapir e glifosato para o controle de espécies exóticas invasoras em ambientes naturais no Brasil. Essa portaria teve validade de dois anos e foi substituída pela instrução normativa nº 7, de 02 de julho de 2012, onde o IBAMA incorporou pedidos de outros estados para o uso emergencial para controle de espécies exóticas invasoras em áreas naturais.

Segundo o Instituto Horus (2016), está em processo de registro a utilização de herbicidas para controle de espécies exóticas agressivas em áreas naturais, incluindo áreas de preservação permanente e unidades de conservação. Brancalion et al. (2009) ressaltam que a identificação de herbicidas seletivos às espécies arbóreas nativas possibilitaria a utilização de métodos mais práticos de controle com potencial de uso tanto na restauração florestal, como em plantios comerciais de espécies nativas e em sistemas agroflorestais.

Diversos estudos internacionais buscaram métodos de controle químico para espécies exóticas problemáticas (TU et al., 2001; XACT INFORMATION, 2005; RENTÉRIA et al., 2007). Dentre esses, destaca-se o projeto de erradicação de espécies potencialmente invasoras nas ilhas Galápagos, Equador, onde o principal meio de controle é a utilização de herbicidas com diferentes princípios ativos (RENTÉRIA et al., 2007).

No entanto, vale ressaltar que existe uma série de preocupações que devem ser muito bem investigadas quando se faz o uso de agrotóxicos. Uma destas se refere à fração que não é absorvida pelas plantas alvo e que tem no solo ou nas águas seu destino final. As moléculas podem ser retidas, lixiviadas, volatizadas, fotodegradadas, decompostas quimicamente e microbiologicamente, ocorrer escorrimento superficial ou serem absorvidas pelas plantas (FLÓRIDO, 2014). Assim, investigações científicas devem ser realizadas para que os efeitos nocivos ao ambiente sejam conhecidos, assim como a sua especificação de utilização.

Segundo FATMA (2009), o impacto inicial e pontual dos tratamentos de controle é admissível em comparação ao efeito crescente e deletério das espécies problemáticas.

O manejo de espécies causadoras de danos ambientais requer pensamento estratégico e abertura para uso de ferramentas que podem ser polêmicas, de forma que a visão de resultado em conservação da biodiversidade é essencial. Em todos os casos se recomenda o uso de técnicas de manejo adaptativo, ou seja, de estratégias que avaliem os resultados das ações de controle e que, ao mesmo tempo, verifiquem a recuperação dos componentes ambientais nativos afetados (FATMA, 2009).

Assim, entende-se que os estudos envolvidos com manejo de espécies causadoras de danos ambientais envolvem impactos, mas estes quando executados devem envolver um planejamento prévio e adequados monitoramentos, a fim de que, possa ser possível o cumprimento do objetivo maior, que é o de conservar a biodiversidade.

## 2.4 MECANISMOS DE REGENERAÇÃO

### 2.4.1 Regeneração natural

A regeneração representa o ciclo inicial de crescimento de uma floresta e constitui o seu primeiro estrato, formado pelo banco de plântulas e indivíduos jovens, podendo ser definida como o conjunto de descendentes das plantas arbóreas que se encontram no estrato inferior. De acordo com Solon et al. (2000) a regeneração natural é o estágio que segue a independência da plântula e precede o estado vegetativo adulto e reprodutivo, constituindo, portanto, os indivíduos jovens de uma floresta.

A regeneração está presente em processos em que as florestas se regeneram após distúrbios, como a regeneração em clareiras, em campos de cultivo abandonados, áreas degradadas, entre outros (MARTINS et al., 2014). O estudo desse estrato permite descrever o estágio atual das comunidades, identificar possíveis mudanças na dinâmica da composição florestal (MALIK; BHATT, 2016), identificar as espécies importantes para a estrutura da floresta, as espécies que tendem a diminuir a participação no local, dentre outros. De posse dessas informações podem ser traçados planos de manejo e restauração (SCHORN; GALVÃO, 2006), ou mesmo ações estratégicas de conservação das comunidades (MALIK; BHATT, 2015).

A regeneração é um processo chave para a continuidade das comunidades vegetais, sendo um dos elementos responsáveis pela sustentabilidade das florestas a longo prazo (MALIK; BHATT, 2016; SAIKIA; KHAN, 2013) e pré-requisito para a compreensão da estrutura e função ecossistêmica. Nesse sentido, o estudo da dinâmica da regeneração permite a compreensão das mudanças ecológicas e dos processos que permitem a continuidade das populações (LOPES et al., 2016).

O desenvolvimento e sobrevivência da regeneração dependem da influência interativa de fatores bióticos e abióticos (MALIK; BHATT, 2016; GHOLAMI et al., 2018). Embora, existam diferentes fatores que agem na distribuição da regeneração, a distribuição das plantas é afetada principalmente pela presença de microhabitats, que controlam a germinação, emergência e sobrevivência (CAMARERO et al., 2005; GHOLAMI et al., 2018). A sobrevivência e o crescimento da regeneração são dependentes do local e das condições de suporte, sendo influenciada, por diferentes fatores, dentre esses, a disponibilidade de luz (WAGNER et al., 2009; BARNA; BOSELA, 2015).

No entanto, não se encontra na literatura uma delimitação no padrão de amostragem para este estrato, sendo considerado diferentes alturas e diâmetros na avaliação da regeneração. Scoti et al. (2011) consideraram regeneração natural estabelecida aqueles indivíduos com  $h \geq 30$  cm e diâmetro à altura do peito (DAP)  $< 5$  cm. Ferreira et al. (2009) consideraram plantas com  $h \geq 0,10$  m e DAP  $< 5$  cm; Solon et al. (2000) consideraram regeneração, indivíduos menores de 30 cm e Callegaro et al. (2015) abordaram como regeneração indivíduos com DAP  $< 30,0$  cm e altura  $\geq 50$  cm) e aqueles com CAP  $< 3,0$  cm e  $h \geq 50$  cm.

A avaliação desta, geralmente é realizada por meio da frequência e densidade (absoluta e relativa) e categorias de tamanho, considerando o pressuposto de que quanto maior for o indivíduo, maior a possibilidade de permanecer na área (FINOL, 1971; JARDIM; HOSOKAWA, 1986). Além disso, para avaliação da composição florística é comumente utilizado o índice de Shannon, a equitabilidade de Pielou, a riqueza de Margalef, a diversidade de Chao-1, assim como índices de dominância, como Simpson e Berger-Parker (MAGURRAN, 1988; BROWER; ZARR, 1984; HARPER, 1999). Todos esses índices constituem parâmetros para avaliação e monitoramento da restauração de ecossistemas degradados (RODRIGUES; GANDOLFI, 1998).

Segundo Callegaro et al. (2015) ainda são escassos os estudos voltados a comparação da regeneração natural entre diferentes comunidades florestais. Mais escassos ainda, são aqueles que abordam esse estrato, comparando comunidade com diferentes distúrbios. Estudos comparativos são muito importantes, uma vez que podem subsidiar possíveis intervenções de manejo, importantes para o restabelecimento da regeneração e conservação da comunidade vegetal.

#### **2.4.2 Banco de sementes do solo**

Segundo Calegari et al. (2013), o banco de sementes do solo é um estoque de sementes dormente ou não, potencialmente capaz de germinar e substituir plantas adultas anuais ou perenes. Além disso, a composição do banco está diretamente relacionada a quantidade e diversidade de sementes produzidas pela vegetação e sua longevidade (VALK; PEDERSON, 1989).

O banco de sementes do solo está diretamente relacionado aos processos de regeneração dos ecossistemas, sendo fonte de recrutamento nas fases iniciais de sucessão, devido a entrada de propágulos através da chuva de sementes (GROMBONE GUARATINI; RODRIGUES,

2002), sendo responsável pela manutenção e restauração da diversidade ao longo do tempo (HARPER, 1977; YOUNG et al., 1987).

Segundo Leal Filho et al. (2013) em florestas tropicais o banco de sementes pode ser transitório ou permanente. Espécies climáticas recalcitrantes ou com período de viabilidade curto constituem o banco transitório, enquanto o banco permanente é formado por espécies pioneiras, capazes de permanecerem viáveis no solo por longos períodos em estado de dormência endógena ou latência, esperando condições que possibilitem seu estabelecimento (JANKOWSKA-BLASZCZUK; GRUBB, 2006).

O banco de sementes representa um dos componentes mais importantes no processo de restauração de áreas degradadas (COSTALONGA et al., 2006), podendo subsidiar investigações sobre a composição, abundância e distribuição das espécies nativas em uma comunidade. Por meio da avaliação do banco de sementes é possível identificar casos em que apenas o isolamento dos fatores de degradação garantiria a regeneração florestal, ou casos que demandem intervenções complementares, como enriquecimento e reintrodução de espécies nativas (CALEGARI et al., 2013).

A avaliação do banco de sementes é um processo relativamente rápido e de baixo custo, capaz de fornecer informações sobre o estado de conservação da comunidade e redefinir estratégias que acelerem o processo de sucessão ecológica nas áreas restauradas (MARTINS, 2014).

### **2.4.3 Chuva de sementes**

A chuva de sementes é o movimento dos propágulos para longe de suas fontes, um processo biológico fundamental e regulador de diversos fatores que operam em escala espacial e temporal (NATHAN, 2001), favorecendo a manutenção do potencial demográfico das populações futuras (PIVELLO et al., 2006). Conforme Braga et al. (2015) a chuva de sementes é um importante recurso para o surgimento de novos indivíduos e espécies nas comunidades vegetais.

É por meio da chuva de sementes que o banco de sementes e de plântulas está sempre se renovando, permitindo a substituição de indivíduos mortos em uma floresta natural (CAMPOS; SOUZA, 2003). A dispersão espacial das sementes irá definir o modelo para o futuro padrão de regeneração e recrutamento da população (LOISELLE et al., 1996) e pode ser

considerada importante indicadora da capacidade de regeneração de uma floresta (BAIDER et al., 1999).

A forma de dispersão das sementes pode ocorrer de diferentes formas. Quando a dispersão é realizada por animais, este mecanismo é chamado de zoocoria, quando é realizado pela própria planta-mãe é chamado de autocórico, e quando é executado pelo vento, é chamado de anemocórico (SILVA et al., 2016). Segundo Morellato e Leitão Filho (1992), existe uma predominância do mecanismo de dispersão zoocórica, podendo atingir cerca de 90% em florestas tropicais.

De forma geral, o estudo desse mecanismo de regeneração pode fornecer informações importantes sobre a abundância, distribuição espacial e riqueza de espécies (GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES 2002), além de ser determinante para verificação da entrada de propágulos na floresta (ALVAREZ-BUYLLA; GARCÍA-BARRIOS, 1991), resultante do processo de dispersão autóctone e alóctone (MARTÍNEZ RAMOS; SOTO-CASTRO, 1993).

De acordo com Barbosa et al. (2012) estudos sobre a chuva de sementes têm sido utilizados na busca de novas metodologias para projetos de recuperação em áreas degradadas, ou mesmo na gestão da biodiversidade, pois favorecem a compreensão das características ecológicas das espécies (BARBOSA; PIZO, 2006).

Salienta-se, no entanto, que a chuva de sementes nem sempre consegue refletir a composição da vegetação local, principalmente quando estudada por um curto período de tempo, devido a padrões supra anuais que só podem ser detectados com estudos a longo prazo (SCHUPP, 1990). Desse modo, é fundamental que as pesquisas sejam feitas em um maior espaço-tempo possível.

## 2.5 BIOINDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO

### 2.5.1 Fauna do solo

O ecossistema é influenciado por diversos fatores bióticos e abióticos, dentre esses destacam-se a atuação da fauna edáfica. Esses organismos possuem diversas funções tais como a decomposição, ciclagem de nutrientes e conservação das propriedades físico-químicas do solo, além de contribuir na formação e estabilização da estrutura do solo (DAVIDSON; GRIEVE, 2006), promovendo a manutenção da disponibilidade dos nutrientes e o fluxo energético (ANTONIOLLI et al., 2006).

A fauna edáfica pode ser classificada em dois grandes grupos, que incluem organismos geobiontes, que passam todo ciclo de vida no interior do solo tais como diplópodos e collembolos, e os organismos geófilos, que passam apenas parte da vida no solo, como certos dípteros (MORSELLI, 2009). Além disso, os organismos ainda são divididos em diferentes categorias dependendo dos regimes alimentares (saprófagos, fitófagos e necrófagos), classes de tamanho (microfauna, mesofauna e macrofauna) e grau de adaptação no solo (epiedáficos, hemiedáficos e eudáficos), entre outros (MORSELLI, 2009). Conforme o mesmo autor são os microorganismos e os organismos invertebrados os principais responsáveis pela decomposição química e desestruturação física, sendo estes organismos componentes do ecossistema e constituintes da fauna do solo.

A fauna do solo reflete as condições do meio, sendo as características de habitat, como clima, solo, material vegetal, tipo de manejo, entre outros que determinam a presença de determinado grupo da fauna (CURRY; GODOY, 1992). Diferentes quantidades e tipos de cobertura vegetal do solo, ou mesmo a ausência de cobertura são aspectos que conferem alterações diretas na fauna do solo (CIVIDANES, 2002; SOARES et al., 2010).

A modificação dos ambientes, com retirada da vegetação, seja através de ações naturais ou antrópicas, causa a degradação do solo e problemas para a população edáfica. Segundo Freitas et al. (2006), a fauna do solo corresponde a um conjunto de organismos diversificados que responde rapidamente às mudanças e alterações no meio. Alterações estas, que muitas vezes não são observadas nas análises químicas e físicas (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007).

Dados que relacionem a fauna edáfica com as características da vegetação e solo podem fornecer uma visão holística para a restauração e desenvolvimento dos ecossistemas (MOREIRA et al., 2008).

Assim, devido a sua intensa participação nos processos biológicos dos ecossistemas naturais, sensibilidade a mudanças, a fauna edáfica revela potencial na detecção de alterações ambientais, sendo considerada como importante indicadora da qualidade biológica do solo (WINK et al., 2005). A fauna edáfica, como bioindicadora pode ser útil na avaliação de agroecossistemas degradados, ajudando na compreensão e medição das consequências das perturbações impostas na paisagem.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido em áreas de superabundância da espécie *B. tuldoides* decorrente de plantios comerciais de meados do século XVIII. As áreas atualmente pertencem a empresa CMPC Celulose Riograndense e estão localizadas nos hortos Chalé e Kaunã, distrito de Bom Retiro, Eldorado do Sul, RS. Os hortos em questão são destinados a exploração de *Eucalyptus* sp. para produção de lenha e celulose.

A área localiza-se na Depressão Central do Rio Grande do Sul, Bioma Mata Atlântica, onde a formação florestal característica é a Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012). Os solos são classificados como Cambissolos háplicos, de origem granítica, com presença de material de origem nos horizontes A e B.

O relevo varia de plano a forte ondulado, característico do contato da Depressão Central Gaúcha com o Planalto Sul-riograndense (ELDORADO DO SUL, 2016). As áreas mais declivosas estão geralmente associadas às encostas, e as partes mais altas situadas à sul e sudoeste do município, enquanto que as planícies com relevo plano à suave ondulado, ocorrem ao longo dos cursos d'água, principalmente na planície do rio Jacuí e lago Guaíba (ELDORADO DO SUL, 2016).

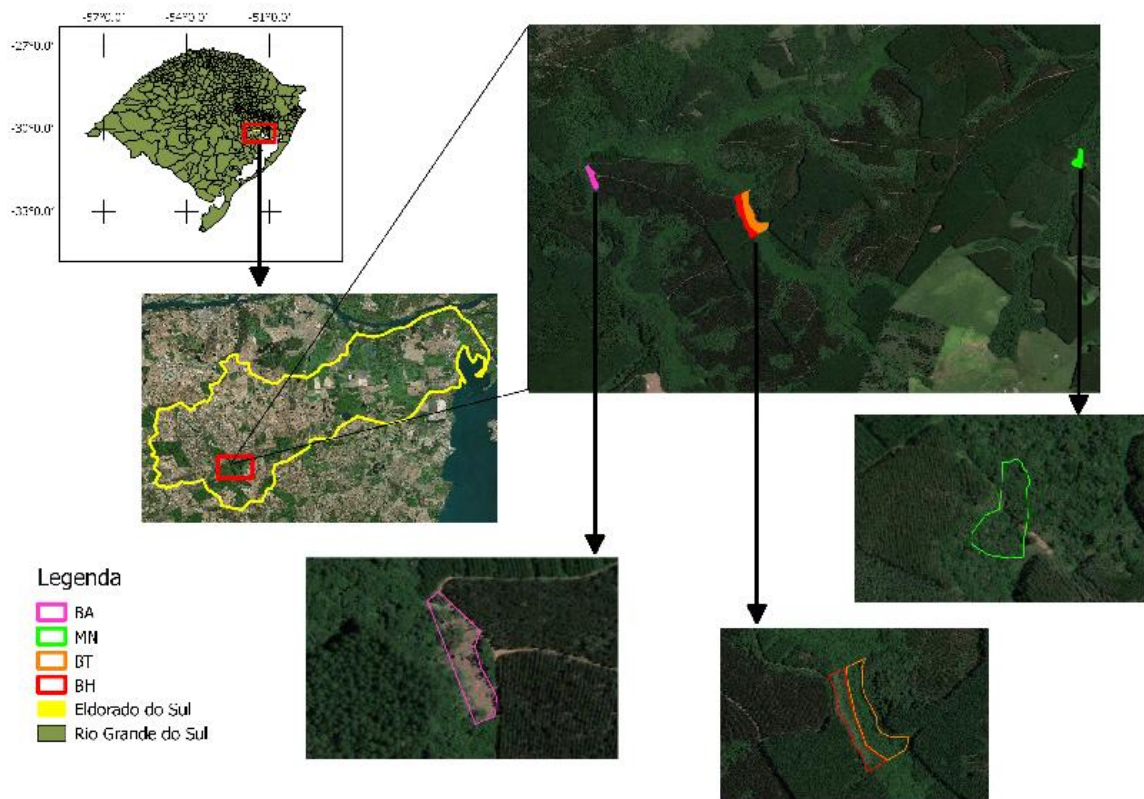
O clima é definido como subtropical úmido com verão seco (ST UMv) (ALVARES et al., 2013), com temperatura média anual de 19,2 °C, precipitação pluvial anual de 1.708 mm e deficiência hídrica anual de 11 mm (MALUF, 2000).

#### 3.2 TRATAMENTOS

Para a realização desse trabalho foram selecionadas quatro áreas. Dentre essas, três apresentavam superabundância de *B. tuldoides* e uma apresentava cobertura florestal nativa. Das áreas que apresentavam cobertura de bambu, duas receberam técnicas de controle, sendo uma por meio mecânico (BA) e a outra por meio químico (BH). A área de bambu que não recebeu nenhuma das técnicas de controle foi considerada testemunha (BT), representante de cobertura com superabundância de bambus. Da mesma forma, considerou-se a área de floresta nativa como testemunha, representante de área de cobertura vegetal nativa (MN) (Figura 1).



Figura 1 - Mapa de localização das áreas de controle de bambu, Eldorado do Sul, RS. Sendo: Tratamento químico (BH); Tratamento testemunha Mata Nativa (MN); Tratamento mecânico (BA); Tratamento testemunha bambus (BT)



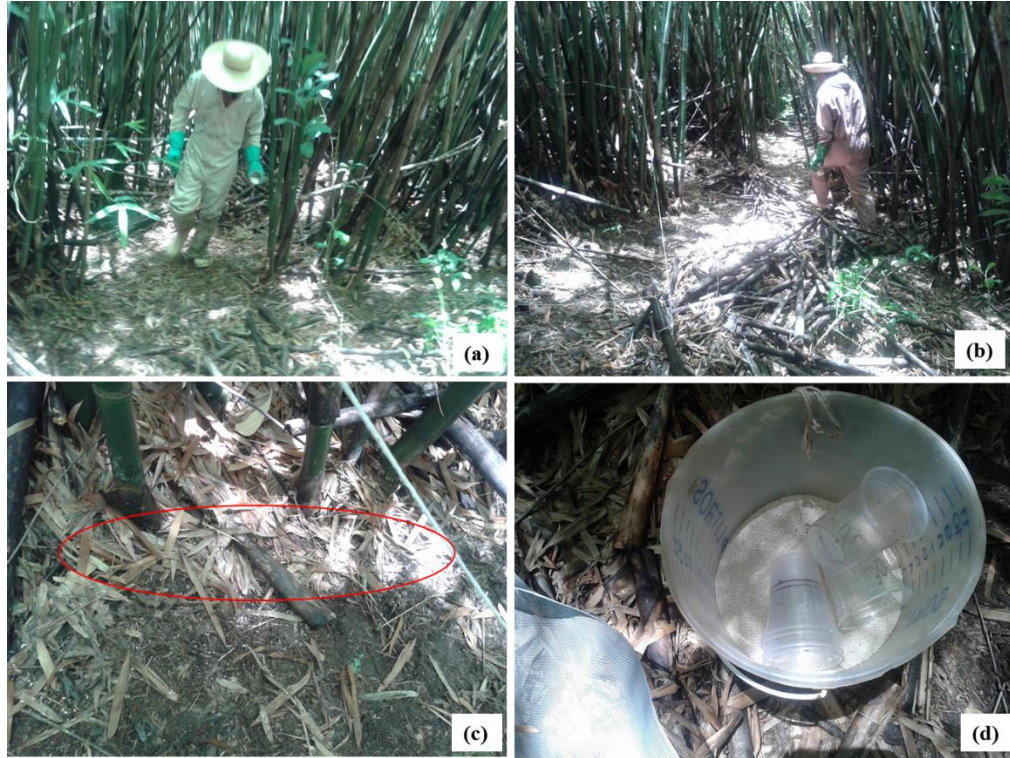
Fonte: Autora

O tratamento controle químico consistiu na aplicação do herbicida LAVA 800 (Tebuthiuron) na dose de 30g por touceira, definida a partir de testes experimentais a campo.

O herbicida é utilizado no controle de plantas infestantes (mono e dicotiledôneas) na cultura da cana-de-açúcar e é classificado como seletivo pré-emergente, do grupo químico das ureias.

O herbicida foi aplicado na forma granulada e com dosadores manuais, sendo distribuído de forma pontual, na base das touceiras de bambu e com solo úmido, em dezembro de 2014 (Figura 2).

Figura 2 – Aplicação do controle químico utilizando herbicida: (a e b) aplicação do herbicida nas touceiras; (c) aplicação pontual na base das touceiras; (d) herbicida granulado e dosadores manuais utilizados



Fonte: Autora

No controle mecânico (BA) foi realizada a retirada total das touceiras de bambu e rizomas superficiais com trator de esteira, em dezembro de 2014 (Figura 3). Os indivíduos arbóreos nativos, presentes no interior e borda do bambuzal, foram mantidos.

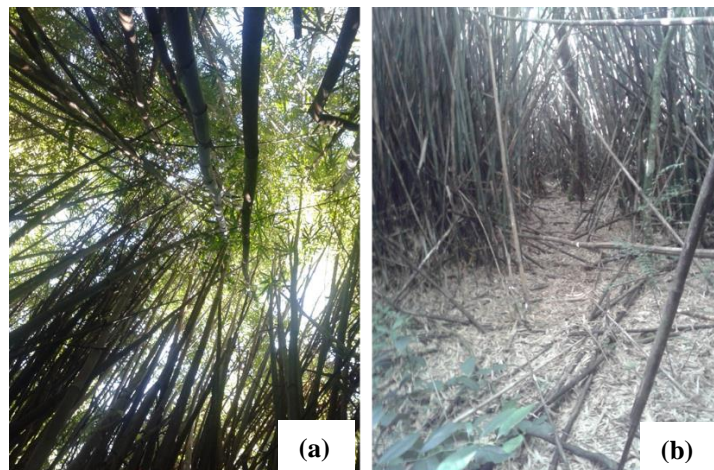
Figura 3 - Aplicação do controle mecânico em área de superabundância de bambus: (a) controle mecânico de arraste com trator de esteira; (b, c, d) aspecto da área após o controle



Fonte: Autora

Na área testemunha da cobertura de bambus (BT) não houve nenhum tipo de intervenção ou alteração na estrutura, sendo realizado monitoramentos (Figura 4).

Figura 4 - Aspecto geral da área de bambus testemunha (BT): (a) dossel de bambus em unidade experimental de monitoramento; (b) aspecto do piso sob o dossel de bambus



Fonte: Autora

A área testemunha de mata nativa (MN) constitui-se em área que conserva cobertura vegetal remanescente, em estágio sucessional secundário, nesse tratamento não foi realizado nenhum tipo de intervenção, apenas o monitoramento (Figura 5).

Figura 5 - Aspecto geral da área Testemunha Mata Nativa (MN), Eldorado do Sul, RS



Fonte: Autora

### 3.3 COLETA DE DADOS

Para avaliação dos mecanismos de regeneração e bioindicadores do solo foram instaladas inicialmente dez parcelas de 10 m x 10 m, sendo avaliados: chuva de sementes, regeneração natural e banco de sementes do solo. Para avaliação dos bioindicadores da qualidade do solo foi analisada a fauna edáfica.

Para o tratamento BA também foram avaliadas a porcentagem de rebrota de bambus e a cobertura do solo. E em BH, procedeu-se análise da fitossanidade na regeneração.

Como informações complementares foram realizadas medições da cobertura do dossel, temperatura e umidade do solo e análises químicas e físicas do solo.

#### 3.3.1 Regeneração natural

Para avaliação da regeneração natural, as parcelas de 10 m x 10 m foram subdivididas em oito subparcelas de 1 m x 1 m, totalizando 80 unidades amostrais em cada tratamento. Foram identificados e mensurados todos os indivíduos com altura entre  $30 \leq H < 130$  cm e realizadas as medições de diâmetro à altura do solo (DAS) e altura (H) (Figura 6).

As espécies foram identificadas *in loco* e, para aquelas em que isso não foi possível, foram coletadas amostras, herborizadas e enviadas ao Herbário do Departamento de Ciências Florestais (HDCF) e Herbário do Departamento de Botânica (SMDB) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Seguiu-se o critério de classificação das espécies e famílias botânicas proposto na APG IV (2016) e confirmação da nomenclatura científica na Lista de Espécies da Flora do Brasil (FORZZA et al., 2015).

Figura 6 - (a) Subunidades para avaliação da regeneração e (b) medição e identificação da regeneração em áreas de controle de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul, RS



Fonte: Autora

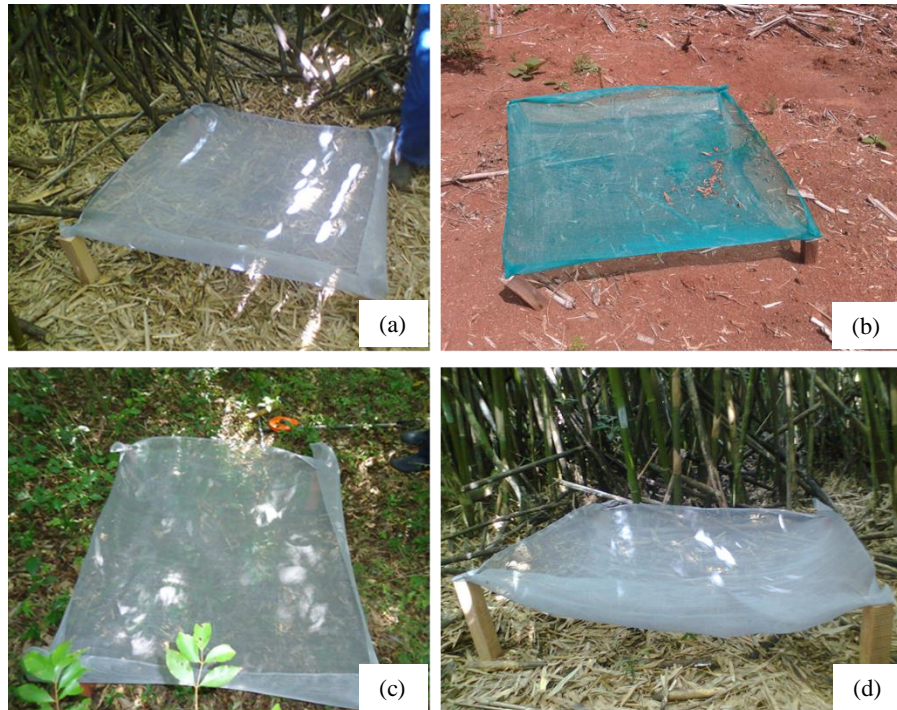
### 3.3.2 Cobertura do solo

A cobertura do solo foi avaliada na área de tratamento mecânico (BA), no ano levantamento de 2017, através da escala visual de Braun-Blanquet (1979), sendo: 5: qualquer número de indivíduos, cobrindo mais de 3/4 da área; 4: qualquer número, cobrindo de 1/2 a 3/4 da área; 3: qualquer número, cobrindo de 1/4 a 1/2 da área; 2: qualquer número, cobrindo de 1/10 a 1/4 da área; 1: numerosos ou esparsos, mas cobrindo menos de 5% da área; +: poucos indivíduos, cobertura muito baixa; e r: planta solitária, rara, cobertura muito baixa.

### 3.3.3 Chuva de sementes

Na área central de cada parcela de 10m x 10m foram instalados coletores de chuva de sementes, instalados à 20 cm do solo (Figura 7).

Figura 7 - Coletores de chuva de semente instalados nas áreas de controle de *B. tuldoides*: (a) coletor na área de tratamento químico (BH); (b) controle mecânico (BA); (c) testemunha referência mata nativa (MN); (d) testemunha bambu (BT)



Fonte: Autora

As coletas foram realizadas trimestralmente, acondicionadas em sacos de papel Kraft (Figura 8) e levadas a laboratório para triagem das sementes e frutos e, posterior identificação.

Figura 8 - Coleta do material vegetal depositado nos coletores de chuva de sementes, para posterior classificação e identificação, Eldorado do Sul, RS



Fonte: Autora

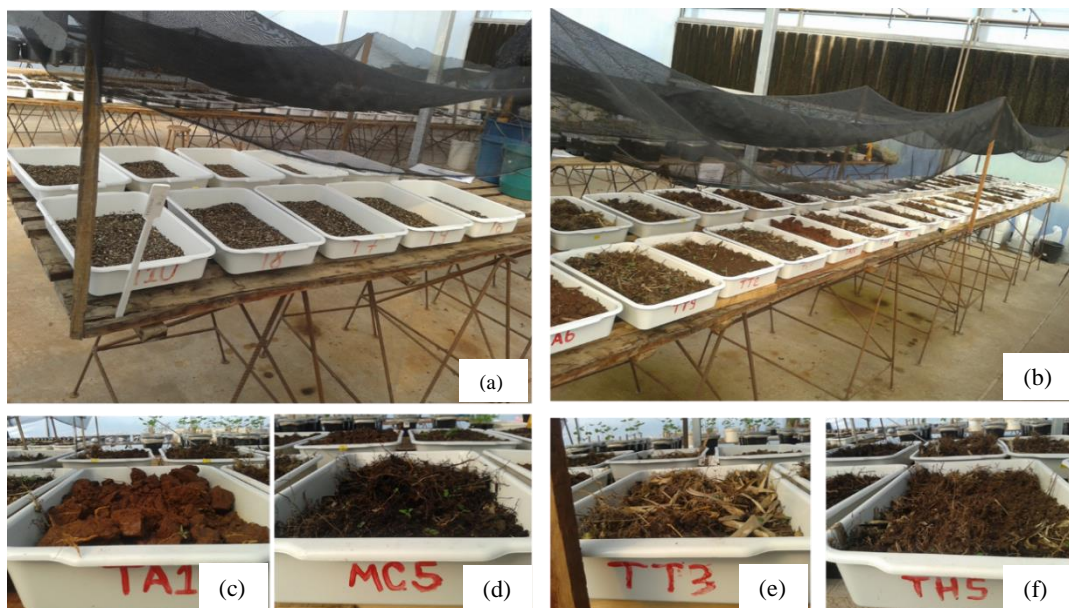
### 3.3.4 Banco de sementes do solo

Para o estudo do banco de sementes foram coletadas 10 amostras de solo em cada área (BA, BH, BT e MN), em maio de 2015, com auxílio de molduras de 25cm x 25cm e 5cm de profundidade.

O material foi conduzido para casa de vegetação, na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), onde foi acondicionado em bandejas plásticas, com orifícios de drenagem e misturado a substrato inerte (vermiculita). Foram utilizadas 40 bandejas correspondentes aos quatro tratamentos e 10 bandejas testemunhas (controle) contendo apenas substrato inerte (areia esterilizada e vermiculita), totalizando 50 amostras.

O material foi colocado aleatoriamente em mesas de 1 m de altura e sob tela de sombreamento de 50%, para evitar entrada e saída de eventuais propágulos (Figura 9). A irrigação foi realizada periodicamente, de acordo com as médias de precipitação e insolação locais. Em períodos mais secos se intensificavam as irrigações, enquanto nos períodos mais úmido se moderava.

Figura 9 - Banco de sementes do solo em casa de vegetação: (a) bandejas com substrato inerte; (b) bandejas com os tratamentos; (c) tratamento mecânico - BA; (d) tratamento testemunha Mata nativa - MN; (e) tratamento bambu testemunha - BT; (f) tratamento químico - BH



Aos 60 dias após a instalação do experimento, foi realizada a primeira contagem de plântulas e identificação das espécies (Figura 10). Após esse período, a contagem dos indivíduos foi realizada mensalmente, totalizando quatro avaliações em 180 dias de monitoramento.

Figura 10 - Emergência das plântulas presentes no banco de sementes do solo de áreas submetidas a diferentes controles de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul, RS



Fonte: Autora

### 3.3.5 Bioindicadores da qualidade do solo

No levantamento da fauna do solo foi utilizado o método de amostragem com armadilhas do tipo PROVID (ANTONIOLLI et al., 2006) com 10 repetições por tratamento (Figura 11). As armadilhas apresentavam aberturas laterais de 6 x 4 cm a 20 cm da base, contendo 250 ml de solução de álcool (96%) (ZEPPELINI FILHO; BELLINI, 2004). Esse método visa a coleta de organismos da meso e macrofauna que se movimentam na camada superficial do solo.

As armadilhas foram enterradas até o início das aberturas laterais e permaneceram a campo durante três dias. A primeira amostragem foi feita 100 dias após a aplicação dos tratamentos de controle de bambu (outono) e a segunda, 300 dias após a aplicação dos tratamentos (primavera), no ano de 2015.



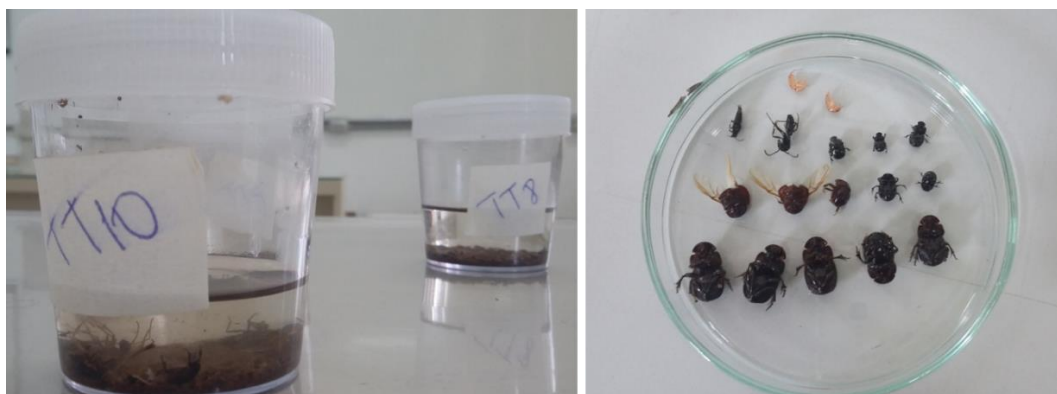
Figura 11 - Instalação das armadilhas do tipo Provid nas áreas de estudo: (a) armadilha do tipo Provid, confeccionada com garrafa pet, na cor verde; (b) preenchimento da armadilha com 250 ml de álcool (96%); (c) instalação das armadilhas no solo; (d) armadilha



Fonte: Autora

Após três dias a campo, as armadilhas foram retiradas e conduzidas ao laboratório para realização das contagens e identificações dos artrópodes em grupos taxonômicos (Figura 12).

Figura 12 – Amostragem e triagem de artrópodes do solo em áreas submetidas a diferentes controles de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul



Fonte: Autora

### 3.3.6 Variáveis ambientais

#### 3.3.6.1 Abertura do dossel

A abertura do dossel foi medida com densiômetro esférico convexo, com quatro medidas por parcela, seguindo a orientação da rosa dos ventos, e sempre realizadas pelo mesmo operador (SCOLARI et al., 2011).

#### 3.3.6.2 Temperatura, teor de umidade e precipitação pluviométrica

Os valores de precipitação pluviométrica mensal foram obtidos na série de dados históricos da estação meteorológica automática 83967, localizada em Porto Alegre, RS e acessada através do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

#### 3.3.6.3 Propriedades físicas e químicas do solo

As análises físicas consistiram na determinação da densidade do solo, porosidade total, macro e microporosidade pela técnica do anel volumétrico (BLAKE; HARTGE, 1986) e resistência à penetração. Foram coletadas amostras em 0-10 e 10-20 cm (Figura 13).

Figura 13 - Coleta de amostras indeformadas do solo pela técnica do anel volumétrico em áreas submetidas a controle de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul, RS



A resistência à penetração (RP) do solo foi medida com penetrômetro de impacto (STOLF, 1983) com duas amostragens por parcela. Junto com a medição da RP também foi realizada a medição da temperatura e umidade do solo com sonda automática (Figura 14). O sensor utilizado na sonda para obtenção da umidade e temperatura do solo fornece os dados automaticamente quando introduzido no solo, sem necessidade de mais transformações (DECAGOM DEVICES, 2013).

Figura 14 – Imagens do processo de coleta de dados via penetrômetro de impacto e sonda, em Eldorado do Sul, RS onde: (a) processo de tomada dos dados de resistência à penetração com penetrômetro de impacto; (b) leitura dos dados de umidade e temperatura do solo (c) sonda instalada no solo para leitura da temperatura



Fonte: Autora

As análises químicas consistiram na determinação de teores de Argila, Matéria Orgânica do Solo (MOS), pH, Alumínio (Al), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Fósforo (P), Potássio (K), Acidez potencial (Al+H), Capacidade de Troca de Cátions efetiva (CTC efetiva), Capacidade de Troca Catiônica Potencial (CTC pH 7), Saturação por bases (V%) e Saturação por Alumínio (m%). Foram retiradas amostras de solo em cada parcela, nas profundidades de 0-20 cm e 20-40 cm (Figura 15). As amostras foram conduzidas ao laboratório de Ecologia Florestal da UFSM, seguindo metodologia proposta por Tedesco et al. (1995).

Figura 15 – Coleta de amostras de solo para análise das propriedades químicas, Eldorado do Sul, RS



Fonte: Autora

### 3.4 ANÁLISE DOS DADOS

#### 3.4.1 Caracterização da dinâmica e estrutura da regeneração natural

A regeneração natural foi avaliada em dois levantamentos, em 2015, e 2017. Foram calculados os parâmetros da estrutura horizontal (Densidade absoluta) (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), além dos índices de Shannon (MAGURRAN, 1998) e Pielou (PIELOU, 1975).

O número total de indivíduos por área foi comparado entre tratamentos, dentro de cada levantamento (2015 e 2017). Os índices ecológicos foram comparados entre levantamentos.

Para verificar a diferença significativa dos índices de Shannon dos levantamentos de 2015 e 2017 foi utilizado o teste t de Hutcheson (ZAR, 1999), através do programa Excel 2010®.

Para o total de indivíduos, foi utilizado o teste Tukey a 5 % de probabilidade de erro, com auxílio do software Action (EQUIPE ESTATCAMP, 2014). Os dados iniciais foram verificados quanto às pressuposições de normalidade da distribuição dos erros e homogeneidade da variância, respectivamente, pelos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, por meio do software Action (EQUIPE ESTATCAMP, 2014). Quando as pressuposições não foram atendidas, realizou-se a transformação *box cox*.

Avaliou-se a riqueza específica de cada área por meio de curvas de rarefação, as quais possibilitam a estimativa de riqueza de espécies a um valor padronizado de indivíduos

amostrados, fornecendo uma base estatística de comparação (GOTELLI; COLWELL, 2001). A curva de rarefação foi realizada com o software PAST, versão 1.79 (HAMMER et al., 2001).

Na análise da similaridade florística entre áreas calculou-se o índice de similaridade de Jaccard (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), com produção de diagrama da análise de cluster (Jaccard) no software PAST, versão 1.79 (HAMMER et al., 2001).

### 3.4.2 Cobertura do solo

Para analisar o percentual de cobertura do solo pela vegetação (incluindo rebrotas de bambu) utilizou-se a escala de Braun-Blanquet (1979), adaptada por Zanzini (2005).

A escala apresenta porcentagens para cada símbolo da escala visual de Braun-Blanquet, onde 5 = 87,5 %, 4 = 62,5 %, 3 = 37,5 %, 2 = 15 %, 1 = 2,5 %, + = 0,1 %, r = 0,01 %, ausente = 0 %.

Após a transformação dos símbolos em porcentagens, procedeu-se confecção de gráfico, no programa Excel 2010®.

### 3.4.3 Propriedade químicas e físicas do solo

A interpretação, dos resultados das análises químicas, seguiu a metodologia do Manual da Rede Oficial de Laboratórios de Análise de Solo e de Tecido Vegetal dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS RS/SC, 2004).

Os resultados da análise física, das amostras indeformadas foram interpretadas de acordo com artigos específicos da área.

Os resultados da resistência à penetração medidos em números de impactos por centímetro foram transformados para a unidade MPa. A equação para cálculo da resistência em razão da penetração por impacto foi seguida conforme Stolf (1991a), adaptada por Stolf et al. (1998, 2005) e rerepresentada por Stolf et al. (2016):

Unidade prática:  $N$  (Impactos/dm) =  $10 \times n^\circ$  de impactos/penetração (cm)

Unidade técnica:  $R$  (kgf/cm<sup>2</sup>) =  $5,6 + 6,89 \times N$  (impactos/dm)

Unidade utilizada em artigos científicos, MPa, para  $g = 10 \text{ m/s}^2$ :

$RP$  (MPa) =  $0,56 + 0,689 \times N$  (impactos/dm)

As médias das variáveis químicas (Argila, MO), pH, Al, Ca, Mg, P, K, Al+H, CTC efetiva, CTC pH 7, V% e m%) e físicas (RP, U%, DS Macro, Micro, Porosidade Total) foram comparadas entre áreas, pelo teste Tukey a 5% de probabilidade de erro, pelo software Action (EQUIPE ESTATCAMP, 2014). Previamente os dados foram verificados quanto às pressuposições de normalidade da distribuição dos erros e homogeneidade da variância, respectivamente, pelos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett pelo software Action (EQUIPE ESTATCAMP, 2014).

#### **3.4.4 Relação entre regeneração natural e variáveis ambientais**

Para análise da relação entre a regeneração natural e as variáveis ambientais em cada tratamento foi gerada análise de correspondência canônica (CCA) (TEER BRAAK, 1986) a partir de duas matrizes: uma com variáveis ambientais (propriedades físicas, químicas do solo e abertura do dossel) e outra com número de indivíduos por espécie em cada tratamento no levantamento de 2017. Os dados foram transformados por meio de raiz quadrada (PALMER, 2005).

Espécies com menos de três indivíduos foram retiradas da análise ((FELFILI et al., 2007). Após a primeira CCA gerada, as variáveis com baixa correlação com os eixos principais foram eliminadas, a fim de evitar fatores de inflação que comprometessem a análise (FELFILI et al., 2007).

Foram conferidos a significância dos dois primeiros eixos e a porcentagem de variação explicada por cada um (FELFILI et al., 2007). Também foi utilizado o teste de permutação de Monte Carlo com 999 permutações para verificar a significância dos primeiros eixos da CCA, sendo considerado significativos os valores de  $p < 0,001$  (TER BRAAK; ŠMILAUER, 2002). Os dados foram processados através do software PAST, versão 1.79 (HAMMER et al., 2001).

#### **3.4.5 Banco de sementes do solo**

Foram contabilizados os indivíduos, espécies e famílias presentes em cada um dos tratamentos avaliados e determinados os parâmetros da estrutura horizontal (densidade absoluta) (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Também foi calculada a densidade de plântulas emergidas por m<sup>2</sup>.

As espécies amostradas foram classificadas de acordo com os critérios propostos por Budowski (1965) e adaptados por Gandolfi et al. (1995) para florestas semidecíduas brasileiras,

sendo: pioneira, secundária inicial, secundária tardia e não classificada para a definição de grupos ecológicos. Na classificação da síndrome de dispersão, os indivíduos foram classificados como anemocóricos, zoocóricos e autocóricos, de acordo com Van Der Pijl (1982). Para a classificação em forma de vida e origem foi consultado a Flora do Brasil (2018).

O número de espécies e indivíduos de cada tratamento foi comparado pelo teste Tukey, ao nível de 5 % de probabilidade de erro, através do software Action Stat (EQUIPE ESTATCAMP, 2014).

Também foram calculadas a riqueza e diversidade de Shannon (MAGURRAN, 1988) e Pielou (PIELOU, 1975). Os valores da diversidade de Shannon foram comparados pelo teste de Hutcheson a 5 % de probabilidade de erro (HUTCHESON, 1970), através do programa Excel®.

Para análise da similaridade florística entre bancos de sementes, utilizou-se a similaridade de Jaccard (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) e com auxílio da análise de cluster foi produzido dendrograma com medidas de similaridade de Jaccard. As análises foram feitas no software PAST, versão 1.79 (HAMMER et al., 2001).

### **3.4.6 Chuva de sementes**

Os propágulos coletados foram contabilizados e identificados de acordo com as características morfológicas externas em morfoespécies e, a identificação foi realizada ao nível de família, gênero e espécie. Quando não foi possível a identificação, foi feita a análise do tamanho, cor e morfologia dos propágulos (VENZKE et al., 2014; PIÑA-RODRIGUES; AOKI, 2014; SCCOTI et al., 2016).

Os propágulos foram classificados de acordo com Van Der Pijl (1982), como anemocóricos, quando apresentavam estruturas ou alas que permitissem planar; e como zoocóricas, aquelas que apresentavam características de dispersão por animais, em especial frutos drupáceos, bagas e sementes com arilo.

Além disso, foram obtidos a riqueza de Margalef, de Chao-1 (CHAO et al., 2009), diversidade de Shannon (MAGURRAN, 1988) e diversidade de Pielou (PIELOU, 1975). Os valores da diversidade de Shannon foram comparados pelo teste de Hutcheson, a 5 % de probabilidade de erro (HUTCHESON, 1970), no programa Excel®.

Os dados foram verificados quanto às pressuposições de normalidade da distribuição dos erros e homogeneidade de variâncias, respectivamente, pelos testes de Shapiro-Wilk e

Bartlett, por meio software Action (EQUIPE ESTATCAMP, 2014). Quando as pressuposições não foram atendidas, realizou-se a transformação box cox. Depois de normalizados is dados, foi feita comparação do número de propágulos entre tratamentos, pelo teste Tukey a 5% de probabilidade de erro pelo software Action (EQUIPE ESTATCAMP, 2014).

O número de espécies em cada área de tratamento foi utilizado para a confecção da curva de rarefação, a nível de 95% de probabilidade de confiança, realizado no software PAST, versão 1.79 (HAMMER et al., 2001).

Para análise da similaridade na composição da chuva de sementes entre áreas utilizou-se análise de cluster com medidas de similaridade de Jaccard. As análises foram feitas no software PAST, versão 1.79 (HAMMER et al., 2001).

### **3.4.7 Bioindicadores da qualidade do solo**

Foram identificados e contados o total de indivíduos de cada grupo taxonômico, esses foram comparados pelo teste Tukey, a nível de 5 % de probabilidade de erro com o software Action (EQUIPE ESTATCAMP, 2014). Os dados foram verificados quanto às pressuposições de normalidade da distribuição dos erros e homogeneidade de variâncias, respectivamente, pelos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, por meio software Action (EQUIPE ESTATCAMP, 2014)

Também foram determinados os índices de Shannon (MAGURRAN, 1988) e Equitabilidade de Pielou (PIELOU, 1975). Para comparar a diversidade entre áreas de tratamento na mesma amostragem e diferença na diversidade de cada área de uma amostragem para a outra, utilizou-se o teste de Hutcheson, a 5 % de probabilidade de erro (HUTCHESON, 1970) com o programa Excel®.

O número total de organismos foi submetido à análise de cluster, por medida de similaridade de Jaccard, para verificar a similaridade entre os grupos com o software PAST, versão 1.79 (HAMMER et al., 2001).

Para verificação das relações existentes entre grupos de organismos e áreas de estudo realizou-se análise de componentes principais (PCA) utilizando uma matriz de abundância das espécies nas parcelas, conforme Hill e Gauch (1980) com o software PAST, versão 1.79 (HAMMER et al., 2001).

A relação da fauna edáfica com os atributos do solo foi realizada pela análise de correspondência canônica (CCA), contendo duas matrizes, uma de abundância de grupos edáficos e outra com os atributos do solo (químicos e físicos). Os dados foram submetidos a



transformação de raiz quadrada (PALMER, 2005) e os grupos edáficos com menos de três indivíduos e menos correlacionados com os eixos principais retirados da análise (FELFILI et al., 2007).

Foram conferidos a significância dos dois primeiros eixos e a porcentagem de variação (FELFILI et al., 2007). Para verificar a significância foram analisados a porcentagem de variação dos primeiros eixos da CCA e o teste de Monte Carlo,  $p < 0,001$  (TER BRAAK; ŠMILAUER, 2002).

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÕES**

### **4.1 DINÂMICA E ESTRUTURA DA REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS SOB CONTROLE DE BAMBU, RS**

#### **4.1.1 Estrutura e composição florística**

BT, BH e BA apresentaram baixa densidade de indivíduos e menor riqueza em espécies e famílias no levantamento de 2015. BA apresentou maior número de indivíduos, depois de MN, mas apresentou baixa riqueza de espécies e famílias (Tabela 1).

As curvas resultantes da rarefação demonstram a diferença de riqueza esperada entre a nativa (MN) e as áreas de bambu (BA, BT e BH) (Figura 16a).

Felker et al. (2017) (Apêndice 1) analisando um fragmento dominado por *B. tuldoides* e uma área de mata nativa, observaram que o primeiro apresentava menos de 50% da riqueza da área nativa, para a mesma região fitogeográfica e com o mesmo esforço amostral.

No segundo levantamento (2017), houve aumento na riqueza e densidade de três áreas (MN, BA e BH) (Tabela 1). A área testemunha de bambu (BT) apresentou novamente o menor número de indivíduos em 2017, diferindo estatisticamente das demais. BT apresentou 14,7 % menos indivíduos em 2017, se comparado com o levantamento de 2015. Essa diminuição representa o efeito nocivo do dossel de bambu sobre a regeneração da floresta estacional. A presença de bambus pode modificar a estrutura e a composição da floresta, inibindo a germinação das sementes e crescimento das plantas, e modificando processos relacionados à regeneração e sucessão florestal (CAMPANELLO et al., 2007).

A superabundância e dominância de algumas espécies de bambu vêm causando problemas em diferentes regiões do planeta. Bai et al. (2013), em uma reserva natural na China

verificaram que a diversidade florística foi bastante alterada em decorrência da superabundância de *Phyllostachys edulis*. Na Amazônia, Lima et al. (2012) e Silveira (2005) verificaram que a presença de bambus alterou a composição florística em quase 40% no número de espécies na amostra de um hectare, o que tornou o local uma das áreas com menores diversidade desse bioma.

Muitos estudos confirmam que a superabundância de bambus pode impedir a regeneração através da sua superioridade competitiva na busca de recursos (TABARELLI; MANTOVANI, 2000; GRISCOM; ASHTON, 2003; GUILHERME et al., 2004), atuando como barreira na entrada de propágulos (LARPKERN et al., 2009; TAKAHASHI et al., 2007), promovendo danos físicos na vegetação (GRISCOM; ASHTON, 2006), formando liteira de difícil decomposição, dificultando o acesso da semente ao solo e luz (PARSONS; CONGDON, 2008; LARPKERN et al., 2011).

Rother (2006) também ressalta que além das condições citadas acima, possíveis efeitos alelopáticos podem estar relacionados ao baixo número de regenerantes do bambu. Segundo a autora, ainda são escassos os estudos acerca de efeitos alelopáticos de espécies de bambu, no entanto, essa hipótese deve ser pesquisada.

As áreas que receberam algum tipo de controle (BA e BH) apresentaram um expressivo crescimento na riqueza de espécies e número de indivíduos, de um levantamento para outro. Em BA houve aumento de 96 % no número de indivíduos e de 230 % no número de espécies. Em BH, o crescimento em número de indivíduos foi de 662 % e de 207 % para o número de espécies. Nessas áreas, o manejo do bambu com arraste mecânico (BA) e herbicida (BH) modificou a cobertura dominante das touceiras, permitindo a entrada de vento, propágulos, luz e diminuindo a competição (por espaço e nutrientes), promovendo o desenvolvimento da vegetação (Tabela 1; Figura 16 – a e b).

A mata nativa (MN) apresentou aumento de 30,7% em números de indivíduos e 53% em espécies de 2015 para 2017 (Tabela 1), demonstrando um aumento em complexidade estrutural e funcional típica das formações florestais Chazdon (2012).

Tabela 1 - Número de famílias, espécies e indivíduos presentes na regeneração natural ( $30 \leq H$  e  $DAS \leq 5$ ) e taxa de abertura do dossel das áreas sob diferentes tratamentos de controle de *B. tuldoides*, nos levantamentos de 2015 e 2017, Eldorado do Sul, RS (DA: densidade absoluta) (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).

	MN	BA	BH	BT	MN	BA	BH	BT
	2015				2017			
Famílias	17	8	10	9	19	28	27	12
Espécies	32	13	14	15	49	43	43	15
Núm. Indivíduos	329a*	194b	40c	34c	430a	381b	305b	29c
DA (ind.ha)	41125	24250	5000	4250	53750	47625	38125	3625
Abertura do dossel	4,5	92,8	8,3	5,5	5,5	91,9	8,0	5,2

\*Valores seguidos pela mesma letra, no levantamento de 2015, não apresentam diferença significativa, em nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey. Valores seguidos pela mesma letra, no levantamento de 2017, não apresentam diferença significativa, em nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste de Tukey.

Fonte: Autora

Em 2015, as famílias mais representativas em MN foram Myrtaceae, Lauraceae e Euphorbiaceae. Em 2017, permaneceram Myrtaceae e Lauraceae, juntamente com Rubiaceae, como as mais representativas. Quanto ao número de indivíduos por espécies, em 2015 destacam-se as espécies *Campomanesia xanthocarpa*, *Ocotea pulchella*, *Sorocea bonplandii* e *Calliandra tweediei* (Tabela 2).

Em 2017, permanecem como espécie com maior número de indivíduos, *Campomanesia xanthocarpa* e *Sorocea bonplandii*, seguida da espécie *Gymnanthes klotzschiana*.

As famílias Myrtaceae e Lauraceae possuem alta representatividade em áreas de floresta estacional, sendo consideradas típicas desta formação florestal (LEITÃO FILHO, 1987; RIO GRANDE DO SUL, 2002; VALE et al., 2009). O Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2002) também apontou as famílias Myrtaceae e Lauraceae como as mais representativas para a tipologia.

Em BA, em 2015, predominaram espécies das famílias Solanaceae e Asteraceae, sendo as mais representativas em número de indivíduos *Solanum mauritianum*, *Solanum viarum* e rebrotas de *B. tuldoides*. As famílias Solanaceae e Asteraceae podem ser consideradas facilitadoras do processo de restauração (GÓMEZ-APARICIO et al., 2004), podendo ser encontradas em estádios iniciais da regeneração florestal, em grandes clareiras antrópicas, pastos abandonados e áreas degradadas (ARAÚJO et al., 2006). Segundo Mello et al. (2008) várias espécies de Solanaceae apresentam interação com a fauna, principalmente com morcegos

frugívoros, funcionando como espécies nucleadoras, capazes de facilitar a restauração florestal em áreas abertas.

Soares et al. (2008) encontraram alto percentual de espécies de Solanaceae em locais alterados (70%), o que enfatiza o comportamento ruderal típico de representantes da família.

A família Asteraceae apresenta grande agressividade e rápida colonização de áreas perturbadas (HATTORI; NAKAJIMA, 2008). Sanquetta (2007) também observou espécies da família Asteraceae em área de controle mecânico de bambu, em Floresta Ombrófila Mista.

Segundo Chazdon (2008) é normal no processo sucessional a colonização inicial de gramíneas, herbáceas e arbustos, declinando em abundância à medida que o dossel da floresta se fecha e reduz a disponibilidade de luz.

No levantamento de 2017, a família Asteraceae permaneceu como uma das mais representativas, seguida de Euphorbiaceae, Myrtaceae e Sapindaceae. Novamente foi observado rebrotas de *B. tuldoides* e os indivíduos de *S. mauritianum*, assim como ingressam outras espécies com abundância de indivíduos, como *Baccharis dracunculifolia*.

Apesar do tratamento mecânico priorizar a retirada dos rizomas dos bambus presentes nos primeiros centímetros do solo, essa não foi uniforme. Dessa forma, em locais onde a retirada foi menos acentuada, houve mais rebrotas de *B. tuldoides*.

*S. mauritianum*, pode ser visto frequentemente colonizando áreas antropizadas, como beiras de estradas, borda de florestas e florestas secundárias (CORADIN et al., 2011). A espécie também se apresenta indiferente às condições físicas de solo, sendo a mais característica em formações florestais secundárias, situada em diferentes posições topográficas (SMITH; DOWNS, 1966). Segundo Scherer e Jarenkow (2006), *S. mauritianum* é uma espécie de alto valor ecológico, estando presente no banco de sementes do solo (sementes ortodoxas), apresentando rápido crescimento, reprodução e grande longevidade (HALEY, 2006).

*B. dracunculifolia*, assim como *S. mauritianum* é uma espécie colonizadora, produzindo grande número de sementes (KLEIN; FELIPPE, 1992). Segundo Gomes e Fernandes (2002), as altas porcentagens de germinação, a rapidez da germinação em presença de luz, a ocorrência natural em solos degradados denota *B. dracunculifolia* como potencial para recuperação de áreas degradadas.

Na área BH, o primeiro levantamento apontou Myrtaceae e Euphorbiaceae como as mais representativas, sendo *Myrsine umbellata*, *Cupania vernalis* e *Ocotea pulchella*, as mais representativas em número de indivíduos.

Em 2017 a família Myrtaceae ainda apareceu de maneira representativa, mas as famílias típicas de áreas abertas como Solanaceae e Rubiaceae começaram a dominar a área. Neste

levantamento predominaram indivíduos das espécies *Myrsine coriacea*, *Solanum mauritianum* e *Pteridium* sp.

No caso de BH, a aplicação do herbicida propiciou a mortalidade de algumas touceiras de bambu permitindo a abertura do dossel e entrada de luz. A luz, ainda que parcial, pode ter ativado o banco de sementes do solo, culminando no desenvolvimento de espécies típicas de áreas abertas (Tabela 1). Esse fato é importante, pois espécies pioneiras na regeneração são indicativo positivo, uma vez que estas são consideradas colonizadoras e facilitadoras, e podem restabelecer a estrutura local (CAPPELLESSO et al., 2015).

Em BT, Euphorbiaceae e Myrtaceae foram as mais representativas em 2015 e Primulaceae, Rutaceae e Sapindaceae em 2017. *Ocotea pulchella*, *Trichilia elegans*, *Myrsine umbellata* e *Myrsine coriacea* foram as mais representativas em 2015 e 2017.

Essas espécies podem ser classificadas como tolerantes a sombra. *T. elegans* é classificada como secundária tardia, típica de subbosque (BÜNDCHEN et al., 2015), podendo ser vista em maior abundância em comunidades com dossel mais fechado (CALLEGARO et al., 2017). *M. coriacea* é frequentemente vista em formações tardias (JUNG-MENDAÇOLLI; BERNACCI; FREITAS, 2005).

Algumas lauráceas, pertencentes ao gênero *Ocotea*, aparecem com grande frequência em remanescentes expressivamente alterados (SANQUETTA et al., 2002). *M. umbellata* já foi observada em levantamentos de áreas de domínio de *B. tuldoides* em 2014, sendo considerada por Felker et al. (2017) (Apêndice 1), como espécie tolerante a ambientes com bambus. Segundo Santos et al. (2012), *M. umbellata* pode ser considerada uma espécie de grande plasticidade ecológica.

A ocupação do espaço e a redução da incidência luminosa causada pelas touceiras do bambu dificultam a germinação das sementes e o estabelecimento das plântulas, selecionando as espécies mais tolerantes à sombra e, assim modificando a composição florística e a estrutura da vegetação (SILVÉRIO et al., 2010).



(continuação)

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>MN(15)</b>	<b>BA(15)</b>	<b>BH(15)</b>	<b>BT(15)</b>	<b>MN(17)</b>	<b>BA(17)</b>	<b>BH(17)</b>	<b>BT(17)</b>
Rubiaceae	<i>Chomelia obtusa</i> Cham. e Schltldl	-	-	-	-	375	-	500	125
Rubiaceae	<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz e Pav.) Pers.	-	-	-	-	-	2250	125	-
Commelinaceae	<i>Commelina</i> sp.	-	-	-	-	-	-	125	-
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling e J.S.Mill.	-	-	-	-	250	-	-	-
Euphorbiaceae	<i>Croton</i> sp.	-	-	-	-	-	375	-	-
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess	500	125	500	250	750	250	625	125
Lythraceae	<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.Macbr.	-	-	125	-	-	-	-	-
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	-	-	-	-	750	125	-	-
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	-	-	-	-	-	-	125	-
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	-	-	-	-	-	-	-	125
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	-	-	-	-	-	125	250	125
Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i> sp.	-	-	-	-	-	250	-	-
Myrtaceae	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	-	-	-	-	1125	-	-	-
Myrtaceae	<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	-	-	-	-	125	-	-	-
Myrtaceae	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	-	-	-	-	375	-	-	-
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	-	-	-	-	500	-	-	-
Rubiaceae	<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. e Schltldl.) DC.	-	-	-	-	3375	-	-	-
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	-	-	-	-	-	125	-	-
Asteraceae	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	-	-	-	-	-	375	-	-
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	1625	-	125	125	3750	125	-	-
Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i> sp.	-	-	-	-	-	125	-	-
Melastomataceae	<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	500	-	-	-	-	625	2500	-
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. e Zucc	-	-	-	-	125	-	-	-
Malvaceae	Malvaceae	-	-	-	-	0	-	125	-
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	500	-	-	-	500	250	250	-
Fabaceae	<i>Mimosa</i> sp.	-	-	-	-	-	125	-	-
Asteraceae	<i>Mikania</i> sp.	-	-	-	-	-	-	125	-
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	-	-	-	-	250	-	125	125

(continuação)

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>MN(15)</b>	<b>BA(15)</b>	<b>BH(15)</b>	<b>BT(15)</b>	<b>MN(17)</b>	<b>BA(17)</b>	<b>BH(17)</b>	<b>BT(17)</b>
Myrtaceae	<i>Myrcia palustris</i> DC.	1000	-	125	125	1250	500	-	-
Myrtaceae	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand	1625	-	-	-	1875	-	-	-
Myrtaceae	<i>Myrciaria cuspidata</i> O.Berg	375	-	125	125	375	-	125	-
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	250	-	-	375	750	500	6375	375
Primulaceae	<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan.	-	-	-	-	375	-	-	-
Myrtaceae	<i>Myrcia gigantea</i> (O.Berg) Nied.	250	-	-	-	-	-	-	-
Myrtaceae	<i>Myrcia glabra</i> (O.Berg) D.Legrand	750	-	-	-	-	-	-	-
Myrtaceae	<i>Myrcia</i> sp.	125	-	-	-	-	-	-	-
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1875	-	750	375	2000	-	1875	375
Myrtaceae	Myrtaceae	-	-	-	-	250	-	-	-
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	250	-	-	-	625	500	-	-
NI	NI	3750	5500	1875	500	2250	7375	625	-
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	750	-	-	-	500	250	250	-
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees e Mart.) Mez	4875	-	375	625	2375	-	250	500
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	-	-	-	-	375	-	-	-
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth	-	-	-	-	500	-	-	-
Piperaceae	<i>Piper xylosteoides</i> (Kunth) Steud.	-	-	-	-	875	-	-	-
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	1750	-	-	-	0	-	1625	-
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	250	-	-	-	375	-	125	-
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	-	-	-	-	1875	-	625	-
Rubiaceae	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. e Schltldl.	-	-	-	-	125	-	125	-
Rubiaceae	<i>Psychotria</i> sp.	2000	-	-	-	-	-	-	-
Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium</i> sp.	-	-	-	-	-	1125	4375	-
Asteraceae	<i>Pterocaulon</i> sp.	-	-	-	-	-	1500	-	-
Podocarpaceae	<i>Podocarpus lambertii</i> Klotzsch ex Endl.	-	-	-	-	-	250	-	-
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i> (Klotzsch) K.S.Edwards	-	-	125	-	250	-	125	-
Rubiaceae	Rubiaceae	-	-	-	-	250	-	-	-
Rosaceae	<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	-	-	-	-	-	625	125	-
Acanthaceae	<i>Ruellia</i> sp.	-	-	-	-	-	125	-	-



(continuação)

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>MN(15)</b>	<b>BA(15)</b>	<b>BH(15)</b>	<b>BT(15)</b>	<b>MN(17)</b>	<b>BA(17)</b>	<b>BH(17)</b>	<b>BT(17)</b>
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	125	-	250	125	125	125	-	-
Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.	-	875	-	-	-	125	-	-
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	-	-	-	-	-	125	1625	-
Solanaceae	<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal	-	-	-	-	-	-	125	-
Solanaceae	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	-	875	-	-	-	-	-	-
Solanaceae	<i>Solanum guaraniticum</i> A.St.-Hil.	-	-	-	-	-	1500	1625	-
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	-	8125	-	-	-	5250	4375	-
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i> L.	-	125	-	-	-	-	-	-
Solanaceae	<i>Solanum viarum</i> Dunal	-	4750	-	-	-	-	-	-
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	2375	-	-	-	4500	-	-	-
Loganiaceae	<i>Strychnos</i> sp.	-	-	-	-	875	-	-	-
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	125	-	-	250	-	125	-	-
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1375	-	125	-	2000	125	375	-
Symplocaceae	<i>Symplocos uniflora</i> (Pohl) Benth.	-	-	-	-	-	125	250	-
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	250	125	-	-	375	250	-	-
Meliaceae	<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	750	-	-	-	1375	-	-	-
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	1250	-	125	625	1875	250	-	750
Salicaceae	<i>Xylosma</i> sp.	-	-	-	-	750	-	-	-
Salicaceae	<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	-	125	-	-	-	-	-	-
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	250	-	-	375	250	625	1375	250

Fonte: Autora

#### 4.1.2 Diversidade florística

As áreas BA e BH, estimuladas pelos tratamentos de controle apresentaram aumento na diversidade, diferindo significativamente de 2015 para 2017.

Já as áreas BT e MN não apresentaram diferença significativa na diversidade, na comparação entre os levantamentos. Em BT, observa-se ainda, através dos valores brutos, que os valores de H' decaíram. Essa verificação é importante, pois pode informar sobre a tendência futura dessa área, em relação à diversidade.

Segundo Silvério et al. (2010) a alta densidade de bambus está diretamente relacionada à perda de biodiversidade em ecossistemas tropicais. Vários autores vêm constatando o efeito negativo das superpopulações de bambu, de diferentes espécies, para a estrutura e diversidade da vegetação (TABARELLI; MANTOVANI, 2000; GRISCOM; ASHTON, 2006; CAMPANELLO et al., 2007; SANQUETA et al., 2007; SILVÉRIO et al., 2010; LIMA et al., 2012; ELIAS et al., 2015; XU et al., 2014; FELKER et al., 2017).

Quanto à equitabilidade de Pielou, todas as áreas apresentaram valores altos, indicando uniformidade na distribuição das espécies, em ambos os levantamentos. Os valores de BA estão relacionados ao estágio inicial de sucessão nessa área, fruto da retirada total da cobertura e consequente exposição do solo e banco de sementes. Esse cenário condiciona o desenvolvimento de um maior número de indivíduos de espécies colonizadoras, mais adaptadas as condições de degradação, como àquelas pertencentes às famílias Solanaceae, Asteraceae e Poaceae.

Tabela 3 - Índices de diversidade de Shannon (H') e equitabilidade de Pielou (J) para regeneração natural da Floresta Estacional em áreas sob controle de *B. tuldoidea*, em 2015 e 2017, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).

Índices	MN (15)	MN (17)	BA (15)	BA (17)	BT (15)	BT (17)	BH (15)	BH (17)
<b>Shannon (H')</b>	2,95a*	3,32a	1,77b	2,61a	2,52a	2,48a	2,11b	3,0a
<b>Pielou (J)</b>	0,85	0,85	0,69	0,69	0,93	0,92	0,80	0,79

\*Valores seguidos pela mesma letra na linha (índice de Shannon) não apresentam diferença significativa na área, nos levantamentos de 2015 e 2017, pelo teste de Hutcheson a 5%

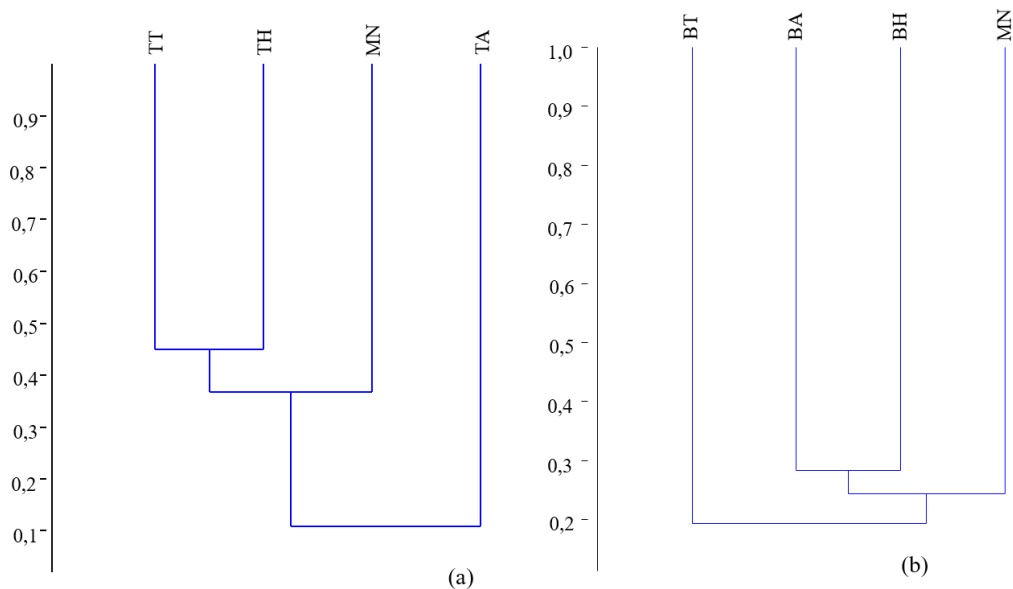
Fonte: Autora

### 4.1.3 Similaridade florística

A similaridade florística entre áreas foi baixa nas duas avaliações. No entanto, em 2015 BT e BH apresentaram os maiores valores de similaridade (0,45). Já para o levantamento de 2017, as áreas com maior similaridade foram BA e BH (0,28) (Figura 17).

Em 2015, as áreas BH e BT apresentavam estrutura da regeneração mais similares (Tabela 1), apresentando baixa densidade de indivíduos e baixa diversidade. Em 2017, BH se apresentou com maior número de indivíduos e espécies, possivelmente propiciado pela manutenção da abertura do dossel em decorrência do controle químico. A entrada de luz pode ter ativado o banco de sementes, predominantemente de pioneiras colonizadoras, muito similares às espécies presentes na área BA.

Figura 16 - Similaridade florística da regeneração natural entre as áreas submetidas a diferentes controles de *B. tuldoides* (a) similaridade florística da regeneração, em 2015 (b) similaridade florística da regeneração, em 2017 (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).



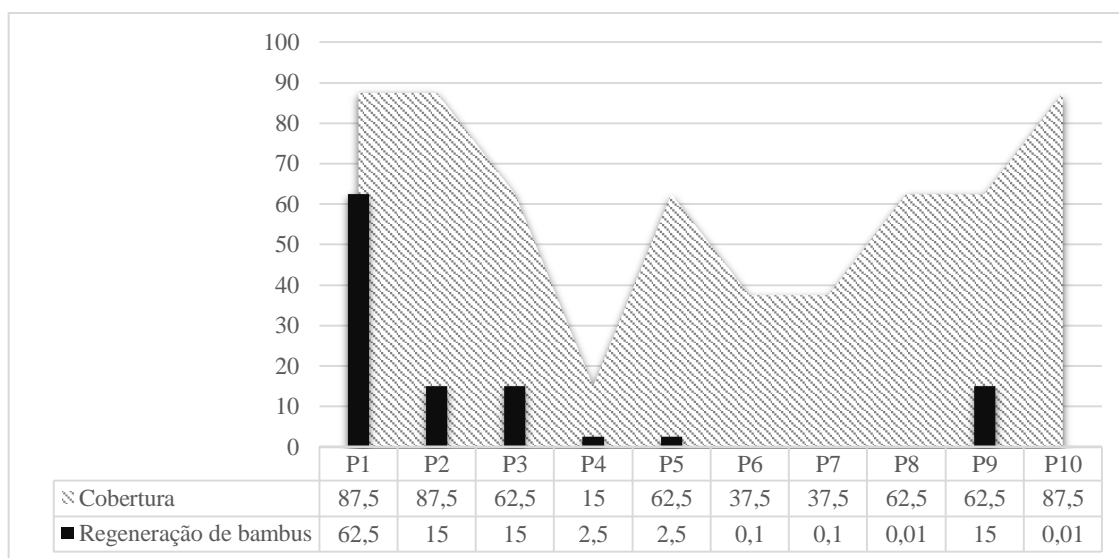
Fonte: Autora

#### 4.1.4 Cobertura do solo e rebrotas de bambus em BA

BA apresentou cobertura do solo superior a 50 % (Figura 19). Poaceae foi a família botânica predominante, seguida de Rubiaceae, Asteraceae e Solanaceae. Dentre as Solanaceae destaca-se a espécie *Solanum mauritianum*, umas das primeiras espécies que iniciou a colonização da área.

O percentual de rebrotas de bambu apresentou grande variação, apresentando maior porcentagem (62,5%) em locais onde a máquina de arraste teve menos acesso, em virtude do local ser mais estreito e conter matrizes nativas de maior espessura, dificultando o acesso e manobras da máquina. No entanto, a média de cobertura por bambus após o arraste foi inferior a 15 % na maior parte da área analisada.

Figura 17 - Abundância-cobertura de Braun-Blanquet (1979) e percentual de regeneração ou rebrota de bambus em área de controle mecânico de bambus, 30 meses após tratamento mecânico de arraste



Fonte: Autora

## 4.2 PROPRIEDADES DO SOLO E CORRELAÇÕES AMBIENTAIS, EM ÁREAS DE CONTROLE DE BAMBUSOIDEAE, RS

### 4.2.1 Propriedades químicas do solo

MN, BH e BT apresentaram caráter eutrófico para os primeiros 20 cm de solo. ( $V > 50$  %) (CQFS RS/SC, 2004). BA apresentou caráter distrófico ( $V < 50$  %). Todas as áreas apresentaram solos ácidos, condição frequente em solos não corrigidos como os solos sob remanescentes florestais (FEITOSA, 2004; ROVEDDER et al., 2013), principalmente em regiões tropicais e subtropicais, onde os processos de lixiviação e elitização podem ser intensos (SILVA, 2009).

MN destacou-se em qualidade química do solo, com diferenças significativas em MOS%, K, CTC<sub>pH 7,0</sub> e CTC efetiva, demonstrando o efeito da permanência da cobertura florestal remanescente. Uma das principais contribuições para o aumento da CTC no solo é a matéria orgânica (LUCHESE et al., 2002), por ser fonte de carga negativa (TEIXEIRA, 2008), aumentando a disponibilidade de nutrientes, a capacidade de infiltração e retenção de água, aeração e atividade biológica (MEURER, 2004). Mesmo comportamento pode ser observado nos resultados de Silva et al. (2007a) que observaram maiores valores destes elementos em florestas, se comparados com áreas de capoeira e pastagens.

BA diferiu estatisticamente dos demais tratamentos, apresentando menores valores de V% e Ca e maiores valores de m% e Al. O conjunto de resultados para BA demonstra uma baixa qualidade química do solo, o que pode estar relacionado com processos físicos de perda da camada superficial do solo devido ao arraste mecânico. A matéria orgânica, responsável em grande parte pelo complexo sortivo do solo, encontra-se nos primeiros centímetros, na interface entre a manta orgânica e o solo mineral. A exposição do solo leva à degradação de seus componentes, perda de partículas por escoamento superficial e lixiviação de nutrientes.

Geralmente os níveis de P disponíveis no solo são baixos e muito variáveis (HORTA; TORRENT, 2010) e o maior estoque, cerca de 98%, encontra-se quimiosorvido na MOS (MEURER, 2004). Valores de pH abaixo de 5,5 também são geralmente associados a reduções na disponibilidade de P (YOUNG, 1976).

Tabela 4 - Características químicas dos solos na profundidade 0-20 cm, em áreas sob diferentes tratamentos de controle de bambu, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).

TRAT	Argila %	Classe Argila	MOS %	pH	Al cmolc dm-3	Ca dm-3	Mg dm-3	P mg dm-3	K mg dm-3	Al+H	CTC efet. cmolc dm-3	CTC pH 7 cmolc dm-3	V %	m
BA	27,1a	3	1,5c B	5,1c B	0,5a	2,4b M	1,2b A	1,22b MB	73,39b A	5,8a	4,3c	9,5bc M	40,1b MB	13,3a M
BH	20,7ab	4	2,5b B	5,4ab B	0,1b	5,1a A	1,3b A	2,1a MB	62,2bc A	4,0bc	6,7b	10,6b M	62,5a B	0,9b MB
BT	18,6b	4	2,0bc B	5,5a M	0,0b	4,4a A	1,3b A	1,9ab B	42,2c M	2,5c	5,8bc	8,3c M	67,7a M	0,0b MB
MN	22,2ab	3	3,3a M	5,3bc B	0,0b	6,0a A	2,4a A	2,3a MB	153,3a MA	4,4ab	8,8a	13,1a M	66,7a M	0,7b MB

\*Onde: MOS (Matéria Orgânica do Solo); Al (Alumínio); Ca (Cálcio); Mg (Magnésio); P (Fósforo); Al+H (Acidez potencial); CTC efet. (Capacidade de Troca de Cátions efetiva); CTC pH 7 (Capacidade de Troca Catiônica potencial); V% (Saturação por bases); m% (Saturação por alumínio).

\*letras maiúsculas: (MA) Muito Alto; (A) ALTO; M (Médio); MB (Muito Baixo); B (Baixo)

\*médias seguidas pela mesma letra (minúscula) na coluna, não possuem diferença estatística ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste Tukey

Fonte: Autora

#### 4.2.2 Propriedades físicas do solo

Na Tabela 5, observa-se que houve diferença nas propriedades físicas do solo entre os tratamentos. A área submetida ao tratamento mecânico (BA) apresentou os maiores valores de resistência à penetração e teor de umidade.

Os valores médios da resistência à penetração para a área BA ficaram em 1,27 MPa (Tabela 5). Este pode ser considerado mediano, levando em consideração que os valores críticos giram em torno de 2 MPa (REICHERT et al., 2007) e os restritivos em 3MPa. Segundo Grant e Lafond (1993) se a resistência do solo à penetração apresentar valores acima de 3 MPa pode ocorrer restrição ao crescimento radicular da maioria das plantas.

No entanto, ressalta-se que existiu grande variação na RP dentro da área BA devido a heterogeneidade dos solos da área e, em função da atuação da máquina de arraste. Áreas com maior atuação da máquina de arraste apresentaram RP entre 1,75 e 2,13 MPa (Tabela 5). Valores nessa faixa podem ser considerados críticos para o crescimento das raízes (REICHERT et al., 2007).

Conforme Matthies et al. (1995) se a passagem de maquinário pesado exceder a estabilidade inerente do solo, ocasionará uma série de mudanças mensuráveis na estrutura do solo, independentemente do seu tipo.

O teor de umidade da BA também foi mais alto que nas demais áreas de estudo. Esse alto teor de umidade pode estar relacionado a maior densidade do solo e conseqüente diminuição de macroporos, dificultando a drenagem da umidade, sendo discutido na seqüência.

A área de mata nativa (MN) apresentou RP média de 0,73 MPa, variando entre 0,48 até 1 MPa. As áreas de floresta nativa apresentam muitas raízes, em especial raízes finas, que podem interferir no processo de tomada de RP, aumentando o valor final da mesma. No entanto, mesmo assim, a área MN apresentou baixa resistência à penetração. Nas áreas BH e BT, os valores de RP foram próximos (0,34 e 0,46 MPa), podendo ser considerados com baixa resistência à penetração.

Tabela 5 - Resistência à penetração (RP) e teor de umidade (U%), em áreas sob diferentes tratamentos de controle de bambu, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).

	MN		BA		BH		BT	
	RP (MPa)	U%	RP (MPa)	U%	RP (MPa)	U%	RP (MPa)	U%
P1	0,64	17,50	0,67	22,70	0,39	18,60	0,35	18,30
P2	0,49	18,50	0,93	22,30	0,45	16,80	0,40	17,20
P3	0,60	18,06	0,84	23,60	0,36	16,70	0,39	15,70
P4	0,67	18,50	1,51	24,40	0,28	16,70	0,32	16,10
P5	1,0	19,10	1,41	24,70	0,36	16,40	0,19	16,10
P6	0,48	19,20	1,18	25,10	0,32	16,70	0,39	16,60
P7	0,89	19,10	2,13	25,20	0,44	17,03	0,64	17,20
P8	1,0	17,90	1,75	25,20	0,31	16,50	0,67	17,40
P9	0,86	20,70	1,31	21,90	0,25	16,50	0,75	17,20
P10	0,62	20,80	0,99	23,30	0,27	16,80	0,54	17,70
<b>Média</b>	<b>0,73b*</b>	<b>18,94b</b>	<b>1,27a</b>	<b>23,8a</b>	<b>0,34c</b>	<b>16,8b</b>	<b>0,46bc</b>	<b>16,9b</b>

\*médias seguidas pela mesma letra, na coluna da RP, não possuem diferença estatística ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste Tukey

\*médias seguidas pela mesma letra, na coluna da U%, não possuem diferença estatística ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste Tukey

Fonte: Autora

Reinert et al. (2008), estabeleceram valores críticos de densidade do solo de acordo com a textura argilosa dos horizontes. Os solos das áreas MN, BA e BH possuem solos com horizonte de textura média (argila entre 20 e 55 %) e BT solo de textura arenosa (menos de 20 % de argila). Sendo assim os valores críticos de densidade do solo para MN, BA e BH é de 1,55 g cm<sup>-3</sup> e para BT 1,65 g cm<sup>-3</sup> (Tabela 6).

Dessa forma, a área que apresentou valores críticos de densidade ou valores muito próximos ao valor crítico foi BA. Nos primeiros 10 cm, a densidade foi 1,52 gcm<sup>-3</sup>, passando para 1,56 gcm<sup>-3</sup> quando analisada a profundidade de 10-20 cm (Tabela 6).

Segundo Costa et al. (2003), a densidade tende a aumentar com a profundidade do solo em função da redução de agregados, menor concentração de MOS, menor penetração de raízes e maior compactação, ocasionada pelo peso das camadas sobrejacentes, dentre outros fatores.

Em consequência da alta resistência à penetração e densidade do solo, a área BA apresentou porosidade reduzida, especialmente na camada de 0 a 10 cm e em relação aos macroporos (Tabela 6). Esses resultados evidenciam que o arraste mecânico levou ao adensamento superficial do solo, por meio da pressão de rodado. Quando o solo é compactado,



sua resistência à penetração é aumentada e a porosidade total é reduzida, principalmente às custas dos macroporos (REICHERT et al., 2007). Essa situação pode resultar em maior degradação, com aumento no escoamento superficial e redução no crescimento das plantas, em virtude da diminuição da disponibilidade de água, restrição ao crescimento das raízes e aeração deficiente (REICHERT et al., 2007).

Tabela 6 - Características físicas do solo nas profundidades 0-10 e 10-20 cm, em áreas sob diferentes controles de bambu, Eldorado do Sul, RS

Tratamento	Profundidade	DS g cm <sup>-3</sup>	Porosidade cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup>		
			Macro	Micro	Porosidade Total
MN	0-10	1,38b	0,16a	0,34a	0,503a
BH	0-10	1,27b	0,13a	0,37a	0,497a
BT	0-10	1,27b	0,17a	0,31ab	0,473a
BA	0-10	1,52a	0,09b	0,28b	0,379b
MN	10-20	1,35b	0,14a	0,32a	0,456a
BH	10-20	1,48ab	0,11a	0,28a	0,392b
BT	10-20	1,43ab	0,13a	0,27a	0,408ab
BA	10-20	1,56a	0,08a	0,31a	0,391b

Onde: DS (densidade do solo); Macro (macroporosidade); Micro (microporosidade).

\*médias seguidas pela mesma letra (minúscula), na coluna, não possuem diferença estatística ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste Tukey na profundidade 0-10.

\* médias seguidas pela mesma letra (minúscula), na coluna, não possuem diferença estatística ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste Tukey na profundidade 10-20.

Fonte: Autora

#### 4.2.3 Relação entre atributos edáficos e a regeneração natural

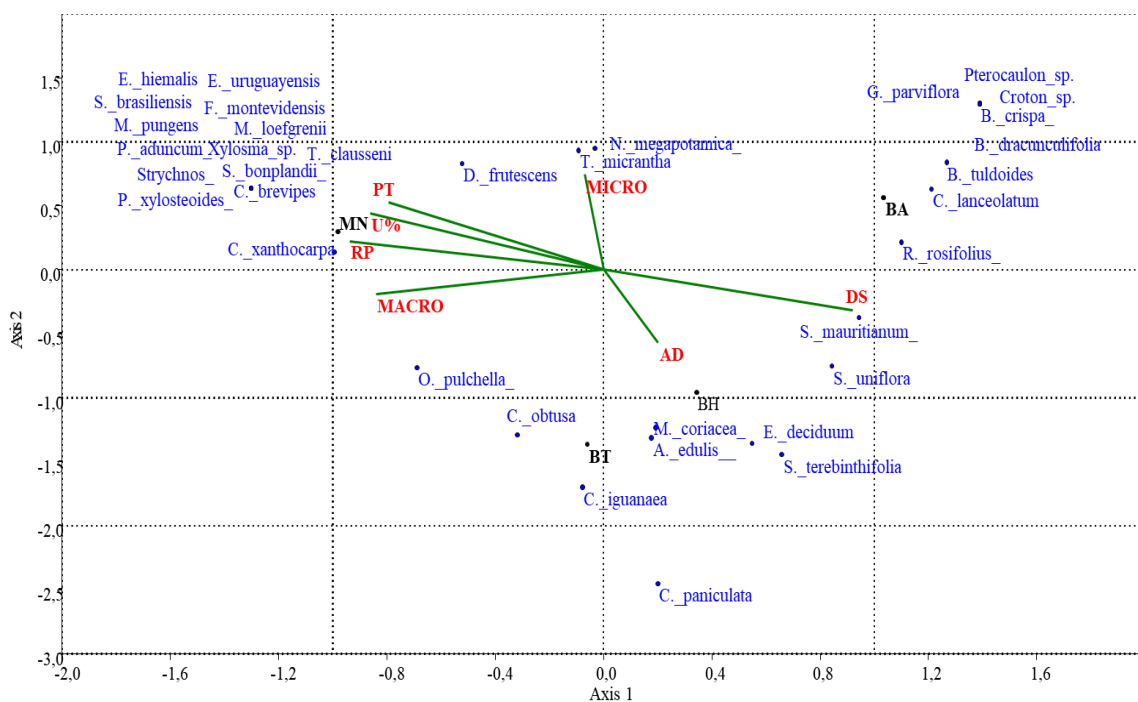
Na análise de correlação entre as variáveis ambientais (Figura 18), o primeiro eixo apresentou autovalor de 0,7463, explicando 59,06% da variância e o segundo autovalor de 0,4287, explicando 33,92%. Com base nesses, pode-se considerar que as características de solo e abertura do dossel auxiliam na explicação das variações existentes na distribuição das espécies.

Já para o teste de permutação de Monte Carlo, não foi observada significância das relações (1º eixo – p: 0,8218) o que pode ser devido a proximidade entre áreas, não gerando gradiente forte nas correlações (Felfili et al., 2007). Conforme Ter Braak (1988), esses resultados são normais em dados de vegetação e não comprometem as análises das relações espécie-ambiente.

Desse modo, observa-se no diagrama que houve a formação de um grupo de variáveis físicas que se correlacionam entre si (PT, U %, RP e Macro), em sentido oposto a DS, no quadrante II. Esse grupo de variáveis está influenciando a área MN e as espécies desse ambiente (Figura 18). Dentre as espécies, destaca-se *C. xanthocarpa* que apresentou maior correlação com RP

Nos quadrantes opostos (I e IV) tem-se uma correlação positiva entre DS, abertura do dossel, BH e BA. Nota-se que existe uma correlação mais estreita entre DS e *S. mauritanum* (Figura 18). Segundo Ruschel e Nodari (2011) é comum encontrar a espécie em áreas com solos antropizados e com incidência de luz direta.

Figura 18 - Diagrama de ordenação entre variáveis ambientais (atributos físicos do solo e abertura do dossel), espécies (levantamento de 2017) e áreas de estudo (BA, BH, MN e BT)



Fonte: Autora

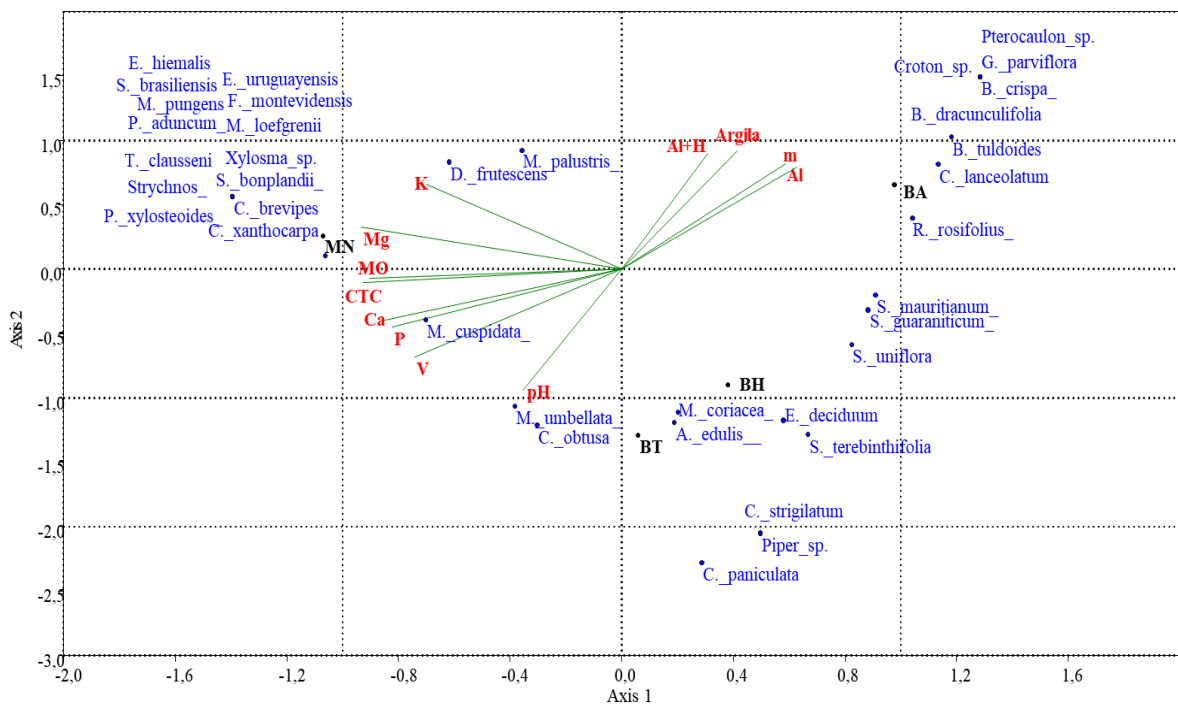
Na análise de correlação realizada para os atributos químicos do solo, áreas de estudo e espécies (Figura 19), o primeiro eixo apresentou autovalor de 0,7624 (58,35 % da variação) e o segundo 0,4359 (explicando 33,37 % da variação). Nesse caso, cerca de 58% da variação dos dados é explicada no primeiro eixo. A variação restante, não explicada pelas variáveis ambientais utilizadas nesse estudo, pode estar associada àquelas não registradas, as quais devem

ser considerados em estudos futuros. O teste de Monte Carlo, assim como na análise anterior, não apresentou significância ( $p: 0,6436$  no primeiro eixo).

Na Figura 19, observa-se que foram formados grupos de associação entre atributos químicos nos quadrantes I, II e III. No quadrante I, o grupo foi formado pela relação entre as variáveis Al+H, teor de argila, m% e Al. Também existe uma correlação entre esse grupo e a área BA e uma relação oposta com o grupo do quadrante III, composto pelas variáveis pH, V %, P, Ca, CTC e MOS. Nesse grupo observa-se a correlação entre o pH e as espécies *M. umbellata* e *C. obtusa* e do teor de P com a *M. cuspidata*.

O terceiro grupo formado encontra-se no quadrante II e influencia a área MN e as espécies associadas a este local. As variáveis correlacionadas com MN foram teor de Mg e K. Ainda nesse grupo, observa-se que existe uma relação entre a espécie *D. frutescens* e o K (Figura 19).

Figura 19 - Diagrama de ordenação da correlação entre os atributos químicos do solo, espécies (levantamento de 2017) e áreas de estudo (BA, BH, MN e BT)



Fonte: Autora

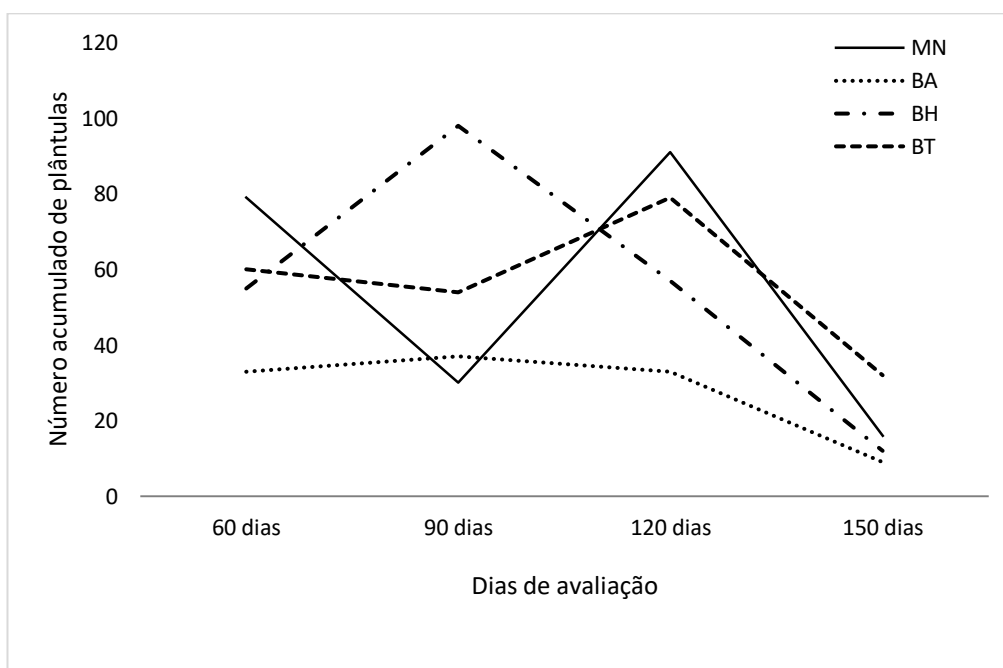
### 4.3 BANCO DE SEMENTES DO SOLO EM ÁREAS DE CONTROLE DE BAMBUSOIDEAE, RS

#### 4.3.1 Composição florística

Foram contabilizadas 867 plântulas emergentes, de 60 espécies e 23 famílias, nos quatro tratamentos analisados. As maiores taxas de emergência foram observadas entre 90 e 120 dias (Figura 20).

Estudos de Siqueira (2002) e Araújo et al. (2001) relatam emergência da maioria das plântulas no primeiro mês de avaliação. O maior tempo de emergência de plântulas, neste estudo, pode estar relacionado ao período de implantação do experimento, que aconteceu no inverno, com início das avaliações em junho e término em outubro de 2015 (150 dias).

Figura 20 - Emergência das plântulas do banco de sementes do solo das áreas BA, BT, MN e BH ao longo dos 150 dias de avaliação (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).



Fonte: Autora

Em termos de abundância, as famílias que se destacaram em MN foram Asteraceae (102 ind.) e Araliaceae (43 ind.). Em BH, destacaram-se Asteraceae (75 ind.) e Poaceae (56

ind.). Em BT, Asteraceae (65 ind.) e Solanaceae (41 ind.). E em BA Asteraceae (54 ind.) e Iridaceae (22 ind.) (Tabela 7).

Asteraceae é uma das famílias mais representativas nos estudos de banco de plântulas (SCCOTI et al., 2011; FRANCO et al., 2012; MIRANDA NETO et al., 2016).

No Tratamento MN (Mata nativa) destacaram-se as espécies *Hydrocotyle bonariensis*, *Sonchus oleraceus*, *Leandra australis*, *Baccharis dracunculifolia*, *Acanthospermum hispidium*, *Commelina benghalensis*, *Baccharis crispa*, *Calea pinnatifida*, *Coccocypselum lanceolatum*, *Solanum americanum* e *Stemodia verticillata*, além de *Erechtites valerianifolius* e Poaceae (Figura 23).

No Tratamento BH (Químico) destacaram-se as Poaceae, *Synedrellopsis grisebachii*, *Solanum grandiflorum*, *Pterocaulon* sp., *Physalis pubescens*, *Ganaphalium* sp., *Cyperus* sp. e *Zanthoxylum rhoifolium*. Também com relativa densidade, *Erechtites valerianifolius*, *Hydrocotyle bonariensis* e *Sisyrinchium micranthum*.

No Tratamento BT (Testemunha) foram destaque as espécies *Sisyrinchium micranthum*, *Solanum mauritianum*, *Sisyrinchium micranthum*, *Baccharis caprariifolia*, *Commelina erecta* e *Commelina* sp., além de *Baccharis dracunculifolia*, *Coccocypselum lanceolatum*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Leandra australis* e *Solanum grandiflorum*.

No tratamento BA (Arraste) a ocorrência da espécie *Eupatorium* sp. foi superior aos demais tratamentos, mas destacaram-se também *Sisyrinchium micranthum*, *Erechtites valerianifolius*, *Baccharis dracunculifolia*, *Acanthospermum hispidium*, *Eupatorium* sp., *Hydrocotyle bonariensis* e Poaceae.

#### 4.3.2 Diversidade funcional

Quanto a origem das plântulas, observou-se que a maioria é nativa, com exceção de *Impatiens waleriana* e *Leonurus* sp. (Tabela 7).

A dominância de espécies nativas no banco fortalece o potencial de recuperação da vegetação ante perturbações (SILVA-WEBER et al., 2012) e favorece a formação de uma floresta mais resiliente (MIRANDA NETO et al., 2016).

Tabela 7 - Distribuição das espécies presentes no banco de sementes, por família, número de indivíduos e informações ecológicas para cada um dos tratamentos de controle de *B. tuldoides* (MN, BH, BT e BA)

(continua)

ESPÉCIE	FAMÍLIA	OR	FV	GE	SD	MN	BH	BT	BA
<i>Acanthospermum hispidum</i> DC.	Asteraceae	N	HER	PI	ANE	14	6	4	8
<i>Achyrocline alata</i> (Kunth) DC.	Asteraceae	N	HER	SI	ANE	1	6	4	4
<i>Baccharis caprariifolia</i> DC.	Asteraceae	N	ARB	PI	ANE	1	5	11	5
<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	Asteraceae	N	ARB	PI	ANE	12	0	0	0
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae	N	ARB	PI	ANE	16	7	12	8
<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.	Asteraceae	N	ARB	PI	ANE	0	0	0	1
<i>Baccharis sp.</i>	Asteraceae	N	ARB	PI	ANE	1	0	0	0
<i>Borreria alata</i> (Aubl.) DC.	Rubiaceae	N	HER	PI	NC	0	0	1	0
<i>Bromelia sp.</i>	Bromeliaceae	N	HER	NC	ZOO	0	1	0	0
<i>Calea pinnatifida</i> (R.Br.) Less.	Asteraceae	N	L	PI	ANE	7	1	0	1
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb	Apiaceae	N	HER	NC	NC	0	0	3	0
<i>Chaptalia sp.</i>	Asteraceae	N	HER	PI	ANE	0	1	0	0
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz e Pav.) Pers.	Rubiaceae	N	HER	PI	ZOO	9	2	9	1
<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae	N	HER	PI	NC	14	1	1	0
<i>Commelina erecta</i> L.	Commelinaceae	N	HER	PI	NC	1	2	11	0
<i>Commelina sp.</i>	Commelinaceae	N	HER	PI	NC	1	0	4	0
<i>Conyza bonariensis</i> (L.)	Asteraceae	N	ARB	PI	ANE	0	0	2	0
<i>Cyperus sp.</i>	Cyperaceae	N	HER	PI	ANE	3	5	2	5
<i>Dichondra microcalyx</i> (Hallier f.) Fabris	Convolvulaceae	N	HER	PI	NC	7	0	3	0
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.	Asteraceae	N	HER	PI	ANE	11	13	17	15
<i>Eugenia sp.</i>	Myrtaceae	N	ARB	ST	ZOO	1	0	0	0
<i>Eupatorium sp.</i>	Asteraceae	N	ARB	NC	NC	0	0	1	4
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Asteraceae	N	HER	PI	ANE	0	0	0	3
<i>Gamochaeta sp.</i>	Asteraceae	N	HER	PI	ANE	1	0	0	0
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	Araliaceae	N	HER	SI	NC	43	19	14	9
<i>Impatiens walleriana</i> Hook.f.	Balsaminaceae	E	HER	SI	AUT	1	0	1	0
<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.	Asteraceae	N	HER	PI	ANE	1	0	0	0
<i>Leandra australis</i> (Cham.) Cogn.	Melastomataceae	N	ARB	PI	ZOO	20	8	18	3
<i>Leonurus sp.</i>	Lamiaceae	E	HER	NC	ZOO	2	1	1	1
<i>Mikania campanulata</i> Gardner	Asteraceae	N	L	NC	ANE	3	0	1	0
NI1	-	-	-	-	-	0	0	5	1
NI2	-	-	-	-	-	0	1	0	0
NI3	-	-	-	-	-	0	0	0	1
NI4	-	-	A	-	-	6	1	0	0
NI5	-	-	A	-	-	4	4	3	0
NI6	-	-	A	-	-	0	1	0	0
<i>Oxalis bipartita</i> A.St.-Hil.	Oxalidaceae	N	HER	NC	NC	0	0	2	0
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Phyllanthaceae	N	HER	SI	AUT	0	1	0	0
<i>Physalis pubescens</i> L.	Solanaceae	N	HER	PI	ZOO	0	8	4	2
Poaceae	Poaceae	-	-	-	-	22	56	22	9
<i>Porophyllum angustissimum</i> Gardner	Asteraceae	N	ARB	PI	ANE	0	0	0	1
<i>Pterocaulon sp.</i>	Asteraceae	N	HER	PI	ANE	4	13	5	0
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	Rosaceae	N	HER	SI	ZOO	0	0	1	0

(continuação)

ESPÉCIE	FAMÍLIA	OR	FV	GE	SD	MN	BH	BT	BA
<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Asteraceae	N	HER	PI	ANE	6	5	2	2
<i>Sida rhombifolia</i> L.	Malvaceae	N	HER	PI	ANE	0	1	1	1
<i>Silene gallica</i> L.	Caryophyllaceae	N	HER	NC	NC	0	0	1	1
<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.	Iridaceae	N	HER	PI	NC	2	17	32	22
<i>Smallanthus</i> sp.	Asteraceae	N	HER	NC	NC	0	0	1	0
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Solanaceae	N	HER	PI	ZOO	10	2	5	0
<i>Solanum grandiflorum</i> Ruiz e Pav.	Solanaceae	N	A	PI	ZOO	1	14	10	4
<i>Solanum mauritanum</i> Scop.	Solanaceae	N	A	PI	ZOO	7	7	21	2
<i>Solanum palinacanthum</i> Dunal	Solanaceae	N	ARB	PI	ZOO	1	2	0	0
<i>Solanum</i> sp.	Solanaceae	N	NC	NC	NC	0	0	1	0
<i>Soliva anthemifolia</i> (Juss.) Sweet	Asteraceae	N	HER	PI	NC	5	2	3	0
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Asteraceae	N	HER	PI	ANE	18	0	2	0
<i>Stemodia verticillata</i> (Mill.) Hassl.	Plantaginaceae	N	HER	PI	NC	8	2	1	0
<i>Synedrellopsis grisebachii</i>									
<i>Hieron. e Kuntze ex O.Hoffm.</i>	Asteraceae	N	HER	NC	NC	1	16	0	2
<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	Commelinaceae	N	HER	NC	NC	0	2	0	0
<i>Trifolium riograndense</i> Burkart	Fabaceae	N	HER	PI	NC	0	0	4	0
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	N	A	SI	ZOO	1	4	2	0

\*Onde: N (nativa); E (exótica); A (arbórea); HER (Herbácea); ARB (arbórea); L (liana); NC (não consta); PI (pioneira); SI (secundária inicial); ST (secundária tardia); ANE: (anemocórica); ZOO (zoocórica); AUT (autocórica).

Fonte: Autora

Quanto à categoria sucessional, observa-se a predominância de espécies pioneiras, nas quatro áreas avaliadas (Figura 21). Em MN, as pioneiras constituíram 70% das espécies classificadas, em BH 65 %, em BT 61 %, e em BA 65 %. Vinha et al. (2011) analisando área com e sem bambu também observaram a predominância de espécies pioneiras, em ambas as áreas.

A predominância de espécies pioneiras no banco de sementes do solo é esperada, uma vez que essas possuem sementes ortodoxas, com grande longevidade no solo, permanecendo em estado de dormência imposta pelo ambiente e só germinando na presença de luz (ARAÚJO et al., 2001; MIRANDA NETO et al., 2016; TOSCAN et al., 2017).

O banco de sementes do solo é constituído, principalmente, por espécies pioneiras responsáveis pelo início da sucessão florestal em áreas perturbadas (HOPFENSBERGER, 2007). Assim, espécies pertencentes aos estágios finais de sucessão normalmente não compõem o banco de sementes do solo (BAIDER et al., 2001).

A predominância de espécies pioneiras nativas no banco de sementes é um indicador de resiliência a perturbações naturais ou antrópicas (MIRANDA NETO et al., 2016). Segundo Capellesso et al. (2015) espécies pioneiras podem restabelecer a estrutura local em condições

favoráveis, como no caso de abertura de clareira ou aumento da luminosidade no fragmento, assim como asseguram a rápida cobertura e proteção do solo exposto, acelerando o processo de sucessão ecológica em área degradada (BRAGA et al., 2008).

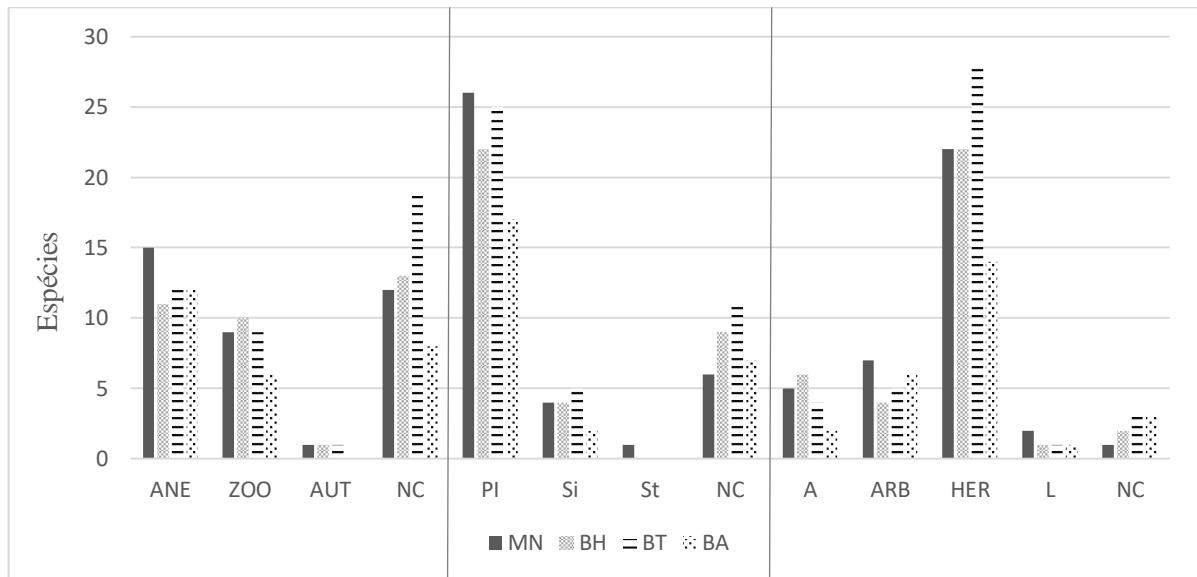
Quanto à síndrome de dispersão, verificou-se comportamento similar em ambas as áreas, com maior presença de espécies anemocóricas (Figura 21), seguida da dispersão zoocórica. Em MN, 41 % das espécies classificadas são anemocóricas e 24% zoocóricas. Em BH 31 % são anemocóricas e 29% são anemocóricas. Em BT 29 % foram anemocóricas e 22 % zoocóricas. Em BA, 46 % são anemocóricas e 23 % zoocóricas. O maior número de sementes anemocóricas está associado com as espécies pioneiras, uma vez que a dispersão mais frequente desta classe ecológica é a anemocoria (GOGOSZ et al., 2015).

Com relação ao hábito, a forma de vida herbácea predominou em ambas as áreas, seguida das formas arbustiva e arbórea (Figura 21). Em MN, 59 % foram classificadas como herbáceas e 19 % arbustivas. Em BH, 63 % das espécies foram herbáceas e 17 % arbóreas. Em BT 68 % das espécies foram herbáceas e 12 % arbustivas. Em BA, 54% das espécies foram herbáceas e 23% arbustivas. Souza et al. (2006), avaliando o banco de sementes de fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG, também verificaram dominância das espécies herbáceas (77 %), em relação às arbóreas (23 %). Scoti et al. (2011) e Franco et al. (2012), também relataram maior abundância de espécies herbáceas no banco de plântulas de Floresta Estacional em Santa Maria, RS e Viçosa, MG, respectivamente.

Segundo Martins et al. (2008) a presença de espécies herbáceas é fundamental para o restabelecimento das comunidades vegetais, podendo ser considerado bom indicador de resiliência de uma área. No entanto, o predomínio de herbáceas também pode ser característico de ambientes perturbados (CALEGARI et al., 2013). O avanço da sucessão proporciona redução na densidade de espécies arbóreas, aumentando a densidade de sementes arbustivas arbóreas (CALEGARI et al., 2013).



Figura 21 - Distribuição das espécies presentes no banco do solo em grupos ecológicos (P: pioneira; Si: secundária inicial; St: secundária tardia), forma de vida (H: herbácea; ARB: arbustiva; A: árvore; L: liana), síndrome de dispersão (Ane: anemocórica; Zoo: zoocórica; Aut: autocórica); NC: não consta)

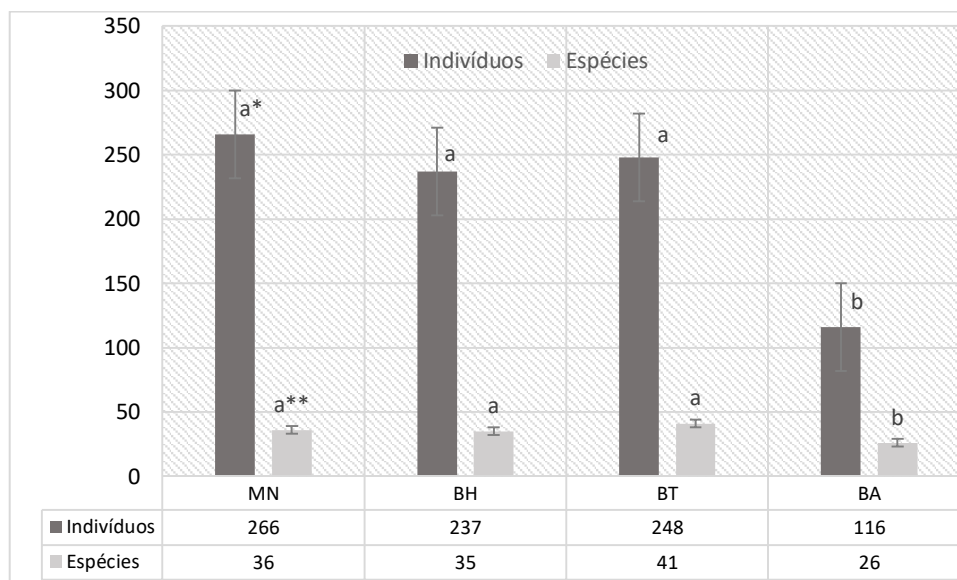


Fonte: Autora

### 4.3.3 Riqueza e diversidade

O número de espécies e indivíduos foi muito similar entre a área nativa (MN) e as áreas BT e BH, não havendo diferença significativa. Apenas BA apresentou diferença significativa com relação ao número de indivíduos e espécies, apresentando as menores taxas, como pode ser observado na Figura 22.

Figura 22 - Número de espécies e indivíduos presentes nos diferentes tratamentos de controle de bambus (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).



\*letras iguais nas barras gráficas, de indivíduos, não diferem ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste Tukey.

\*\*letras iguais nas barras gráficas, de espécies, não diferem ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste Tukey.

Fonte: Autora

Para a diversidade não foi observada diferença significativa entre tratamentos. A equitabilidade de Pielou ficou entre 0,82 (BH) e 0,86 (BT) indicando heterogeneidade de morfoespécies de propágulos nos tratamentos analisados (Tabela 8).

Vinha et al. (2017) observaram diminuição na riqueza de espécies em bancos de semente em área de superabundância de bambus da espécie *Aulonemia aristulata*, em fragmento de floresta Atlântica. No entanto, para o presente estudo, a análise da riqueza e diversidade denota que, em questão de banco de sementes do solo, as áreas de bambu (BT e BH) se equiparam a área de mata nativa. Dessa forma, pode-se entender que existe um banco de sementes do solo ativo nas áreas de bambu, capaz de restaurar esses locais, desde que garantidas as condições necessárias para seu estabelecimento. O banco de sementes pode ser responsável pela composição de um novo ecossistema caso ocorra algum distúrbio (MARTINS, 2010) ou se promova condições para ativá-lo, como é o caso da entrada de luz em maciços de bambu.

Desse modo, técnicas de controle que consideram a remoção parcial do bambu, como propostas nesse trabalho e por outros autores como Campanello et al. (2007), podem contribuir para a indução da regeneração natural por meio do banco de sementes. Adicionalmente técnicas

como enriquecimento podem ser utilizadas, que juntamente com o banco de sementes ativo pode propiciar a recuperação desses ambientes.

Segundo Neto et al. (2010) o desenvolvimento do banco de sementes do solo, pode inclusive inibir o desenvolvimento de espécies invasoras. A densidade e diversidade de sementes armazenadas no solo podem fornecer indicações sobre a resiliência de determinada área, uma vez que a germinação das sementes presentes no banco é uma das fontes de entrada dos indivíduos na comunidade (ONAINDIA; AMEZAGA, 2000).

Vinha et al. (2011) verificaram que o banco de sementes em área dominada por bambus teve maior riqueza e diversidade de espécies quando comparadas à área de controle, sem bambus. Segundo os autores, em termos de capacidade de regeneração, a área com bambus representaria uma importante fonte de sementes para a regeneração da floresta.

Quanto a densidade de plântulas/m<sup>2</sup> observou-se menor número de indivíduos no tratamento mecânico por arraste (BA) (Tabela 8). Este resultado é esperado, uma vez que houve revolvimento e arraste das camadas mais superficiais do solo em decorrência da aplicação do tratamento de arraste mecânico à área.

Em BH não foi observado possíveis efeitos do herbicida sob o banco de sementes do solo, uma vez que a riqueza e a diversidade não se diferenciam das demais áreas (MN e BT). Amim et al. (2016) estudaram o efeito de diferentes tipos de herbicidas (diuron, hexazinone, indaziflam e metribuzim) no banco de sementes do solo de lavoura de cana-de-açúcar e observou que não houve influência dos herbicidas na camada de 0,10 cm – 0,20 cm.

Tabela 8 - Índices de diversidade, equitabilidade e densidade de plântulas presentes no banco de sementes do solo de áreas sob diferentes tratamentos de controle de *B. tuldoidea*, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).

	<b>MN</b>	<b>BH</b>	<b>BT</b>	<b>BA</b>
Shannon (H)	3,03 a*	2,92 a	3,18 a	2,80 a
Equitabilidade de Pielou (J)	0,85	0,82	0,86	0,86
Densidade/m <sup>2</sup>	403,2a	379,2a	396,2a	185,6b

\*Valores seguidos pela mesma letra, na linha, não diferem significativamente entre si, pelo teste de Hutcheson, à 5% de probabilidade de erro, para o índice de Shannon.

\*Valores seguidos pela mesma letra, na linha, não diferem ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste Tukey, para a densidade por m<sup>2</sup>.

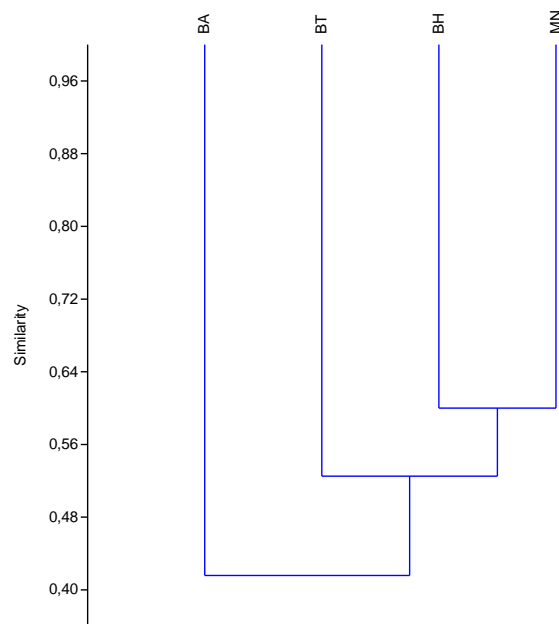
Fonte: Autora

#### 4.3.4 Similaridade florística

Observa-se a formação de dois grupos florísticos na similaridade de Jaccard. O primeiro engloba as áreas BT, BH e MN, enquanto o segundo a área BA (Figura 23). MN e BH apresentaram banco de sementes do solo com maior similaridade florística (0,60), seguido de MN e BT (0,56). O fato de MN, BH e BT possuírem banco de sementes floristicamente similares, chama a atenção, uma vez que possuem feições distintas.

A menor similaridade florística entre BA e as demais áreas, pode estar relacionada ao tipo de tratamento imposto a área, uma vez que, foi somente em BA que houve intervenção na estrutura do solo. Fato esse, que pode ter alterado ou comprometido parte do banco de sementes do solo.

Figura 23 - Similaridade florística no banco de sementes do solo, em áreas sob diferentes controles de bambu, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Mecânico; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Testemunha Bambu).



Fonte: Autora

#### 4.4 CHUVA DE SEMENTES EM ÁREAS DE CONTROLE DE BAMBUSOIDEAE, RS

##### 4.4.1 Distribuição das morfoespécies

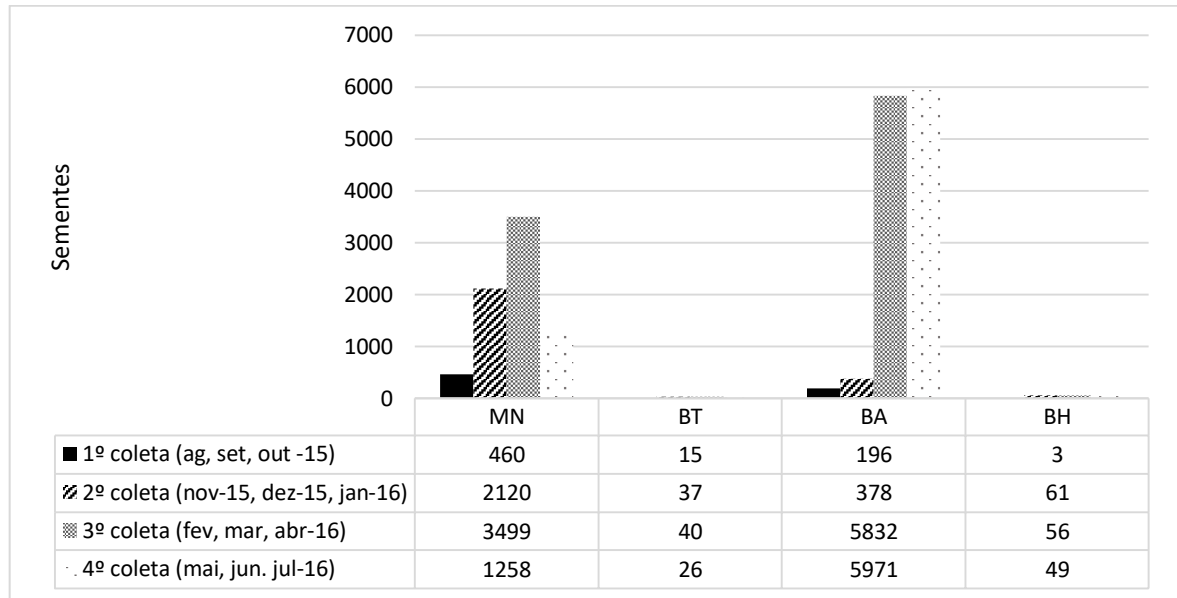
Foram coletadas o total de 20.001 sementes, distribuídas em 152 morfoespécies, no período de agosto de 2015 a julho de 2016 (Figura 24).

Quanto à distribuição temporal, observou-se que as sementes foram depositadas ao longo de todo o ano. No entanto, houve picos de deposição em períodos com maiores precipitações (fevereiro, março e abril) (Figura 25). Nesse período foram contabilizadas 9.427 sementes, o que equivale a 47% do total amostrado para todo o período de coleta. Campos et al. (2009) também observaram maior aumento na deposição de propágulos em fevereiro e março, em floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG. Do mesmo modo, Piña-Rodrigues e Aoki (2014) relataram pico de deposição de sementes em fevereiro, para a mesma tipologia florestal, em Sorocaba, SP.

O tratamento BA apresentou elevado número de sementes depositada nos coletores (12.377), seguida da área de mata nativa (MN) com 7.337 sementes (Figura 24). As áreas com bambu apresentaram baixo número de sementes, em todas as coletas (Figura 24 e Tabela 9). Segundo Au et al. (2006), as variações na quantidade de sementes provenientes da chuva de sementes têm relação com inúmeros fatores, dentre esses, composição e estrutura florística da comunidade. No caso das áreas de bambu, em especial a área BT, a homogeneidade na composição da vegetação, aliada a falta de fonte de propágulos externos contribui para o baixo número de propágulos coletados. Vinha et al. (2017) também observaram que a distribuição espacial de sementes em áreas com superabundância de bambu é limitada, se comparada com áreas sem bambu. Os autores comentam ainda que cerca de 50% das amostras coletadas na área com bambu não apresentaram nenhuma semente.

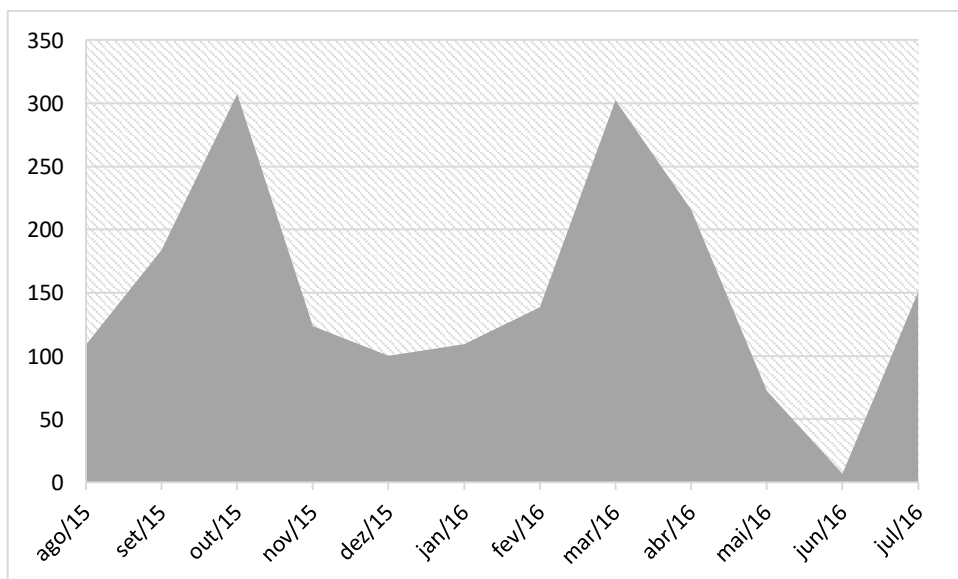
O pequeno número de propágulos na chuva de sementes pode ser considerado uma situação preocupante (ROTHER, 2006). Segundo Van Der Pijl (1969) e Barbosa et al. (2009) para que haja colonização de habitats, riqueza e estrutura populacional é essencial o processo de dispersão, pois é através desse que se inicia a fase de recrutamento da nova população (GALETTI et al., 2003). Além disso, a diminuição no número de propágulos na chuva de sementes também pode acarretar diminuição na abundância de muitos grupos faunísticos (STOUFFER; BIERREGAARD 1995; DIDHAM et al., 1996), que utilizam parte dos propágulos como fonte de alimentação, atuando também no processo de dispersão.

Figura 24 - Período de coleta e número de sementes nas áreas sob diferentes controles de bambu, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).



Fonte: Autora

Figura 25 - Dados de precipitação (mm) para o período de agosto de 2015 a julho de 2016 coletados na estação meteorológica automática de Porto Alegre



Fonte: Adaptado de INMET (2018)

No caso de BA, as árvores matrizes dispostas ao longo das parcelas, parecem ter contribuído com o grande aporte de sementes, principalmente do gênero Lauraceae. Segundo Chazdon (2012) as árvores isoladas podem suprir sementes para a regeneração e ser fonte de pólen, atraindo a fauna.

Além das matrizes, também podem ter contribuído no aporte, famílias como Poaceae, Asteraceae e Solanaceae (Figura 26) que tem crescimento rápido em áreas abertas, florescendo e frutificando muito precocemente (LEITÃO FILHO et al., 1993) e apresentando alta produção de sementes (SCCOTI et al., 2016).

Figura 26 - Espécies colonizadoras presentes na área BA: (a) floração de espécie da família Asteraceae; (b) frutificação de *Solanum mauritianum*; (c) Frutificação de *Solanum* sp. (joá) da família Solanaceae; (d) frutificação de espécie da família Melastomataceae



Fonte: Autora

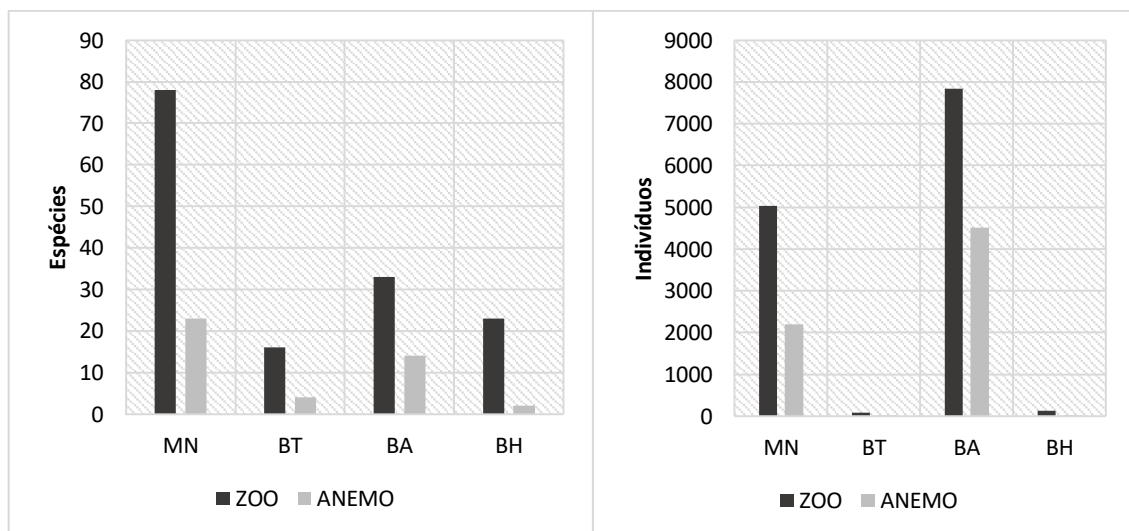
Assim, por essas espécies se reproduzirem rapidamente na regeneração de áreas degradadas (BARBOSA et al., 2012) são as primeiras a aparecerem na chuva de sementes, mesmo sem serem detectadas no estrato arbóreo adulto (BUDOWSKI, 1965). As árvores remanescentes isoladas, arbustos e espécies pioneiras em áreas abandonadas atraem frugívoros, o que leva a alta deposição de sementes e recrutamento de mudas (LABORDE et al., 2008; CHAZDON, 2012). Assim como, a maior incidência de luz (PIÑA-RODRIGUES;

PIRATELLI, 1993) e a ação do vento (VIEIRA; GANDOLFI, 2006) também podem favorecer o aumento da deposição de sementes em áreas abertas.

#### 4.4.2 Síndromes de dispersão

A síndrome de dispersão predominante foi a zoocoria, para todas as áreas de estudo, tanto em número de espécies, quanto de indivíduos (Figura 27). Rother et al. (2009) também constataram predominância da zoocoria (98% de sementes) em áreas com superabundância de bambus, em domínio da floresta atlântica, SP. Venzke et al. (2014) em estudo com diferentes estágios de sucessão na Mata Atlântica no RS, também constataram a zoocoria como síndrome de dispersão predominante. Segundo Venzke et al. (2014), em comunidades florestais tropicais, diversos estudos têm mostrado percentual elevado de espécies com síndrome de dispersão zoocórica, demonstrando a importância da relação planta-animal para a sucessão florestal.

Figura 27 - Número de espécies e indivíduos zoocóricos e anemocóricos presentes na chuva de sementes das áreas Bambu Testemunha (BT), Mata nativa (MN), tratamento químico (BH) e Tratamento mecânico (BA)



Fonte: Autora

Em BA, também predominaram propágulos com dispersão zoocórica, contrariando relatos da literatura. Segundo Budowski (1965), a anemocoria é comum na vegetação em fases iniciais de sucessão, com fitofisionomias mais abertas. Nesse sentido, áreas abertas favorecem a dispersão dos propágulos pelo vento (HUGHES et al., 1994).



No entanto, a área BA, apesar de aberta, apresenta árvores matrizes remanescentes, no interior e bordas. Propágulos oriundos de áreas externas, trazidos pelo vento são limitados, uma vez que a área fica inserida em matriz produtiva de *Eucalyptus* sp. Além disso, a rápida colonização de espécies como aquelas da família Solanaceae, muitas delas zoocóricas, pode ter contribuído para a obtenção destes resultados. Somente *Solanum mauritianum* contribuiu com 3.107 propágulos na chuva de sementes (Tabela 9). Segundo Silva et al. (2016) o tamanho de fragmentos, isolamento da área e influência da paisagem local afetam diretamente a dispersão de sementes

#### 4.4.3 Índices de diversidade e riqueza

O índice de Shannon aponta as áreas MN, BT e BH com diversidade semelhantes, não diferindo estatisticamente. BA apresentou o menor índice de diversidade, diferindo das demais áreas (Tabela 9). Apesar de MN, BT e BH apresentarem diversidade similares para a chuva de sementes, observa-se que o número de propágulos depositados em BT e BH é muito baixo para o período de um ano de coletas. No entanto, como também é baixo o número de espécies, o índice de Shannon pode superestimar a diversidade. Segundo Zanzini et al. (2005) o índice de Shannon assume valor máximo quando as espécies existentes na amostra tendem a apresentar o mesmo número de indivíduos. Nesse caso, o índice deve ser analisado com cautela, uma vez que pode não demonstrar a real diferença de diversidade entre áreas, pois baseia-se na relação entre a riqueza e a abundância (PIÑA-RODRIGUES; AOKI, 2014).

Por outro lado, a diversidade mais baixa em MN e BA foi ocasionada pela alta abundância de algumas espécies, como é o caso de *Gochnatia polymorpha* (2.032), *Myrsine umbellata* (825), Morfo 175 (1.745) em MN e Morfo 168 (4.929), Poaceae (4.083) e *Solanum mauritianum* (2.287) em BA.

Dessa forma, pode se dizer que em MN quatro espécies totalizaram 5.384 propágulos, o que equivale a 73,84% do total amostrado. E em BA, três espécies somaram 11.299 propágulos, o que equivale a 91,3% do total amostrado em BA, implicando assim em maior homogeneidade de espécie nas áreas e reduzindo os valores de diversidade. Martini (2002) também observou resultados similares à área BA na chuva de sementes em área perturbada pela ação do fogo. Assim, como nesse estudo, o autor observou grande aporte de propágulos, derivados principalmente de duas espécies que representaram 68,4 %. O autor menciona ainda,

a presença de arbóreas nativas e a colonização da área por pioneiras contribuíram para o grande aporte na chuva de sementes.

Os baixos valores da equitabilidade de Pielou também foram observados por Scotti et al. (2016) em Floresta Estacional Decidual, em Santa Maria, RS, que verificaram que apenas duas espécies foram responsáveis por 80% das sementes dispersadas em floresta secundária. Segundo os autores, baixos índices de equitabilidade de Pielou podem ser considerados comuns, uma vez que, em estudos de chuva de sementes, ocorre predomínio de poucas espécies com elevada abundância de sementes.

Tabela 9 - Índices de diversidade e riqueza da chuva de sementes em áreas de controle de *B. tuldoidea*, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).

	MN	BT	BA	BH
<b>Morfoespécies</b>	107	23	53	29
<b>Propágulos</b>	7337a*	118b	12377a	169b
<b>Shannon (H)</b>	2,44a**	2,78a	1,48b	2,74a
<b>Equitabilidade (J)</b>	0,52	0,88	0,37	0,81
<b>Margalef</b>	11,91	4,61	5,52	5,46
<b>Chao-1</b>	120,3	25,5	68,17	55

\* Valores seguidos por letras diferentes, na mesma linha de “propágulos”, indicam que existe diferença significativa ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste Tukey.

\*\*Valores seguidos por letras diferentes, na mesma linha do índice de Shannon, indicam que existe diferença significativa ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste de Hutcheson.

Fonte: Autora

Quando analisado os índices de Margalef e Chao observa-se que a área MN detém a maior riqueza (Tabela 9). Enquanto, BT aparece com os menores valores, segundo os índices discutidos. Áreas com dominância de bambus apresentam diminuição no número de diásporos (ABE et al., 2002; HOLZ; VEBLEN, 2006).

Conforme Muller-Landau et al. (2002) a falta de sementes para a colonização pode ocorrer de duas formas, quando se tem limitação de fonte (sem presença de áreas nativas próximas), ou quando o número de diásporos que chegam até o solo é limitado, como no caso dos maciços de bambu onde o dossel fechado constitui barreira para a entrada de sementes.

Resultados diferentes foram observados por Grombone-Guaratini et al. (2014), que constataram maiores densidades e diversidade de sementes em áreas com dominância do bambu *Aulonemia aristulata* (Döll) McClure, do que em áreas sem dominância. No entanto, os autores

sustentam a ideia de que o bambu é fator limitante para a entrada de sementes, mas que no caso do estudo, a maior limitação estava na falta de fonte de propágulos. Os resultados positivos de densidade e diversidade em áreas dominadas por bambu nessa pesquisa, podem estar relacionados a característica da área em si, que nesse caso é descrita como área perturbada, de dossel aberto e predominância de *A. aristulata*.

Rother et al. (2009) também observaram resultados diferentes ao do presente estudo, constatando que a densidade de sementes entre área com e sem bambus (*Guadua tagoara*) foram semelhantes, e as diferenças na composição geral eram leves. No entanto, Rother et al. (2009), salientam que a presença de árvores nativas entre os bambus teve papel fundamental na manutenção das sementes na área. Os autores complementam ainda, que possivelmente as árvores encontradas no interior das áreas com bambus estão servindo também como fonte de alimento para frugívoros e poleiro para a avifauna.

#### **4.4.4 Similaridade florística**

A composição da chuva de sementes apresentou baixa similaridade entre áreas, como pode ser observado na Figura 32. Segundo Kent e Coker (1992), os índices de Jaccard precisam ser maiores ou iguais a 0,5, para indicar alta similaridade.

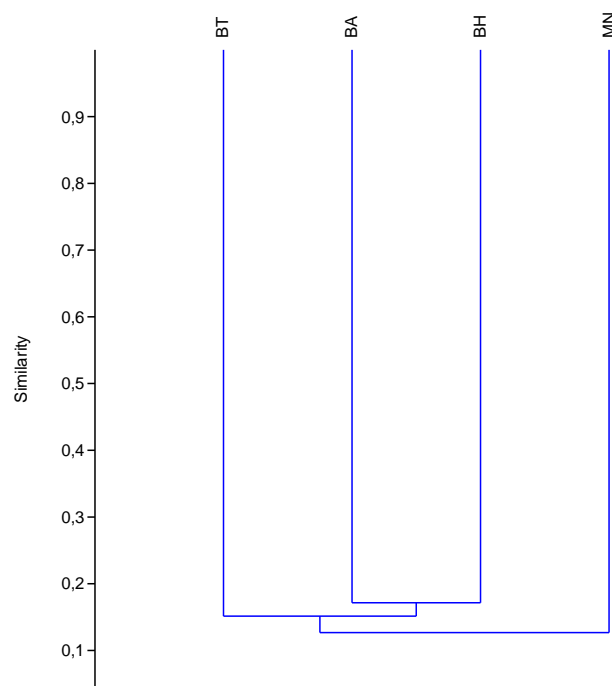
A baixa similaridade entre as áreas, pode estar relacionada as variações florísticas e singularidades relacionadas ao tipo de cobertura de cada área. Para Bertoni e Martins (1987), as variações florísticas estariam relacionadas à heterogeneidade ambiental e aos diferentes graus de perturbação a que essas florestas são submetidas.

A área nativa, por exemplo, apresenta autossustentabilidade na chuva de sementes (Figura 28). Com cobertura nativa, fornece propágulos de árvores adultas do interior e borda do fragmento, além de contar com a fauna que atua como dispersora de sementes.

Já em BA, a cobertura é totalmente diferenciada, apresentando dossel aberto e estágio inicial de sucessão. Nessa área, o aporte de propágulos ocorre basicamente por duas vias: nativas de porte arbóreo remanescentes no interior e borda e espécies pioneiras colonizadoras de ciclo curto. Na área BT, a entrada de propágulos é extremamente escassa, uma vez que o dossel de bambus limita a sua entrada, ficando a entrada de sementes restrita a indivíduos solitários presentes no interior da área ou através da fauna, mais raramente. Em BH, apesar de existir ainda uma ampla cobertura do dossel por bambus, em alguns pontos a utilização do

herbicida propiciou abertura do dossel, acarretando em possibilidade de entrada de luz, vento e propágulos, ainda que em baixa escala (Figura 28).

Figura 28 - Similaridade de Jaccard para a chuva de sementes de áreas sob diferentes tratamentos de controle de bambus, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).



Fonte: Autora

#### 4.5 BIOINDICADORES DA QUALIDADE DO SOLO EM ÁREAS SOB DIFERENTES CONTROLES DE BAMBUSOIDEAE, RS

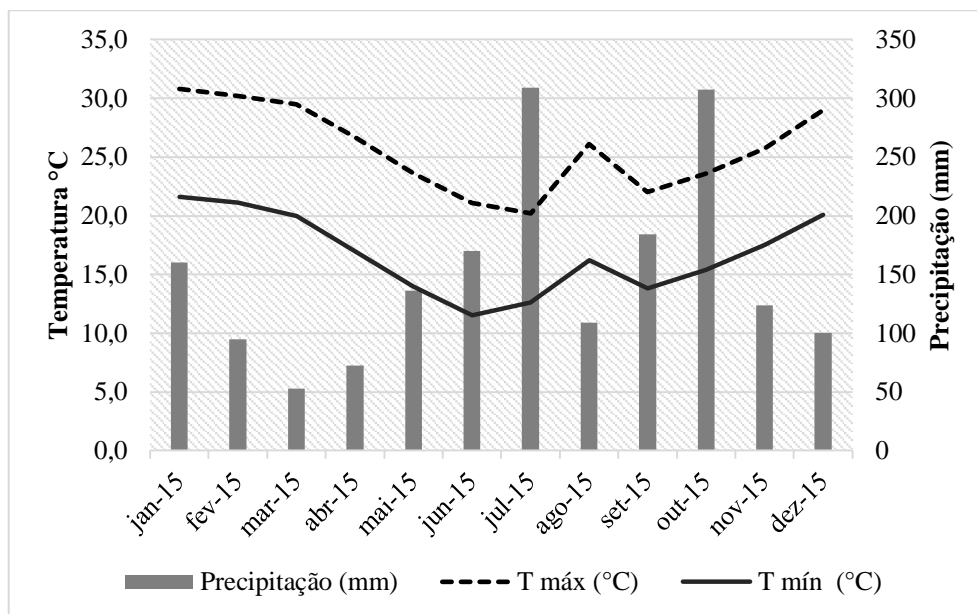
##### 4.5.1 Estrutura e diversidade da fauna edáfica após a implantação dos tratamentos de controle de bambu

Foram registrados um total de 6.155 artrópodes pertencentes a 21 grupos taxonômicos, em dois levantamentos pós controle de bambu, em 2015. Deste total, 2.552 artrópodes e 16 grupos taxonômicos foram encontrados no primeiro levantamento (100 dias após o controle) e 3.275 artrópodes e 16 grupos taxonômicos, no segundo (300 dias após o controle) (Tabela 10).

O maior número de indivíduos no segundo levantamento pode estar relacionado as condições de temperatura e precipitação. Nesse período (primavera de 2015) as médias de

precipitação ficaram em 210 mm e as temperaturas medianas (Figura 29). As áreas MN e BT apresentaram maior número de indivíduos, no segundo levantamento. Para MN houve aumento de 410 % no número de indivíduos (Tabela 10). Diversos autores mencionam a maior abundância de organismos edáficos em períodos chuvosos (DE LIMA et al., 2010; TEIXEIRA et al., 2014) e de temperaturas amenas (COGHETTO, 2015). Segundo Pompeo et al. (2016) o principal fator que influencia na regulação metabólica dos indivíduos edáficos é a temperatura, que juntamente com a umidade determinam a distribuição espacial dos grupos.

Figura 29 - Médias de precipitação e temperaturas máximas e mínimas mensais para a região metropolitana de Porto Alegre, RS, durante o ano de 2015



Fonte: Adaptado de INMET (2018).

Os grupos que mais se destacaram em número de indivíduos no primeiro levantamento foram Collembola, Hymenoptera e Coleoptera. BH apresentou o maior número de indivíduos (1.047), representando 41% do total de organismos coletados em todas as áreas. Destes 1.047 indivíduos, 44,2 % são referentes ao grupo Collembola e 25 % ao grupo Hymenoptera. Silva et al. (2012) em experimento com diferentes tipos de herbicidas constataram que os tratamentos com thebutiron não afetaram a população de colêmbolos e não alteraram a diversidade da fauna do solo, quando comparado a tratamentos tradicionais (capina e pousio). Do mesmo modo,

Antoniolli et al. (2013) observaram que determinados agrotóxicos (glifosato, epoxiconazol e epoxiconazol + piraclostrobina) não influenciaram negativamente a população de colêmbolos.

O maior número de indivíduos em BH pode ser reflexo do herbicida e da consequente perda de folhas, pós controle. A maior deposição de material vegetal na superfície do solo, mesmo que homogêneo e a entrada de luz, podem ter criado um microclima, beneficiando os organismos edáficos. Segundo Silva et al. (2007b), a presença de material vegetal contribui para o aumento da disponibilidade de energia, promovendo a criação de novos habitats favoráveis à colonização. Nichos ecológicos ocupados por trituradores e detritívoros podem ser favorecidos com o maior aporte de biomassa em um primeiro momento.

Segundo Liiri et al. (2012) grupos edáficos respondem de forma imediata às alterações do ambiente e apresentam forte dependência à quantidade de cobertura acumulada. Uma maior insolação também atua facilitando os processos de trituração e decomposição, elevando a oferta de nutrientes (CORREIA et al., 1995; ROVEDDER et al., 2009).

Materiais ricos em lignina, resíduos e excrementos podem ser colonizados por fungos e bactérias, que atacam esses constituintes, que por sua vez servirão de base alimentar para outros grupos (MORSELLI, 2009), como colêmbolos. Colêmbolos podem alimentar-se de uma série de alimentos, mas os microrganismos e hifas de fungos associadas à MOS e serapilheira são os preferidos (FOUNTAIN; HOPKIN, 2005; ZEPPELINI FILHO; BELLINI, 2004).

Com relação ao segundo levantamento, são os grupos Hymenoptera, Collembola e Acari, os mais representativos (Tabela 10). Os colêmbolos, um dos grupos mais abundantes, apresentou diminuição no número de representantes em BH, BT e BA.

BH apresentou uma redução de 18,9 % no número de indivíduos, sendo o grupo collembola, aquele com maior redução (73,6%), passando de 463 indivíduos para 122. Essa redução, pode estar associada a estabilização nos níveis de material vegetal, outrora depositados. Uma vez que a deposição de material vegetal aconteceu em virtude de um evento isolado, as populações edáficas antes beneficiadas, agora voltam a ter seu desenvolvimento normal. No entanto, a diminuição de colêmbolos também pode estar associada a predação.

Ao mesmo tempo em que colêmbolos tem diminuição na abundância populacional, observa-se que grupos de ácaros, coleópetos e hymnopteros e aracnídeos apresentaram aumento (BT e BH). Segundo Oliveira Filho e Baretta (2016) a predação é um dos fatores que influencia na densidade populacional de colêmbolos. Dentre os predadores, destacam-se os artrópodes da serapilheira como ácaros (ROBERTS et al., 2011), coleópteros e aranhas (BUZZI, 2013) e hymnópteros (GRONENBERG, 1996), entre outros.

Quanto a área BA, observa-se baixa abundância populacional, em ambos os levantamentos (Tabela 10). Inclusive, alguns grupos edáficos apresentaram diminuição no número de indivíduos (collembola, coleóptera e díptera). Conforme Primavesi (1990), se existir baixa cobertura do solo, serão poucos os locais de refúgio e alimentação para a fauna edáfica, e com isso grupos mais sensíveis acabam desaparecendo.

Dentre os grupos que apresentaram diminuição no número de indivíduos destaca-se os colêmbolos. Esses são muito sensíveis à dessecação, sendo assim, em condições de ausência de cobertura vegetal e alta temperatura do solo, a tendência é haver uma população reduzida (HODKINSON et al., 1994).

Tabela 10 - Distribuição dos organismos edáficos em grupos taxonômicos para cada tratamento de controle de bambus, nas estações primavera e outono de 2015, Eldorado do Sul, RS

Grupos	Ac	Ara	Bl	Col	Colle	Crust	Dipt	Hemi	Hym	Siph	Thy	Chil	Odo	Orth	Der	Diplo	Lep	Spi	Amp	Ostr	Prot	Total
<b>2015 (100 dias após aplicação dos tratamentos de controle)</b>																						
<b>MN</b>	31	8	3	60	111	12	41	0	20	0	16	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	303c*
<b>BA</b>	7	21	3	104	105	45	66	3	228	1	0	0	2	28	2	0	0	0	0	0	0	615b
<b>BH</b>	28	19	1	129	463	61	44	0	264	31	2	1	1	1	2	0	0	0	0	0	0	1047a
<b>BT</b>	19	9	3	37	159	35	17	1	301	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	587b
<b>Total</b>	<b>85</b>	<b>57</b>	<b>10</b>	<b>330</b>	<b>838</b>	<b>153</b>	<b>168</b>	<b>4</b>	<b>813</b>	<b>37</b>	<b>19</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>29</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2552</b>
<b>2015 (300 dias após a aplicação dos tratamentos de controle)</b>																						
<b>MN</b>	84	30	0	296	182	0	111	0	421	29	71	0	0	7	0	0	0	0	4	4	3	1242a
<b>BA</b>	150	23	1	66	34	0	38	1	218	3	71	0	0	5	0	0	1	2	2	0	4	619c
<b>BH</b>	127	33	0	138	122	0	37	0	245	5	121	0	0	17	0	0	0	0	1	0	3	849b
<b>BT</b>	43	13	0	71	44	0	108	0	619	3	69	0	0	8	0	0	0	0	3	1	1	983b
<b>Total</b>	<b>404</b>	<b>99</b>	<b>1</b>	<b>571</b>	<b>382</b>	<b>0</b>	<b>294</b>	<b>1</b>	<b>1503</b>	<b>40</b>	<b>332</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>37</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>10</b>	<b>5</b>	<b>11</b>	<b>3693</b>

**Abreviações:** Ac (Acari); Ara (Aranae); Bl (Blattodea); Col (Coleoptera); Coll (Collembola); Cru (Crustacea); Dipt (Diptera); He (Hemiptera); Hy (Hymenoptera); Sip (Siphonaptera); Thy (Thysanoptera); Chi (Chilopoda); Odo (Odonata); Ort (Orthoptera); Der (Dermaptera); Dipl (Diplopoda). MN: Mata Nativa; BA: Tratamento Mecânico; BT: Testemunha de bambu; BH: Tratamento químico.

\*Valores seguidos pela mesma letra (minúscula) na coluna, para a primeira coleta, não apresentam diferença significativa ao nível de 5% de probabilidade de erro pelo teste Tukey. Valores seguidos pela mesma letra (minúscula) na coluna, para a segunda coleta, não apresentam diferença significativa pelo teste Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Fonte: Autora



No primeiro levantamento, a área testemunha (BT) apresentou os menores valores de diversidade, seguido da área BH, que apesar de grande número de indivíduos coletados, teve dominância de determinados grupos edáficos (Hymenoptera e Collembola) (Tabela 11).

No segundo levantamento, novamente a área BT apresentou a menor diversidade. BT, apresentou grande número de indivíduos representados em pouco grupos taxonômicos, o que acarreta em menores valores na diversidade de Shannon. Segundo Giracca et al. (2003), sistemas de baixa diversificação vegetal proporcionam um hábitat específico para determinadas comunidades, diminuindo a diversidade e número de espécies da fauna do solo.

Quando comparadas a diversidade de cada área, entre levantamentos, verifica-se que não houve diferença significativa para as áreas BT, BA e MN. Em BH, ao contrário, existiu diferença significativa entre os levantamentos, sendo o segundo levantamento, o mais diverso (Tabela 11).

Tabela 11 - Número de indivíduos, espécies e diversidade de Shannon e Pielou no outono (100 dias após a aplicação dos tratamentos de controle) e primavera de 2015 (300 dias após a aplicação dos tratamentos de controle), em áreas submetidas a diferentes controles de *B. tuldoides*, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Tratamento mecânico; BH: Tratamento Químico; BT: Testemunha Bambu).

<b>Outono (100 dias)</b>	<b>BT</b>	<b>BH</b>	<b>BA</b>	<b>MN</b>
Espécies	11	14	13	10
Shannon (H)	1,41*bA	1,59bB	1,81aA	1,82aA
Equitabilidade (J)	0,59	0,60	0,71	0,79
<b>Primavera (300 dias)</b>	<b>BT</b>	<b>BH</b>	<b>BA</b>	<b>MN</b>
Espécies	12	11	15	12
Shannon (H)	1,33bA	1,89aA	1,82aA	1,81aA
Equitabilidade (J)	0,54	0,79	0,67	0,73

\* letras MINÚSCULAS diferentes na mesma linha indicam que existe diferença significativa no índice de Shannon entre áreas, ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste de Hutcheson.

\*\* letras MAIUSCULAS diferentes, na mesma coluna indicam que existe diferença significativa no índice de Shannon entre levantamentos, ao nível de 5% de probabilidade de erro, pelo teste de Hutcheson.

Fonte: Autora

A diferença significativa entre esses ocorre devido a grande abundância de collembolos e hymenopteros no primeiro levantamento, promovendo menor equilíbrio na distribuição das espécies e conseqüentemente reduzindo o índice de Shannon. Rovedder et al. (2009) em estudo da fauna edáfica em solos sujeitos a arenização no bioma Pampa, apontam que o predomínio

de organismos em um grupo reduz a igualdade entre esses, e conseqüentemente, causam diminuição no índice de Shannon.

#### **4.5.2 Correlação entre fauna edáfica e tratamentos de controle**

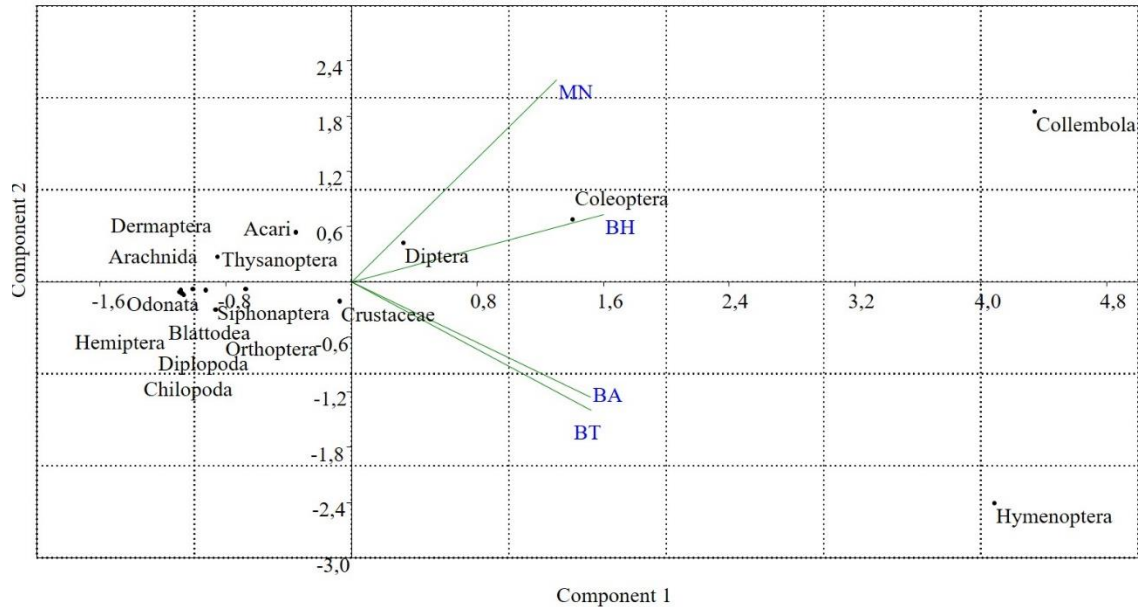
Na análise de componentes principais (PCA), na primeira avaliação, o primeiro eixo explicou 88,17 % da variação encontrada para relação entre a fauna do solo e as características dos sistemas analisados (Figura 30). Observa-se, portanto, que a PCA foi eficiente para demonstrar a diferença que cada sistema impõe sobre a fauna do solo.

Os grupos edáficos localizados nos quadrantes I e IV (componente 1) são influenciados pelos tratamentos de controle (BA, BT, BH e MN). Ainda, pode-se dizer que o grupo Coleoptera apresentou correlação mais estreita com a área BH e o grupo Diptera com MN. O grupo Coleoptera apresenta famílias que são executoras de serviços do ecossistema, atuando na incorporação de matéria orgânica no solo, decomposição de resíduos de origem animal e vegetal, aeração do solo, transporte de matéria orgânica, entre outros (ALMEIDA; LOUZADA, 2009). Pompeo et al. (2016), em trabalho semelhante, também identificaram correlação do grupo Diptera com fragmento de mata nativa e Machado et al. (2015) observaram abundância de dípteros em áreas de Floresta Estacional Semidecidual, em estágio avançado de sucessão. A abundância de dípteros em florestas nativas pode estar relacionada as maiores quantidades de serapilheira (MARICHAL et al., 2014; MACHADO, 2011), que contribui para o forrageamento e abrigo dos indivíduos (CALVI et al., 2010).

Os grupos Hymenoptera e Collembola encontram-se mais distantes da origem do gráfico, sendo consideradas neste caso, os elementos mais importantes encontrados nas áreas. Esses grupos apresentaram grande número de indivíduos em todas as áreas de controle de bambus (BT, BH e BA). Pompeo et al. (2016) também identificaram os grupos Collembola, Hymenoptera e Coleoptera como os grupos mais representativos, independente do uso do solo.

Os demais grupos da fauna edáfica representados no componente dois estão sobrepostos, o que demonstra que possuem a mesma representatividade.

Figura 30 - Diagrama de ordenação, através de PCA, correlacionando a fauna edáfica com áreas de controle de bambu, outono de 2015, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Tratamento Mecânico; BH: Tratamento Químico; BT: Bambu Testemunha)



Fonte: Autora

Quanto à similaridade entre áreas, observa-se que ambos os locais apresentaram similaridade, ocorrendo muitos grupos da fauna edáfica em comum. No entanto, pode-se destacar as áreas BH e BA (0,80) formando um grupo mais similar e MN e BT (0,75) formando outro (Tabela 12).

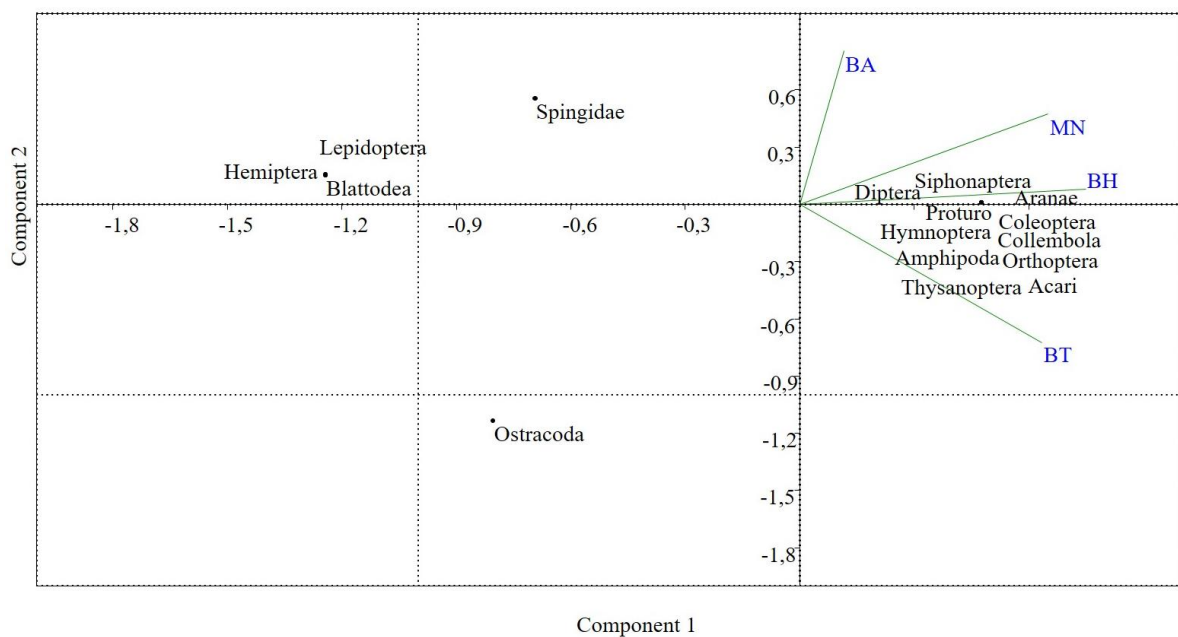
Tabela 12 - Similaridade de Jaccard na distribuição da fauna edáfica entre as diferentes áreas de tratamento, na primeira avaliação, em 2015, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).

	<b>BT</b>	<b>BH</b>	<b>BA</b>	<b>MN</b>
<b>BT</b>	1,00	0,67	0,71	0,75
<b>BH</b>	0,67	1,00	0,80	0,60
<b>BA</b>	0,71	0,80	1,00	0,53
<b>MN</b>	0,75	0,60	0,53	1,00

Fonte: Autora

Na segunda avaliação o eixo 1 explicou 67,2 % da variância encontrada, indicando novamente eficiência na demonstração das relações entre fauna do solo e áreas de tratamento (Figura 31). No segundo levantamento observa-se um grande grupo de fauna edáfica sobreposto no componente 1, entre os quadrantes I e IV. Esses grupos edáficos possuem a mesma representatividade para as áreas de estudo, BA, MN, BH e BT.

Figura 31 - Diagrama de ordenação, através de PCA, correlacionando a fauna edáfica com áreas de controle de bambu, primavera de 2015, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Testemunha Bambu; BH: Tratamento Químico; BT: Tratamento Mecânico).



Fonte: Autora

Quanto à similaridade, esta se mostrou alta entre todas as áreas. Apesar disso, pode-se dizer que os maiores valores podem ser observados com BH e as áreas MN e BT (0,92) (Tabela 13).

Tabela 13 - Similaridade de Jaccard na distribuição da fauna edáfica entre as diferentes áreas de tratamento, na segunda avaliação (primavera), 2015, Eldorado do Sul, RS (MN: Testemunha Mata Nativa; BA: Tratamento Mecânico; BH: Tratamento Químico; BT: Testemunha Bambu).

	<b>BH</b>	<b>BA</b>	<b>MN</b>	<b>BT</b>
<b>BH</b>	1,00	0,73	0,92	0,92
<b>BA</b>	0,73	1,00	0,80	0,69
<b>MN</b>	0,92	0,80	1,00	0,85
<b>BT</b>	0,92	0,69	0,85	1,00

Fonte: Autora

#### 4.5.3 Relação da fauna edáfica com os atributos do solo

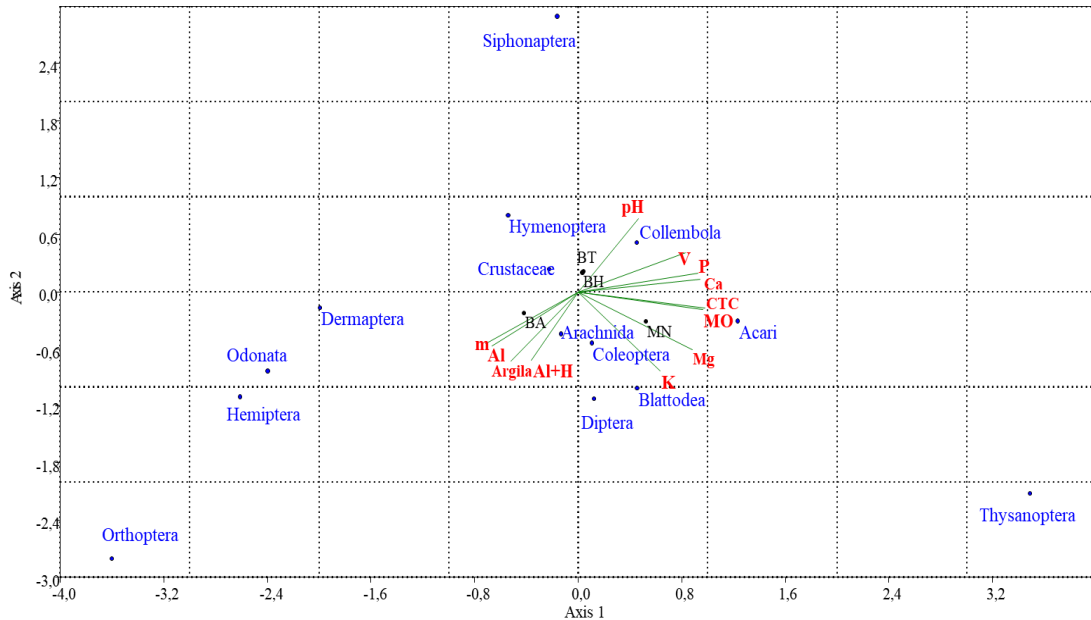
No diagrama de ordenação (Figura 32) pode-se observar que existiu interação dos grupos edáficos com os atributos químicos do solo. O eixo 1 apresentou 55,2% de variação e o eixo 2 31,2%. O teste de Monte Carlo, não foi significativo para a relação espécie-variáveis ambientais ( $p$ : 0,63 para o primeiro eixo e  $p$ :0,32 para o segundo). São considerados valores significativos aqueles situados no intervalo de  $p < 0,05$  segundo e condições homogêneas acabam não gerando gradientes fortes, na análise (FELFILI et al., 2007).

No diagrama, observa-se que existem correlações entre o grupo Collembola e o pH, Acari com MOS e Coleoptera, Blattodea e Diptera com teor de K. Segundo Lopez et al. (2005) e Gizzi et al. (2009), os ácaros podem ser encontrados em sistemas com e sem distúrbios, não sendo considerados bons indicadores da qualidade do solo, ao contrário dos colêmbolos.

Quanto aos colêmbolos, Pompeo et al. (2016) também observaram correlação desses com o pH. A diminuição do pH do solo pode dificultar o desenvolvimento dos colêmbolos (ANTONIOLLI et al., 2013). Segundo Pompeo et al. (2016) alterações no pH interferem na diversidade dos colêmbolos, uma vez que a presença ou ausência de algumas espécies deste grupo podem estar relacionadas com a disponibilidade de íons específicos na água.

Lima et al. (2010) verificaram que a abundância e a riqueza da fauna edáfica são resultados atribuídos as melhorias nos atributos químicos do solo, sendo um deste atributos a menor acidez do solo.

Figura 32 - Diagrama de ordenação, produzido pela CCA, da correlação entre os atributos químicos do solo e abundância de grupos edáficos, no outono de 2015, Eldorado do Sul, RS



Fonte: Autora

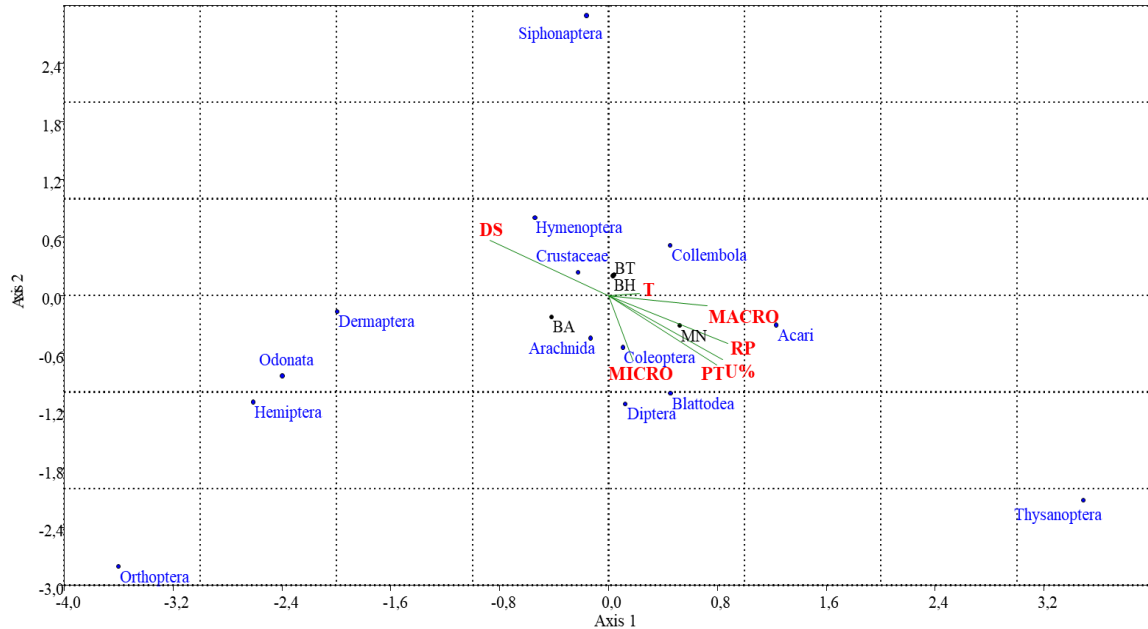
Na sequência, o diagrama da Figura 33, demonstra a correlação da fauna com os atributos físicos do solo. O eixo 1 apresentou 55,1% de variação e o eixo 2, 31%. O teste de Monte Carlo não foi significativo ( $p: 0,94$ ).

Apesar da não significância ecológica, verifica-se no diagrama que a classe Collembola, Acari, Coleoptera, Diptera e Blattodea estão correlacionadas com os parâmetros de porosidade total (PT), micro e macroporosidade, temperatura (T), umidade do solo (U%) e resistência à penetração (RP). Esses parâmetros influenciam mais diretamente a área MN, e estão opostos a densidade do solo, correlacionada com a área BA (Figura 33).

Correlações entre o aumento da densidade do solo e redução em abundância e diversidade de espécies de colêmbolos também foram encontradas em vários estudos (DITTMER; SCHRADER, 2000; HEISLER; KAISER, 1995).

Segundo Oliveira Filho e Baretta (2016) a estrutura do solo e a diminuição do espaço poroso habitável são parâmetros chaves na abundância de colêmbolos. Isto sugere que o espaço poroso habitável para colêmbolos é um ambiente no qual ele é capaz de desenvolver todas as suas estruturas morfológicas (QUERNER et al., 2013).

Figura 33 - Diagrama de ordenação, produzido pela CCA, da correlação entre os atributos físicos do solo e abundância de grupos edáficos, no outono de 2015, Eldorado do Sul, RS



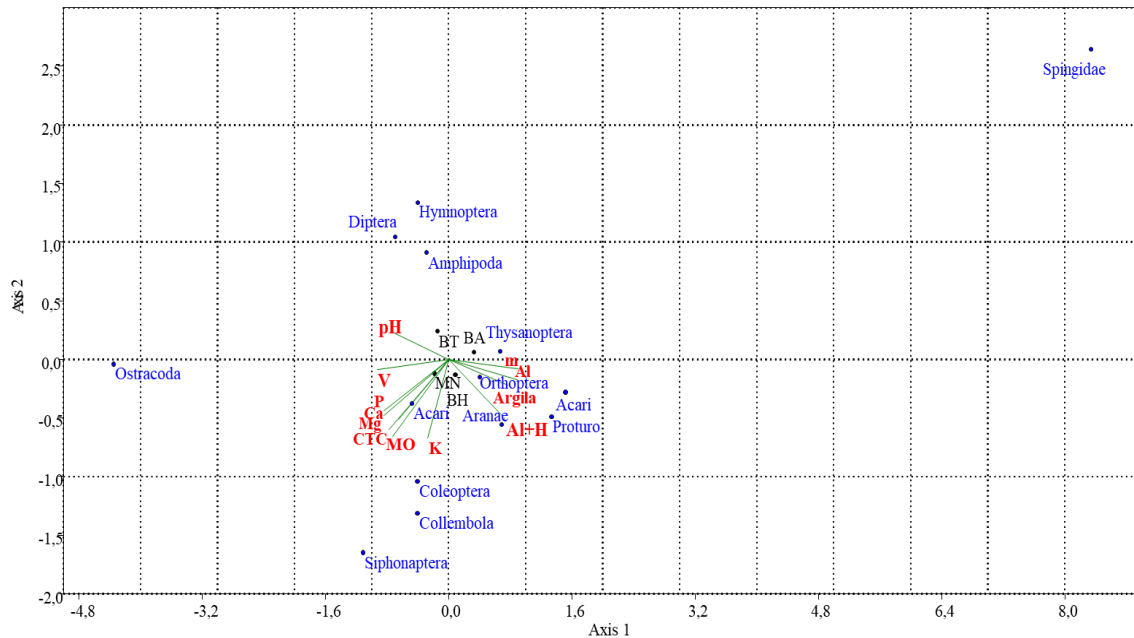
Fonte: Autora

Correlacionadas à densidade do solo estão os grupos Hymenoptera e Crustacea. Em menor grau de correlação, mas ainda sob influência da densidade do solo estão os grupos Arachnida, Dermaptera, Odonata, Hemiptera, Siphonaptera e Orthoptera.

Melo et al. (2009) afirmam que as formigas (predominantes no grupo Hymenoptera) estão entre os invertebrados que primeiro colonizam locais perturbados e com poucas condições de vida, possuindo ampla distribuição.

Na segunda avaliação da fauna edáfica com os atributos químicos (Figura 34), o eixo 1 apresentou 52,48 % de variação e o eixo 2, 31,03 %. No teste de Monte Carlo foi observado  $p: 0,72$ . Apesar disso, pode-se verificar algumas relações no diagrama. Os grupos Acari, Aranae, Proturo e Orthoptera apresentaram correlação com a acidez potencial (Al+H), argila, teor de Al e saturação por Al (m%). E o grupo Acari apresentou correlação com MOS e CTC.

Figura 34 - Diagrama de ordenação, produzido pela CCA, da correlação entre os atributos químicos do solo e abundância de grupos edáficos, na primavera de 2015, Eldorado do Sul, RS



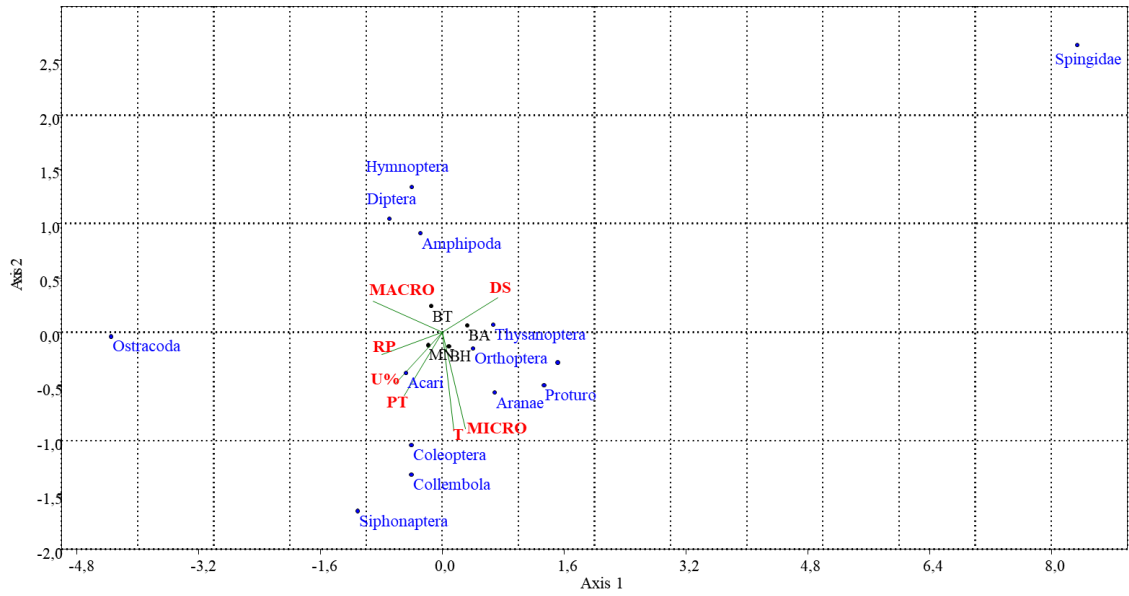
Fonte: Autora

No diagrama de correlação com os atributos físicos (Figura 35), o eixo 1 apresentou 52,48 % de variação e o eixo 2, 31 %. Para o teste de Monte Carlo foi observado  $p: 0,76$ . Nesse diagrama pode-se verificar uma correlação entre Acari e o teor de umidade (U%), no quadrante III. De acordo com Assad (1997), apesar da população de ácaros estar sujeita as variações de umidade e temperatura, o que mais afeta sua abundância é a cobertura e uso do solo. Como os ácaros possuem agrupamento de habitat vertical, podem migrar para camadas mais profundas e úmidas do solo em períodos secos, sendo assim, mais tolerantes à dessecação (PEREIRA JÚNIOR, 2011).

Ainda no quadrante III têm-se a relação dos grupos Collembola, Coleoptera e Siphonaptera com a porosidade do solo total (PT), e em menor grau com U% e RP. O grupo Coleoptera, apresenta grande importância, atuando na incorporação de matéria orgânica, decomposição de resíduos, aeração do solo, transporte de matéria orgânica, entre outros (ALMEIDA; LOUZADA, 2009).



Figura 35 - Diagrama de ordenação, produzido pela CCA, da correlação entre os atributos físicos do solo e abundância de grupos edáficos, na primavera de 2015, Eldorado do Sul, RS



Fonte: Autora

## 5 CONSIDERAÇÕES SOBRE OS MÉTODOS DE CONTROLE

Quadro 1 - Vantagens, limitações e recomendações das técnicas de controle de bambu químico, mecânico e testemunha realizadas em Eldorado do Sul, RS

<b>CONTROLE QUÍMICO</b> (AVAL 800) – 30g por hectare	
<b>Vantagens</b>	<b>Limitações</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Mortalidade parcial de touceiras de <i>Bambusa tuldoides</i></li> <li>-Ausência de fitotoxicidade na regeneração               <ul style="list-style-type: none"> <li>-Ausência de toxicidade para os organismos edáficos</li> </ul> </li> <li>-Abertura parcial do dossel               <ul style="list-style-type: none"> <li>-Entrada de luz</li> </ul> </li> <li>-Possibilidade de entrada de propágulos via abertura do dossel</li> <li>-Ativação do banco de sementes do solo</li> <li>-Desenvolvimento das espécies presentes no banco de sementes               <ul style="list-style-type: none"> <li>-Banco de sementes do solo possui diversidade e densidade por m<sup>2</sup> muito próximas a de áreas nativas</li> </ul> </li> <li>-Colonização dos espaços abertos por espécies pioneiras</li> <li>-Presença de lianas, herbáceas e arbustos</li> <li>-Florescimento e frutificação das espécies colonizadoras</li> <li>-Maior atratividade para a circulação da fauna</li> <li>-Aumento na densidade de indivíduos, riqueza de espécies e diversidade florística</li> <li>-Baixo custo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Possibilidade de efeitos fitotóxicos em indivíduos arbóreos</li> <li>-Possibilidade de contaminação do lençol freático</li> <li>-Persistência do herbicida no solo</li> <li>-Fechamento do dossel por retorno das rebrotas à médio ou longo prazo</li> <li>-Baixa entrada de propágulos nativos em áreas circundadas por talhões produtivos</li> </ul>

<b>RECOMENDAÇÕES</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>-Acompanhamento da evolução da regeneração</li> <li>-Acompanhamento da cobertura do dossel</li> <li>-Plantios de enriquecimento nas zonas de maior abertura de dossel</li> <li>-Plantios de núcleos de espécies pioneiras</li> <li>-Realizar monitoramento e retirada de touceiras mais próximas aos núcleos implantados</li> <li>-Repetir o experimento em áreas que possuam fontes de propágulos próximas, afim de aumentar as chances de colonização</li> <li>-Não utilizar o herbicida em áreas próximas a cursos de água</li> <li>-Realizar aplicações pontuais do herbicida e em condições de tempo que possibilitem manuseio de produtos químicos</li> <li>-Requer que sejam realizados estudos sobre o potencial de contaminação do solo e da água</li> <li>-Requer monitoramento a longo prazo</li> </ul>	
<b>CONTROLE MECÂNICO</b> (Arraste de bambus por trator esteira)	
<b>Vantagens</b>	<b>Limitações</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>-Retirada das touceiras de <i>B. tuldoides</i></li> <li>-Permanência de exemplares nativos que existiam dentro dos maciços de bambus               <ul style="list-style-type: none"> <li>-Entrada de luminosidade</li> </ul> </li> <li>-Livre entrada de propágulos de áreas adjacentes, das espécies nativas remanescentes no interior da área e em suas bordas</li> <li>-Ativação e desenvolvimento do banco de sementes remanescente</li> <li>-Colonização da área por espécies típicas de áreas abertas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Rebrota parcial de <i>B. tuldoides</i> em áreas com menores intensidade de arraste</li> <li>-Necessidade de controles periódicos das rebrotas</li> <li>-Compactação do solo em áreas com maior intensidade do arraste</li> <li>-Aumento na densidade e diminuição de macroporos e porosidade total do solo</li> <li>-Cobertura parcial do solo</li> <li>-Parcelas com solo exposto</li> <li>-Maior incidência de processos erosivos</li> <li>-Alto custo</li> <li>-Inviável em grandes áreas</li> </ul>

<ul style="list-style-type: none"> <li>-Cobertura parcial do solo (maior que 50%)</li> <li>-Florescimento e frutificação das espécies colonizadoras</li> <li>-Fornecimento de recursos para a fauna</li> <li>-Maior atratividade à entrada e circulação da fauna</li> <li>-Retomada do processo sucessional</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Inviável em solos frágeis</li> <li>-Inviável em áreas declivosas</li> </ul>
<p><b>RECOMENDAÇÕES</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-Proceder avaliação do solo antes da implantação do tratamento mecânico</li> <li>-Passível de ser feito apenas em áreas com alta resiliência</li> <li>-Proceder arraste mecânico com o mínimo de circulação da máquina</li> <li>-Não realizar em áreas pequenas, evitando excessivas manobras e recirculação da máquina na área</li> <li>-Realizar plantios de enriquecimento para ajudar no processo de restabelecimento da vegetação</li> <li>-Utilização de espécies recomendadas para áreas degradadas</li> <li>-Contínuo monitoramento da vegetação</li> <li>-Requer monitoramento a longo prazo</li> </ul>	
<p><b>CONTROLE TESTEMUNHA</b> (Sem interferência nos maciços de <i>B. tuldoides</i>)</p>	
<p>Vantagens</p>	<p>Limitações</p>
<ul style="list-style-type: none"> <li>-Banco de sementes do solo com diversidade próximas a de áreas nativas, quando conduzido em viveiro</li> <li>-<i>B. tuldoides</i> não é considerada espécie invasora</li> <li>- Possui rizomas paquimorfos, não alastrantes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Densidade, riqueza e diversidade florística extremamente baixa</li> <li>-Baixa ou nenhuma entrada de propágulos</li> <li>-Ampla cobertura do dossel</li> <li>-Regeneração extremamente baixa</li> <li>-Falta de recrutamento da regeneração para classes maiores</li> <li>-Incidência de danos físicos em indivíduos maiores</li> <li>-Inexistência de autosustentabilidade</li> </ul>

	-Formação de espessa cama de palhada (folhas e ramificações de bambu), altamente inflamáveis
<p><b>RECOMENDAÇÕES</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>-Utilizar o banco de sementes de solo destas áreas para recomposição de áreas degradadas, quando possível</li> <li>-Monitorar as áreas de bambus, em virtude do evento de florescimento e mortalidade em massa (típico da subfamília Bambusoideae)</li> <li>-Aproveitar o evento de mortalidade em massa para plantios de recuperação e controle das rebrotas</li> <li>-Monitorar a longo prazo a evolução dos maciços de bambus</li> </ul>	

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pode-se concluir que a superabundância de bambu interfere de maneira extremamente negativa na estrutura e diversidade da regeneração. O reduzido número de regenerantes e a baixa diversidade não permitem que a área seja autossustentável ambientalmente, ou seja, as áreas com bambus podem ser consideradas áreas degradadas.

Não foram constatados danos da ação do herbicida sobre os bioindicadores e mecanismos de regeneração, apesar disso, sugere-se que novos estudos sejam realizados, no intuito de compreender os danos do tratamento químico em outras variáveis, não coletadas nesse trabalho, e o seu comportamento no ambiente a médio e longo prazo, visto que ainda não existe protocolos de utilização deste para espécies de bambu ou espécies florestais.

Ao final desse trabalho pode-se concluir que existe impacto nas duas vias estudadas (superabundância de bambu e aplicação de tratamentos de controle), o que demanda que novas pesquisas sejam realizadas a fim de aprimorar as técnicas de controle para bambus e, conseqüentemente, diminuir os impactos causados ao ecossistema. Também sugere-se que as áreas submetidas aos controles continuem a ser monitoradas, a fim de uma maior compreensão da dinâmica ecológica.

## REFERÊNCIAS

- ABE, M.; IZAKI, J.; MASAKI, T.; MAKITA, A.; NAKASHIZUKA, T. The effects of Sasa and canopy gap formation on tree regeneration in an old beech forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 13, p. 565-574, 2002.
- ALMEIDA, S. S. P.; LOUZADA, J. N. C. Community structure of Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) in Brazilian savannah phytophysionomies and its importance for conservation. **Neotropical Entomology**, v. 38, n. 1, p. 32-43, 2009.
- ALVAREZ-BUYLLA, E. R.; GARCÍA-BARRIOS, R. Seed and forest dynamics: a theoretical framework and an example from the Neotropics. **American Naturalistic**, v. 137, p. 133-154, 1991.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol Zeitschrift**, v. 22, p. 711-28, 2013.
- AMIM, R. T.; FREITAS, S. DE P.; FREITAS, I. L. DE J.; SCARSO, M. F. Banco de sementes do solo após aplicação de herbicidas pré-emergentes durante quatro safras de cana-de-açúcar. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Local, v. 51, n. 10, p. 1710-1719, 2016.
- ANTONIOLLI, Z. I.; CONCEIÇÃO, P. C.; BÖCK, V.; PORT, O.; SILVA, D. M.; SILVA, R. F. Método alternativo para estudar a fauna do solo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 3/4, p. 407-417, 2006.
- ANTONIOLLI, Z. I.; REDIN, M.; SOUZA, E. L.; POCOJESKI, E. Metais pesados, agrotóxicos e combustíveis: efeito na população de colêmbolos no solo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 43, n. 6, p. 992-998, 2013.
- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. [], n. 181, p.1-20, 2016.
- ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. Uberlândia. **Bioscience Journal**, v. 23, p. 66-75, 2007.
- ARAÚJO, F. S.; MARTINS, S. V.; NETO, J. A. M.; LANI, J; L.; PIRES, I. E. Estrutura da vegetação arbustivo-arbórea colonizadora de uma área degradada por mineração de caulim, Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 107-116, 2006.
- ARAÚJO, M. M.; OLIVEIRA, F. de A.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, P. L. C. de; LIMA, C. A. T. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 59, p. 115-130, 2001.
- ASSAD, M. L. L. Fauna do solo. In: VARGAS, M. A. T. e HUNGRIA, M. (Eds.). **Biologia dos solos do Cerrado**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1997. p. 361-443.

AU, A. Y. Y.; CORLETT, R. T.; HAU, B. C. H. Seed rain into upland plant communities in Hong Kong, China. **Plant Ecology**, v. 186, n. 1, p. 13-22, 2006.

AZZINI, A.; SANTOS, R.L. dos.; PETTINELLI JUNIOR, A. **Bambu**: material alternative para construções rurais. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas, 1997. 18 p. (Boletim Técnico).

BAI, S.; ZHOU, G.; WANG, Y.; LIANG, Q.; CHEN, J.; CHENG, Y.; SHEN, R. Plant species diversity and dynamics in forests invaded by Moso bamboo (*Phyllostachys edulis*) in Tianmu Mountain nature reserve. **Biodivers. Sci.**, v. 21, n. [], p. 288–295, 2013.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. O. banco de sementes de um trecho de floresta atlântica montana (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 59, n. 2, p. 319-328. 1999.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic Forest regeneration in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 1, p. 35-44, 2001.

BARBOSA, J. M.; EISENLOHR, P.V.; RODRIGUES, M. A.; BARBOSA, K. C. Ecologia da Dispersão de Sementes em Florestas Tropicais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. 2. ed. Viçosa: Editora UFV, p. 85-106, 2012.

BARBOSA, K. C.; PIZO, M. A. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 4, p. 504-515, 2006.

BARNA, M.; BOSELA, M. Tree species diversity change in natural regeneration of a beech forest under different management. **Forest Ecology and Management**, v. 342, p. 93–102, 2015.

BASTOS, M. R. **Porto alegre - Uma História Fotográfica**, 2016. Disponível em: <<http://ronaldofotografia.blogspot.com.br/>>. Acesso em: set. 2016.

BERALDO, A. L.; AZZINI, A. **Bambu**: características e aplicações. Guaíba: livraria e editora agropecuária, 2004. 128 p.

BERTONI, J. E. A.; MARTINS, F. R. Composição florística de uma floresta ripária na Reserva Estadual de Porto Ferreira, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v. 1, n. 1, p. 17-26, 1987.

BLAKE, G. R.; HARTGE, K. H. Bulk density. In: KLUTE, A. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Part 1. Physical and mineralogical methods. Madison: ASA/SSSA, 1986. p. 363-375.

BOLDRINI, I. I.; LONGHI-WAGNER, H. M.; BOECHAT, S. C. **Morfologia e taxonomia de gramíneas sul-rio-grandenses**. Porto alegre: Editora da UFRGS, 2005. 96 p.

BRAGA, A. J. T.; GRIFFITH, J. J.; DE PAIVA, H. N.; NETO, J. A. A. M. Composição do banco de sementes de uma floresta semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 1089-1098, 2008.

BRAGA, A. J. T.; DE LIMA E BORGES, E. E.; MARTINS, S. V. Chuva de sementes em estádios sucessionais de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa-MG. **Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 475-485, 2015.

BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I.; MACHADO, R. P.; CHRISTOFFOLETI, P. J.; RODRIGUES, R. R. Seletividade dos herbicidas setoxidim, isoxaflutol e bentazon a espécies arbóreas nativas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 4, n. 3, p. 251-257, 2009.

BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociologia**: bases para el estudio de las comunidades. Trad. da 3.ed.rev.aum. Madrid: Blume, 1979. 820 p.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field e laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dubuque, Iowa: Wm. C. Brown Publishers 1984. 226 p.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of sucessional processes. **Turrialba**, Costa Rica, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

BÜNDCHEN, M.; BOEGER, M. T. B e REISSMANN, C. B. Estrutura foliar de espécies lenhosas de dossel e sub-bosque em uma floresta subtropical do sul do Brasil. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 70, n. 1, p. 105-114, 2015.

BUZZI, Z. J. **Entomologia Didática**. 4. ed. Curitiba: Editora UFPR, 2013. 347 p.

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; CAMPOS, L. C.; SILVA, E.; GLERIANI, J. M. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 871-880, 2013.

CALLEGARO, R. M.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; ANDRZEJEWSKI, C.; TURCHETTO, F. e GOMES, D. R. Fitosociologia e fatores ecológicos condicionantes da vegetação em uma floresta estacional na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 72, n. 1, p.33-43, 2017.

CALLEGARO, R. M.; LONGHI, S. J.; ANDRZEJEWSKI, C.; ARAUJO, M. M. Regeneração natural de espécies arbóreas em diferentes comunidades de um remanescente de floresta ombrófila mista. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 45, n. 10, p. 1795-1801, 2015.

CALVI, G. P.; PEREIRA, M. G.; ESPÍNDULA JUNIOR, A. E.; MACHADO, D. L. Composição da fauna edáfica em duas áreas de floresta em Santa Maria de Jetibá, ES, Brasil. **Acta Agronômica**, v. 59, p. 37-45, 2010.

CAMARERO, S.; IBARRA, D.; MARTÍNEZ, M. J.; MARTÍNEZ, A. T. Lignin-Derived Compounds as Efficient Laccase Mediators for Decolorization of Different Types of Recalcitrant Dyes. **Appl Environ Microbiol**, v. 71, n. 4, p. 1775-84, 2005.

CAMPANELLO, P. I.; GATTI, M. G.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 252, p. 108-117, 2007.



CAMPOS, E. P.; VIEIRA, M. F.; SILVA, A. F.; MARTINS, S. V.; CARMO, F. M. S.; MOURA, V.M.; RIBEIRO, A. S. S. Chuva de sementes em floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 23, n. 2, p. 451-458, 2009.

CAMPOS, J. B.; SOUZA, M. C. Potencial for natural Forest regeneration from seed bank in an upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 46, p. 625-639, 2003.

CANTARELLI, E. B.; MACHADO, S. L. de O.; COSTA, E. C.; PEZZUTTI, R. Efeito do manejo de plantas daninhas no desenvolvimento inicial de *Pinus taeda* em várzeas na Argentina. **Árvore**, v. 30, n. 5, p. 711-718, 2006.

CAPELLESSO, E. S.; SANTOLIN, S. F.; ZANIN, E. M. Banco e chuva de sementes em área de transição florestal no Sul do Brasil. **Árvore**, Viçosa, v. 39, n. 5, p. 821-829, 2015.

CARMO, A. P. C. Monitoramento e controle de espécies exóticas invasoras na Aracruz Celulose S. A. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS, I, 2005, Brasília. **Anais...** Brasília: MMA, 2005.

CARVALHO, F. A.; NASCIMENTO, M. T.; BRAGA, J. M. A. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica Submontana na região de Imbaú, município de Silva Jardim, RJ. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 3, p. 727-740, 2006.

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

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

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

CIVIDANES, F. J. Efeitos do sistema de plantio e da consorciação soja-milho sobre artrópodes capturados no solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Colombo, v. 37, p. 15-23, 2002.

COGHETTO, F. **Distribuição e diversidade espaço-temporal da classe Collembolan a região central do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2015. 61 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2015.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **Am. Nat.**, v. 111, p. 1119-1140, 1977.

CORADIN, L.; SIMINSKI, A; REIS, A. **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região Sul**. Brasília: MMA, 2011. 934 p.

CORREIA, M. E. F.; FARIA, S. M.; CAMPELLO, E. F.; FRANCO, A. A. Organização da comunidade de macroartrópodos edáficos em plantio de eucalipto e leguminosas arbóreas. In:

CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 4., 1995, Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa: UFV, 1995. p. 442-444.

CORREIA, V. da C.; CURVELO, A. A. da S.; MARABEZI, K.; ALMEIDA, A. E. F. de S.; SAVASTANO JUNIOR, H. Bamboo cellulosic pulp produced by the ethanol/water process for reinforcement applications. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 127-135, 2015.

COSTA, E. A. D.; MATALLO, M. B.; CARVALHO, J. C.; ROZANSKI, A. Eficiência de nova formulação do herbicida Oxyfluorfen no controle de plantas daninhas em áreas de Pinus caribea Morelet var. hondurensis Barr. et Golf. **Árvore**, Viçosa, v. 26, n. 6, p. 683-689, 2002.

COSTA, F. S.; ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; WOBETO, C. Propriedades físicas de um Latossolo Bruno afetadas pelos sistemas plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p. 527-535, 2003.

COSTALONGA, S. R.; DOS REIS, G. G.; REIS, M. DAS G. R.; DA SILVA, A. F.; LIMA E BORGES, E. E.; GUIMARÃES, F. P. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **Floresta**, Curitiba, v. 36, n. 2, p. 239-250, 2006.

CQFS – COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO, RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre: SBCS/NRS, 2004. 400p.

CURRY, J. P.; GODOY, J.A. Soil fauna degradation and restoration. *Adv. Soil Science*, Local, v. 17, p. 171-215, 1992.

DA COSTA, L. F. **Indústria pedras brancas: o resgate de sua memória**, 2004. Disponível em: <<http://guaiba.ulbra.br/seminario/eventos/2004/resumos/historia/seminario/227.PDF>>. Acesso em: set. 2017.

DAVIDSON, D. A. E.; GRIEVE, I. C. Relationships between biodiversity and soil structure and function: evidence from laboratory and field experiments. **Applied Soil Ecology**, v. 33, n. 2, p. 176-185, 2006.

DE LIMA, S. S.; AQUINO, A. M.; LEITE, L. F. C.; VELÁSQUEZ, E.; LAVELLE, P. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. **Pesquisa agropecuária Brasileira**, Colombo, v. 45, n. 3, p. 322-331, 2010.

LIMA, R. A. F.; ROTHER, D. C.; MULER, A. E.; LEPSCH, I. F.; RODRIGUES, R. R. "Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the Atlantic Forest hotspot". **Biological Conservation**, v. 147, n.[], p. 32-39, 2012.

DECAGON DEVICES. **Pro Check Operator's Manual**. Alemanha: 2013.

DECHOUM, M. de S.. **Métodos e técnicas de erradicação e controle de espécies exóticas invasoras aplicáveis em unidades de conservação: as melhores práticas**. Local: Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, 2016.

DICKFELDT, E. P.; JANDUCCI, B. Z.; DE SOUZA, S. A. Levantamento das espécies vegetais exóticas e experiências de manejo no Parque Estadual de Porto Ferreira, SP. **Fórum Ambiental**, v. 9, n. 3, p. 118-137, 2013.

DIDHAM, R. K.; GHAZOUL, J.; STORK, N. E.; DAVIS, A. J.; Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 6, p. 255-260, 1996.

DITTMER, S.; SCHRADER, S. Longterm effects of soil compaction and tillage on Collembola and straw decomposition in arable soil. **Pedobiologia**, v. 44, p. 527-538, 2000.

DOCUMENTO PARA CONFEÇÃO DE PLANO DE RECUPERAÇÃO DE ASSENTAMENTO – PRA. **Características ambientais do projeto de assentamento – integração gaúcha**. Eldorado do Sul/RS, 2010.

DUTRA, J. Les Bambusées de Rio Grande do Sul. **Revista Sudamericana de botânica**, Local, v. 5, n. (5.6), p. 145-152, 1938.

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

ELDORADO DO SUL. **Plano municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. 2016. Disponível em: <http://eldorado.rs.gov.br/uploads/pagina/arquivos/PLANO-MUNICIPAL-DE-SANEAMENTO-BASICO.pdf>. Acesso em: jan. 2018.

EQUIPE ESTATCAMP. **Software Action**. Estatcamp- Consultoria em estatística e qualidade, São Carlos - SP, Brasil, 2014. Disponível em: <<http://www.portalaction.com.br/>>. Acesso em: fev. 2018.

FATMA. **Plano estadual de controle de espécies exóticas invasoras em unidades de conservação**. Florianópolis: FATMA, 2009. 15 p. (Relatório técnico).

FEITOSA, A. A. N. **Diversidade de espécies florestais arbóreas associada ao solo em topossequência de fragmento de Mata Atlântica de Pernambuco**. 2004. 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2004.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 2003.

FELFILI, M. J.; REZENDE, A. V.; SILVA JÚNIOR, M. C. (Orgs). **Biogeografia do Bioma Cerrado: Vegetação e Solos da Chapada dos Veadeiros**. Brasília: Universidade de Brasília-Finatec, 2007. 256 p.

FELKER, R. M.; ROVEDDER, A. P. M.; LONGHI, S. J. L.; FRANK, E. A.; STEFANELLO, M. M.; PECCATTI, A. Impact of *Bambusa tuldoidea* Munro (Poaceae) on forest regeneration. **Cerne**, Lavras, v. 23, n. 2, p. 275-282, 2017.

FERREIRA, E. J. L. O bambu é um desafio para a conservação e o manejo de florestas no sudoeste da Amazônia. **Ciência e Cultura**, v. 66, n. 3, p. ...-..., 2014.

FERREIRA, M. J. et al. Avaliação da regeneração natural em nascentes perturbadas no município de Lavras, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 2, p. 109-129, 2009.

FILGUEIRAS T. S.; SANTOS-GONÇALVES A. P. A checklist of the basal grasses and bamboos in Brazil (Poaceae). **Sci Cult**, v. 18, n.[], p. 7-18, 2004.

FILGUEIRAS, T. S.; PEREIRA, B. A. S. On the flowering of *Actinocladum verticillatum* (Gramineae: Bambusoideae). **Biotropica**, v. 20, n. 2, p. 164-166, 1988.

FILGUEIRAS, T. S. et al. Poaceae. In: **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB102232>>. Acesso em: out. 2016.

FINOL, H. Nuevos parametros a considerarse en el análisis estructural de las selvas virgenes tropicales. **Revista Forestal Venezolana**, Mérida, v. 21, p. 29-42, 1971.

FLORA DO BRASIL 2020 em construção. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: jan. 2018.

FLÓRIDO, F. G. **Uso do herbicida glifosate no panorama de restauração florestal**. Local: Laboratório de Silvicultura tropical, 2014. (Parecer Técnico-Científico).

FORZZA, R. C. et al. **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2015. Disponível em: <http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br>. Acessado em: dezembro de 2017.

FOUNTAIN, M. T.; HOPKIN, S. P. *Folsomia candida* (Collembola): A “Standard” Soil Arthropod. **Annual Review of Entomology**, v. 50, p. 201-222, 2005.

FRANCO, B. K. S.; MARTINS, S. V.; FARIA, P. C. L.; RIBEIRO, G. A. Densidade e composição florística do banco de sementes de um trecho de Floresta Estacional Semidecidual no campus da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. **Árvore**, v. 36, n. 3, p. 423-432, 2012.

FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; UEHARA-PRADO, M.; IANUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: ROCHA, C. F. D. et al. (Eds.). **Biologia da Conservação**. Rio de Janeiro: Editora da UERJ, 2006. p. 201-225.

GALETTI, M.; PIZO, M. A.; MORELLATO, P. C. Fenologia, frugivoria e dispersão de sementes. In: CULLEN Jr., L.; VALLADARES-PADUA, C.; RUDRAN, R. (Orgs.). **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná; Fundação O boticário de Proteção à Natureza, 2003. p. 395-422.

GANDOLFI, S.; LEITÃO-FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

GIRACCA, E. M. N.; ANTONIOLLI, Z. I.; ELTZ, F. L. F.; BENEDETTI, E.; LASTA, E.; VENTURINI, S. F.; VENTURINI, E. F. e BENEDETTI, T. Levantamento da meso e macrofauna do solo na microbacia do Arroio Lino, Agudos, RS. **Revista Brasileira de Agrociências**, v. 9, n.[], p. 257-261, 2003.

GIZZI, A. H.; ÁLVAREZ, C.; HÉCTOR, A.; MANETTI, P.; LÓPEZ, A. N.; CLEMENTE, N. L. e STUDDERT, G. A. Caracterización de la meso y macrofauna edáfica en sistemas de cultivo del Sudeste Bonaerense. **Ciencia del suelo**, v. 27, n. 1, p. 1-9, 2009.

GOGOSZ, A. M.; BOEGER, M. R. T.; COSMO, N. L.; NOGUEIRA, A. C. Morfologia de diásporos e plântulas de espécies arbóreas da floresta com araucária, no sul do Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 45, n. 4, p. 819 - 832, 2015.

GOMES, V., FERNANDES, G. W. Germinação de aquênios de *Baccharis dracunculifolia* D.C. (Asteraceae). **Acta Botânica Brasileira**, v. 16, n. 4, p. 421-427, 2002.

GÓMEZ-APARICIO, L.; ZAMORA, R.; GOMEZ, J. M.; HODAR, J. A.; CASTRO, J.; BARAZA, E. Applying plant facilitation to forest restoration: A meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. **Ecological Applications**, v. 14, n.[], p. 1128-1138, 2004.

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

GHOLAMI, S.; SAADAT, L.; SAYAD, E. Different microhabitats have contrasting effects on the spatial distribution of tree regeneration density and diversity. **Journal of Arid Environments**, v. 148, p. 1–5, 2018.

GPWG. GRASS PHYLOGENY WORKING GROUP. Phylogeny and subfamilial classification of the grasses (poaceae). **Annals of Missouri Botanical Garden**, Washington, v. 88, n. 3, p. 373-457, 2001.

GRANT, C. A.; LAFOND, G. P. The effects of tillage systems and crop sequences on soil bulk density and penetration resistance on a clay soil in southern Saskatchewan. **Can. J. Soil Sci., Local**, v. 73, n.[], p. 223-232, 1993.

GRECO, T. M.; CROMBERG, M.; RÍOS, H. C. **Bambu: cultivo e manejo**. Florianópolis: Insular, 2011. 184 p.

GRISCOM, B. W.; ASHTON, P. M. S. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. 5, p.587-597, 2006.

GRISCOM, B. W.; ASHTON, P. M. S. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 175, n. 1-3, p. 445-454, 2003.

GROMBONE-GUARATINI, M. T.; ALVES, L. F.; VINHA, D. CORRÊA FRANCO, G. A. D. Seed rain in areas with and without bamboo dominance within an urban fragment of the Atlantic Forest. **Acta Botanica Brasílica**, v. 28, n. 1, p. 76-85, 2014.

GROMBONE-GUARATINI, M.T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, p. 759-774, 2002.

GRONENBERG, W. The trap-jaw mechanism in the dacetine ants *Daceton armigerum* and *Strumigenys* sp. **The Journal of Experimental Biology**, v. 199, p. 2021-2033, 1996.

GUERREIRO, C. I., LIZARAZU, M. A. Flowering of *Bambusa tuldoidea* (Poaceae, Bambusoideae, Bambuseae) in southern South America. **Darwiniana**, v. 48, n. 1, p. 25-31, 2010.

GUILHERME, F. A. G.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; APPOLINÁRIO, V. e BEARZOTI, E. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semi-deciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 174, p. 19-36, 2004.

HALEY, N. **Weed control methods: Solanum mauritianum**. Rotorua: Department of Conservation, Environment BOP (Bay of Plenty Regional Council). 2006. Disponível em: [http://www.boprc.govt.nz/land/media/pdf/Fact\\_Sheet\\_PP01.pdf](http://www.boprc.govt.nz/land/media/pdf/Fact_Sheet_PP01.pdf). Acesso em: dezembro de 2017.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1-9, 2001.

HARPER, D. A. T. (Ed.). **Numerical Palaeobiology**. Local: John Wiley e Sons, 1999.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, 1977. 892 p.

HATTORI, E. K. O.; NAKAJIMA, J. N. A. A família Asteraceae na Estação de pesquisa e Desenvolvimento ambiental Galheiros, Perdizes, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, n. 59, v. 4, p. 687-749, 2008.

HEISLER, C.; KAISER, E. Influence of agricultural traffic and crop management on Collembola and microbial biomass in arable soil. *Biol. Fertil. Soils*, v. 19, p. 159-165, 1995.

HIDALGO LOPEZ, O. **Bamboo: The gift of the Gods**. 1.ed. Bogotá, Colombia: D'vinni Ltda. 2003. 553 p.

HILL, M. O.; GAUCH, H. G. Detrended correspondence analysis an improved ordination technique. **Vegetation**, v. 42, p. 47-58, 1980.

HODKINSON, I. D.; HEALEY, V.; COULSON, S. Moisture relationships of the high arctic collembolan *Onychiurus arcticus*. **Physiological Entomology**, v. 19, n. 2, p. 109-114, 1994.

HOLZ, C. A.; VEBLEN, T. T. Tree regeneration responses to *Chusquea montana* bamboo die-off in a subalpine *Nothofagus* forest in the southern Andes. **Journal of Vegetation Science**, v. 17, p. 19-28, 2006.

HOPFENSBERGER, K. N. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. **Oikos**, v. 116, n. 9, p. 1438-1448, 2007.

HORTA, M. C.; TORRENT, J. **Dinâmica do Fósforo no Solo, Perspectiva Agronômica e Ambiental**. 1. ed. Portugal: Editora IPCB, 2010. 101 p.

HUGHES, L.; FRENCH, K.; LEISHMAN, M.; RICE, B.; RODGERSON, L.; WESTOBY, M. Predicting dispersal spectra: minimal set of hypotheses based on plant attributes. **Journal of Ecology**, v. 82, p. 933-950, 1994.

HUSCH, B., MILLER, C. I., BEERS, T. W. **Forest mensuration**. New York: John Wiley e Sons, 1982. 402 p.

HUTCHESON, K. A. Test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal Theory Biology**, v. 29, p. 151 - 154, 1970.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro 2012. 275 p.

INSTITUTO HORUS. **Desenvolvimento e conservação ambiental**. Registro de herbicidas para controle de espécies exóticas invasoras. 2016. Disponível em: [http://www.institutohorus.org.br/index.php?modulo=inf\\_marcos\\_legais\\_herbicidas](http://www.institutohorus.org.br/index.php?modulo=inf_marcos_legais_herbicidas). Acesso em: nov. 2015.

JANKOWSKA-BLASCZUK, M.; GRUBB, P. J. Changing perspectives on the role of the soil seed bank in northern temperate deciduous forests and in tropical lowland rain forests: parallels and contrasts. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 8, p. 3–21, 2006.

JARAMILLO, S. V. La Guadua em los proyectos de inversión. In: CONGRESSO MUNDIAL DE BAMBU/GUADUA, 1992, Colômbia. **Anais...** Pereira, 1992.

JARDIM, F. C. S.; HOSOKAWA, R. T. Estrutura da floresta equatorial úmida da Estação Experimental de Silvicultura Tropical do INPA. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 16/17, p. 411-508, 1986.

JUDZIEWICZ, E. J.; CLARK, L. G.; LONDOÑO, X. e STERN, M. J. **American bamboos**. Washington DC: Smithsonian Institution Press, 1999. 392 p.

JUNG-MENDAÇOLLI, S. L.; BERNACCI, L. C.; FREITAS, M. F. Myrsinaceae. In: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; MELHEM, T. S.; MARTINS, S. E.; KIRIZAWA, M.; GIULIETTI, A. M. (Eds.). **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: RiMa, 2005. p. 279-300.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description analyses**. London: Behaven Press, 1992. 363 p.

KIMMINS, J. P. **Forest Ecology**: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry. 3. Ed. Minnesota: Pearson Prentice Hall, 2004. 611 p.

KLEIN, A. L.; FELIPPE, G. M. Germinação de ervas invasoras: escarificação e luz. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BOTÂNICA DE SÃO PAULO, 8., 1992, São Paulo, **Anais...**São Paulo: SBSP, 1992, p. 47-56.

- KLEIN, V. A.; BASEGGIO, M.; MADALOSSO, T. Indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico típico sob plantio direto escarificado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 9, p. 2475-2481, 2009.
- LABORDE, J.; GUEVARA, S.; SANCHEZ-RIOS, G. Tree and shrub seed dispersal in pastures: the importance of rainforest trees outside forest fragments. **Ecoscience**, v. 15, n. 1, p. 6-16, 2008.
- LARPKERN, P.; MOE, S. R.; TOTLAND, Ø. The effects of environmental variables and human disturbance on woody species richness and diversity in a bamboo–deciduous forest in Northeastern Thailand. **Ecol. Res.**, v. 24, p. 147-156, 2009.
- LARPKERN, P.; MOE S. R.; TOTLAND, O. Bamboo dominance reduces tree regeneration in a disturbed tropical forest. **Oecologia**, n. 165, p. 161-168, 2011.
- LEAL FILHO, N.; SENA, J. dos S.; SANTOS, G. R. Variações espaço-temporais no estoque de sementes do solo na floresta amazônica. **Acta amazônica**, Manaus, v. 43, n.3, p. 305-314, 2013.
- LEITÃO FILHO, H. F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. **IPEF**, Piracicaba, v. 35, p. 41-46, 1987.
- LEITÃO-FILHO, H. F. **Ecologia da Mata Atlântica de Cubatão (São Paulo)**. São Paulo: Editora Unesp da Fundação para o Desenvolvimento da Universidade Estadual Paulista e Campinas: Editora da Universidade de Campinas, 1993. 184 p.
- LIIRI, M.; HÄSÄ, M.; HAIMI, J.; SETÄLÄ, H. History of land use intensity can modify the relationship between functional complexity of the soil fauna and soil ecosystem services – A microcosm study. **Applied Soil Ecology**, v. 55, p. 53-61, 2012.
- LIMA, R. A. F.; ROTHER, D. C.; MULDER, A. E.; LEPSCH, I. F.; RODRIGUES, R. R. "Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the Atlantic Forest hotspot". **Biological Conservation**, v.147, p. 32-39, 2012.
- LIMA, S. S.; DE AQUINO, A. M.; LEITE, L. F. C.; VELÁSQUEZ, E.; LAVELLE, P. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 3, p. 322-331, 2010.
- LOISELLE, B. A.; RIBBENS, E.; VARGAS, O. Spatial and temporal variation of seed rain in a Tropical Lowland Wet Forest. **Biotropica**, v. 28, n. 1, p. 82-95, 1996.
- LONDOÑO, X. Distribuição, morfologia, taxonomia, anatomia, silvicultura y usos de los bambues de lo Nuevo Mundo. In: CONGRESO COLOMBIANO DE BOTÂNICA, 3., 2004, Popayan. **Anais...** Popayan: Editora, 2004. 25 p.
- LOPES, I. S.; FELICIANO, A. L. P.; MARANGON, L. C.; DE ALENCAR, A. L. Dinâmica da regeneração natural no sub-bosque de *Pinus caribaea* morelet. var. *caribaea* na reserva biológica de saltinho, Tamandaré – PE. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 1, p. 95-107, 2016.



LÓPEZ, A. N.; VINCINI, A. M.; CLEMENTE, N. L.; MANETTI, P. L.; CARMONA, D. M e ÁLVAREZ CASTILLO, H. A. Densidad estacional y distribución vertical de los Enchytraeidae (Annelida: Oligochaeta) en diferentes sistemas de producción. **Ciencia del Suelo**, v. 23, n. [], p. 115-121, 2005.

LUCHESE, E. B.; FAVERO, L. O. B.; LENZI, E. **Fundamentos da química do solo**. 2. Ed. Rio de Janeiro: 2002. 159 p.

MACHADO, D. L. **Atributos indicadores da dinâmica sucessional em framento de Mata Atlântica na região do médio vale do Paraíba do Sul, Pinheiral, Rio de Janeiro**. 2011. 103 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.

MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; DINIZ, A. R.; MENEZES, C. E. G. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da mata atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do rio Paraíba do Sul – RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 1, p. 91-106, 2015.

MACHADO, V. M.; SANTOS, J. B.; PEREIRA, I. M.; LARA, R. O.; CABRAL, C. M.; AMARAL, C. S. Sensibilidade de mudas de espécies florestais nativas ao glyphosate. **Biosci. J.**, v. 29, n. 6, p. 1941-1951, 2013.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurements**. Princeton: Princeton University Press, 1988. 179 p.

MALIK, Z. A.; PANDEY, R.; BHATT, A. B. Anthropogenic disturbances and their impact on vegetation in Western Himalaya, India. **Journal of Mountain Science**, v. 13, p. 69-82, 2016.

MALUF, J. R. T. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 8, n. 1, p. 141–150, 2000.

MARICHAL, R. et al. Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. **Applied Soil Ecology**, v. 83, n. [], p. 177-185, 2014.

MARTÍNEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain Forest. **Vegetatio**, v. 107/108, p. 299-318, 1993.

MARTINI, A. M. Z. **Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia**. 2002. 150 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2002.

MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Capim gordura (*Melinis minutiflora* P. Beauv.), uma gramínea exótica que compromete a recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. **Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 5, p. ...-..., 2004.

MARTINS, S. V.; ALMEIDA, D. P.; FERNANDES, L. V.; RIBEIRO, T. M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1081-1088, 2008.

MARTINS, S. V.; SARTORI, M.; RAPOSO FILHO, F. L.; SIMONELI, M.; DADALTO, G. PEREIRA, M. L.; DA SILVA, A. E. S. **Potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do estado do Espírito Santo**. Vitória – ES: Centro de Desenvolvimento do Agronegócio, 2014. 102 p.

MARTINS, S. V. **Recuperação de Áreas Degradadas: Ações em Áreas de Preservação Permanente, Voçorocas, Taludes Rodoviários e de Mineração**. 2. ed. Viçosa, MG: Ed. Aprenda Fácil, 2010. 316 p.

MARTINS, S. V.; DE ALMEIDA, D. P.; FERNANDES, L. V.; RIBEIRO, T. M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 1081-1088, 2008.

MATTHIES, D.; WEIXLER, H.; HESS, U. Structural changes in forest soils caused by vehicle travel. **AF2 Der Wald**, v. 50, n. [], p. 1281-1221, 1995.

MELO, F. V. de; BROWN, G. G.; CONSTANTINO, R.; LOUZADA, J. N.C.; LUIZÃO, F. J.; MORAIS, J. W. de; ZANETTI, R. A. **A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como biondicadores**. Boletim Informativo da SBCS, 2009. Disponível em: <<http://sbc.solos.ufv.br/solos/boletins/biologia%20macrofauna.pdf>> Acesso em: jan. 2018.

MELLO, M. A. R.; KALKO, E. K. V.; SILVA, W. R. Movements of the bat *Sturnira lilium* and its role as a seed disperser of Solanaceae in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 1, p. 225-228, 2008.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 2. Ed. Porto Alegre: Gênese, 2004. 71 p.

MIRANDA NETO, A.; MARTINS, S. V.; SILVA, K. DE A.; LOPES, A. T.; DEMOLINARI, R. DE A. Banco de Sementes em Mina de Bauxita Restaurada no Sudeste do Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, e00125414, 2016.

MORAIS, W. W. C.; HASELEIN, C. R.; SUSIN, F.; VIVIAN, M. A.; MORAIS, J. B. F. Propriedades físico-mecânicas de painéis aglomerados com *Bambusa tuldoidea* e *Pinus taeda*. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 4, p. 1015-1026, 2015.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: Ed. UFLA, 2008. 768 p.

MORELLATO, L. P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. In: MORELLATO, L. P. C. (Org.). **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma floresta no Sudeste do Brasil**. Campinas: Unicamp/Fapesp, 1992. p.112-141.

MORSELLI, T. B. G. A. **Biologia do solo**. Pelotas: Ed. Universitária, UFPEL-PREC, 2009. 146 p.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley e Sons, 1974. 547 p.

MULLER-LANDAU, H. C.; WRIGHT, S. J.; CALDERÓN, O.; HUBELL, S.P.; FOSTER, R.B. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a tropical forest. In: LEVEY, D. J.; SILVA, W. R.; GALETTI, M. (eds.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford, UK: CAB International, 2002. p. 35-5.

NARVAES, I. da S.; BRENA, D. A.; LONGHI, S. J. Estrutura da regeneração natural em Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 15, n. 4, p. 331-342, 2005.

NATHAN, R. The challenges of studying dispersal. **Trends in Ecology e Evolution**, v. 16, n. 9, p. 481-483, 2001.

NAVE, A.; BRANCALION, P. H. S.; COUTINHO, E.; CESAR, R. G. Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Eds.). **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Piracicaba: ESALQ, LERF, São Paulo: Instituto Bioatlantica, 2009. p. 180-242.

NAVE, A. G.; BRANCALION, P. H. S.; COUTINHO, E.; GOMES CÉSAR, R. Descrição das ações operacionais de restauração. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, S. (Eds.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. LCB/ESALQ/USP. 3ª. ed. rev.- São Paulo: LERF. 2010, p.180-242.

NETO, A.; KUNZ, S. H.; MARTINS, S. V.; SILVA, K; DE A.; DA SILVA, D. A. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Árvore**, Viçosa v. 34, n. 6, p. 1035-1043, 2010.

NICODEMO, M. L. F.; PORFIRIO-DA-SILVA, V.; SANTOS, P. M.; VINHOLIS, M. M. B.; FREITAS, A. R. F.; CAPUTTI, G. Desenvolvimento Inicial de Espécies Florestais em Sistema Silvopastoril na Região Sudeste. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v.[], n. 60, p. 89-92, 2009.

OGDEN, J. A. E.; REJMÁNEK, M. Recovery of native plant communities after the control of a dominant invasive plant species, *Foeniculum vulgare*: implications for management. **Biological Conservation**, v. 125, p. 427-439, 2005.

OKUTOMI, K.; SHINODA, S.; FUKUDA, H. Causal analysis of the invasion of broadleaved forest by bamboo in Japan. **Journal of Vegetation Science**, v. 7, n. 5, p. 723-728, 1996.

OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; BARETTA, D. Por que devemos nos importar com os colêmbolos edáficos? **Scientia agrária**, v. 17, n. 2, p. 21-40, 2016.

ONAINDIA, M. AMEZAGA, I. Seasonal variation in the seed banks of native woodland and coniferous plantations in northern Sapin. **Forest Ecology and management**, v. 126, n. 2, p. 163-172, 2000.

OSTAPIV, F. **Análise e melhoria do processo produtivo de tábuas de bambu (*Phyllostachys pubences*) com foco em pisos**. 2007. 116 f. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Mecânica e de Materiais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

PALMER, M. W. **Ordination methods for ecologists**. Disponível em: <<http://ordination.okstate.edu/>>. Acesso em: jan. 2018.

PARSONS, S. A.; CONGDON, R. A. Plant litter decomposition and nutrient cycling in north Queensland tropical rain-forest communities of differing successional status. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, n. 3, p. 317-327, 2008.

PEGADO, C. M. A.; DE ANDRADE, L. A.; FÉLIX, L. P.; PEREIRA, I. M. Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 887-898, 2006.

PEREIRA JÚNIOR, A. **Fertilidade e fauna edáfica em solo sob reflorestamento com Paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke) no município de Aurora do Pará**. 2011. 131 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais). Instituto de Geociências, Belém, 2011.

PETERSON, P. M. Grasses: Family Poaceae. In: KRUPNICK, G. A. e KRESS, W.J. (eds.). **Plant conservation: a natural history approach**. Chicago: University of Chycago Press, 2005. p. 104-108.

PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: Wiley, 1975. 165 p.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; AOKI, J. Chuva de sementes como indicadora do estágio de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba – SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 4, p. 911-923, 2014.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PIRATELLI, A. J. Aspectos ecológicos da produção de sementes florestais. In: AGUIAR, I. B.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FIGLIOLIA, M. B. (Eds). **Sementes florestais tropicais**. Brasília: ABRATES, 1993. p.175-214.

PIVELLO, V. R.; PETENON, D.; JESUS, F. M. de; MEIRELLES, S. T.; VIDAL, M. MORAIS, A. R. de A. S.; FRANCO, G. A. D. C.; METZGER, J. P. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta bot. bras.**, v. 20, n. 4, p. 845-859, 2006.

POMPEO, P. N.; DOS SANTOS, M. A. B.; BIASI, J. P.; SIQUEIRA, S. DE F.; DA ROSA, M. G.; BARETTA, C. R. D. M.; BARETTA, D. Fauna e sua relação com atributos edáficos em Lages, Santa Catarina, Brasil. **Revista Scientia Agraria**, v. 17, n. 1, p. 42-51, 2016.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais**. 9. ed. São Paulo: Nobel, 1990, p.142-154.

QUERNER, P.; BRUCKNER, A.; DRAPELA, T.; MOSER, D.; ZALLER, J. G.; FRANK, T. Landscape and site effects on Collembola diversity and abundance in winter oilseed rape fields in eastern Austria. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 164, p. 145-154, 2013.

REGAN, T. J.; McCARTHY, M. A.; BAXTER, P. W. J.; PANETTA, F. D.; HUGH, P. Possingham Optimal eradication: when to stop looking for an invasive plant. **Ecology Letters**, v. 9, p. 759-766, 2006.

REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação do solo em sistemas agropecuários e florestais: identificação, efeitos, limites críticos e mitigação. **Tópicos em Ciência do Solo**, v. 5, n. [], p. 49-134, 2007.

REINERT, D. J.; ALBUQUERQUE, J. A.; REICHERT, J. M.; AITA, C.; ANDRADA, M. M. C. Limites críticos de densidade do solo para o crescimento de raízes de plantas de cobertura em argissolo vermelho. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, v. 32, n. [], p. 1805-1816, 2008.

RENTERÍA, J. L.; ATKINSON, R.; BUDDENHAGEN, C. **Estrategias para la erradicación de 21 especies de plantas potencialmente invasoras en Galápagos**. Galápagos: Fundación Charles Darwin, 2007. 108 p.

RIO GRANDE DO SUL. Governo do Estado. Secretária Estadual do Meio Ambiente. **Inventário do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: FATEC/SEMA, 2002. Disponível em: <www: <http://w3.ufsm.br/ifcrs/frame.htm>>. Acesso em: dez. 2017.

ROBERTS, J. M. K.; WEEKS, A. R.; HOFFMANN, A. A.; UMINA, P. A. Does *Bdellodes lapidaria* (Acari: Bdellidae) have a role in biological control of the springtail pest, *Sminthurus viridis* (Collembola: Sminthuridae) in south-eastern Australia? **Biological Control**, v. 58, n. 3, p. 222-229, 2011.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. de. (Eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1998. p. 203-215.

RODRIGUES, B. N.; ALMEIDA, F. S. **Guia de herbicidas**. 5 ed. Londrina: Grafmarke, 2005. 592p.

ROTHER, D. C.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A. Effects of bamboo stands on seed rain and seed limitation in a rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 3, p. 885-892, 2009.

ROTHER, D. C.; RODRIGUES, R. R.; PIZO, M. A; Bamboo thickets alter the demographic structure of *Euterpe edulis* population: A keystone, threatened palm species of the Atlantic forest. **Acta Oecologica**, v. 70, n. [], p. 96-102, 2016.

ROTHER, D. C. **Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas em ambientes com bambus na Mata Atlântica**. 2006. 123 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de Rio Claro, Rio Claro, SP, 2006.

ROVEDDER, A. P. M.; ELTZ, F. L.; DRESCHER, M. S.; SCHENATO, R. B.; ANTONIOLLI, Z. I. Organismos edáficos como bioindicadores da recuperação de solos degradados por arenização no bioma pampa. **Ciência rural**, Santa Maria, v. 39, n. 4, p. 1061-1068, 2009.

ROVEDDER, A. P. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; DALMOLIN, R. S. D.; REICHERT, J. M.; SCHENATO, R. B. Compreensão e aplicabilidade do conceito de solo florestal. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 3, p. 517-528, 2013.

RUSCHEL, A. R.; NODARI, R. O. *Solanum mauritianum*-Fumo-brabo. In: CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. (Eds.). **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial: plantas para o futuro – Região Sul**. Brasília: MMA, 2011.

SAIKIA, P.; KHAN, M. L. Population structure and regeneration status of *Aquilaria malaccensis* Lam. in home gardens of Upper Assam, northeast India. **Tropical Ecology**, v. 54, p. 1-13, 2013.

SANQUETTA, C. R. Controle de taquaras como alternativa para a recuperação da Floresta com Araucária. **Pesquisa Florestal brasileira**, Colombo, v.1, n. 55, p. 45-53, 2007.

SANQUETTA, C. R.; PIZZATTO, W.; NETTO, S. P.; EISFELD, R. L.; FIGUEIREDO-FILHO, A. Estrutura vertical de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 32, n. 2, p. 267-276, 2002.

SANTOS, R.; SILVA, R. C.; PACHECO, D.; MARTINS, R.; CITADINI-ZANETTE, V. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de mata de restinga arenosa no Parque Estadual de Itapeva, Rio Grande do Sul. **Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 6, p. 1047-1060, 2012.

SCCOTI, M. S. V.; ARAUJO, M. M.; WENDLER, C. F.; LONGHI, S. J. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 3, p. 459-472, 2011.

SCCOTI, M. S. V.; ARAUJO, M. M.; TONETTO, T. S.; LONGHI, S. J. Dinâmica da chuva de sementes em remanescente de floresta estacional subtropical. **Ciência florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1179-1188, 2016.

SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; GALVÃO, F.; SANQUETTA, C. R.; LONGHI, S. J. Modificações florístico-estruturais de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Montana no período entre 1979 e 2000. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 3, p. 271-291, 2006.

SCHERER, C.; JARENKOW, J. A. Banco de sementes de espécies arbóreas em floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, p. 67-77, 2006.

SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. **Manejo sustentado de florestas inequílias heterogêneas**. Santa Maria: UFSM, 2000. 195 p.

SCHMIDT, R. **A tribo Bambuseae Nees (Poaceae, Bambusoideae) no Rio Grande do Sul, Brasil**. 2008. 143 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto alegre, 2008.

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

SCHUPP, E. W. Annual variation in seedfall, post-dispersal predation, and recruitment of a neotropical tree. **Ecology**, v. 71, n. [], p. 504-515, 1990.

SCOLARI, G. O., ANDRADE, G. R., DIAS, J., MOSCOGLIATO, A. V.; TOREZAN, J. M. D. Riqueza e abundância de espécies lenhosas em reflorestamento de *Pinus taeda* L. e Floresta Ombrófila Mista no Centro – Leste do Estado do Paraná. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 31, n. 1, p. 1361-1366, 2011.

SHIRASUNA, R. T.; FILGUEIRAS, T. de S.; BARBOSA, L. M. Poaceae do Rodoanel Mario Covas, Trecho Sul, São Paulo, SP, Brasil: florística e potencial de uso na restauração de áreas degradadas. **Hoehnea**, v. 40, n. 3, p. 521-536, 2013.

SIGG, J. **O papel dos herbicidas na conservação da biodiversidade**. California: California Exotic Plant and Pest Council News, summer/fall. 1999. Disponível em <[http://www.institutohorus.org.br/inf\\_download.htm#artigocien](http://www.institutohorus.org.br/inf_download.htm#artigocien)>. Acesso em: nov. 2016.

SILVA, Á. P. DA.; LEÃO, T. P.; TORMENA, C. A.; GONÇALVES, A. C. A. Determinação da permeabilidade ao ar em amostras indeformadas de solo pelo método da pressão decrescente. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 6, p. 1535-1545, 2009.

SILVA, E. P.; FIGUEIREDO, F. G.; FERNANDES, S. S. L.; PEREIRA, Z. V. Evaluation of the potential of seed rain as an alternative for forest restoration in permanent preservation areas. **Árvore**, Viçosa, v. 40, n. 1, p. 21-28, 2016.

SILVA, R. C.; PEREIRA, J. M.; ARAÚJO, Q. R.; PIRES, A. J. V. e DEL REI, A. J. Alterações nas propriedades químicas e física de um Chernossolo com diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 101-107, 2007a.

SILVA, R. F. da.; SCHEID, D. L.; CORASSA, G. M; BERTOLLO, G. M.; KUSS, C. C.; LAMEGO, F. P. Influência da aplicação de herbicidas pré-emergentes na fauna do solo em sistema convencional de plantio de cana-de-açúcar. **Biotemas**, v. 25, n. 3, p. 227-238, 2012.

SILVA, R.F. da; TOMAZI, M.; PEZARICO, C.R.; AQUINO, A.M. de; MERCANTE, F.M. Macrofauna invertebrada edáfica em cultivo de mandioca sob sistemas de cobertura do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Colombo, v. 42, p. 865-871, 2007b.

SILVA-WEBER, A. J. C.; NOGUEIRA, A. C.; CARPANEZZI, A. A.; GALVÃO, F.; WEBER, S. H. Composição florística e distribuição sazonal do banco de sementes em Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Araucária, PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 32, n. 70, p. 193-207, 2012.

SILVEIRA, M. **A floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazonia: padrões e processos em múltiplas escalas**. Rio Branco: Ediufac. 2005. 127 p.

SILVÉRIO, D. V.; MEWS, H. A.; LENZA, E.; MARIMON, B. S. Impactos do agrupamento do bambu *Actinocladum verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (POACEAE) sobre a vegetação lenhosa de duas fisionomias de Cerrado na transição Cerrado-Floresta Amazônica. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 40, n. 2, p. 347-355, 2010.

SIMBERLOFF, D. We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. **Biological Invasions**, v. 11, n. 1, p. 149-157, 2008.

SIQUEIRA, L. P. de. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 2002. 116 f. Dissertação (Mestrado em Conservação e Ecossistemas Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, 2002.

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

SOARES, E. L. de C.; VIGNOLI-SILVA, M.; VENDRUSCOLO, G. S.; THODE, V. A.; DA SILVA, J. G.; MENTZ, L. A. A família Solanaceae no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 6, n. 3, p. 177-188, 2008.

SOARES, S. de A.; ANTONIALLI-JÚNIOR, W. F.; LIMA-JUNIOR, E. Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera, Formicidae) em dois ambientes no Centro-Oeste do Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 54, n. 1, p. 76-81, 2010.

SODERSTROM, T. R.; ELLIS, R. P. The position of bamboo genera and allies in a system of grass classification. In: SODERSTROM, T. R., et al. (Eds.). Grass systematics and evolution. PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON GRASS SYSTEMATICS AND EVOLUTION, 1986, Washington. **Annals...** Washington: Smithsonian Institution Press, 1986. p. 225-238.

SOLON, S.; LOPES, L.; SOUSA JR., P. T.; SCHMEDA-HIRSCHMANN, G. Free radical scavenging activity of *Lafoensia pacari*. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 72, p. 173-178, 2000.

SPIEGEL, M. P. **Estatística**. São Paulo: McGraw-Hill, 1976. 580 p.

SPOLIDORO, P. V. **Características dendrométricas e propriedades físicas dos colmos de *Bambusa vulgaris* e *Bambusa tuldoides***. 2008. 55 f. Monografia (Conclusão de Curso de Engenharia Florestal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2008.

SRIDACH, W. The environmentally benign pulping process of non-wood fibers. *Journal of Science and Technology*, **Suranaree**, v. 17, p. 105-123, 2010.

STOLF, R. Teoria e teste experimental de fórmulas de transformação dos dados de penetrômetro de impacto em resistência do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, n. [], p. 229-235, 1991.

STOLF, R.; CASSEL, D. K.; KING, L. D.; REICHARDT, K. Measuring mechanical impedance in clayey gravelly soils. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. [], p.189-196, 1998.

STOLF, R.; FERNANDES, J.; FURLANI NETO, V. L. Penetrômetro de Impacto IAA/PLANALSUCAR – Stolf; recomendação para seu uso. **STAB**, v. 1. n. 3, p. 18-23, 1983.



STOLF, R.; MURAKAMI, J. H.; BRUGNARO, C.; SILVA, L. G.; SILVA, L. C. F.; MARGARIDO, L. A. C. Stolf impact penetrometer computer data program in EXCELVBA. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 3, p. ...-..., 2014.

STOLF, R.; REICHARDT, K.; VAZ, C. P. M. Response to "Comments on 'Simultaneous measurement of soil penetration resistance and water content with a combined penetrometer TDR moisture probe' and 'A dynamic cone penetrometer for measuring soil penetration resistance'". **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 69, n. [], p. 927-929, 2005.

STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD JR, R. O. Effects of Forest Fragmentation on Understory Hummingbirds in Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, v. 9, n. 5, p. 1085-1094, 1995.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Gap-phase regeneration in a tropical montane Forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology**, v. 148, n. 2, p. 149-155, 2000.

TAKAHASHI, M.; FURUSAWA, H.; LIMTONG, H.; SUNANTHAPONGSUK, P.; MAROD, V.; PANUTHAI, S. Soil nutrient status after bamboo flowering and death in a seasonal tropical forest in western Thailand. **Ecological Research**, v. 22, p. 160–164, 2007.

TEDESCO, M. J., VOLKWEISS, S. J. e BOHNEN, H. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174 p.

TEIXEIRA, A. F. R.; DA SILVA, V. M.; MENDONÇA, E. de S. Fauna edáfica em sistemas arborizados de café Conilon em solo de tabuleiros costeiros. **Coffee Science**, v. 9, n. 3, p. 385-393, 2014.

TEIXEIRA, R. S. **Caracterização e Avaliação da Contaminação do Solo Laterítico da Área do Depósito de Resíduos Sólidos Urbanos de Londrina por Metais Pesados**. 2008. 253 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2008.

TER BRAAK, C. J. F. The analysis of vegetation – environment relationships bay canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, v. 69, n. 3, p. 69-77, 1988.

TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. **CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)**. Ithaca, Microcomputer Power, 2002. 500 p.

TER BRAAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, v. 67, n. 5, p. 1167-1179, 1986.

TOLEDO, R. E. B. et al. Comparação dos custos de quatro métodos de manejo de *Brachiaria decumbens* Stapf em área de implantação de *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden. **Árvore**, Viçosa, v. 20, n. 3, p. 319-330, 1996.

TOSCAN, M. A. G.; GUIMARÃES, A. T. B.; TEMPONI, L. G. Caracterização da produção de serapilheira e da chuva de sementes em uma reserva de floresta estacional semidecidual, Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 2, p. 415-427, 2017.

TU, M.; HURD, C.; RANDALL, J. M. **Weed control methods handbook: tools e techniques for use in natural areas**. Davis: The Nature Conservancy, 2001. 219 p.

VALE, V. S.; SCHIAVINI, I.; LOPES, S. F.; NETO, O. C. D.; OLIVEIRA, A. P.; GUSSON, A. E. Composição florística e estrutura do componente arbóreo em um remanescente primário de floresta estacional semidecidual em Araguari, Minas Gerais, Brasil. **Hoehnea**, v. 36, n. 3, p. ...-..., 2009.

VALK, A. G.; PEDERSON, R. L. Seed bank and management and restoration of natural vegetation. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic, 1989. p. 329-346.

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

VAN DER PIJL. Evolutionary action of tropical animals on the reproduction of plants. **Biological Journal**, v. 1, n. 1-2, p. 85-96, 1969.

VENZKE, T. S.; MARTINS, S.V.; NERI, A. V.; KUNZ, S. Síndromes de dispersão de sementes em estágios sucessionais de mata ciliar, no extremo sul da Mata Atlântica, Arroio do Padre, RS, Brasil. **Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 3, p. 403-413, 2014.

VIEIRA, D. C. M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 4, p. 541-554, 2006.

VINHA, D.; ALVES, L. F.; ZAIDAN, L. B. P.; GROMBONE-GUARATINI, M. T. Influência da superabundância por *Aulonemia aristulata* (Bambuseae) sobre o banco de sementes transitório em um fragmento de Floresta Atlântica. **Rodriguésia**, v. 68, n. 4, p. 1177-1186, 2017.

VINHA, L. F. A.; LILIAN, B. P.; ZAIDANA, M. T. Grombone-Guaratinic. The potential of the soil seed bank for the regeneration of a tropical urban forest dominated by bamboo. **Landscape and Urban Planning**, v. 99, n. [], p. 178-185, 2011.

WENDLING, B.; VINHAL-FREITAS, I. C.; OLIVEIRA, R. C.; BABATA, M. M.; BORGES, E. N. Densidade, agregação e porosidade do solo em áreas de conversão do cerrado em floresta de pinus, pastagem e plantio direto. **Biosciencia Journal**, v. 28, p. 256-265, 2012.

WINK, C.; GUEDES, J. V. C.; FAGUNDES, C. K.; ROVEDDER, A. P. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 4, n. 1, p. 60-71, 2005.

XACT INFORMATION. **Control of unwanted plants**. South Africa: Cooper Sunset Trading 100 Ltd., 2005. 238 p.

XU, Q. F.; JIANG, P. K., WU, J. S., ZHOU, G. M., SHEN, R. F.; FUHRMANN, J. J. Bamboo invasion of native broadleaf forest modified soil microbial communities and diversity. **Biol Invasions**, v. 17, n. [], p. 433-444, 2014.

YOUNG, A. **Tropical Soils and Soil Survey**. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press, 1976. 468 p.

YOUNG, K. R. et al. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, Local, v. 71, p. 157-163, 1978.

WAGNER, S.; MADSEN, P.; AMMER, C. Evaluation of different approaches for modelling individual tree seedling height growth. **Trees-Struct. Funct.**, v. 23, p. 701– 715, 2009.

ZANZINI, A. C. S. **Descritores Quantitativos de Riqueza e Diversidade de Espécies**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 43 p.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999. 929 p.

ZEPPELINI FILHO, D.; BELLINI, B. C. **Introdução ao estudo dos Collembola**. João Pessoa: Editora da UFPB, 2004. 82 p.

ZHANG, W.; CLARK, L. G. **Phylogeny and classification of the Bambusoideae (Poaceae)**. In: JACOBS, S. W. L; EVERETT, J. E. (Eds.). **“Grasses: Systematics and Evolution”**. Collingwood, Victoria: CSIRO Publishing, 2000, p. 35-42.

**APÊNDICE A: Artigo publicado na revista CERNE**

Felker, R. M.; Rovedder, A. P. M.; Longhi, S. J.; Araujo, E. F.; Stefanello, M. De M.; Peccatti, A. Impacto de *Bambusa tuldoides* munro (Poaceae) na regeneração florestal. **Cerne**, v.23, n.2, p.275-282, 2017. ISSN 0104-7760. <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201723022297>.

**IMPACT OF *Bambusa tuldoides* MUNRO (POACEAE) ON FOREST  
REGENERATION**

**Abstract:** bamboo grove may cause changes in the structure and floristic composition of natural regeneration. This study evaluated the impact caused by *Bambusa tuldoides* Munro at natural regeneration, in riparian forest in Rio Grande do Sul, south of Brazil. Two areas were evaluated: riparian forest without bamboos (SB) as the reference area, and riparian forest dominated by *Bambusa tuldoides* (CB). In 2014, ten plots (10x10 m) were installed in each area. All individuals belonging to classes I ( $30 \leq H < 130$  cm) and II ( $CBH \leq 5$  cm) were measured and identified. Floristic composition, phytosociological indexes, Shannon diversity index, Margalef richness, Simpson dominance, Sorensen similarity, and cluster analysis by Twinspan were evaluated. Richness and absolute density decreased in CB compared to SB. The areas presented low floristic similarity, and high dominance of one or more species in both classes. Myrtaceae was the predominant botanic family in SB, especially *Campomanesia xanthocarpa*. In CB most species were secondary, as *Myrsine umbellata*, *Cupania vernalis*, and *Ocotea puberula*. Due to the large differences between SB and CB, the groups formed were restricted mostly to the species of each area. Species such as *Myrsine umbellata* (class I and II) and *Strichnos brasiliensis* (class II) appear as indicators and former of groups in CB. We concluded that high density of *Bambusa tuldoides* affect the richness and diversity of regeneration natural,

changing the establishment and perpetuation of the species. Secondary species show greater potential for adaptation to these environments and can act as key species in management and recovery actions.

**Keywords:** Bambusoideae, secondary species, succession, floristic groups.

## IMPACTO DE *Bambusa tuldoides* MUNRO (POACEAE) NA REGENERAÇÃO FLORESTAL

**Resumo:** bambuzais podem acarretar alterações na estrutura e composição florística da regeneração natural. O presente trabalho avaliou o impacto causado por *Bambusa tuldoides* na regeneração natural de mata ciliar no Rio Grande do Sul, sul do Brasil. Foram avaliadas duas áreas: mata ciliar sem bambus (SB), como área de referência, e área de mata ciliar substituída por *Bambusa tuldoides* (CB). Em 2014, dez parcelas (10x10 m) foram instaladas em cada área. Todos os indivíduos pertencentes às classes I ( $30 \leq H < 130$  cm) e II ( $CAP \leq 5$  cm) foram identificados. Avaliaram-se composição florística, índices fitossociológicos, índice de diversidade de Shannon, diversidade de Margalef Dominância de Simpson, similaridade de Sorensen e análise de agrupamento por Twinspan. Riqueza e densidade absoluta foram menores em CB, comparativamente a SB. As áreas apresentaram baixa similaridade florística e alta dominância de uma ou mais espécies em ambas as classes. Mirtáceas foi a família predominante em SB predominaram mirtáceas, com destaque para *Campomanesia xanthocarpa*. Em CB, a maioria das espécies foram secundárias, como *Myrsine umbellata*, *Cupania vernalis* e *Ocotea puberula*. Devido às grandes diferenças entre SB e CB, os agrupamentos formados ficaram restritos, em sua maioria, às espécies de cada área. Espécies como *Myrsine umbellata* (classe I e II) e *Strichnos brasiliensis* (classe II) aparecem como indicadoras e formadoras de grupos em CB.

**Palavras-chave:** Bambusoideae, espécies secundárias, sucessão, grupos florísticos.

## INTRODUCTION

Natural regeneration is related to several processes to maintenance of vegetal communities as nutrients availability, opening of forest clearings and competition (MARIMON et al., 2010; SANTOS et al., 2012). Studies about natural regeneration are important to comprehend the forest dynamics and structure, helping in management and monitoring of environmental changes (LARPKERN et al., 2011; LIMA et al., 2012; FUKUSHIMA et al., 2015).

Dominance of invasive exotic species is one of the most evident impacts of anthropic changes in the distribution of vegetal communities. These species can interfere in ecological processes, such as seed rain, seed bank and species recruitment (TABARELLI; MANTOVANI, 2000; CAMPANELLO et al., 2007, ELIAS et al., 2015; LIMA et al., 2012). Bamboos are inhibitors of succession by model of Connell and Slatyer (1977).

Invasive species list from Rio Grande do Sul State (RS) presents bamboos species (SEMA, 2013). Nevertheless, there are other species, such as *Bambusa tuldoides* Munro that, even not presenting invasive characteristics (SHIRASUNA et al., 2013), change the dynamics of natural ecosystems. In the RS, this species was introduced for productive purposes resulting in great densities, mainly in the metropolitan region (DA COSTA et al., 2015).

*Bambusa tuldoides* is a species of medium-sized and pantropical distribution, forms clumps and is widely used in the production of cellulose and agglomerated panels (MORAIS et al., 2015; SPOLIDORO, 2008).

Current studies indicate that bamboos change forest structure, floristic composition and resilience of vegetal communities (ELIAS et al., 2015; FUKUSHIMA et al., 2015). Studies about natural regeneration in bamboo-dominated forest remnants allow show impacts in vegetal community and may to indicate restoration practices. These strategies are fundamental to ecosystems with low potential for natural regeneration, due to dispersal limitations (CHAZDON, 2012; HOLL; AIDE, 2011).

The present study aims to evaluate the impact of *Bambusa tuldooides* in natural regeneration. The hypothesis of the research is that a natural regeneration in bamboo grove is reduced and its floristic composition altered.

## MATERIAL E METHODS

### Place of study

The study was carried out in areas of the company CMPC Celulose Riograndense, municipality of Eldorado do Sul, in Rio Grande do Sul, the southernmost state in Brazil. Two areas of riparian forest were evaluated, one area of reference without the presence of bamboos (SB) and the other dominated by bamboo grove (CB):

a) Reference area without bamboo (SB). Ecological corridor with approximately 10 ha, located at the coordinates 30° 9'14.51"S e 51°34'24.27"O. It presents advanced successional stage, with canopy of 18 to 20 m. It has eventual cattle grazing in the understory.

b) Bamboo grove (CB). Riparian forest degradade by bamboo grove. This area presents 2 ha and is located at the following coordinates 30 ° 9'26.89 "S and 51 ° 35'31.78" W. The bamboos canopy presents in average 16 to 18 m, with an average density 1200 stems in each 10 m<sup>2</sup>. This area presents solitary individuals of adult trees.

The area of study is located in the Central Depression of Rio Grande do Sul and presents elements of Seasonal Forest, in area of contact between the Atlantic Forest and Pampa biomes. The soils are Haplic Cambisols of granite origin, with the presence of material of origin in the A and B horizons. The region presents humid Subtropical climate with dry summer (ST U<sub>Mv</sub>) (ALVARES et al., 2013).

The bamboos were introduced in the region at the end of the 18<sup>th</sup> century for supply of raw material to Fábrica de Papel e Celulose Pedras Brancas (Paper and Pulp Mill Pedras Brancas), the first of this type in Rio Grande do Sul. The plantings extended until the 1960s, when the species was substituted by eucalyptus and black wattle. However, extensive areas

dominated by the species remain until nowadays, taking the place of productive spaces and of permanent preservation areas (APPs).

### Sampling

In 2012, ten sampling units of 10x10 m were systematically installed in the CB and SB areas. It was carried out the identification of all the individuals, present in the sample units of 10x10 m, belonging to two regeneration classes. In class I, individuals between 30 cm and 130 cm in height ( $30 \leq H < 130$  cm) were sampled. For class II, individuals with circumference at the height of the breast (CBH) less than 5 cm ( $CBH \leq 5$ ), regardless of height. Regenerating individuals of bamboo were not evaluated.

The identification of the species was performed directly in field and, when this was not possible, in the Herbarium of the Department of Forest Sciences (HDCF) of Universidade Federal de Santa Maria.

### Data analysis

Density and absolute frequency for each sampled species were calculated, according to Mueller-Dombois and Ellenberg (1974). In determination of diversity, the indexes of Shannon ( $H'$ ) were used, submitted to the  $t$  test of Hutcheson (1970). Was calculated Margalef of richness (MAGURRAN, 1988) and Simpson dominance (BROWER; ZARR, 1984). For floristic similarity analysis throughout the environmental gradient it was used the Sorensen index (WOLDA, 1981).

For verification of group formation and indication of species for each cluster and sector, the method Twinspan was used (HILL, 1979), through matrix containing presence and absence data. The analysis was performed in PC-ORD program for Windows version 4.14 (McCUNE; MEFFORD, 1999).



## RESULTS

The area with bamboos (CB) presented reduced number of individuals and species, comparatively with the area without bamboos (SB) (Tab. 1). The CB area did not present more than 10% of the total of sampled individuals, as well as it did not reach more than 50% of the richness verified in SB, for both classes of sampling.

Table 1. Structure of natural regeneration between areas with and without bamboos (CB and SB)

	CLASS I		CLASS II	
	SB	CB	SB	CB
<b>Total of individuals</b>	1408	85	638	26
<b>Botanical families</b>	25	15	26	11
<b>Species</b>	62	27	59	12
<b>DA (ind ha<sup>-1</sup>)</b>	14080	850	6380	260

Where: SB = without bamboos; CB = with bamboo; class I = ( $30 \leq H < 130$  cm); class II = ( $CBH \leq 5$ ); DA = absolut density.

In SB/ Class I, *Campomanesia xanthocarpa* presented the greatest number of individuals per ha (DA: 3230 ind ha<sup>-1</sup>, FA: 100), followed by *Myrcya glabra* (DA: 1730, FA: 80), *Sorocea bonplandii* (DA: 1050, FA: 100) and *Myrsine umbellata* (DA: 980, FA: 100) (Tab. 2).

In CB/ Class I, the species of greater importance was *Cupania vernalis* (DA: 140 ind ha<sup>-1</sup>, FA: 30) *Ocotea puberula* (DA: 130 ind ha<sup>-1</sup>, FA: 60) and *Myrsine umbellata* (DA: 120 ind ha<sup>-1</sup>, FA: 70) (Tab. 2).

For both areas, in class I, the Myrtaceae family was the most representative, with 16 species in SB and eight in CB, followed by Rubiaceae with seven species in SB and two in CB. as espécies: errado. Corrigir.

In SB, in class II, Myrtaceae, again, was the most representative family (7 species). Species with the greatest distribution and density are *Campomanesia xanthocarpa* (DA: 2900

ind ha<sup>-1</sup>, FA: 100), *Myrcia glabra* (DA: 410 ind ha<sup>-1</sup>, FA: 80), *Sorocea bonplandii* (DA: 180 ind ha<sup>-1</sup>, FA: 70) and *Trichilia elegans* (DA: 160 ind ha<sup>-1</sup>, FA: 60) (Tab. 2).

In CB, the Sapindaceae family was the only one that presented two species and *Myrsine umbellata* was the most representative (DA: 60 ind ha<sup>-1</sup> and FA: 40). We observe in this class, low richness, small quantity of individuals, with densities and frequencies well below the ones found in SB (Tab. 2).

Table 2. Species of class I (30≤H<130 cm) and class II (CBH≤5) with greater representation in the areas

SPECIES*	CLASS I		SB		CB	
	DA	FA	DA	FA	DA	FA
<i>Maytenus dasyclada</i> Mart.	-	-	30	10		
<i>Maytenus</i> sp.	-	-	50	50		
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	350	90	-	-		
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	-	-	130	60		
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	-	-	-	-		
<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.	750	70	-	-		
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	470	100	30	30		
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw e Boer	1050	100	-			
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	3230	100	40	20		
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	-	-	40	30		
<i>Myrcia glabra</i> (O.Berg) D. Legrand	1730	80	-	-		
<i>Myrcia</i> sp.	710	100	-	-		
<i>Myrsine loefgrenii</i> (Mez) Imkhan.	440	90	-	-		
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	-	-	50	30		
<i>Psychotria</i> sp.	750	90	-	-		
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	-	-	20	20		
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	-	-	140	30		
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	980	100	120	70		
Total of plants (ha) **	14080	-	638	-		
SPECIES	CLASS II		SB		CB	
	DA	FA	DA	FA	DA	FA
<i>Maytenus</i> sp.	-	-	10	10		

<i>Sebastiania</i> sp.	160	50	-	-
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	-	-	20	10
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	-	-	30	20
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	160	60	30	30
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw e Boer	180	70	-	-
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	2900	100	30	30
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	250	30	-	-
<i>Myrcia glabra</i> (O.Berg) D. Legrand	410	80	-	-
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	190	30	-	-
<i>Myrcia pubipetala</i> D.Legrand	120	40	-	-
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	120	70	60	40
<i>Citrus</i> sp.	-	-	30	30
<i>Faramea montevidensis</i> (Cham. e Schltld.) DC.	180	40	-	-
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	-	-	30	20
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	-	-	10	10
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. e Arn.) Radlk.	-	-	30	30
Total of plants (ha)**	6380	-	260	-

\*Ten most representative species in the set of areas of CB and SB; Absolute density (DA: ind.ha), Absolute frequency (FA: %). \*\* Density of all plants sampled in the study area.

Species dominance *sensu* Simpson exists in both areas (Tab. 3). For SB/ Class I, species as *Campomanesia xanthocarpa*, *Myrcia glabra*, *Sorocea bonplandii* and *Myrsine umbellata* presented together 47% of the total of individuals. In CB/ Class I, *Cupania vernalis*, *Myrsine umbellata* and *Ocotea puberula* represented 45% of the sampled individuals. For the class II, *Campomanesia xanthocarpa*, represented 45% of the sampled individuals in SB and *Myrsine umbellata*, 23% in CB.

Based on the Margalef index, SB appears with greater diversity than CB in class I and II. Yet, when we analyze the diversity of Shannon we do not verify significant difference between areas (Tab. 3).

In relation to the floristic similarity we observe that for both areas, the similarity is low (0.36 in class I and 0.20 in class II) (Tab. 3).

Table 3. Floristic diversity and similarity of Class I ( $30 \leq H < 130$  cm) and II ( $CBH \leq 5$  cm) in SB and CB

	CLASS I		CLASS II	
	SB	CB	SB	CB
<b>Simpson</b>	0,9084	0,9143	0,7811	0,8787
<b>Shannon</b>	3,013 <b>a*</b>	2,811 <b>a</b>	2,625 <b>a</b>	2,284 <b>a</b>
<b>Margalef</b>	8,552	5,627	8,981	3,376
<b>Sorensen</b>	0,36		0,20	

\* Values followed by the same letter in the line, by class interval, did not differ significantly by the Hutcheson test at the 0.05% error probability level. Abbreviations: without bamboo (SB), with bamboo (CB).

In the formation of floristic groups, the class I (Fig. 1) formed the group 1 (G1) in the first division, with self-value of 0.3248 and included only the parcels of SB area. Indicator species of this group was *Trichilia elegans* and *Myrcia* sp.

The second division presented self-value of 0.2261, and it did not represent ecological meaning, due to the homogeneity of data. The third division presented self-value of 0.6533, including only the parcels of CB area, and originating the second group (G2). The indicator was *Myrsine umbellata*, species that presented the greatest frequency in CB, presented in approximately 70% of the sampled area.

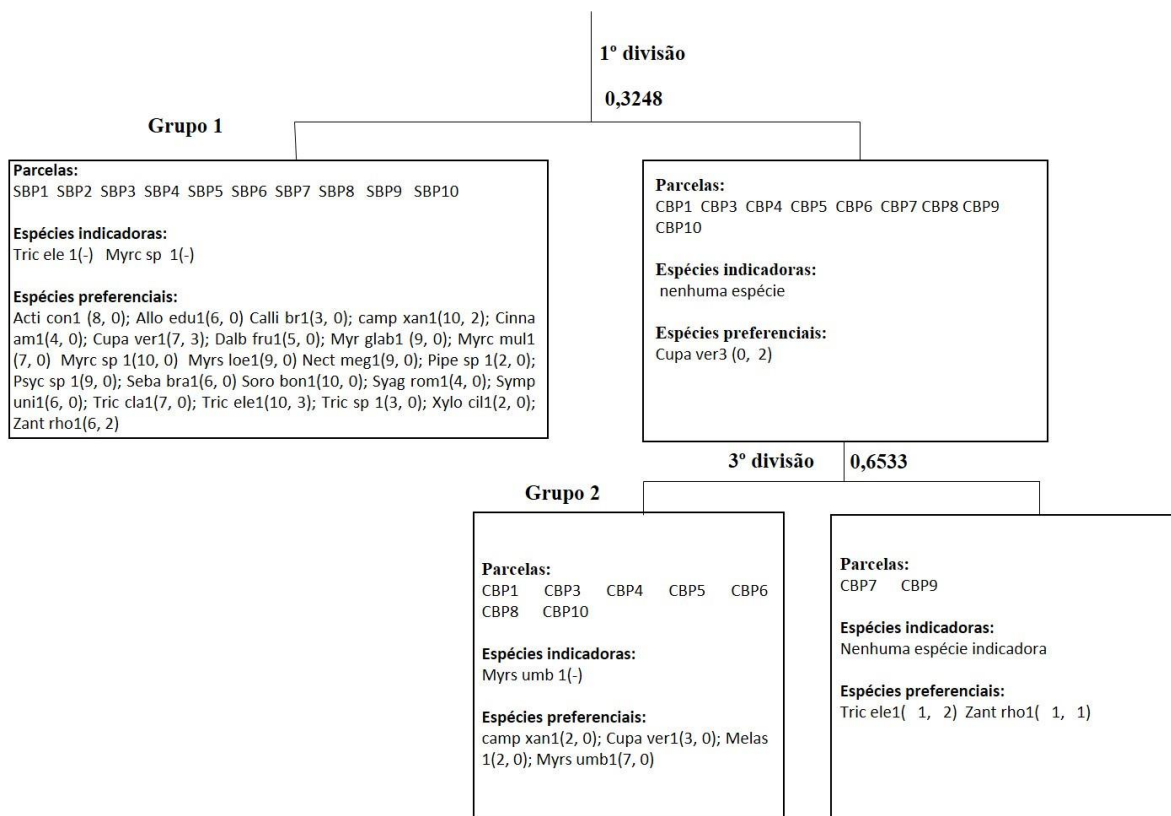


Figure 1. Groupings of forest regeneration present in class I ( $30 \leq H < 130$  cm) in areas SB and CB. Abbreviations: *Trichilia elegans* (Tric ele); *Myrcia sp.* (Myrc sp); *Actinostemon concolor* (Acti conc); *Allophylus edulis* (Allo edu); *Calliandra brevipes* (Calli br); *Campomanesia xanthocarpa* (camp xan); *Cinnamomum amoenum* (Cinnaam); *Cupania vernalis* (Cupa ver); *Dalbergia frutescens* (Dalb fru); *Myrcia glabra* (Myr gla); *Myrcia multiflora* (Myrc mul); *Myrsine loefgrenii* (Myrs loe); *Myrsine umbellata* (Myrs umb); *Nectandra megapotamica* (Nect meg); Piper sp. (Pipe sp.); *Psychotria sp.* (Psyc sp); *Gymnantes klotzchiana* (Seba bra); *Sorocea bonplandii* (Soro bom); *Syagrus romanzoffiana* (Syag rom); *Symplocos uniflora* (Symp uni); *Trichilia claussoni* (Tric cla); *Trichilia sp.* (Tric sp); *Xylosma ciliatifolia* (Xylo cil); *Zanthoxylum rhoifolium* (Zant rho); Melastomataceae (Melas);

For the class II (Fig. 2) the first division of self-value 0.5230 originated two groups. The first group gathered species belonging to the SB and CB areas. As preferable ones of this group there is species of the greatest occurrence in SB, such as Myrtaceae and *Trichilia elegans* in CB. In second division with self-value 0.5240, it was formed G2, with *Strychnos*

*brasiliensis* as indicator species and also as preferable one. In G3, it was clustered only parcels and species of SB, with *Campomanesia xanthocarpa* as indicator and, as preferable ones, a great number of species of Myrtaceae.

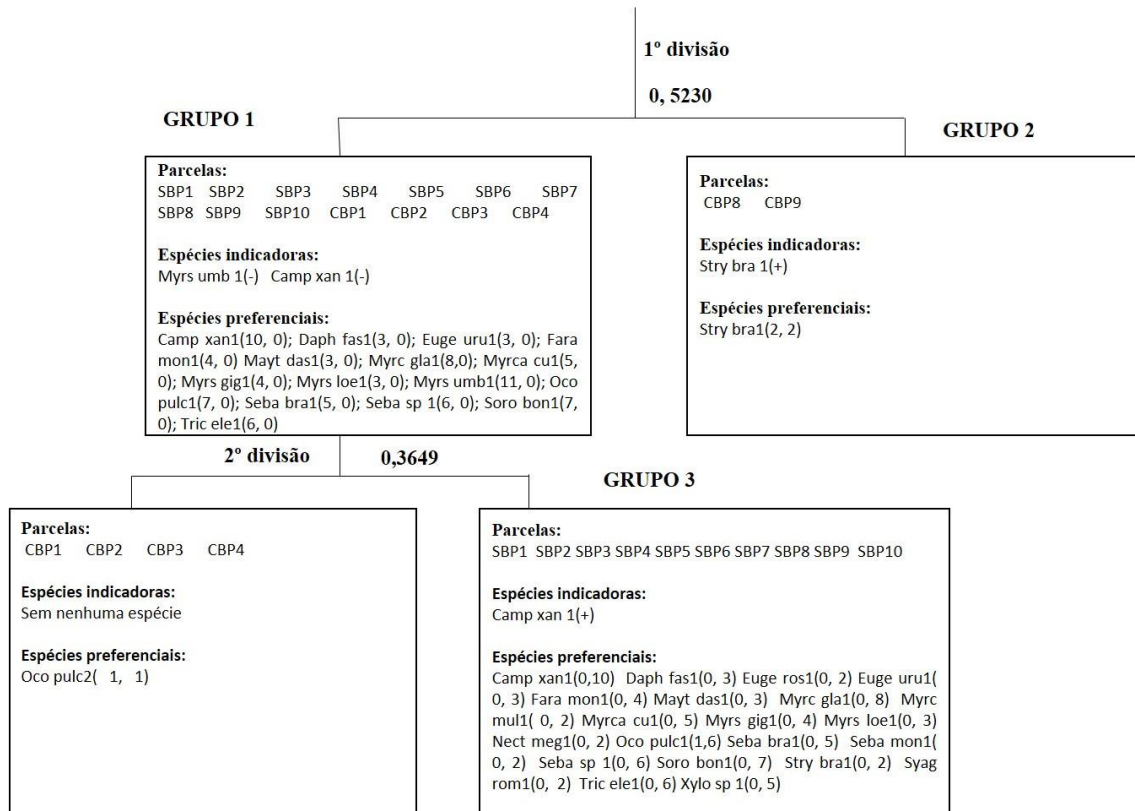


Figure 2. Groupings of forest regeneration present in class II (CBH≤5) in the areas SB and CB. Abreviations: : *Campomanesia xanthocarpa* (Camp xan); *Daphnopsis fasciculata* (Daph faz); *Eugenia uruguayensis* (Euge uru); *Eugenia rostrifolia* (Euge ros); *Faramea montevidensis* (Fara mon); *Maytenus dasyclada* (Mayt das); *Myrcia glabra* (Myc gla); *Myrcia multiflora* (Myrc mul); *Myrciaria cuspidata* (Myrca cu); *Myrsine grandiflora* (Myrs gig); *Myrsine loefgrenii* (Myrs loe); *Myrsine umbellata* (Myrs umb); *Ocotea pulchela* (Oco pulc); *Gymnantes klotzchiana* (Seba bra); *Sebastiania* sp. (Seba sp); *Sorocea bonplandii* (Soro bom); *Trichilia elegans* (Tric ele); *Strychnos brasiliensis* (Stry bra); *Nectandra megapotamica* (Nect meg); *Syagrus romanzoffiana* (Syag rom); *Xylosma ciliatifolia* (Xylo sp).

## DISCUSSION

The elevated importance of Myrtaceae, verified in both areas in class I, is characteristic of forest formations in Rio Grande do Sul, mainly in Seasonal Forest, highlighting the riverside formations (MILANESI; LEITE, 2014; VENZKE, 2012).

The expressive difference in the structure and richness of vegetation between SB and CB can be related to the competition by resources (space, water and nutrients) (SILVÉRIO et al., 2010), reduction of incident luminosity (GRISCOM; ASHTON, 2002), among other alterations. Silvério et al. (2010) studying the impact of cluster of *Actinocladum verticillatum* bamboo over the woody vegetation of two physiognomies of Cerrado, also noted that the number of individuals, species, genera, families and densities were higher in areas without bamboos.

There are evidences that the bamboos inhibit the recruitment in all the classes of size, resulting of the low rate of incident luminosity, hydric stress, competition for humidity of soil and physical damages, caused by the excessive accumulation of litter in young plants (GRISCOM; ASHTON, 2002).

The low richness of species in CB indicates the difficult in formation of superior strata, affecting the local ecological succession, what hinders the reconstitution of the Permanent Preservation Area. The recruitment of individuals for superior classes is impaired, once that the presence of bamboos decreases the growth rate and survival, causing stagnation in forest succession (GRISCOM; ASHTON, 2002; ELIAS et al., 2015).

Bamboo species may occupy the canopy of forest areas and hinder or hinder the development of native forest regeneration, causing a change in the structure and diversity of plant communities (CAMPANELLO et al., 2007, SANTOS et al., 2012, SANTOS et al., 2015, ELIAS et al., 2015) resulting in loss of biodiversity in tropical ecosystems (SILVÉRIO et al., 2009). Outside its natural habitat, the bamboos do not have natural predators, neither individuals that compete in equality for the capture of food and sun light, which can result in

environmental imbalance in the place where this species was introduced (DA SILVA et al., 2011).

In relation to the ecological indexes, the dominance of *Campomanesia xanthocarpa* and *Myrsine umbellata* in SB and CB areas. The relevance of *Myrsine umbellata* in the inhospitable CB environment characterizes it as strongly tolerant and therefore valuable for use in ecological restoration in environments with inhibitory vegetation (CONNEL; SLATYER, 1977).

Margalef index, which has as basis the numerical distribution of different species, shows greater diversity of SB in class I and II. In relation to diversity, Margalef index, which has as basis the numerical distribution of different species, we observed greater diversity of WB in class I and II. Kanieski et al. (2012) obtained index of 3.81 for the forest regeneration and considered the area with low specific richness.

The diversity of Shannon probably was not significant due the expressive number of rare species in WB. The low similarity in areas of the same forest typology and spatially near with each other can be explained by the presence of bamboos, once that these ones change the establishment and development of a great number of native species (LIMA et al., 2007) generating competition for resources, continuous shading and allelopathic effects (GRISCOM; ASHTON, 2002).

Studies about the influence of bamboo in forest succession in China (TAYLOR; ZISHENG, 1988) and in Japan (TANAKA, 1988) attributed the low density of trees, seedlings and young plants to the reduced levels of occurring light in the low story of bamboo. The light is not the only factor of restriction of forest succession in these environments, factors as density of clumps, competition for nutrients and allelopathy can exert negative effect in floristic composition, micro-climate and structure of litter (GRISCOM; ASHTON, 2006).

In relation to the floristic groups, the indicator species of G1, *Trichilia elegans* and *Myrcia* sp., observed in great density and frequency throughout the whole WB sector belongs to abundant genera in low story of seasonal forest (VENZKE, 2012; BÜNDCHEN et al., 2015). *Trichilia elegans* exerts influence in forest succession, and it is found with elevated density and



frequency in the regeneration of seasonal forests (STAGGEMEIER; GALETTI, 2007). The preferable ones of G1 are abundant in low story of late forests (TABARELLI; MANTOVANI, 2000; KOCH et al., 2010).

In G2, *Myrsine umbellata*, the indicator species can be related to their ecological characteristics, which defines who understory species of great ecological plasticity (SANTOS et al., 2012), therefore adapted to the shaded environments. Densification of bamboos affects the development of pioneers and initial secondary species, as far as it causes the decreasing of light rate and closing of canopy in tropical forest (TABARELLI; MANTOVANI, 2000; CAMPANELLO et al., 2007).

In Montane Atlantic forest in southeast of Brazil, the more tolerant species to densification of bamboo belong to *Ocotea* and *Myrsine*, due to its characteristics of ecological adaptability (TABARELLI; MANTOVANI, 2000). Among the preferable species we highlight *Cupania vernalis*, occurring both within the forest, at a more advanced stage of forest succession (ÁVILA et al., 2011).

In class II, *Myrsine umbellata* presented significant occurrence in both areas, while *Campomanesia xanthocarpa* was the most representative species in SB, both indicators of G1. As preferable ones of this group there is species of greater occurrence in SB, such as *Myrtaceae* and *Trichilia elegans* in CB.

In G2, *Strychnos brasiliensis*, indicator and preferable species appears as the only species occurring in the parcels eight and nine of CB. Campanello et al. (2007) also found *Strychnos brasiliensis* in the regeneration of semi-seasonal forest dominated by bamboos and lianas, and it is one of the most representatives in this environment.

Species that is resistant to the shading environment such as *Myrsine umbellata* and *Strychnos brasiliensis*, can be important in the process of management and recovery of areas dominated by bamboo. Bitariho and McNeilage (2007) highlight that secondary forest species contributed to the decrease of forest cover of bamboos in Bambuno, southwest of Uganda.

In G3, we highlight the importance of *Campomanesia xanthocarpa* in the formation of groups, which can be related to its good adaptation in environments with periodic flooding, typical of riparian forest (CARVALHO; NAKAGAWA, 2000). Besides that, the production of fruit in great quantity and very appreciated by the wild fauna (CARVALHO; NAKAGAWA, 2000) contributes to the species to have great dispersion in the area.

## CONCLUSION

*Bambusa tuldooides* impacted the forest regeneration. Establishment and recruitment of native species were reduced.

The richness and diversity of natural regeneration were affected by the presence of bamboos.

Secondary species demonstrates greater potential of adaptation in environments dominated by bamboo grove, and it can act as key-species in future actions of management and recovery.

## REFERENCES

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorol Zeitschrift**, v. 22, n. [], p.711-28, 2013.
- ÁVILA, A. L. DE.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; GASPARIN, E. Caracterização da vegetação e espécies para recuperação de Mata ciliar, Ijuí, RS. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 2, p. 251-260, 2011.
- BITARIHO R, A.; MC NEILAGE. Population structure of montane bamboo and causes of its decline in Echuya Central Forest Reserve, SW Uganda. **African Journal of Ecology**, v.46, n.3, p. 325-332, 2007.
- BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field e laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dubuque, Iowa: Wm. C. Brown Publishers. 1984, 226p.

- BÜNDCHEN, M.; BOEGER, M.R.T.; REISSMANN, C.B. Estrutura foliar de espécies lenhosas de dossel e sub-bosque em uma floresta subtropical do sul do Brasil. **Iheringia**, v. 70, n. 1, p. 105-114, 2015.
- CAMPANELLO, P. I.; GENOVEVA GATTI, M. G.; ARES, A.; MONTTI, L.; GOLDSTEIN, G. Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated. **Ecology and Management**, v. 252, p. 108–117, 2007.
- CARVALHO, N. M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. Jaboticabal: FUNEP, 2000. 588p.
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v.7, n.3, p. 195-218, 2012.
- CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **Amer. Naturalist**, v.111, n. [], p.1119-1144, 1977.
- DA COSTA, L. F. Indústria pedras brancas: o resgate de sua memória. [online September, 2015]. Available at: <http://guaiba.ulbra.br>. Accessed in: 10 january 2017.
- DA SILVA, I. F.; PEREIRA, D. S.; SILVA, S. R. F. Estudos morfológicos do bambu (*Bambusa cf. vulgaris* L.), uma espécie invasora em área de mata atlântica no parque municipal de Maceió-Alagoas. **Revista Semente**, v. 6, n. 6, p. 99-110, 2011.
- DE ESPÍNDOLA, M. B.; BECHARA, F. C.; BAZZO, M. S.; REIS, A. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, v.18, n.1, p. 27-38, 2005.
- ELIAS, F.; MARIMON, B.S.; NEVES, E. C.; MORANDI, P. S.; REIS, S. M.; MEWS, H.A.; MARIMON-JÚNIOR, B. Regeneração de espécies lenhosas sob a influência do bambu *Actinocladum verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (Poaceae) em cerrado e cerrado típico na transição Cerrado-Amazônia. **Revista brasileira de Biociências**, v.13, n.2, p. 68-78, 2015.
- FUKUSHIMA, K.; USUI, N.; RYO O.; TOKUCHI, N. Impacts of moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) invasion on dry matter and carbon and nitrogen stocks in a broad-leaved secondary forest located in Kyoto, western Japan. **Plant Species Biology**, v. 30, p. 81–95, 2015.
- GRISCOM, B. W.; ASHTON, P. M. S. Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. **Forest Ecology and Management**, v. 175, p.445-454, 2002.
- GRISCOM, BW.; ASHTON, P. M. S. A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a Neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 22, n. [], p. 587-597, 2006.
- HILL, M. O. **Twinspan: a fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes**. Ithaca: Cornell University, 1979.

- 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.
- HUTCHESON, K. A. Test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal Theory Biology**, v. 29, p. 151 – 154, 1970.
- KANIESKI, M. R.; LONGHI, S. J.; NARVAES, I. S.; SOARES, P. R. C.; LONGHI-SANTOS, T.; CALLEGARO, R. M. Diversidade e padrões de distribuição espacial de espécies no estágio de regeneração natural em São Francisco de Paula, RS, Brasil. *Floresta*, v. 42, n.3, p. 509 - 518, 2012.
- KOCH, A.K.; DA SILVA, P. C.; SILVA, C. A. Biologia reprodutiva de *Psychotria carthagenensis* (Rubiaceae), espécie distílica de fragmento florestal de mata ciliar, Centro-Oeste do Brasil. **Rodriguésia**, v. 61, n. 3, p. 551-558, 2010.
- LARPKERN, P.; MOE, S. R.; TOTLAND, Ø. Bamboo dominance reduces tree regeneration in a disturbed tropical forest. *Oecologia*, v. 165, p.161–168, 2011.
- LIMA, R A. F.; DÉBORA C. ROTHER, D. C.; MULER, A. E.; LEPSCH, I. F.; RODRIGUES, R. R. Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the Atlantic Forest hotspot. **Biological Conservation**, v. 147, p. 32–39, 2012.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurements**. Princeton: Princeton University Press, 1988. 192p.
- MARIMON, B. S.; FELFILI, J. M.; LIMA, E. S.; DUARTE, W. M. G.; MAROMON-JÚNIOR, B. Environmental determinants for natural regeneration of gallery forest at the Cerrado/Amazonia boundaries in Brazil. **Acta Amazonica**, n. 40, n.1, p.107-118, 2010.
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD version 4.14: Multivariate analysis of ecological data**. Glaneden Beach: MjM Software Design, 1999. 237p.
- MEWS, H. A.; SILVÉRIO, D. V.; LENZA, E.; MARIMON, B. S. Influência de agrupamentos de bambu na dinâmica pós-fogo da vegetação lenhosa de um cerrado típico, Mato Grosso, Brasil. **Rodriguésia**, v.64, n.2, p. 211-221, 2013.
- MILANESI, L. DE S.; LEITE, S. L. DE C. Fitossociologia de espécies arbóreas em dique marginal de floresta ribeirinha no Rio Grande do Sul, Brasil e comparação com ambientes aluviais e não aluviais. **Revista brasileira de Biociências**, v.12, n.2, p.72-80, 2014.
- MORAIS, W. W. C.; HASELEIN, C. R.; SUSIN, F.; VIVIAN, M. A.; MORAIS, J. B. F. Propriedades físico-mecânicas de painéis aglomerados com *Bambusa tuldoides* E *Pinus taeda*. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 4, p. 1015-1026, 2015.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. (1974). *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. New York: John Wiley e Sons, 1974. 547p.
- SANTOS, K. F.; FERREIRA, T. D. E. S.; HIGUCHI, P.; DA SILVA, A. C.; VANDRESEN, A. B.; DA COSTA, A.; SPADA, G.; SCHMITZ, V.; DE SOUZA, F. Regeneração natural do

- componente arbóreo após a mortalidade de um maciço de taquara em um fragmento de floresta ombrófila mista em Lages – SC. **Ciência Florestal**, v. 25, n. 1, p. 107-117, 2015.
- SANTOS, S. C.; BUDKE, J. C.; MULLER, A. Regeneração de espécies arbóreas sob a influência de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae) em uma floresta subtropical. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n.1, p. 218-229, 2012.
- SCARIOT E. C.; REIS A. Riqueza e estrutura florística de corredores ciliares em regeneração natural no planalto norte catarinense, sul do Brasil. **Perspectiva**, v.34, n.125, p. 53-65, 2010.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE (SEMA). **Portaria nº 79 de 31/10/2013**. Reconhece a lista Espécies Exóticas Invasoras RS e demais classificações e normas de controle e outras providências. Available at: <http://docplayer.com.br/16719196-Portaria-sema-no-79-de-31-10-2013.html>. Accessed in: 10 abril 2017.
- SHIRASUNA, R. T.; FILGUEIRAS, T. DE. S.; BARBOSA, L. M. Poaceae do Rodoanel Mario Covas, Trecho Sul, São Paulo, SP, Brasil: florística e potencial de uso na restauração de áreas degradadas. **Hoehnea**, v.40, n.3, p. 521-536, 2013.
- SILVÉRIO, D. V.; MEWS, H. A.; LENZA, E.; MARIMON, B. S. Impactos do agrupamento do bambu *Actinocladum verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (POACEAE) sobre a vegetação lenhosa de duas fitofisionomias de Cerrado na transição Cerrado-Floresta Amazônica. **Acta Amazonica**, v.40, n.2, p. 347-356, 2010.
- SPOLIDORO, P. V. **Características dendrométricas e propriedades físicas dos colmos de Bambusa vulgaris e Bambusa tuldoides**. 2008. 55 f. Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- STAGGEMEIER, V. G.; GALETTI, M. Impacto humano afeta negativamente a dispersão de sementes de frutos ornitocóricos: uma perspectiva global. Ararajuba. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v.15, n.2, p.281-287, 2007.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology**, v. 148, p. 149–155, 2000.
- TANAKA, N (1988). Tree invasion into patchy dwarf-bamboo thickets within a clímax beech-fir forest in Japan. In: DURING, J. J.; WERGER, M. J. A.; WILLEMS, J. H. (Eds.). **Diversity and Pattern in Plant Communities**. The Hague: Academic Publishing. p. 1988. 253-261.
- TAYLOR, A. H.; ZISHENG, Q. Regeneration patterns in old-growth Abies-Betula forests in the Wolong natural reserve, Sichuan. **Journal Ecology**, v.76, p.1204-1218, 1988.
- VENZKE, T. S. Florística de comunidades arbóreas no Município de Pelotas, Rio Grande do Sul. **Rodriguesia**, v.63, n.3, p. 571 – 578, 2012.
- WOLDA, H. Similarity indices, sample size and diversity. **Oecologia**, v.50, n.3, p. 296-302, 1981.

**APÊNDICE B: ARTIGO ACEITO PARA PUBLICAÇÃO NA REVISTA CIÊNCIAS  
AGRÁRIAS LISBOA**

FELKER, R. M.; ROVEDDER, A. P.; LONGHI, S. J.; FRANK, E. A.; STEFANELLO, M.M.; CORRÊA DA SILVA JÚNIOR, J. C.; PROCKNOW, D.; HUMMEL, R. B.; CAMARGO, B.; DA SILVA, M. K. L.; TOSO, L. D. Regeneração natural em area sob domínio de bambu, no sul do brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, Lisboa, v. 41, n.1, p.82-92, 2018. <http://dx.doi.org/10.19084/RCA17100>.

Previsto para publicação no vol. 41 n. 1 (jan-mar, 2018)

**REGENERAÇÃO NATURAL EM AREA SOB DOMÍNIO DE BAMBU,  
NO SUL DO BRASIL**

**NATURAL REGENERATION IN AREA UNDER DOMAIN OF  
BAMBOO, IN THE SOUTH OF BRAZIL**

Resumo: Conhecer a regeneração florestal em áreas dominadas por bambu pode auxiliar no gerenciamento das espécies nestas áreas, assim como auxiliar em propostas de recuperação e restauração destes ambientes. Dessa forma, o presente trabalho objetivou conhecer a estrutura, composição florística, mecanismos de dispersão, tolerância à sombra e hábito de vida das espécies da regeneração natural presentes em área sob domínio da espécie exótica *Bambusa tuldoides* Munro. O estudo foi desenvolvido em área de floresta estacional, município de Eldorado do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. Foram demarcadas 30 parcelas de 12x12 m, totalizando 0,432 ha de amostragem. Foram medidos e identificados todos os indivíduos

presentes na classe I: altura maior ou igual a 30 cm e menor que 130 cm ( $30 \leq H < 130$  cm) e na classe II: circunferência à altura do peito menor ou igual a 5 cm ( $CAP \leq 5$ ). Foram observadas baixa densidade de indivíduos e espécies, principalmente na Classe II. *Ocotea puberula*, *Myrsine umbellata*, *Trichilia elegans* e *Cupania vernalis* apresentaram maior distribuição e relação com a área de bambus. Quanto à ecologia das espécies da regeneração, a maioria destas podem ser classificadas como tolerantes à sombra (53%), de dispersão zoocórica (87%) e hábito de vida arbóreo (54%). Conclui-se que na área de superabundância de *Bambusa tuldoides* analisada, a classe da regeneração apresenta baixa densidade de espécies, indivíduos de pequeno porte, tolerantes à sombra e de dispersão zoocórica. Estas informações, devem ser consideradas para futuras ações de manejo e recuperação no local de estudo.

Palavras-chave: *Bambusa tuldoides*; Mata atlântica; Restauração.

Abstract: Understand the native forest regeneration process in areas dominated by bamboo can be a support to the management of these species, as well as assist in proposals for recovery and restoration of these environments. Therefore, this study aimed to evaluate concomitantly the structure, floristic composition, mechanisms of dispersion, shade tolerance and lifeforms of the natural regenerating species present in the area under dominance of exotic species *Bambusa tuldoides* Munro. The study was carried out in seasonal forest, in the municipality of Eldorado do Sul, state of Rio Grande do Sul, Brazil. Thirty plots of 12x12 m (0.432 ha) were sampled and the plants divided into two classes. In Class I were measured and identified all the individuals with height greater or equal to 30 cm and less than 130 cm ( $30 \leq H < 130$  cm) and in the Class II all the individuals with a circumference at breast height less than or equal to 5 cm ( $CBH \leq 5$ ). Low density of individuals and species were observed, mainly in Class II. *Ocotea puberula*, *Myrsine umbellate*, *Trichilia elegans* and *Cupania vernalis* showed a greater

distribution and relation with the bamboos area. About ecology, the majority of regenerating species can be classified as tolerant to shade (53%), zoocoric dispersion (87%) and arboreal lifeform (54%). It is concluded that in the area of superabundance of *Bambusa tuldoides*, the regeneration class (Class I) presents low density of species, small individuals, tolerant to shade and with zoocoric dispersion. It information should be considered for future management and recovery actions at the site.

Keywords: *Bambusa tuldoides*; Atlantic forest; Restauracion.

## **Introdução**

Recentemente, a superabundância de bambus em áreas florestais têm sido motivo de preocupação. No sudeste brasileiro, mapeamentos revelaram que partes consideráveis da Mata Atlântica estão dominadas por maciços de bambus lenhosos (ARAÚJO, 2008; LIMA et al. 2012). Situação análoga pode ser observada na Amazônia (CARVALHO et al. 2013) e em florestas no continente asiático (FUKUSHIMA et al. 2015; SHINOHARA e OTSUKI, 2015; KUDO et al. 2011).

Diante da fragmentação atual das florestas, a dominância do bambu pode ser considerada como grande ameaça à manutenção do equilíbrio ecológico. A forma de reprodução vegetativa por meio de rizomas, o rápido crescimento e a elevada densidade de colmos por área tornam os bambus altamente competitivos, alterando a estrutura dos ecossistemas naturais (SANTOS et al. 2012). Quando não manejados, as espécies de bambus alastrantes ou invasoras, devido a seus aglomerados estruturais, podem impedir o desenvolvimento da regeneração e comprometer a sucessão florestal (GRISCOM e ASHTON, 2006).

As principais causas da ocorrência de espécies superabundantes estão ligadas à fragmentação florestal, desmatamentos e incêndios florestais (LIMA et al. 2012). Ambientes



perturbados são ideais para o crescimento e proliferação de espécies pioneiras agressivas, como o bambu (GRISCOM e ASHTON, 2006). Soma-se a isso, a introdução para fins econômicos (LIMA et al. 2007) e o abandono do cultivo sem adequado monitoramento, caso da espécie exótica *Bambusa tuldoides* Munro (Poaceae: Bambusoideae) no sul do Brasil. *B. tuldoides*, oriunda do continente asiático, foi introduzida no Rio Grande do Sul para abastecimento da indústria de papel e celulose no final do século XVIII (ENE, 2016). Com o término da atividade produtiva, as áreas foram abandonadas e atualmente compreendem extensas áreas dominadas por essa espécie de bambu.

Diante desta problemática, o objetivo da pesquisa foi analisar a diversidade e estrutura da regeneração natural existente em áreas sob domínio de *B. tuldoides*, assim como conhecer os mecanismos de dispersão, tolerância à sombra e hábito de vida das espécies diretamente influenciadas pela superabundância deste bambu, a fim de contribuir com o conhecimento da área para futuras estratégias de manejo e recuperação.

## **Materiais e métodos**

### *Área de estudo*

O estudo foi desenvolvido em áreas sob domínio da espécie *B. tuldoides* decorrentes de plantios comerciais de meados do século XVIII, na zona rural do município de Eldorado do Sul, sul do Brasil. *B. tuldoides* é uma espécie exótica que não apresenta características de invasora alastrante (SHIRASUNA et al. 2013). No entanto, são entouceirantes e formadoras de adensamentos, o que pode interferir no estabelecimento e dinâmica da vegetação (FELKER et al. 2017).

A área está inserida em uma matriz produtiva de *Eucalyptus* sp. com zonas de amortecimento de matas nativas. A área localiza-se na Depressão Central do Rio Grande do Sul, Bioma Mata Atlântica, onde a formação florestal característica é a Floresta Estacional

(IBGE, 2012). Os solos são classificados como Cambissolos háplicos, de origem granítica, com presença de material de origem nos horizontes A e B. O clima é definido como subtropical úmido (ST UM), com temperatura média anual de 19,2°C, precipitação pluvial anual de 1708 mm e deficiência hídrica anual de 11 mm (MALUF, 2000).

#### *Amostragem dos dados*

Foram demarcadas 30 parcelas de 12x12 m, totalizando 0,432 ha, em área de domínio de *B. tuldoides*. Para estudo da regeneração natural, foram medidos e identificados indivíduos presentes em duas classes de tamanho. Na classe I, foram identificados indivíduos com altura maior ou igual a 30 cm e menor que 130 cm ( $30 \leq H < 130$  cm) e medidos o diâmetro à altura do solo (DAS) e altura. Na classe II, foram identificados todos os indivíduos com circunferência à altura do peito menor ou igual a 5 cm ( $CAP \leq 5$ ) e medida a circunferência e altura de cada indivíduo.

A nomenclatura botânica utilizada foi baseada na Lista de Espécies da Flora do Brasil (JBRJ, 2012) e a delimitação das famílias através do sistema de classificação APG IV (2016). Espécies não identificadas *in loco* foram encaminhadas ao Herbário do Departamento de Ciências Florestais (HDCF) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) para posterior identificação.

#### *Análise dos dados*

Os estimadores da estrutura horizontal da floresta foram analisados de acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), a diversidade através dos índices de Shannon ( $H'$ ), e Equabilidade de Pielou ( $J'$ ) (MAGURRAN, 1988) e a dominância através do índice de Simpson ( $C$ ) (BROWER e ZARR, 1984), calculados com o software PAST, versão 1.79 (HAMMER et al. 2004). Na determinação dos grupos florísticos, foi utilizado o método

Twinspan (HILL, 1980), através de matriz com dados de presença e ausência. A análise foi realizada no programa PC-ORD para Windows versão 4.14 (McCUNE; MEFFORD, 1999).

A distribuição diamétrica e de altura foi determinada segundo Felfili e Rezende (2003). A classificação ecológica das espécies foi realizada através de mecanismos de dispersão (zoocóricas, anemocóricas e autocóricas) (VAN DER PIJL, 1982); da estratificação (sub-bosque, dossel e emergentes (OLIVEIRA-FILHO et al. 1994); necessidades de luz (tolerantes à sombra, dependentes de luz e pioneiras (SWAINE e WHITMORE, 1988) e hábito de vida (arbusto, arvoreta e árvore).

## Resultados

Na classe I foram amostrados 233 indivíduos (539,3/ha) pertencentes a 39 espécies de 20 famílias botânicas; na classe II foram amostrados 56 indivíduos (129,6/ha) de 19 espécies e 15 famílias botânicas (Quadro 1).

Das 20 famílias botânicas amostradas na classe de regeneração I, Myrtaceae foi a mais representativa, com 9 espécies, seguida de Lauraceae, Rubiaceae e Meliaceae (três espécies cada), Cardiopteridaceae, Rutaceae, Sapindaceae, Celastraceae e Primulaceae (duas espécies cada). As demais famílias apresentaram apenas uma espécie. As espécies mais representativas nesta classe, observadas com maior densidade e frequência, foram *Ocotea puberula*, *Myrsine umbellata* e *Trichilia elegans* (Quadro 1).

Para a classe II, observou-se diminuição no número total de indivíduos e espécies em relação à classe I. As famílias Myrtaceae, Meliaceae, Sapindaceae e Celastraceae foram as mais representativas, com duas espécies cada. As demais 11 famílias apresentaram uma única espécie. A espécie com maior ocorrência foi *Myrsine umbellata*, seguida de *Cabralea canjerana*, *Cupania vernalis* e *Trichilia elegans*.

Ocorreram 15 espécies comuns em ambas as classes de regeneração. São elas, pela ordem de densidade: *Ocotea puberula*, *Mysine umbellata*, *Trichilia elegans*, *Cupania vernalis*, *Cabralea canjerana*, *Maytenus* sp., *Myrcia* sp., *Maytenus dasyclada*, *Gymnanthes klotzschiana*, *Matayba elaeagnoides*, *Erythroxylum argentinum*, *Rubiaceae* sp., *Cytrus* sp., *Chrysophyllum marginatum* e *Eugenia hiemalis*. Por outro lado, 24 espécies somente ocorreram com indivíduos na classe I e quatro espécies somente na classe II (Quadro 1).

Quadro 1 - Densidade e frequência das espécies presentes na estrutura da regeneração natural, em fragmento sob domínio de *Bambusa tuldoidea* Munro. (Poaceae: Bambusoideae). As espécies estão organizadas por ordem alfabética; DA (densidade absoluta); FA (frequência absoluta)

Espécie	Família	Classe I 30 ≤ H < 130 cm		Classe II CAP ≤ 5 cm	
		DA	FA	DA	FA
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Myrtaceae	2,33	3,33		
<i>Calypttranthes</i> sp.	Myrtaceae	2,33	3,33		
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Myrtaceae	11,63	10,00		
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Salicaceae	2,33	3,33		
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae	18,60	16,67	13,90	20,00
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	2,33	3,33		
<i>Celtis</i> sp.	Cannabaceae	2,33	3,33		
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. e Schtdl.	Rubiaceae	2,33	3,33		
<i>Citronella gongonha</i> (Mart.) R.A.Howard	Cardiopteridaceae	2,33	3,33		
<i>Citrus</i> sp.	Rutaceae	4,65	6,67	6,90	10,00
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	Cardiopteridaceae	6,98	10,00		
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Clethraceae	2,33	3,33		
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. e Arn.) Radlk.	Sapotaceae	2,33	3,33	6,90	10,00
<i>Cordia americana</i> (L) Gottschling e J.S.Mill.	Boraginaceae			2,30	3,33
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Sapindaceae	44,19	23,33	13,90	20,00
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart.	Thymelaeaceae			2,30	3,33
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	Thymelaeaceae	6,98	10,00		
<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	Erythroxylaceae	4,65	6,67	2,30	3,33
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	Myrtaceae	2,33	3,33	2,30	3,33
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	Myrtaceae	6,98	10,00		
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll Arg.	Euphorbiaceae	9,30	10,00	2,30	3,33
Lauraceae	Lauraceae	2,33	3,33		
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Sapindaceae	6,98	10,00	2,30	3,33
<i>Maytenus dasyclada</i> Mart.	Celastraceae	9,30	6,67	2,30	3,33
<i>Maytenus</i> sp.	Celastraceae	13,95	20,00	2,30	3,33
<i>Myrcia</i> sp.	Myrtaceae	11,63	16,67	4,60	6,67

<i>Tibouchina</i> sp.	Melastomataceae	13,95	13,33		
<i>Myrcia palustris</i> DC.	Myrtaceae	2,33	3,33		
<i>Myrciaria cuspidata</i> O.Berg.	Myrtaceae	6,98	6,67		
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. e Schult.	Primulaceae	4,65	3,33		
<i>Myrcia gigantea</i> (O.Berg) Nied.	Myrtaceae	2,33	3,33		
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae	83,72	56,67	34,70	40,00
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae	16,28	16,67		
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Lauraceae	123,20	60,00	6,90	6,67
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	Picramniaceae	4,65	6,67		
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae	11,63	10,00		
<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i> (Klotzsch) K.S. Edwards	Proteaceae			2,30	3,33
<i>Rubiaceae</i>	Rubiaceae	4,65	6,67	2,30	3,33
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae	2,33	3,33		
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	Moraceae	4,65	6,67		
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	Loganiaceae			6,90	6,67
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	Meliaceae	53,49	46,67	11,60	13,33
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	23,26	30,00		
<b>TOTAL</b>		<b>541,2</b>	<b>436,6</b>	<b>129,6</b>	<b>160,0</b>

Na análise de agrupamento, foram formados dois grupos na classe I (Figura 1). O primeiro grupo (G1) foi originado na primeira divisão e apresentou autovalor de 0,5106. O segundo grupo (G2) foi originado da segunda divisão e apresentou autovalor de 0,3925. O G1 apresenta como espécie indicadora *Trichilia elegans* e como preferenciais *Sorocea bonplandii* e *Trichilia elegans*. O G2 traz como espécies indicadoras *Ocotea puberula* e *Myrsine umbellata* e como preferenciais *Maytenus* sp., *Zanthoxylum rhoifolium*, *Cupania vernalis*, *Trichilia elegans*, *Nectandra megapotamica*, *Tibouchina* sp., *Myrcia* sp., e *Ocotea puberula*.

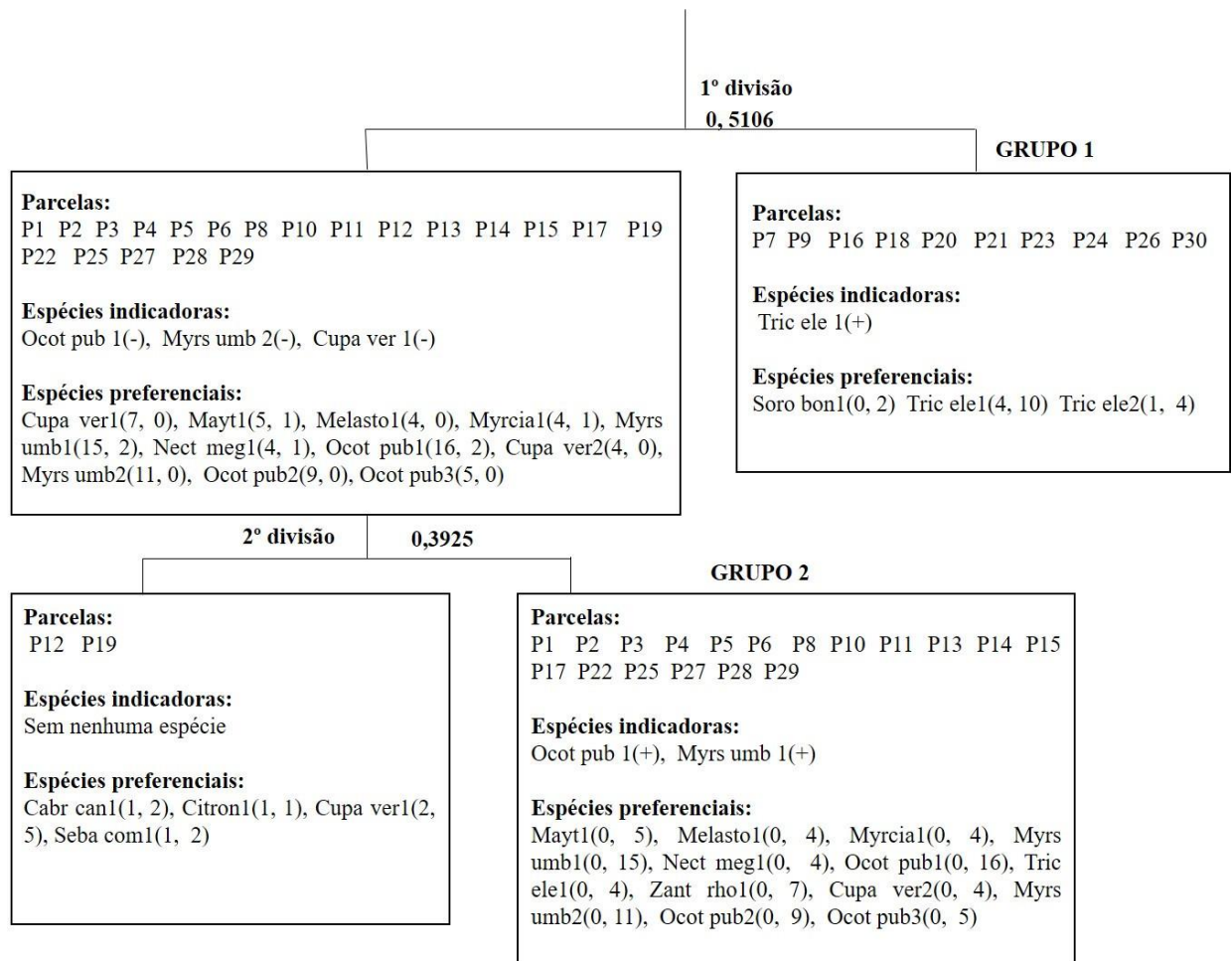


Figura 1. Agrupamentos de espécies florestais presentes na classe I ( $30 \leq H < 130$  cm), em área sob domínio de *Bambusa tuldoidea* no sul do Brasil. Abreviações: *Ocotea puberula* (Ocot pub); *Myrsine umbellata* (Myrs umb); *Cupania vernalis* (Cupa ver); *Maytenus* sp. (Mayt); Melastomataceae (Melasto); *Myrcia* sp. (Myrcia); *Nectandra megapotamica* (Nect meg); *Trichilia elegans* (Tric ele); *Sorocea bonplandii* (Soro bon); *Cabranea canjerana* (Cabr can); *Citronella gongonha*; (Citron); *Sebastiania klotzschiana* (Seba com); *Zanthoxylum rhoifolium* (Zant rho);

Para a classe II, dois grupos florísticos foram separados, originários da primeira divisão, com autovalor de 0,8479 (Figura 2). O G1 apresentou *Myrsine umbellata* como espécie

indicadora e como preferenciais *Trichilia elegans* e *Myrsine umbellata*. O G2 tem como espécies indicadoras *Cupania vernalis* e *Strychnos brasiliensis* e como preferenciais *Cupania vernalis* e *Strychnos brasiliensis*.

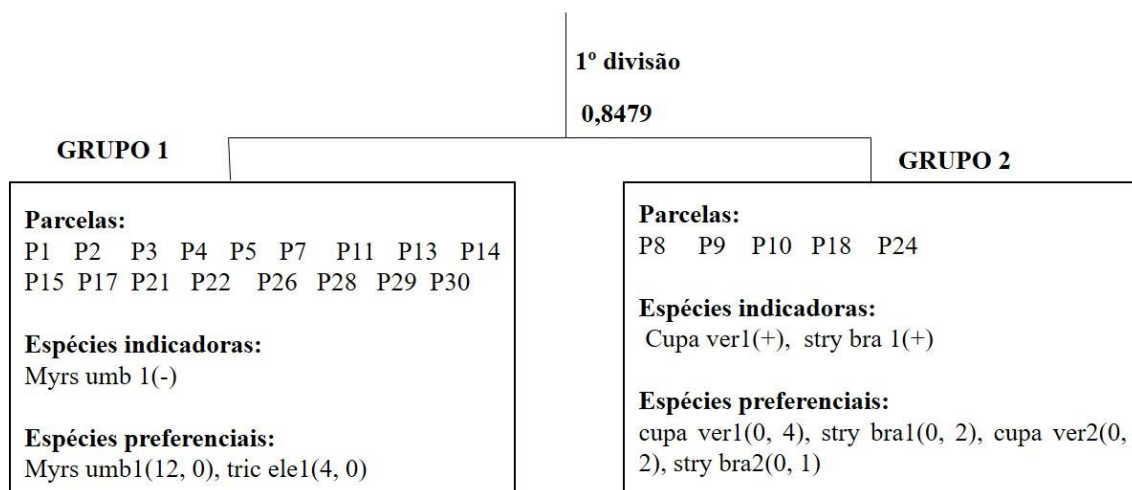


Figura 2. Agrupamento de espécies florestais presentes na classe II ( $CAP \leq 5$ ), em área sob domínio de *Bambusa tuldooides* no sul do Brasil. Abreviações: *Myrsine umbellata* (Myrs umb); *Trichilia elegans* (Tric ele); *Cupania vernalis* (Cupa ver); *Strychnos brasiliensis* (stry bra).

O índice de Shannon ( $H'$ ) e a equabilidade de Pielou apresentaram valores de diversidade próximos, assim como o índice de dominância de Simpson que ficou próximo a 1 nas duas classes de amostragem (Quadro 2).

Quadro 2. Índices de diversidade e dominância para as classes I e II da regeneração presentes em fragmento florestal sob domínio de *Bambusa tuldoides*

CLASSE I		CLASSE II	
Simpson_1-D	0,8991	Simpson_1-D	0,8814
Shannon_H'	2,856	Shannon_H	2,512
Equitability_J	0,7797	Equitability_J	0,8532

Na distribuição diamétrica das espécies da classe I (Figura 3a) verifica-se uma maior concentração de indivíduos nas menores classes de diâmetro acima do solo (0,3-0,5 cm de DAS), diminuindo para as classes de maior tamanho (>0,81 cm de DAS). Já, para a classe II (Figura 2b) observa-se irregularidade na distribuição diamétrica, com maior número de indivíduos no intervalo de 1,7 a 3,4 cm de CAP e posterior decréscimo nos CAP superiores à 3,4 cm.

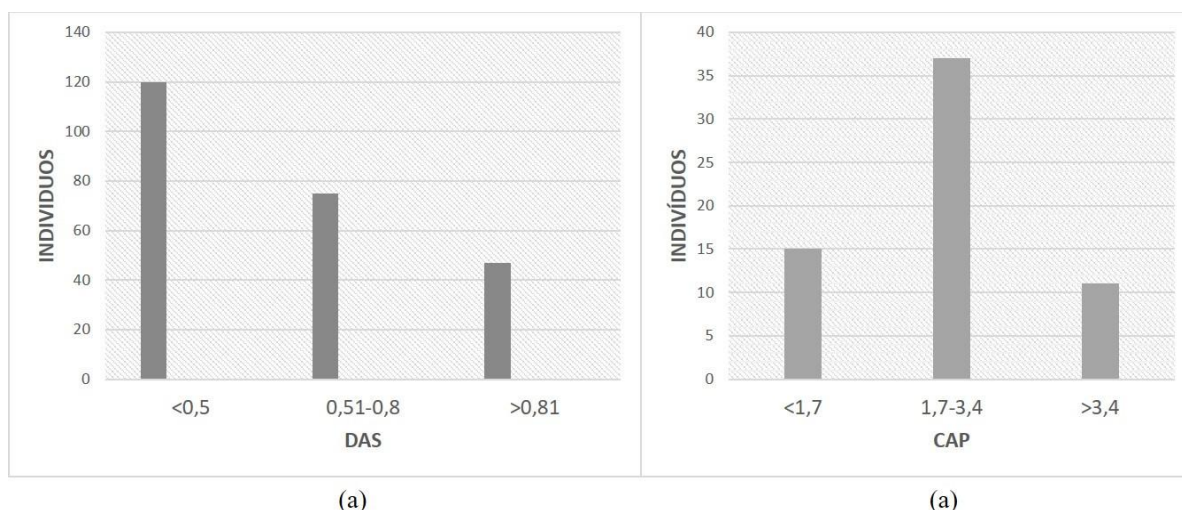


Figura 3. Distribuição diamétrica (a) diâmetro à altura do solo (DAS) na classe I ( $30 \leq H < 130$ ) e (b) diâmetro à altura do peito na classe II ( $CAP \leq 5$ ).

Com relação a altura verifica-se que indivíduos presentes no intervalos de 30 à 60 cm são dominantes na área, enquanto àqueles com altura superior a 220 cm são escassos (Figura 4).



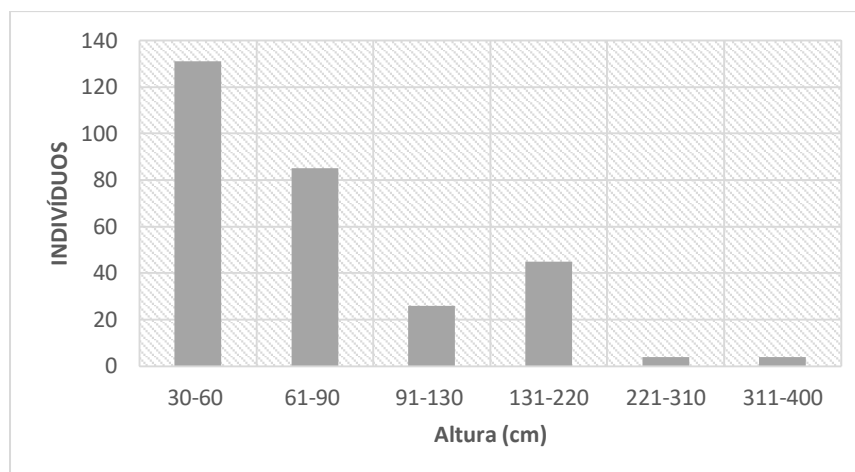


Figura 4. Distribuição de altura para os indivíduos presentes nas duas classes de amostragem (classe I:  $30 \leq H \leq 130$  e classe II:  $CAP \leq 5$ ).

Quanto à classificação ecológica (Quadro 3), 53% das espécies presentes na área, são tolerantes à sombra na fase inicial de seu desenvolvimento; 27% são pioneiras típicas e 20% dependentes de luz em alguma fase de seu desenvolvimento.

Quadro 3 - Espécies ocorrentes nas classes I ( $30 \leq H \leq 130$ ) e II ( $CAP \leq 5$ ) e sua classificação ecológica (necessidade de luz, dispersão de sementes, forma ou hábito de vida e estratificação), em área de floresta sob domínio de *Bambusa tuldoides* Munro

Espécie*	Necessidade de luz	Dispersão	Forma de vida	Estratificação
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Dep luz	Zoo	Árvore	Sub-bosque
<i>Cabrlea canjerana</i>	Tol som	Zoo	Árvore	Sub-bosque
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	Tol som	Zoo	Árvore	Dossel
<i>Casearia decandra</i>	pioneira	Zoo	Árvore	Dossel
<i>Cedrela fissilis</i>	Dep luz	Anem	Árvore	Emergente
<i>Chomelia obtusa</i>	Dep luz	Zoo	Arvoreta	Sub-bosque
<i>Clethra scabra</i>	pioneira	Zoo	Arbusto-Árvore	Sub-bosque
<i>Citronella gongonha</i>	Dep luz	Zoo	Arvoreta	Sub-bosque
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	Tol som	Zoo	Árvore	Dossel
<i>Cupania vernalis</i>	Tol som	Zoo	Árvore	Emergente
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	Dep luz	Zoo	Árvore	Dossel
<i>Daphnopsis brasiliensis</i>	pioneira	Zoo	Árvore	Dossel
<i>Erythroxylum argentinum</i>	Dep luz	Zoo	Árvore	Sub-bosque
<i>Eugenia hiemalis</i>	pioneira	Zoo	Arvoreta	Sub-bosque
<i>Eugenia uruguayensis</i>	pioneira	Zoo	Árvore	Sub-bosque

<i>Matayba elaeagnoides</i>	Tol som	Zoo	Árvore	Sub-bosque
<i>Maytenus dasyclada</i>	Tol som	Zoo	Arbusto-Árvore	Sub-bosque
<i>Maytenus</i> sp.	Tol som	Zoo	Árvore	Sub-bosque
<i>Myrcia palustris</i>	Tol som	Zoo	Árvoreta	Sub-bosque
<i>Myrciaria cuspidata</i>	Tol som	Zoo	Árvoreta	Sub-bosque
<i>Myrsine coriacea</i>	Tol som	Zoo	Arbusto-Árvore	Sub-bosque
<i>Myrcia gigantea</i>	Tol som	Zoo	Árvore	Sub-bosque
<i>Myrsine umbellata</i>	Tol som	Zoo	Árvore	Dossel
<i>Nectandra megapotamica</i>	Tol som	Zoo	Árvore	Dossel
<i>Ocotea puberula</i>	Tol som	Zoo	Árvore	Dossel
<i>Cordia americana</i>	Tol som	Anem/Au	Árvore	Dossel
<i>Picramnia parvifolia</i>	Tol som	Zoo	Árvoreta	Sub-bosque
<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i>	Tol som	Anemo	Árvore	Dossel
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	pioneira	Auto	Árvore	Dossel
<i>Strychnos brasiliensis</i>	Dep luz	Zoo	Arbusto	Sub-bosque
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Dep luz	Zoo	Árvore	Dossel
<i>Sorocea bonplandii</i>	Tol som	Zoo	Árvore	Sub-bosque
<i>Trichilia elegans</i>	Tol som	Zoo	Árvore	Sub-bosque
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Dep luz	Zoo	Árvore	Dossel

\* espécie identificadas a nível de gênero e família não foram inseridas nesta avaliação.

Dep luz = Dependente de luz; Tol Som = Tolerante à sombra; Zoo = Zoocórica; Anem = Anemocórica; Au = Autocórica

Para os mecanismos de dispersão, 87% das espécies presentes são zoocóricas, 8% anemocóricas, 3% autocóricas e 2% seriam autocóricas ou anemocóricas. Quanto à estrutura vertical dos regenerantes, verificou-se que 63% dos indivíduos presentes na amostragem são espécies pertencentes ao sub-bosque florestal, 32% frequentes do dossel e 5% emergentes. Com relação ao hábito de vida, 54% foram classificados como árvore, 23% como árvoreta e 23% como arbusto.

## Discussão

Observou-se uma diminuição de indivíduos e espécies da classe I para a classe II. Das 39 espécies encontradas na classe I, menos da metade (15 espécies), foram representadas na classe II. Dentre estas, destacam-se *Ocotea puberula*, *Myrsine umbellata*, *Trichilia elegans*, *Cupania vernalis* e *Cabralea canjerana*, observadas em grande densidade e frequência na classe I. A maioria das espécies com densidade média e baixa representatividade (em termos

de frequência) na classe I não avançaram para a classe II (Quadro 1). Segundo Chazdon (2008), o tipo de manejo e a colonização por espécies agressivas pode alterar a trajetória sucessional de uma área. Se uma espécie estiver representada em apenas uma classe de regeneração, existe o risco de ocorrer extinção local (ELIAS et al. 2017). Silvério et al (2010) e Silveira (2005) destacam que a presença do bambu pode causar diminuição na densidade de indivíduos de classes maiores por competir por recursos, assim como causar danos mecânicos influenciando o crescimento dos regenerantes (GRISCOM e ASHTON, 2006).

Com relação aos grupos florísticos existentes na área, observou-se a formação de dois grupos para a classe I (Figura 1). No grupo 1 (G1) *Trichilia elegans* foi a espécie indicadora. Ecologicamente, *Trichilia elegans* é classificada como secundária tardia, típica de subbosque (VENZKE, 2012; BÜNDCHEN et al. 2015). No segundo grupo formado (G2), *Ocotea puberula* e *Myrsine umbellata* foram indicadoras. Estas espécies podem ser vistas frequentemente colonizando áreas alteradas como o sub-bosques de *Eucalyptus* sp. e *Pinus* sp. (CARVALHO, 2002). Segundo Howe (1993), *Ocotea puberula* produz grandes quantidades de sementes como estratégia de colonização e estas germinam facilmente em qualquer tipo de solo (BACKES e IRGANG, 2002), mesmo em ambientes degradados (SOUZA e MOSCHETA, 1991). Os dois grupos apresentam espécies, em sua maioria, características de ambientes sombreados, o que explica sua amostragem em ambientes com presença de bambu. Este padrão de regenerantes tolerantes à sombra, em áreas dominadas por bambus, também foi observado em trabalhos de Giehl et al. (2007) e Santos et al. (2012).

Para a classe II, *Myrsine umbellata* é indicadora no G1 e *Cupania vernalis* e *Strychnus brasiliensis* no G2 (Figura 2). *Myrsine umbellata* é uma espécie agressiva podendo ocorrer em matas primárias até capoeirões (BACKES e IRGANG, 2002). Esta espécie foi observada em alta densidade na Floresta Ombrófila sob domínio de bambu no Paraná (SANQUETTA, 2007). No G2, *Cupania vernalis* e *Strychnus brasiliensis* são espécies mais dependentes de luz. S.

*brasiliensis* pode ser classificada como espécie pertencente ao dossel florestal (LEYSER et al. 2012); *C. vernalis* é considerada espécie de luz difusa atingindo estágios avançados rapidamente na sucessão (MARCHIORI, 1997). A espécie responde a diferentes intensidades de luz durante o primeiro ano de crescimento (SIMINSKI e PAULILO, 2004). *Cupania vernalis* e *Trichilia elegans* também foram registradas em grande densidade e frequência em área sob influência de *Merostachys multiramea* Hack., em zona de transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional no Sul do Brasil (SANTOS et al. 2012). Estas espécies, verificadas com maior representatividade, são de grande importância, uma vez que podem ser espécies-chave no processo de restabelecimento da vegetação, assim como podem servir como fontes de entrada de propágulo, alimento para frugívoros e poleiros. Em áreas alteradas, pequenos núcleos de espécies podem contribuir no processo de recuperação destes ambientes (ROTHER et al. 2009).

A equabilidade de Pielou (J) indica que poucas espécies estão bem representadas na floresta, indicado também pela alta dominância de espécies em ambas as classes (Quadro 2 - Índice de Simpson). Essa dominância se refere as espécies *Ocotea puberula*, *Myrsine umbellata*, *Trichilia elegans* e *Cupania vernalis*. Pela alta expressividade e formação de grupos florísticos, estas espécies podem ser as mais adaptadas às condições locais.

Silvério et al. (2010) sugere que a ocupação do espaço e a redução da incidência luminosa causada pelas touceiras do bambu dificultam a germinação das sementes e o estabelecimento das plântulas, selecionando as espécies mais tolerantes à sombra e assim modificando a composição florística e a estrutura da vegetação. Tais características podem estar favorecendo o estabelecimento dessas espécies, o que reforça a necessidade do desenvolvimento de novos estudos que avaliem o potencial de espécies com comportamento similar às supracitadas, para o plantio em áreas ocupadas por bambu.

Quanto à distribuição diamétrica (Figura 3a, Figura 3b), observou-se uma maior concentração de indivíduos nas classes menores, diminuindo para as maiores. Florestas nativas geralmente caracterizam-se por apresentar maior quantidade de indivíduos nas classes de tamanhos menores, diminuindo com o aumento das classes (LIMA e LEÃO, 2013). No entanto, na classe II, onde foi avaliado CAP, se observa um padrão diamétrico irregular. Cordeiro et al. (2007) em estudo em área de bambus, encontrou esse mesmo padrão, com a maioria da vegetação (cerca de 83%) concentrada nas menores classes de tamanho. Para Marimon et al. (2001), este tipo de distribuição pode indicar falhas no recrutamento, pois as espécies regenerantes não estão conseguindo se estabelecer e assim alcançar classes superiores.

Com relação a altura (Figura 4) pode-se observar que a maioria dos indivíduos avaliados se encontra na faixa de 30 a 90 cm de altura. Indivíduos com alturas superiores à 220 cm equivalem à apenas 2,7% da população amostrada (Figura 3). Ziller e Galvão (2002) comentam que dentre os impactos que as espécies mais agressivas causam, uma destas é causar interferência na densidade e porte da vegetação. Estas irregularidades na distribuição diamétrica e na altura podem estar relacionados à desestruturação do fragmento, decorrente da pressão exercida pelo bambu. As interferências podem estar relacionadas à estresse físico ou fisiológico (LIMA et al. 2012).

Quanto às síndromes de dispersão, existiu a predominância de espécies zoocóricas, tolerantes à sombra e pertencentes ao sub-bosque (Quadro 3). Santos et al. (2012), em área de influência de *Merosthachys multiramea*, também observou predominância de espécies com dispersão zoocórica.

Verificou-se que 53% das espécies presentes na área são tolerantes à sombra na fase inicial de seu desenvolvimento, 27% são pioneiras típicas e 20% dependentes de luz em alguma fase de seu desenvolvimento. Silvério et al. (2010) sugere que a ocupação do espaço e a redução da incidência luminosa causada pelas touceiras do bambu pode dificultar a germinação das

sementes e o estabelecimento das plântulas, selecionando as espécies mais tolerantes à sombra e assim modificando a composição florística e a estrutura da vegetação.

## Conclusão

A classe da regeneração encontra-se restrita a indivíduos de pequeno porte, tolerantes à sombra e com dispersão zoocórica. *Ocotea puberula*, *Myrsine umbellata*, *Trichilia elegans* e *Cupania vernalis*, por sua ecologia e representatividade, devem ser consideradas para futuras ações de manejo e recuperação de área dominadas por bambus na região.

## Referências bibliográficas

- APG IV. (2016) - An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*, London, vol. n. 181, p.1-20.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>
- Araujo, L.S. (2008) - *Padrões e condicionantes da dinâmica da paisagem na floresta com bambus do Parque Estadual Intervales, SP*. Tese de doutoramento. São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 126 p.
- Backes, P.; Irgang, B. (2002) - *Árvores do sul: guia de identificação e interesse ecológico*. Santa Cruz do Sul: Clube da Árvore, 2002. 326 p.
- Brower, J.E.; Zar, J.H. (1984) - *Field e laboratory methods for general ecology*. 2. ed. Dubuque, Iowa: Wm. C. Brown Publishers, 226 p.
- Bündchen, M.; Boeger, M.T.B e Reissmann, C.B. (2015) - Estrutura foliar de espécies lenhosas de dossel e sub-bosque em uma floresta subtropical do sul do Brasil. *Iheringia*, vol. 70, n. 1, p. 105-114.
- Carvalho, A.L.De.; Bruce W.; Nelson, B.W.; Bianchini, M.C.; Plagnol, D.; Kuplich, T.M.; Daly, D.C. (2013) - Bamboo-Dominated Forests of the Southwest Amazon: Detection, Spatial Extent, Life Cycle Length and Flowering Waves. *Plos one*, vol. 8, n.1, e54852, 2013.  
<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0054852>.
- Carvalho, P.E. (2002) - *Canela guaicá*. Colombo, PR: EMBRAPA, circular técnica, 62, 11 p.
- Chazdon, R. (2012) - Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, v. 7, n. 3, p. 195-218.
- Chazdon, R. L. (2008) - *Chance and determinism in tropical forest succession*. In: W. Carson e S. A. Schnitzer (Eds.): *Tropical forest community ecology*. Wiley-Blackwell Publishing, Oxford, p. 384-408.
- Cordeiro, A.O.O.; Soares, S.M.P.; Morais, L.E.; Ribeiro, J.H.C.; Garcia, P.O.; Lobo Faria, P.C. (2007) - *Fragmento florestal dominado por Phyllostachys aurea Carrière ex Rivière e C. Rivière (Poaceae), no campus da Universidade Federal de Juiz de Fora, MG*. In: Congresso de ecologia do Brasil, Caxambu, MG, Sociedade de Ecologia do Brasil, p. 1-2.
- Elias, F.; Marimon, B.S.; Neves, E.C.; Morandi, P.S., Reis, S.M.; Mews, H.A.; Marimon-júnior, B. (2015) - Regeneração de espécies lenhosas sob a influência do bambu *Actinocladum*

- verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (Poaceae) em cerrado e cerrado típico na transição Cerrado-Amazônia. *Revista brasileira de Biociências*, vol. 13, n. 2, p. 68-78.
- Ene, J. *Antiga fábrica de papel de bambu de bom retiro de Guaíba*. (2016). [2017-03-01]. <<http://agrobambu.blogspot.com.br/>>.
- Felfili, J.M. e Rezende, R.P. (2003) - *Conceitos e métodos em fitossociologia*. Comunicações Técnicas Florestais. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, Brasília, 68 p.
- FELFILI, M. J.; REZENDE, A. V.; SILVA JÚNIOR, M. C (orgs). **Biogeografia do Bioma Cerrado. Vegetação e Solos da Chapada dos Veadeiros**. Universidade de Brasília-Finatec. Brasília, Brasil. 2007. 256p.
- FELKER, R.M.; ROVEDDER, A.P.; LONGHI, S.J.; FRANK, E.A.; STEFANELLO, M.M.; PECCATTI, A. Impacto de *Bambusa tuldoidea* Munro (Poaceae) na regeneração florestal. **Cerne**. v. 23, n.2, p.275-282, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201723022297>
- Fukushima, K.; Usui, N.; Ogawa, R.; Tokuchi, N. (2015) - Impacts of moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) invasion on dry matter and carbon and nitrogen stocks in a broad-leaved secondary forest located in Kyoto, western Japan. *Plant Species Biology*, vol. 30, p. 81–95. <http://dx.doi.org/10.1111/1442-1984.12066>.
- Giehl, E.L.H.; Athayde, E.A.; Budke, J.C.; Gesing, J.P.A.; Eisinger, S.M. e Canto-Dorow, T.S. (2007) - Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, vol. 21, p. 137-145. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062007000100013>.
- Griscom, B.P.; Ashton, P.M.S. (2006) - A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. *Journal of Tropical Ecology*. Vol. 22, p. 587–597. <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467406003361>.
- Hammer, O.; Harper, D.A. e Ryan, P.D. (2004) - *AST -Paleontological Statistics*. Versão 1.12. <<http://www.folk.uio.no/ohammer/past>>.
- Harper, D.A.T. (1999) - *Numerical Palaeobiology*. Toronto: John Wiley e Sons, vol 137, 468 p.
- Hill, M.O.; Gauch J.R. (1980) - Detrended Correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetation*, v. 42, p.47-58.
- Howe, H.F. (1993) - Specialized and generalized dispersal systems: where does "the paradigm" stand? *Vegetation*, vol. 107, n. 1, p. 3-13. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00052208>.
- Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística - IBGE. *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro, RJ – Brasil, 2012. [cit. 2017-08-20]. <[ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos\\_naturais/manuais\\_tecnicos/manual\\_tecnico\\_vegetacao\\_brasileira.pdf](ftp://geoftp.ibge.gov.br/documentos/recursos_naturais/manuais_tecnicos/manual_tecnico_vegetacao_brasileira.pdf)>.
- JBRJ. Jardim Botânico do rio de Janeiro. *Lista de Espécies da flora do Brasil*. [2016-06-12]. <[www.floradobrasil.jbrj.gov.br/](http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br/)>.
- Kudo, G.; Amagai, Y.; Hoshino, B e Kaneko, M. (2011) - Invasion of dwarf bamboo into alpine snow-meadows in northern Japan: pattern of expansion and impact on species diversity. *Ecology and Evolution*, vol. 1, n.1, p.85–96. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.9>.
- Leyser, G.; Zanin, E.M.; Budke, J.C.; Mélo, M.A.De.; Henke-Oliveira, C. (2012)- Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, vol. 26, n.1, p.74-83. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000100009>.

- Lima, G.R.A.F.; Rother, D.C.; Araujo, L.S.; Gandolfi, S e Rodrigues, R.R. (2007) - Bamboo dominated gaps in the Atlântica rain Forest: impacts on vegetation structure and species diversity. In: *Congresso de ecologia do Brasil*, Caxambu, MG. Sociedade de Ecologia do Brasil, 1285 p.
- Lima, R.A.F.; Rother, D.C.; Muler, A.E.; Lepsch, I.F.; Rodrigues, R.R. (2012) -Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the Atlantic Forest hotspot. *Biological Conservation*, vol. 147, p.32-39.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.015>.
- Magurran, A.E. (1988) - *Ecological diversity and its measurements*. Princeton: Princeton University Press, 179 p.
- Maluf, J.R.T. (2000) - Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, vol. 8, n. 1, p. 141-150.
- Marchiori, J.N.C. (1997) - *Dendrologia das angiospermas: leguminosas*. Santa Maria: UFSM, 200 p.
- Marimon, B.S.; Felfili, J.M.; Lima, E.S. e Rodrigues, A.J. (2001). Distribuição de circunferências e alturas em três porções da mata de galeria do Córrego Bacaba, Nova Xavantina-MT. *Árvore*, vol. 25, n.3, p.335-343.
- McCune, B.; Mefford, M.J. (1999) - *PC-ORD version 4.14: Multivariate analysis of ecological data*. Oregon: Glaneden Beach: MjM Software Design, 237 p.
- Mueller-Doimbois, D.; Ellenberg, H. (1974) - *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Wiley e Sons, 547 p.
- Oliveira-Filho, A.T.; Vilela, E.A.; Carvalho, D.A. e Gavilanes M.L. (1994) - Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 10, n. [] p. 483-508.
- Rother, D.; Rodrigues, R.R.; Pizo, M.A. (2009) - Effects of bamboo stands on seed rain and seed limitation in a rainforest. *Forest Ecology and Management*, vol. 257, n[], p. 885-892.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.022>.
- Sanquetta, C.R.; Dalla Corte, A.P.; Vulcanis, L.; Berni, D.M. (2005) - Sobrevivência de mudas de *Araucaria angustifolia* Bert. O. Ktze. plantadas em um experimento de controle de taquaras (Bambusoideae) no sul do Paraná, Brasil. *Floresta*, vol.35, n.1, p.127-135.
- Santos, S. C. dos.; Budke, J.C.; Muller, A. (2012) - Regeneração de espécies arbóreas sob a influência de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae) em uma floresta subtropical. *Acta Botânica Brasilica*. vol. 26, n. 1, p. 218-229.  
<http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000100021>.
- Shinohara, Y.; Otsuki, K. (2015) - Comparisons of soil-water content between a Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) forest and na evergreen broadleaved forest in western Japan. *Plant Species Biology*, vol.30, p. 96–103.  
<http://dx.doi.org/10.1111/1442-1984.12076>.
- Shirasuna, R. T., Filgueiras, T. DE S., Barbosa, L. M. (2013) - Poaceae do Rodoanel Mario Covas, Trecho Sul, São Paulo, SP, Brasil: florística e potencial de uso na restauração de áreas degradadas. *Hoehnea*, v. 40, n. 3, p. 521-536.
- Silveira, M. (2005) -*A floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia: padrões e processos em múltiplas escalas*. Rio Branco: Edufac, 127 p.
- Silvério, D.V.; Mews, H.A.; Lenza, E.; Marimon, B.S. (2010) - Impactos do agrupamento do bambu *Actinocladum verticillatum* (Nees) McClure ex Soderstr. (Poaceae) sobre a vegetação lenhosa de duas fitofisionomias de Cerrado na transição Cerrado-Floresta Amazônica. *Acta Amazonica*, vol. 40, n. 2, p. 347-356.  
<http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672010000200013>.
- Siminski, A.; Paulilo, M.T.S. (2004) - Resposta de *Cupania vernalis* Cambess (Sapindaceae) a variação na intensidade de luz. *Insula*, vol. 33, p. 101-110.



- Souza, L.A.; Moscheta, I.S. (1991) - Estrutura da flor e antese de *Ocotea puberula* (Rich.) Nees - Lauraceae. In: *Congresso nacional de botânica*, Goiânia: Sociedade Botânica do Brasil / Universidade Federal de Góias, 359 p.
- Swaine, M.D. e Whitmore, T.C. (1988) - On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetation*, vol. 75, p. 81-86.
- Tabarelli, M. e Mantovani, W. (1999) - Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica Montana. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, vol. 59, n. 2, p. 251-261.  
<http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081999000200009>.
- Van Der Pijl, L. (1982) - *Principles of dispersal in higher plants*. Berlin: Springer-Verlag, 162 p.
- Venzke, T.S. (2012) - Florística de comunidades arbóreas no Município de Pelotas, Rio Grande do Sul. *Revista Rodriguésia*, vol.63, n.3, p.571-578.  
Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S2175-78602012000300008>.
- Ziller, S.R.; Galvão, F. 2002. A degradação da Estepe Gramíneo-Lenhosa no Paraná por contaminação de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. *Revista Floresta*, vol. 32, n.1, p. 41-47.  
<http://dx.doi.org/10.5380/RF.V32I1.2348>.