

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

Caracterização florística e fitossociológica de uma área em processo de restauração florestal comparada a uma área em sucessão secundária (regeneração natural) no Sul do Brasil

Ana Flávia Boeni

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

**Piracicaba
2016**

**Ana Flávia Boeni
Engenheira Florestal**

Caracterização florística e fitossociológica de uma área em processo de restauração florestal comparada a uma área em sucessão secundária (regeneração natural) no Sul do Brasil

Versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **SERGIUS GANDOLFI**

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

**Piracicaba
2016**

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

Boeni, Ana Flávia

Caracterização florística e fitossociológica de uma área em processo de restauração florestal comparada a uma área em sucessão secundária (regeneração natural) no Sul do Brasil /Ana Flávia Boeni. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016.

208 p. : il.

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

1. Sucessão florestal 2. Avaliação e monitoramento 3. Floresta Estacional Semidecidual
4. Rio Grande do Sul I. Título

CDD 634.94
B671c

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Dedico especialmente a minha mãe.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu orientador Sergius Gandolfi, com quem aprendi muito nessa jornada. Obrigada pela paciência e dedicação nas explicações, pelas diversas ideias, por aceitar que meu trabalho fosse realizado no Rio Grande do Sul e que por isso, grande parte do estudo fosse conduzido à distância. Também agradeço pelas dicas profissionais durante os intervalos do café na cozinha do LERF e pelo exemplo de professor e pesquisador que é, e que além de tudo sabe equilibrar a vida profissional com a família!

Aos professores das disciplinas, os quais foram muito importantes para a formação do meu conhecimento, como o Sergius, Ricardo Rodrigues, Pedro Brancalion, Ricardo Viani, André Nave além do professor João Batista, por despertar minha coragem para utilizar o ambiente R (Use R!).

A Débora Rother pelas orientações na fase de elaboração do projeto e pelas diversas dicas ao longo de todo o mestrado. A Rafaela Pereira Naves (Rafa), por me ajudar muito na parte das análises estatísticas, inicialmente ao me auxiliar a escolhê-las e constantemente respondendo às minhas dúvidas sobre como eu deveria utilizá-las e como rodá-las no ambiente R. Ao Nino Amazonas pelas correções da tradução do inglês.

Ao pessoal do LERF/Lastrop: Mariana Pardi, Cristina Yuri Vidal, Débora Rother, Marina Duarte (Marininha), Carina Camargo, Nino Amazonas, Júlia Manguiera, Laíne Correa, Andréia Erdmann, Simone Magalhães, Ana Paula Liboni, Isabela Fagundes, Adriana Bellemo, Henrique Brant, Cinthia Montibeller, Cláudia Attanasio, Rafaela Naves, Samantha Kauling, Thaís Haddad, Allan Mônico, Pablo Figueiredo, Karina Lima e Sergio Baez, pelo compartilhamento de ideias, pelos diversos momentos de descontração (e desconcentração, rsrs) e pela amizade.

As meninas da república Parça, minha casa nas estadas em Piracicaba, Vivian Vilela (Vilinha), Carina Camargo, Vanessa Moreno e Mariana Bettinardi, pela convivência em geral muito divertida, por aguentarem minhas lamúrias diante do calor e da saudade. Em especial a Vilinha, que é um anjo de pessoa, sempre disposta a ajudar e a cuidar dos outros!

As meninas Sílvia Rafaela Lins e Carina Silva, que conheci durante o confinamento da disciplina de Restauração Ecológica e que acabaram se tornando superamigas, com quem pude compartilhar muitos momentos de risadas enquanto triávamos amostras de liteira no barracão do CENA.

Ao pessoal da UFRGS de Porto Alegre, professora Sandra Müller e Milena Rosenfield por aceitarem o trabalho conjunto na área que a Milena já havia conseguido e por disponibilizarem o espaço do Laboratório de Ecologia Vegetal (LEVEG) para identificação das coletas e eventuais estudos. Também ao Tiago Toma pelas ocasionais ajudas.

Ao Hugo Albino Seibt Thomaz e equipe da CEEE-GT, pela permissão de uso das áreas, ao Everton Vieira, Juliane Chies e Joel Kleinpaul, por responderem aos questionamentos sobre as áreas.

Ao Maurício Figueira (Goela), pela identificação das minhas exsiccatas e ao Pablo e Gabriel Coleta, por darem umas dicas. Também, ao Roberto Venturini e a amiga Sônia Pereira pela ajuda na coleta de dados.

A minha família amada por estar sempre presente (inclusive pelo grupo no Whatsapp, rsrs), sempre emanando energias boas para que meu caminho fosse mais fácil. Em especial a minha mãe, que sempre me incentivou muito a seguir o

caminho dos estudos e vibra a cada passo que dou na vida pessoal e profissional. E ao meu pai, que me enche de emoção à medida que vai abrindo seu coração.

Ao meu querido namorado/marido Estevão, pela paciência durante meus momentos de temor, baixa autoestima, cansaço, por segurar as pontas em casa enquanto eu, dependendo da bolsa, mal consegui ajudar nas despesas. Também pelos conselhos de organização do tempo, que não são muito a minha cara, mas que sem dúvida ajudaram bastante. E acima de tudo, por aguentar firme as minhas idas e vindas, minha ausência em casa, compreendendo que eu estava na realização de um sonho.

A Karina Kuhn, pelo auxílio nas informações sobre a legislação, pelo empréstimo dos livros e pela amizade.

Ao Projeto temático "Restauração Ecológica de Florestas Ciliares, de Florestas de Produção e de Fragmentos Florestais Degradados (em APP e RL), com Elevada Diversidade, com Base na Ecologia de Restauração de Ecossistemas de Referência" da FAPESP pelo financiamento da coleta de dados. Aos coordenadores dos módulos do projeto Ricardo Viani (módulo 5) e Ricardo Rodrigues (módulo 2), além da Cláudia pelo auxílio na prestação de contas.

A CAPES pela bolsa fornecida durante o período do mestrado.

A Giovana Oliveira, secretária do programa de pós-graduação em Recursos Florestais, por estar sempre disponível para responder nossas dúvidas e nos ajudar.

Agradeço também a Robin Chazdon, por seu exemplo de amor para com a natureza, seu brilho nos olhos quando fala sobre as florestas, o que nos inspira a apreciá-las ainda mais, e também por seu maravilhoso livro *Second Growth*, que elucidou muitas dúvidas e acabou se tornando meu livro de cabeceira.

A Karen Holl pelas dicas no trabalho e de uma maneira geral por inspirar a dedicação à pesquisa.

A banca (Débora Rother e Ricardo Viani) e a Milena Rosenfield, pelas recomendações de revisão.

E não menos importante, agradeço a todos os comandantes, pilotos, copilotos e controladores de voo, que ao longo desses dois anos e pouco garantiram a segurança das minhas incontáveis viagens aéreas entre São Paulo e Porto Alegre.

Muito obrigada a todos!

*“Mit den ersten Bäumen,
die gefällt wurden,
begann die Kultur.
Mit den letzten Bäumen,
die gefällt werden,
endet sie “*

(Hermann Hesse)

(“Com as primeiras árvores derrubadas começou a civilização.
Com as últimas árvores derrubadas a civilização terminará.”)

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO	15
1.1 Restauração florestal	16
1.2 Regeneração natural.....	28
1.3 Avaliação e monitoramento	37
1.4 Hipóteses e Objetivos	40
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	43
2.1 Caracterização da área	43
2.2 Coleta de dados	57
2.3 Análise dos dados	60
3 RESULTADOS	66
3.1 Caracterização florística do estrato arbustivo-arbóreo	66
3.2 Caracterização estrutural e fitossociológica do estrato arbustivo-arbóreo	72
3.3 Categorias de status sucessional do estrato arbustivo-arbóreo	89
3.4 Síndromes de dispersão do estrato arbustivo-arbóreo.....	91
3.5 Caracterização florística do estrato regenerante	93
3.6 Caracterização fitossociológica do estrato regenerante	100
3.7 Categorias de status sucessional do estrato regenerante.....	109
3.8 Síndromes de dispersão do estrato regenerante	111
3.9 Relações entre estrato arbustivo-arbóreo e estrato regenerante	112
4 DISCUSSÃO	115
4.1 Sobre os distúrbios.....	115
4.2 Como variam a composição florística, riqueza e diversidade de espécies do estrato arbustivo-arbóreo entre a área em processo de restauração pelo método do plantio e aquela em sucessão secundária (apenas regeneração natural)?	116
4.3 Como o dossel florestal, a densidade de indivíduos e a área basal do estrato arbustivo-arbóreo variam entre as áreas de estudo?	120
4.4 Qual o comportamento dos grupos funcionais (categorias de status sucessional e síndromes de dispersão) do estrato arbustivo-arbóreo nas duas áreas de estudo?	128
4.5 Como variam a riqueza, diversidade de espécies, densidade de indivíduos, área basal e grupos funcionais (categorias de status sucessional e síndromes de dispersão) do estrato regenerante entre as duas áreas?	133
4.6 Qual a dominância de espécies e a similaridade florística entre o estrato arbustivo-arbóreo e o estrato regenerante em cada uma das duas áreas de estudo?	138
5 IMPLICAÇÕES PRÁTICAS.....	140

5.1 Avaliação do plantio: foi bom, neutro ou ruim?	140
5.2 Simulações e sugestões para restauração florestal com outros objetivos em áreas de alto potencial de regeneração e paisagem florestal.....	144
5.3 Contexto da inserção da restauração na legislação no Rio Grande do Sul	153
5.4 Fatores a serem considerados para a escolha do método de restauração florestal no Estado do Rio Grande do Sul	155
CONCLUSÕES.....	166
REFERÊNCIAS	167
APÊNDICES	201

RESUMO

Caracterização florística e fitossociológica de uma área em processo de restauração florestal comparada a uma área em sucessão secundária (regeneração natural) no Sul do Brasil

Com a intensa degradação histórica dos ecossistemas naturais esforços mundiais estão sendo unidos para a restauração dos ecossistemas degradados. Em vista dessa demanda crescente por restauração florestal e pela diminuição dos custos que dela decorrem, o trabalho objetivou descrever e distinguir a composição florística e fitossociológica atual de uma área em processo de restauração pelo método de plantio total e de outra imediatamente ao lado que foi abandonada e está se recuperando somente pela regeneração natural. Ambas as áreas eram talhões de eucaliptos que foram colhidos há 8 anos, na região da serra do Rio Grande do Sul, que pelas limitações de terreno ainda abrigam diversos remanescentes florestais. A coleta dos dados foi realizada num Horto Florestal do município de Canela. Foram alocadas sistematicamente 20 parcelas de 10 x 10m (100m²) nos locais onde foi realizado o plantio (AP) e 20 parcelas onde ocorreu o estabelecimento da regeneração natural (ARN). Em cada parcela de 100 m² foram coletados dados de todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com Diâmetro a Altura do Peito (DAP) \geq 4,8 cm, os quais tiveram suas alturas totais estimadas. Os exemplares foram identificados e classificados conforme seu grupo (plantados, regenerantes, rebrotas ou remanescentes), sua posição (dossel, sub-bosque ou situados em clareiras) e tamanho de copa (grande, média e pequena). Para amostragem do estrato regenerante, em cada parcela de 100m² foram alocadas duas sub-parcelas de 2 x 2m (4m²), onde todos os indivíduos de altura acima de 0,3 m até DAP = 4,7 cm foram levantados. Todos os indivíduos foram classificados conforme a categoria de status sucessional de suas espécies em: pioneiras, secundárias iniciais, clímáticas e típicas de sub-bosque, bem como segundo a síndrome de dispersão em: zoocóricas (dispersas por animais), anemocóricas (dispersas pelo vento) e autocóricas (mecanismos próprios). Os parâmetros fitossociológicos foram calculados, como densidade, dominância, frequência, valor de cobertura e de importância, além da riqueza de espécies, indicador Jackknife 1 e dos índices de Shannon, Pielou, similaridade de Jaccard e Chao-Jaccard. A densidade, área basal, proporções de categorias successionais, síndromes de dispersão, tamanhos de copa, área de projeção de copa e grupos, foram comparados entre as duas áreas utilizando Modelos Lineares Generalizados. Como a paisagem é basicamente composta por florestas maduras, e as áreas de estudo estão localizadas lado a lado, os parâmetros riqueza, diversidade de espécies, densidade de indivíduos, área basal, cobertura florestal e proporções de grupos funcionais (categorias de status sucessional e síndromes de dispersão) praticamente não apresentaram diferenças significativas entre as duas áreas, tanto no estrato arbustivo-arbóreo quanto no estrato regenerante. Os resultados demonstram que neste contexto, o plantio total de mudas não foi necessário para o objetivo de restaurar a estrutura florestal, composição florística e processos ecológicos. Porém mostram a importância de se analisar os fatores como objetivos, composição da paisagem, uso histórico do solo e potencial de regeneração da área a ser restaurada para aproveitar-se do potencial da regeneração natural quando essas condicionantes forem atendidas, o que pode diminuir custos da restauração florestal e torná-la mais atrativa.

Palavras-chave: Sucessão florestal; Avaliação e monitoramento; Floresta Estacional Semidecidual; Rio Grande do Sul

ABSTRACT

Floristic and phytosociological description of an area undergoing forest restoration compared to an area under secondary succession (natural regeneration) in Southern Brazil

Because of the intense historical degradation of natural ecosystems, worldwide efforts are being joined for the restoration of degraded lands. Driven by the growing demand for forest restoration and for the need of reducing its costs, this study aimed to describe and distinguish the current phytosociological aspects and floristic composition of an area undergoing restoration using the total seedling plantation method and an adjacent secondary forest regenerating naturally in abandoned area. Both areas are former *Eucalyptus* sp. stands that were harvested eight years ago, in the mountains of Rio Grande do Sul, Brazil, which still shelters many forest remnants, because of the terrain characteristics. The study sites are located in a reserve in Canela, RS, Brazil. Twenty 10 x 10 m plots (100m²) were systematically allocated in the plantations site (AP) and another 20 plots were allocated in the natural regeneration site (ARN). In each plot, all shrub and tree individuals with Diameter at Breast Height (DBH) \geq 4.8 cm were measured (diameter and total height). The individuals were classified into planted, regenerating, sprouts or remnant, classified according to their position (canopy, understory or located in clearings) and also according to crown size (large, medium and small). For sampling the regenerative stratum, two sub-plots (2 x 2 m; 4 m²) were allocated in each plot, within which all individuals taller than 0.3 m and of DBH smaller than 4.7 cm were measured. All specimens were classified according to their successional categories into pioneers, early secondary, climax and typical understory species, and according to their dispersion syndrome into zoochoric, anemochoric and autochoric. After sampling, the following phytosociological parameters were calculated: density, frequency, dominance, coverage and importance value, and also species richness and the indexes of Shannon, Pielou, Jaccard and Chao-Jaccard. Density, basal area, proportions between successional categories, dispersal syndromes, crown sizes, forest cover and groups were compared between the two areas using Generalized Linear Models. As the landscape is basically composed of mature forests, and the study sites are adjacent, the richness parameters, species diversity, density, basal area, forest cover and proportion of functional groups (successional status categories and dispersion syndromes) showed practically no significant differences between the sites, considering both the shrub-tree layer and the regenerative stratum. The results demonstrate that, in this context, the plantation of seedlings in total area was not necessary to restore the forest structure, floristic composition and ecological process. Nevertheless, they show the importance of analyzing factors such as the goal, landscape composition, historical land use and resilience of a degraded land in order to take advantage of its natural regeneration potential when these conditions are met, which may decrease restoration costs and also make it more attractive.

Keywords: Forest succession; Evaluation and monitoring; Seasonal Semideciduous Forest; Rio Grande do Sul

1 INTRODUÇÃO

Inúmeras são as atividades comerciais exploratórias que degradam o meio ambiente, gerando impactos sobre as florestas e seus ecossistemas associados. O Bioma Mata Atlântica, por exemplo, apresenta histórico de destruição desde o descobrimento do Brasil, sendo o primeiro bioma a ser afetado no país, restando atualmente somente 15% da vegetação original (contando-se os remanescentes acima de 3 hectares), os quais muitas vezes são fragmentos isolados na paisagem (RODRIGUES et al., 2009; SOSMA; INPE, 2015).

As consequências dessa degradação, não só no Brasil, mas em todo o mundo, envolvem a perda de serviços ecossistêmicos, de matérias-primas, dos habitantes florestais (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005), o agravamento do aquecimento global, causando em geral uma série de problemas socioeconômicos e ecológicos (LAMB; STANTURF; MADSEN, 2012). Tamanha preocupação com as consequências da degradação tem resultado na união de esforços mundiais numa tentativa de frear essas perturbações, restaurar o que já foi danificado e diminuir as consequências. Nesses casos a intervenção do homem é imprescindível (ENGEL; PARROTTA, 2008). Três estratégias possíveis que podem ser tomadas pela população são: i) investimentos em tecnologias sustentáveis; ii) mudança no comportamento humano, incluindo padrões de reprodução e de consumo e iii) aumento nos esforços para restauração do capital natural (BLIGNAUT; ARONSON; DE GROOT, 2014).

Na linha dos esforços conjuntos, em setembro de 2011, os líderes mundiais anunciaram o Desafio de Bonn, com a meta de restaurar 150 milhões de hectares de áreas degradadas e desmatadas até 2020 (BONN CHALLENGE, 2015). Esse desafio foi reforçado e aumentado em 2014 durante a Cúpula do Clima das Nações Unidas, para 350 milhões de hectares até 2030 (INSTITUTO INTERNACIONAL PARA SUSTENTABILIDADE - IIS, 2014). No Brasil, existe o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, que tem como objetivo a restauração florestal de 15 milhões de hectares até 2050 (BRANCALION et al., 2012b). Todas essas metas aumentam a necessidade por métodos de restauração efetivos e de baixo custo, bem como o conhecimento de quando e onde usá-los.

O presente trabalho tem maior enfoque na restauração florestal da Mata Atlântica, especificamente na região da Serra Gaúcha, onde ainda restam florestas maduras ou secundárias nas rebordas do relevo. O trabalho busca descrever a caracterização florística e estrutural de uma área que está em processo de restauração por meio de um plantio de espécies arbustivo-arbóreas e a composição de uma área imediatamente ao lado que está em regeneração natural pelo mesmo período de tempo, procurando distinguir quais parâmetros foram melhores ou piores em cada área.

1.1 Restauração florestal

1.1.1 O que é restauração florestal?

A restauração ecológica é a manipulação de processos sucessionais visando reverter a intensa degradação causada pelas atividades humanas (HOBBS; WALKER; WALKER, 2007; REY BENAYAS et al., 2009). A Sociedade Internacional de Restauração Ecológica (*Society for Ecological Restoration International – SERI*) define oficialmente que a Restauração Ecológica é “o processo de assistência à recuperação de ecossistemas que têm sido degradados, danificados ou destruídos” (SER, 2004).

É um processo intencional que visa acelerar o recobrimento de um ecossistema no que diz respeito a sua estrutura (composição de espécies, cobertura, fisionomia), propriedades funcionais (produtividade, ciclagem de nutrientes, fluxo de energia), e trocas com a paisagem ou ecossistemas circundantes (LAMB; STANTURF; MADSEN, 2012). De uma perspectiva socioeconômica, a restauração ecológica recobre o fluxo de bens naturais e serviços econômicos que os ecossistemas fornecem para a sociedade. E, de uma perspectiva cultural, ela renova o relacionamento da população com a natureza no que diz respeito aos valores estéticos e a realização pessoal (CLEWELL; ARONSON, 2007).

A restauração ecológica pode abranger diferentes tipos de ecossistemas, portanto, quando é aplicada para os ecossistemas florestais ela é referida como restauração florestal (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011), que será o foco deste trabalho.

É importante ressaltar que por mais importantes que sejam as ações de restauração, elas não substituem as de conservação, sobretudo, a restauração florestal ganha forças quando são unidas a ela as ações de conservação e preservação das florestas remanescentes (VIANI et al., 2015a). Juntos, esses esforços podem ser maneiras de parar as taxas de extinção de espécies e manter os serviços ecossistêmicos (CHAZDON, 2008a; HOLL, 2012).

1.1.2 Quais são os objetivos da restauração florestal?

O principal objetivo da restauração ecológica é o restabelecimento das características de um ecossistema, tal como biodiversidade e funções ecológicas, que prevaleciam antes da degradação (REY BENAYAS et al., 2009). Entre esses objetivos também estão inseridos o retorno dos serviços ecossistêmicos (benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas). São eles: a regulação de gases atmosféricos, sequestro de carbono, regulação do clima e de distúrbios, melhoria na qualidade de água, retenção do solo e controle de erosão, regulação de nutrientes e aumento na fertilidade do solo, de tratamento de resíduos, polinização e controle biológico, biodiversidade, refúgio de fauna, produção de alimentos, matéria-prima e recursos genéticos, informações estéticas, culturais, artísticas e educacionais, etc. (ANDRADE; ROMEIRO, 2009; CAIRNS, 1995; DITT et al., 2010; PERRINGS et al., 2010; REY BENAYAS et al., 2009). Além disso, a restauração objetiva a formação de comunidades que sejam autossustentáveis e capazes de manterem-se por si só, caso não tivessem passado pelo distúrbio da degradação (CLEWELL; ARONSON, 2007).

Entre as metas da restauração estão a renovação de aspectos disfuncionais do ambiente abiótico, a preparação de habitat adequado para determinadas espécies e a recuperação de uma paisagem funcionalmente integrada (CLEWELL; ARONSON, 2007), este último através do aumento da conectividade entre os fragmentos florestais, os quais muitas vezes oferecem baixa diversidade de espécies quando analisados isoladamente, mas que em conjunto ainda apresentam uma ampla riqueza (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; DOS SANTOS; KINOSHITA; SANTOS, 2007; RODRIGUES et al., 2007). Em paisagens muito fragmentadas, devido ao baixo potencial de regeneração natural, a restauração florestal pode promover a construção de comunidades permanentes, as quais se bem planejadas

poderão garantir a chegada de comunidades maduras (GANDOLFI, 2013) e aumentar ainda mais a biodiversidade e conectividade.

Há um termo recente para abranger a abordagem de paisagem, chamado de Restauração de Paisagens Florestais (RPF), visando gerenciar as interações dinâmicas e muitas vezes complexas entre as pessoas, recursos naturais e usos do solo que compõem uma paisagem (MAGINNIS; RIETBERGEN-MCCRACKEN; JACKSON, 2007).

Em geral, todos esses objetivos da restauração visam também trazer benefícios sociais e econômicos à população, alguns em escala local, outros em escala mundial. A restauração florestal pode ser também um pequeno passo na redução da pobreza. A experiência tem mostrado que quando são dados direitos a pessoas pobres sobre recursos florestais degradados, juntamente com assessoria técnica, elas podem transformar esses recursos em ativos saudáveis, produtivos e biologicamente ricos, dentro de poucos anos (JACKSON; MAGINNIS, 2007).

1.1.3 Qual a importância da restauração florestal no cenário atual, em uma escala global, nacional e regional?

Os benefícios trazidos pela restauração em função do aumento da biodiversidade e pelo sequestro de carbono dizem respeito a toda população e estão amplamente ligados. A restauração ecológica de florestas, principalmente as tropicais, pode garantir a conservação da biodiversidade, que por sua vez oferece diversos benefícios, tanto ecológicos através da garantia da dinâmica florestal, dos processos ecológicos (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013) e do abrigo e alimento à fauna, quanto em relação à saúde, através da garantia de produtos ou bens oriundos do sistema natural incluindo fármacos, alimentos, madeira e qualidade de vida (purificação do ar, alteração do clima, etc.) (ALHO, 2012).

Além disso, diante do aumento no lançamento de carbono para a atmosfera e as constantes ameaças sobre a aceleração do aquecimento global e consequente mudança climática, as florestas passaram a ser vistas exercendo um novo serviço: o de sumidouros de carbono, auxiliando na redução do efeito-estufa (DE MELO; DURIGAN, 2006; FORSTER; MELO, 2007; PEREZ, 2010).

Ao longo de todo o planeta a restauração ecológica vem sendo praticada em diversos ecossistemas e com distintas finalidades, como por exemplo, nas áreas de vegetação semiáridas da Austrália (TONGWAY; LUDWIG, 2007), nas savanas da

África do Sul (BLIGNAUT; VAN AARDE, 2007), em pradarias dos Estados Unidos (RAMSEUR JR.; CLEWELL, 2007), nas turfeiras da Alemanha (SCHÄFER; WICHTMANN, 2007), em florestas degradadas e abandonadas na França (ARONSON; LE FLOC'H, 2007), etc.

A restauração das florestas tropicais se iniciou há vários anos, principalmente focando na problemática da regeneração secundária e na reversão do processo de degradação pelo desmatamento (MELI, 2003). Além dos Estados Unidos, há projetos de restauração em todo o continente americano, desde o México, América Central até a América do Sul. No México, a pesquisa sobre restauração dos ecossistemas se iniciou no final dos anos 80 e se consolidou durante a década de 90, experimentando grande crescimento. Similarmente, ocorreu em alguns países da América Central, especialmente na Costa Rica e Panamá, envolvendo as Florestas Tropicais (BONFIL; GONZÁLEZ ESPINOSA, 2015). Também na América do Sul, os primeiros trabalhos publicados na Argentina sobre restauração ecológica datam da década de 90, apresentando amplo crescimento principalmente a partir de 2008, semelhante ao que ocorre na Colômbia (ROVERE, 2015). Normalmente também estão envolvidas as questões culturais e os valores econômicos da restauração. O mesmo ocorre nas savanas de espininhos do Chile, onde projetos visam a restauração dos valores culturais do ecossistema (OVALLE; ARONSON, 2007).

No Brasil, a restauração dos ecossistemas estima ter começado no final do século XIX, porém apenas recentemente acabou sendo reconhecida pela sociedade e comunidade científica como restauração ecológica (DURIGAN; ENGEL, 2012; RODRIGUES et al., 2009).

De acordo com Rodrigues et al. (2009), vários projetos de restauração foram conduzidos na Floresta Atlântica desde as iniciativas pioneiras. Durante este período, a restauração ecológica mostrou grande avanço. Analisando então o histórico da restauração ecológica no Brasil, Rodrigues et al. (2009) classificam-na em fases, levando em consideração as diferentes épocas, embasamentos teóricos e ações de restauração. Os primeiros projetos consistiam em plantios aleatórios de espécies arbóreas, nativas e exóticas, sem critérios ecológicos para a escolha e combinação das espécies. Após essa fase, iniciou-se o favorecimento de espécies nativas brasileiras, dando prioridade também para espécies de rápido crescimento, evoluindo para a meta de criar um modelo de restauração florestal que resultasse,

numa floresta pronta. Essa ideia de copiar uma floresta madura foi abandonada e focalizou-se na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução de uma floresta. Com isso, o plantio de mudas como única metodologia de restauração de áreas, começou a ser questionado, e várias outras metodologias de restauração começaram a ser testadas (ISERNHAGEN et al., 2009b; RODRIGUES et al., 2009).

A fase atual, considerada por Rodrigues et al. (2009) abrange os atuais esforços para adaptar ao conjunto de espécies uma diversidade genética, que são elementos chaves para a manutenção e evolução de ecossistemas florestais (LESICA; ALLENDORF, 1999). Além disso, é a fase em que se aproveitam as vantagens da pré-existência da diversidade genética por meio do manejo de recursos naturais da área, como por regeneração natural ou banco de sementes/plântulas (REIS et al., 2003; RODRIGUES; GANDOLFI, 2000; RODRIGUES et al., 2009).

No estado do Rio Grande do Sul, localizado no extremo Sul do Brasil, onde metade do território é ocupada pelas diferentes fisionomias do Bioma Mata Atlântica e outra metade pelo bioma Pampa, as ações de restauração florestal são recentes, e estão apresentando crescimento, tanto na quantidade de projetos quanto no conhecimento sobre o assunto. Anteriormente era utilizado o termo “recuperação”, que basicamente só era praticada quando em compensações ambientais após obras de grande impacto ou por mineradoras (MARCUIZZO, 2012). Uma referência nesse sentido deve-se ao trabalho de José Lutzenberg que nos anos 90 recuperou uma área antigamente degradada pela mineração, atualmente chamada de Rincão Gaia (STEIL et al., 2010).

Em 2000, o Governo Estadual lançou o Programa de Restauração de Mata Ciliar no Rio Grande do Sul, destinado a restaurar a vegetação às margens e no entorno dos corpos hídricos em Bacias Hidrográficas do Estado, e como contribuição foi lançado o guia “Diretrizes Ambientais para a Restauração de Matas Ciliares” (SEMA - RS, 2000). Nesse contexto, recentemente, foi publicado também um livro das Práticas para Restauração da Mata Ciliar (CASTRO; MELLO; POESTER, 2012), que apesar de ser uma iniciativa do município de Maquiné, traz conceitos e metodologias mais atualizadas.

Em relação a pesquisas, alguns projetos em restauração florestal e de campos nativos estão sendo desenvolvidos pelos Laboratórios de Ecologia Vegetal

(LEVEG) e Ecologia Quantitativa (ECOQUA) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e pelo Núcleo de Estudos e Pesquisas em Recuperação de Área Degradadas (NEPRADE) da Universidade Federal de Santa Maria. Fruto desses projetos, alguns trabalhos já foram produzidos, principalmente dissertações de mestrado e teses de doutorado (DICK, 2014; FELKER, 2014; FONSECA, 2013; HUMMEL, 2015; MARCUZZO, 2012; PIAIA, 2015).

1.1.4 Quais são os principais métodos de restauração e qual eficiência ecológica?

Diversos são os métodos de restauração florestal e dependem muito de fatores como resiliência do ecossistema, uso histórico do solo, a paisagem em que a área está inserida, as metas e os recursos financeiros (HOLL; AIDE, 2011). O planejamento da restauração compreende uma série de atividades interligadas que vão desde o objetivo até a implantação das ações de restauração, sendo que a definição do objetivo do trabalho de restauração é de extrema importância, pois é a partir dele que todas as atividades subsequentes serão baseadas e conduzidas (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013).

Se o objetivo principal da restauração florestal é induzir e/ou acelerar os processos de sucessão secundária dos ecossistemas florestais, então os fatores envolvidos na sucessão devem ser cuidadosamente analisados antes da escolha dos métodos, além de seguramente se ter bom conhecimento prévio da área a ser restaurada. Assim, verifica-se o potencial de regeneração de cada situação permitindo a definição de ações de restauração que aproveitem ao máximo esse potencial (ISERNHAGEN et al., 2009b).

O potencial de regeneração está ligado ao uso histórico do solo e a matriz de paisagem. A intensidade e a duração de uso do solo podem afetar a disponibilidade de propágulos naquele local (HOLL; AIDE, 2011), pois danificam raízes e caules que poderiam rebrotar, bem como o banco de sementes que poderia germinar (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009). Uma paisagem pobre em florestas pode reduzir muito a quantidade e qualidade das sementes que chegam para germinar (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; HOLL; AIDE, 2011).

É importante frisar que, por serem realizadas ações intencionais, a restauração florestal difere de uma sucessão secundária, que é um processo dirigido

pela natureza (CHAZDON, 2008a; WALKER; WALKER; HOBBS, 2007) e será melhor explicado adiante. Mesmo que sejam tomadas pequenas ações e restritas temporalmente, elas se propagam no tempo e persistem afetando a comunidade e o processo futuro de evolução dessa comunidade (CELENTANO et al., 2011; CORBIN; HOLL, 2012).

Independentemente de qual método será implantado para a restauração de determinada área, a primeira ação de restauração florestal deve ser o isolamento dos fatores de degradação (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013). Assim, evita-se o desperdício de esforços e recursos (financeiros, mudas, mão de obra, etc.), pois muitas das atividades executadas antes ou mesmo durante a restauração florestal podem ser totalmente perdidas em função da continuidade desses fatores de degradação. Além disso, a partir do isolamento, a vegetação nativa tem melhores condições para se desenvolver, aumentando a eficiência da restauração e conseqüentemente a redução dos custos associados a essa atividade (NBL; TNC, 2013).

Quando em paisagens com pouca chuva de sementes, com banco de sementes danificado e conseqüentemente com baixo potencial de regeneração, pode-se inserir os propágulos na área a ser restaurada lançando mão do plantio de mudas, tanto de espécies de rápido crescimento quanto aquelas finais de sucessão ou de valor econômico (CHAZDON, 2008a; HOLL, 2012; LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005; MONTAGNINI et al., 1997; NBL; TNC, 2013; RODRIGUES et al., 2009), bem como da semeadura direta de espécies florestais nativas (CAMPOS FILHO, 2012), principalmente as pioneiras, que apresentam rápido crescimento e formam precocemente uma cobertura florestal (ENGEL; PARROTTA, 2001; ISERNHAGEN, 2010; RODRIGUES et al., 2009).

O plantio de mudas consiste na inserção dos propágulos em forma de mudas nas áreas a serem restauradas, após terem passado pela germinação, crescimento e rustificação ainda em viveiros (BUSATO et al., 2012). Estas etapas no viveiro irão conferir às mudas maior capacidade de sobrevivência sob as condições de estresses do local do plantio, pois terão sido preparadas para adaptar-se a alta insolação e baixa disponibilidade de água e nutrientes (BUSATO et al., 2012; TEIXEIRA, 2012). O plantio pode ser em área total (ISERNHAGEN et al., 2009b), ou somente em ilhas, também chamado de nucleação (CORBIN; HOLL, 2012; REIS et al., 2003; ZAHAWI et al., 2013), ou até para complementar outras técnicas, através

do adensamento e enriquecimento (ISERNHAGEN et al., 2009b; MONTAGNINI et al., 1997).

O plantio em área total é normalmente utilizado quando além do local a ser restaurado não apresentar potencial autorregenerativo, a paisagem também é pobre em fragmentos florestais e em disponibilidade de propágulos. Também é uma técnica utilizada em menores escalas, pois apresenta custos altíssimos (HOLL; AIDE, 2011), tanto em materiais, como em mão de obra. Como forma de redução de custos, redução de manutenção e melhoria na eficiência do plantio total, garantindo alta diversidade de espécies, o Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF) da Universidade de São Paulo propôs um modelo de plantio baseado na sucessão ecológica, através da classificação das espécies em grupos de recobrimento e de diversidade, intercalando as linhas de plantio com cada grupo (GANDOLFI; BELLOTTO; RODRIGUES, 2009; RODRIGUES et al., 2009). As espécies de recobrimento seriam aquelas pioneiras ou secundárias iniciais, de crescimento rápido e de copas grandes, visando sombrear rapidamente a área do plantio e diminuir a manutenção com controle de gramíneas heliófilas. Em contrapartida, no grupo de diversidade estaria incluída uma ampla gama de espécies, em geral pertencendo a categorias de status sucessional mais tardias e também aquelas pioneiras com copas menores (ISERNHAGEN et al., 2009b; RODRIGUES et al., 2009).

A vantagem de plantios em área total é o rápido recobrimento da área anteriormente degradada e a formação de uma estrutura florestal que irá suprimir espécies de gramíneas e criar melhores condições para estabelecimento de uma comunidade mais diversa (BRANCALION et al., 2010; CELENTANO et al., 2011; NBL; TNC, 2013), com novas espécies lenhosas e outras formas de vida. Os plantios em área total para a restauração florestal apresentam maior previsibilidade do que outros métodos, por isso, em tempos passados, esse era basicamente o único método de restauração aceitável (ISERNHAGEN et al., 2009a). Ainda, formam uma rede de serviços, gerando empregos, como por exemplo, na colheita de sementes, na produção de mudas em viveiros (BRANCALION et al., 2010) e na prestação de serviços de plantio e manutenção.

Todavia, como visto, entre as principais desvantagens, o plantio em área total costuma apresentar custos elevados. Também costuma causar polêmicas e dividir opiniões de pesquisadores em relação ao número ideal de espécies nativas a

serem plantadas (ARONSON et al., 2011). A sua maior previsibilidade, apesar de ser considerada uma vantagem em algumas situações, pode ser indesejável em outras por formar uma floresta muito marcada pela influência antropogênica, e com baixa heterogeneidade natural (CORBIN; HOLL, 2012). Fato é que apesar dessas desvantagens, em algumas situações, prescrito o diagnóstico corretamente, o plantio em área total é realmente a única alternativa viável (BRANCALION et al., 2010).

O plantio de espécies arbóreas em ilhas ou em manchas, uma técnica de nucleação, pode ser utilizado como forma de reduzir os custos, tornando-se um método mais econômico do que os plantios em área total por requerer menor quantidade de árvores por hectare (CELENTANO et al., 2011). Também se baseia no princípio da sucessão ecológica em que a regeneração costuma ocorrer através de núcleos de árvores pioneiras, onde em torno destes outras espécies acabam se estabelecendo posteriormente (REIS et al., 2003). Em suma, os núcleos tem a função de atrair dispersores, facilitar o estabelecimento de novas espécies lenhosas e expandir a área de floresta ao longo dos anos (CELENTANO et al., 2011; CORBIN; HOLL, 2012; ZAHAWI et al., 2013). Em comparação com o simples estabelecimento da regeneração natural, este método apresentaria vantagens de acelerar a sucessão secundária a custos menores, sendo bastante apropriado para níveis intermediários de degradação e em contrapartida, apresentaria uma estrutura mais heterogênea do que nos plantios em área total (CORBIN; HOLL, 2012). Entre as desvantagens está o fato de que os núcleos só se expandem como o esperado numa maior escala de tempo, em locais onde há potencial de regeneração, onde a paisagem é pouco fragmentada e onde a região apresenta abundante precipitação (CORBIN; HOLL, 2012; REIS; BECHARA, 2014).

A semeadura direta é um sistema de regeneração alternativo, onde as sementes são espalhadas diretamente no local a ser reflorestado, sem a necessidade de formação de mudas, podendo ser aplicadas a lanço em área total, semeadura em linha ou em pontos (AGUIRRE, 2012). Baseia-se no princípio de que nas formações florestais a principal forma de regeneração, tanto nas clareiras como nas áreas vizinhas aos remanescentes, se dá por meio da semeadura natural, que em condições favoráveis proporcionam uma boa germinação das sementes (AGUIRRE, 2012).

Entre as principais vantagens estão o baixo custo, a praticidade, já que pode ser utilizada em locais de difícil acesso ou carência de recursos, e a ausência de

restrições físicas nas raízes, como ocorre quando as mudas são produzidas em saquinhos (AGUIRRE et al., 2015; BRANT, 2015; SOARES; RODRIGUES, 2008). Para eficiência da prática da semeadura direta, se faz necessário compreender os diferentes desempenhos das espécies em campo, relacionados especialmente às exigências nutricionais, fertilidade do solo, umidade e luz (ISERNHAGEN, 2010). Espécies de sementes grandes seriam as mais adequadas à prática da semeadura direta, pois apresentam maior sobrevivência (SOARES; RODRIGUES, 2008; VAN DER VALK, 1992).

As desvantagens estão relacionadas à maior manutenção das mudas nos dois primeiros anos pós-germinação, pois as plântulas emergentes requerem mais cuidados e tratamentos culturais adicionais, além da baixa porcentagem de germinação das sementes, em vista dos lotes de sementes não viáveis (AGUIRRE, 2012; ENGEL; PARROTTA, 2001). Além disso, a semeadura direta terá menor previsibilidade do que o plantio, pois as condições reais de germinação nunca se repetem (AGUIRRE, 2012), sejam microclimas de germinação (condições de solo, umidade e cobertura distintos), condições meteorológicas entre os anos (DOUST; ERSKINE; LAMB, 2006), variabilidade genética em cada espécie (mesmo para sementes colhidas nas mesmas matrizes, pois variam anualmente os cruzamentos), variações anuais na colheita e armazenamento, variações no momento da semeadura (BRANT, 2015; ISERNHAGEN, 2010), etc. Segundo Aguirre (2012), uma saída para isso é a utilização de distintos tratamentos nas sementes na mesma área. De qualquer forma, o método da semeadura direta ainda está em fase inicial de testes e faltam estudos que possam elucidar questões como quantidade de sementes, melhoria na taxa de germinação e espécies mais adequadas à técnica (BURTON et al., 2006; ENGEL; PARROTTA, 2001; ISERNHAGEN, 2010).

As ações de restauração florestal envolvendo métodos de plantio são onerosas e com custos muito altos. Ainda, nem sempre são prescritas corretamente, como visto, dependem muito da paisagem, do potencial de regeneração, do histórico de uso da terra, dos recursos financeiros e das metas, e muitas vezes o ambiente se recupera sem nenhuma interferência humana, através de somente o estabelecimento da regeneração natural (HOLL; AIDE, 2011). A simples retirada de fatores de degradação (construção de aceiros, implantação de cercas, recuperação do solo, interrupção de colheitas seletivas), se na presença de remanescentes florestais próximos e sem histórico de uso da terra prolongado, torna a expressão da

regeneração natural possível (ATTANASIO, 2008; ISERNHAGEN et al., 2009b; NORDEN et al., 2009).

A ação do isolamento está amplamente ligada ao método chamado como regeneração natural assistida ou condução da regeneração natural, que visa justamente acelerar os processos sucessionais naturais, através da retirada de fatores que causam os distúrbios não naturais (CHAZDON, 2014a; SHONO; CADAWENG; DURST, 2007). É um método simples e mais barato, que pode transformar terras degradadas em florestas produtivas e é mais efetivamente utilizado para restauração em nível de paisagem, podendo trazer de volta as funções de proteção das florestas, nos casos de bacias hidrográficas e de conservação do solo (CHAZDON, 2014a; SHONO; CADAWENG; DURST, 2007). Para alguns pesquisadores brasileiros, a condução da regeneração natural representa a complementação da expressão da regeneração com técnicas silviculturais, como o coroamento e adubação das plântulas visando acelerar seu estabelecimento e melhorar seu desempenho na competição com outras espécies agressivas (ATTANASIO, 2008; ISERNHAGEN et al., 2009b; NBL; TNC, 2013). No presente trabalho essa será a percepção do método, o qual será chamado de condução da regeneração natural, cujo aprofundamento em termos de definição e fatores que a influenciam será dado posteriormente (item 1.2).

Quando tomada a decisão de que o método de restauração será por meio da condução da regeneração natural, convém esperar pelo menos um ano e observar a taxa de regeneração natural da área para então decidir se mais intervenções são necessárias (HOLL; AIDE, 2011). Algumas técnicas complementares e de baixo custo também podem ser a transferência do banco de sementes do solo (*topsoil*) (JAKOVAC, 2007; MÔNICO, 2012) e a já citada nucleação (plantio de mudas em ilhas de diversidade), que pode estimular a regeneração natural (BECHARA et al., 2007; HOLL, 2012).

Caso a expressão da regeneração natural seja rápida, porém muito heterogênea, cobrindo algumas manchas e deixando outras pouco desenvolvidas, então pode-se lançar mão do adensamento (ISERNHAGEN et al., 2009b; NBL; TNC, 2013), que representa a inserção de propágulos, em geral, de espécies iniciais de sucessão nos espaços vazios, por meio de plantio de mudas ou até por semeadura (HOLL, 2012). E se após alguns anos for verificado que não há a regeneração de espécies tardias da sucessão ou pouca diversidade de formas de vida vegetal, é

possível fazer o enriquecimento com plantio de mudas arbóreas (MONTAGNINI et al., 1997; NBL; TNC, 2013), transplante de plântulas (SANTOS, 2011; VIDAL, 2008), lianas (LE BOURLEGAT et al., 2013) e epífitas (DUARTE; GANDOLFI, 2013; DUARTE, 2013).

Existem algumas desvantagens do uso da condução da regeneração natural. Em geral, dizem respeito aos custos escondidos desse tipo de restauração (ZAHAWI; REID; HOLL, 2014). Isso porque às vezes o desenvolvimento da vegetação é lento ou heterogêneo, o que pode, aos olhos dos proprietários rurais, representar que as terras não estão se desenvolvendo bem e estes resolvem desistir dos projetos. Outra desvantagem é que às vezes as terras aparentam estar abandonadas e conflitos de terra podem ocorrer caso outras pessoas resolvam se apossar delas, além dos custos com cercas ou contenções de fogo, aumento na frequência de vigilância, etc. Saídas para esses problemas podem ser deixar claro para os fazendeiros sobre como será a dinâmica da restauração, sinalizar com placas sobre a existência dos projetos de restauração, bem como dar prioridade para áreas mais afastadas (ZAHAWI; REID; HOLL, 2014, 2015).

1.1.5 Quais são as possibilidades de aproveitamento econômico da restauração florestal?

Além das diversas funções ecológicas das florestas, elas sempre foram visadas principalmente pela geração de madeira. O aproveitamento dessa função tão nobre, através de plantações de essências nativas madeireiras poderia impulsionar os esforços em restauração florestal. Todavia, muitas vezes essa visão acaba sendo deixada de lado por demandar décadas na geração de renda (BRANCALION et al., 2012b). Esse é um dos motivos que fazem a restauração florestal como perspectiva econômica ser percebida timidamente. Todavia, algumas estratégias de geração de renda a curto-prazo, poderiam ser aplicadas, como: i) plantios mistos de espécies madeireiras de crescimento lento consorciadas com aquelas de rápido crescimento para que a colheita ocorresse em aproximadamente 10 anos (BRANCALION et al., 2012b; SILVA, 2013); ii) combinação de produtos florestais não madeireiros ou cultivos em sistemas agrossucessionais (BRANCALION et al., 2012b; VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009) e iii) pagamentos por serviços ambientais (PREISKORN; COUTO, 2009; RICHARDS et al., 2015).

O consórcio de espécies de diferentes ciclos de produção é uma alternativa de renda recorrente. Consiste basicamente no plantio de linhas alternadas de espécies de rápido crescimento, cuja colheita se daria em torno dos 10 anos, com espécies de crescimento moderado, com previsão de colheita aos 20 anos, e por último com espécies de crescimento lento, de madeiras de lei, com ciclo de produção em torno de 40 anos (PREISKORN et al., 2009; SILVA, 2013). Lançando mão de extração de baixo impacto e replantando as linhas colhidas, haveria geração de renda periodicamente. Esse modelo poderia ser utilizado em restauração de áreas de reserva legal, onde o manejo é permitido, ou também em áreas não protegidas dentro das propriedades.

Em relação ao aproveitamento econômico de produtos florestais não madeireiros, poderia ser possível extrair de áreas em restauração florestal, produtos como frutos, sementes, resinas, extrativos medicinais, visando complementar a renda (BRANCALION et al., 2012b). E para haver rentabilidade no início dos sistemas de restauração florestal, espécies agrônômicas poderiam ser cultivadas, mas sairiam do sistema após alguns anos (VIEIRA; HOLL; PENEIREIRO, 2009).

Os pagamentos por serviços ambientais são alternativas interessantes para produtores rurais e são pagos pelos governos ou por empresas e consumidores finais para aqueles que garantem a preservação ou a produção dos serviços ecossistêmicos (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; PREISKORN; COUTO, 2009). Segundo Seehusen e Prem (2011), a ideia por trás do instrumento é recompensar aqueles que produzem ou mantêm os serviços ecossistêmicos atualmente, ou incentivar outros a garantirem o provimento de serviços ecossistêmicos, que não o fariam sem o incentivo. Apesar de ser uma iniciativa relativamente recente, está crescendo no Brasil, e pode ser uma maneira de baratear os custos da restauração ou de lucrar com ela (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; RICHARDS et al., 2015).

1.2 Regeneração natural

1.2.1 O que é regeneração natural?

A sucessão secundária refere-se à mudança de longo prazo, ora determinística, ora estocástica, na composição de espécies de uma comunidade após a ocorrência de algum distúrbio em uma escala em particular (CHAZDON,

2008b, 2014a; VAN DER VALK, 1992). A regeneração natural é o processo ecológico que ocorre ao longo de todos os estágios da sucessão secundária e pode ser aplicado ao recrescimento ou restabelecimento tanto para indivíduos quanto para populações, espécies, pequenas manchas na floresta, comunidades ou até ecossistemas (CHAZDON, 2014a).

A regeneração florestal então pode ser compreendida como o recrescimento da floresta, ou parte dela, após um distúrbio ocorrente em determinada escala espacial (CHAZDON, 2014a). Esse distúrbio pode ter ocorrido devastando uma grande porção de área ocupada por florestas (agricultura, pastagens, furacões, incêndios), ou pode ter sido localizado, como a queda de uma árvore ou a colheita seletiva. Em ambos, os casos os processos sucessionais irão ocorrer, porém partindo de pontos diferentes (CHAZDON, 2014a).

Para clareza de definições, entende-se no presente trabalho que após o abandono de uma área naturalmente florestal que foi desmatada ou degradada por longo período, há o surgimento da regeneração natural espontânea (ENDRESS; CHINEA, 2001; LUKASZEWICZ; KOPRYK; PALUCH, 2003). Essa regeneração espontânea poderia ser dividida em regeneração florestal e em regeneração não-florestal (ELGAR et al., 2014; NASCIMENTO et al., 2012; SILVESTRINI et al., 2012), com base no tipo de espécies que surgem, se florestais ou se campestres. A regeneração florestal, pode ser subdividida de acordo com a origem das espécies que a formam, em regeneração florestal nativa ou exótica (ELGAR et al., 2014). Tanto na regeneração florestal nativa quanto na exótica, estariam incluídas espécies de diversas formas de vida vegetal, entre elas as árvores, arbustos, trepadeiras, ervas e epífitas (NASCIMENTO et al., 2012). Todavia, dada a necessidade inicial de se recriar um habitat florestal que foi degradado ou destruído, o alvo inicial da restauração florestal seria dispor localmente de uma regeneração florestal nativa de árvores e arbustos para a formação de uma estrutura florestal, com um dossel bem formado. Criada essa condição inicial, facilitar-se-ia a posterior chegada das espécies herbáceas, trepadeiras e epífitas nativas. Para isso muitas vezes é necessário dar assistência à regeneração florestal nativa (SHONO; CADAWENG; DURST, 2007) controlando-se ou eliminando-se a regeneração não-florestal ou a regeneração florestal exótica, por exemplo, por meio do sombreamento de gramíneas invasoras ou de espécies exóticas heliófilas.

Em uma área de floresta cujo distúrbio tenha sido em menor escala, o habitat florestal não foi afetado (CHAZDON, 2014a) e normalmente as espécies que se reestabelecem fazem parte da regeneração florestal nativa, que estão no banco de plântulas esperando as condições adequadas para crescerem (WHITMORE, 1989).

A regeneração natural é o produto de diversos fatores que estão atuando na área em sucessão secundária e fora dela, os quais serão detalhados posteriormente. No presente trabalho, será considerada regeneração natural as plântulas, os juvenis e os indivíduos adultos que ocuparam a área anteriormente desmatada ou degradada. As sementes serão consideradas como potenciais de regeneração natural, pois ainda necessitam germinar.

1.2.2 Fatores que afetam a regeneração natural?

Ao longo de muitos anos acreditou-se que a sucessão era um processo de trajetória unidirecional, com início, meio e fim definidos de acordo com o ecossistema e o clima onde estava inserido, em que a tendência era o equilíbrio (CHAZDON, 2008b; CLEMENTS, 1916; ODUM, 1969; PICKETT; CADENASSO; MEINERS, 2009). Atualmente, sabe-se que existem diversas trajetórias sucessionais possíveis, dependendo de diversos fatores (NORDEN et al., 2015), os quais Pickett et al. (1987) procuraram resumir em um esquema hierárquico, que identifica as causas gerais, os processos ecológicos e os fatores específicos que interagem em uma sucessão.

De maneira geral, após ser atualizado, esse quadro geral mostra três causas gerais da sucessão secundária: i) disponibilidade de diferentes sítios (recursos ambientais e distúrbios); ii) disponibilidade de diferentes espécies (chuva de sementes e fonte de propágulos) e iii) diferenças na performance das espécies (maneira como reagem a disponibilidade de recursos e competição, suas ecofisiologias, histórias de vida, etc.) (PICKETT; CADENASSO; MEINERS, 2009). No decorrer do texto esses fatores serão mais bem explicados, dando ênfase aos que estão envolvidos na regeneração florestal.

1.2.3 Como ocorre a regeneração natural?

O estabelecimento da regeneração natural dá-se por meio das sementes ou pela reprodução vegetativa. Para a regeneração natural via sementes ocorrer, deverá acontecer a dispersão das sementes, que depende de cinco fatores diferentes: produção das sementes, vetor de transporte das sementes, tempo de liberação das sementes, distância de dispersão e destino das sementes dispersas. Por isso a chuva de sementes apresenta variações em escala temporal e espacial. Isso porque a produção de sementes das árvores-mãe varia dependendo do tamanho da planta, das condições ambientais durante a estação de crescimento, da disponibilidade de polinizadores, predação antes da dispersão e dos “*trade-offs*” energéticos em relação à reprodução vegetativa e dispersão. A chegada das sementes em determinada área dependerá dos agentes dispersores, que no caso de espécies anemocóricas dependem da localização das plantas fontes na paisagem (em cima ou abaixo do declive), da intensidade e direção do vento, estrutura da vegetação e densidade, etc (VAN DER VALK, 1992). Árvores remanescentes exercem importante papel no aumento da chuva de sementes, pois podem ser uma fonte de alimentos e servir de poleiros naturais para aves e morcegos (BAZZAZ, 1996; CHAZDON, 2014a; GUEVARA; PURATA; VAN DER MAAREL, 1986).

Todavia a chegada dos propágulos não necessariamente garante o seu estabelecimento, pois vários filtros estão envolvidos na formação da comunidade de plantas e na dinâmica da vegetação, como interações ambientais locais, interações entre plantas, performance desenvolvida por cada espécie, que envolvem a maneira como cada espécie vai se comportar diante dos diferentes recursos (LORTIE et al., 2004; PICKETT; CADENASSO; MEINERS, 2009). Após a chegada, inicialmente as sementes precisam germinar, e dependem de um processo fisiológico bastante complexo, resultado de adaptações para garantir que a semente germine apenas em condições adequadas de sobrevivência (VAN DER VALK, 1992). Enquanto algumas espécies apresentam sementes quiescentes outras apresentam dormência, exigindo condições de germinação maiores que as primeiras (CARDOSO, 2009).

Essa necessidade de germinar apenas em condições adequadas acaba limitando a distribuição das espécies ao longo da paisagem, por outro lado, permite a sincronização da germinação das sementes e crescimento das plântulas em uma estação do ano de condições adequadas, por isso ela acaba sendo heterogênea no

espaço e no tempo (VAN DER VALK, 1992). Também, cada espécie de árvore remanescente que atrai a chuva de sementes, dependendo da engenharia de ecossistemas que apresenta (p.ex., sombra, fertilidade do solo superficial, alelopatia, etc.) pode eventualmente atuar também como facilitadora para algumas espécies (BAZZAZ, 1996; CALLAWAY, 1997; CARNEVALE; MONTAGNINI, 2002; VAN OIJEN et al., 2005, VIANI et al., 2015b). Assim, diferentes espécies arbóreas tendo características exclusivas que favorecem diferentes padrões de regeneração sob elas, poderão levar a diferentes comunidades de plantas (LONGWORTH et al., 2014).

1.2.4 Onde ocorre a regeneração natural?

Nas florestas já estabelecidas, a regeneração natural se encontra no sub-bosque e sub-dossel, enquanto em áreas desmatadas, degradadas e ou abandonadas, ela parece comumente a pleno sol ou parcialmente sombreada onde ainda não existe um dossel florestal (CHAZDON, 2014a).

As condições do solo e a topografia das áreas abertas em que a regeneração natural está se estabelecendo vão influenciar muito na vegetação que aí irá se formar, nas taxas e nas trajetórias das mudanças sucessionais (BAZZAZ, 1996; BOTREL et al., 2002; CALLE-RENDÓN; MORENO; CÁRDENAS-LÓPEZ, 2011; ROVEDDER et al., 2014). Uma gama de fatores está envolvida nisso, desde a temperatura do solo, a concentração de CO₂, a disponibilidade e dinâmica de nutrientes e os micro-organismos que nele se encontram (BAZZAZ, 1996).

As condições heterogêneas da superfície do solo podem determinar a chance da semente de encontrar um local favorável para a sua germinação e estabilização, para o qual Harper et al. (1961, 1965) propuseram o termo de “*safe-sites*”, que em uma tradução literal ao português significaria “locais seguros”. O termo serve para caracterizar o número finito de micro-sítios que preenchem todas as condições necessárias para a germinação de uma semente de uma determinada espécie, como por exemplo, água, oxigênio, incidência de luz e temperaturas adequadas. A distribuição das plântulas quando germinadas mostram quais são os “*safe-sites*” das espécies (CRAWLEY, 1997). Alguns autores, posteriormente preferiram utilizar a terminologia de “micro-habitat” ou “micro-sítio” ao invés de “*safe-sites*” (URBANSKA, 2000). Urbanska et al. (1997) acreditam que os “*safe-sites*” não deveriam ser definidos apenas para atributos vantajosos de recrutamento de

espécies, mas também para uma hierarquia de perigos de cada ecossistema, nos quais os “*safe-sites*” teriam a função de proteger os propágulos e as plantas em desenvolvimento. Essa hierarquia dependeria das condições locais de cada ecossistema, por exemplo, algumas áreas apresentam como condições adversas as geadas mais do que casos de herbivoria, já outras seriam muito quentes e secas, e problemas como herbivoria ficariam em segundo lugar na ordem de importância (URBANSKA, 2000). Urbanska et al. (1997) também sugerem que os “*safe-sites*” sejam aplicados também a propágulos de diferentes espécies, mas com condições fisiológicas e morfológicas semelhantes, o que poderia caracterizar também os grupos funcionais.

Importante lembrar que como a cada ciclo reprodutivo sexual surgem mutações, e há uma recombinação gênica, novos genótipos podem surgir, podendo aparecer assim, sementes com exigências ambientais distintas daquelas da geração anterior. Conseqüentemente, novos “*safe-sites*” podem ser necessários, o que revela o caráter transitório, e não permanente dos sítios necessários à germinação de uma dada espécie (GANDOLFI ¹, comunicação pessoal).

Na paisagem rural, normalmente a localização da regeneração natural irá depender também da localização espacial, extensão, e qualidade dos remanescentes florestais que compõem essa paisagem, os quais estão geralmente localizados nas áreas marginais à agricultura, nas encostas íngremes ou nas altas elevações, onde o acesso é dificultado (CHAZDON, 2014a). A presença dos remanescentes de florestas maduras poderá favorecer a regeneração natural de um dado local por facilitar a dispersão de sementes, manter os vetores de dispersão e as populações selvagens próximas, além de criar um microclima adequado (CHAZDON, 2014a; HELMER, 2000; HELMER et al., 2008). Todavia, o aumento no aporte de sementes num dado local não é uma garantia de aumento na densidade, ou na riqueza da regeneração natural local, uma vez que essas sementes podem ser predadas, ou morrerem sem germinar, e ainda que venham a germinar, as plântulas emergidas podem não se estabelecer (BAZZAZ, 1996).

O uso histórico do solo pode afetar a velocidade com que a vegetação se reestabelece, bem como a sua composição florística, que pode ser diferente das florestas maduras do entorno (LETCHER; CHAZDON, 2009; LONGWORTH et al.,

¹ Sergius Gandolfi, Professor Dr. do Departamento de Ciências Biológicas da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”/USP.

2014; MASSOCA et al., 2012). Estudos identificaram que condições de solos pobres, bem como limitação de dispersão, competição com vegetação herbácea e predação são as barreiras mais importantes para o estabelecimento de árvores em terras tropicais abandonadas (ZIMMERMAN; PASCARELLA; AIDE, 2000). O uso do solo anterior pode influenciar as condições físicas e químicas dos solos, que estão amplamente interligadas com as interações biológicas. Por exemplo, após agricultura intensiva e altamente mecanizada, bem como por longos períodos, as condições físicas do solo podem ter sido prejudicadas e o banco de sementes, as plântulas, as rebrotas, podem ter sido totalmente danificados (AIDE et al., 2000; HOLL; AIDE, 2011). Além disso, podem propiciar o desenvolvimento de uma única espécie, em geral invasora, capaz de competir com as espécies pioneiras nativas (CHAZDON, 2014a). Em algumas condições, o pasto pode atuar como uma barreira física e impedir a incorporação das sementes florestais ao solo. A colheita seletiva de árvores, a agricultura de pousio ou mesmo plantios florestais têm maior probabilidade de reter o banco de sementes das espécies florestais do que essas outras culturas intensivas (HOLL; AIDE, 2011; MELI, 2003, VIANI; DURIGAN; MELO, 2010).

Além da paisagem e uso do solo, os distúrbios influenciam muito nas taxas e no futuro da regeneração natural. Por definição, distúrbios são as mudanças repentinas em um habitat que ocasionam mudanças imediatas na estrutura física do ambiente (BAZZAZ, 1996; CHAZDON, 2014a). Os principais agentes dos distúrbios e mais importantes são fogo, furacões, deslizamentos de terra, terremotos, erupções vulcânicas, herbivoria e patógenos. Diferentes tipos de distúrbios podem modificar os fluxos de recursos de diferentes formas, em graus diferentes de heterogeneidade (BAZZAZ, 1996). Enchentes, deslizamentos de terra e erupções vulcânicas costumam destruir completamente a vegetação anterior, pois as árvores geralmente são desenraizadas e soterradas. Furacões ou ventos fortes afetam a vegetação acima do solo, porém o sub-bosque das florestas pode permanecer intacto, possibilitando a rebrota e o crescimento das plântulas que estão no banco. Até mesmo após incêndios, as plantas podem ter sido danificadas na parte aérea, mas nem sempre terão sua sobrevivência comprometida (BAZZAZ, 1996; CHAZDON, 2014a). Fatores que causam distúrbios podem ter diferentes influências na escala, intensidade e na frequência de ocorrência e no nível de heterogeneidade que causam. Podem ser as forças mais seletivas na evolução do comportamento de

vidas das plantas, determinando quais espécies são mais prováveis de ocupar certos habitats e até mesmo manchas específicas dentro destes habitats (BAZZAZ, 1996).

Devido a todos esses fatores que influenciam na chegada e no estabelecimento das plantas, a regeneração natural e conseqüentemente a vegetação num paisagem apresenta-se como um mosaico de manchas que podem ser dominadas por espécies que diferem em identidade, estatura, arquitetura, fisiologia, necessidades nutricionais, etc. (BAZZAZ, 1996).

1.2.5 Quais as fases da sucessão secundária?

Ao longo da sucessão, a regeneração natural pode estar sendo dominada por diferentes formas de vida vegetal (BAZZAZ, 1996). Segundo Chazdon (2014a), durante as primeiras fases da sucessão florestal, as primeiras formas de vida podem ser as árvores pioneiras e secundárias iniciais, os arbustos demandantes de luz, as gramíneas, as herbáceas de folhas grandes, as trepadeiras herbáceas e lenhosas. À medida que a sucessão florestal ocorre, e o sub-bosque se torna mais sombreado e úmido, as espécies intolerantes à sombra acabam saindo do sistema, enquanto as espécies tolerantes à sombra, de amplas formas de vidas, tornam-se mais abundantes (CHAZDON, 2014a).

Chazdon (2008a, 2014a) propôs um modelo de dinâmica da vegetação para florestas tropicais secundárias, em que a floresta em regeneração natural passaria por três fases até chegar a ser uma floresta madura, podendo levar até 300 anos, a saber: i) fase do início do povoamento, a qual pode ir de 0 a 15 anos e é marcada pela germinação das sementes tanto do banco quanto dispersas recentemente, rebrota de árvores remanescentes, colonização do local por espécies pioneiras intolerantes e tolerantes a sombra (pioneiras e secundárias iniciais), crescimento rápido em altura e diâmetro, altas taxas de predação de sementes e estabelecimento de plântulas dispersas por aves e por intolerantes a sombra; ii) fase de exclusão de indivíduos de pequeno porte, basicamente entre 15 a 50 anos, marcada pelo fechamento do dossel, recrutamento de plântulas e árvores tolerantes à sombra, alta mortalidade de pioneiras de vida curta, desenvolvimento de estratos no dossel e sub-bosque, recrutamento de secundárias iniciais, tardias e palmeiras no sub-dossel; iii) estágio de reiniciação do sub-bosque, de 50 a 300 anos, onde as espécies intolerantes à sombra de longa vida estariam senescentes, possibilitando a formação

de pequenas clareiras no dossel e heterogeneidade na disponibilidade de luz no sub-bosque, ao tempo em que as árvores tolerantes à sombra seriam recrutadas no dossel e estariam entrando em maturidade reprodutiva.

Certas vezes, uma área em sucessão secundária, geralmente após intenso uso ou ocorrência de muitos distúrbios, pode permanecer parada em um determinado estágio (CHAZDON, 2014a), pois esses distúrbios podem criar condições que favorecem a dominância de espécies que são muito agressivas na competição (BAZZAZ, 1996), geralmente invasoras, como gramíneas, samambaias, ervas ou árvores (CHAZDON, 2014a). Ou por limitações de disponibilidade, dispersão, germinação e/ou recrutamento as espécies necessárias para a continuidade da sucessão não estão conseguindo chegar ou se estabelecer (ACÁCIO et al., 2007), ocasionando em uma sucessão secundária estacionária ou retrogressiva (GLENN-LEWIN; VAN DER MAAREL, 1992).

1.2.6 Qual a relação entre a regeneração natural e a restauração florestal?

Os processos ecológicos que dirigem a sucessão ecológica atuam comumente durante o processo de restauração ecológica (HOBBS; WALKER; WALKER, 2007), então o conhecimento sobre como atua a sucessão secundária de ecossistemas florestais é fundamental para compreender, planejar e manejar a restauração florestal. A escolha do método adequado de restauração a ser utilizado numa dada condição depende de um diagnóstico bem executado, que previne a escolha de um método insuficiente ou inadequado (RODRIGUES; MARTINS; GANDOLFI, 2007).

A regeneração florestal é uma opção viável de restauração em áreas onde os solos não foram altamente degradados, diversas fontes naturais de sementes crescem nas proximidades, e fauna de dispersão de sementes estão presentes (CHAZDON, 2014b). Como já visto, lançar mão do potencial de regeneração natural de uma área a ser restaurada pode diminuir custos, garantir diversidade genética e heterogeneidade natural. Para acelerar a regeneração natural e transformá-la em método de restauração, pode-se induzir/conduzir aqueles indivíduos da regeneração florestal nativa, alvo da restauração (árvores e arbustos nativos), realizando o coroamento e a adubação desses exemplares, ao mesmo tempo em que se pode

eliminar espécies exóticas agressivas, um conjunto de práticas que tem sido denominadas de condução da regeneração natural.

Porém, quando não é possível a condução da regeneração natural, porque a área foi intensamente degradada, ou porque não há florestas próximas que sirvam como fontes de propágulos, ou porque deseja-se, em especial, a presença de algumas espécies, então o plantio de mudas pode ser o método indicado. Ele irá influenciar a composição da comunidade e o funcionamento do ecossistema ao longo de décadas, influenciando também a composição das plantas no sub-bosque, assim as trajetórias sucessionais podem ser bem diferentes em áreas plantadas do que naquelas onde predominaram os processos naturais (BARBIER; GOSSELIN; BALANDIER, 2008; CORBIN; HOLL, 2012).

Como dito anteriormente, o planejamento de um diagnóstico adequado é fundamental para a correta prescrição de um método de restauração adequado e funcional (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013; RODRIGUES; GANDOLFI, 1996; RODRIGUES; MARTINS; GANDOLFI, 2007).

Todavia, para se discutir a efetiva coerência e adequação dos métodos escolhidos, a correta execução dos métodos propostos, bem como a necessidade, ou não de ações complementares (RODRIGUES; GANDOLFI, 1996) hoje frequentemente denominadas como manejo adaptativo (DURIGAN; RAMOS, 2013), são essenciais a avaliação e o monitoramento das áreas em processo de restauração (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

1.3 Avaliação e monitoramento

Para o planejamento da restauração ecológica, como visto, é necessário um diagnóstico inicial, que tem como objetivo saber o grau de degradação de cada sítio (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010), o potencial local de uso, além de outras informações mais detalhadas visando a tomada de decisão sobre os métodos e objetivos ecológicos, econômicos, sociais e legais.

Após definidos os objetivos e métodos de restauração e iniciadas as primeiras ações de restauração (isolamento, condução da regeneração natural, plantio de mudas, etc.), devem ser iniciados o monitoramento e a avaliação das áreas. Essas duas ações são necessárias para determinar se os objetivos propostos para a restauração estão sendo atingidos (BRANCALION et al., 2012a). Também

são importantes para conhecer a eficiência dos diferentes métodos no decorrer dos anos, ou se essas comunidades criadas antropicamente apresentam evidências de sustentabilidade, e até mesmo quais são as populações que conseguiram se manter, quais não e quais surgiram como resultado das mudanças ambientais ocorridas, de forma a concluir se está havendo uma efetiva restauração ambiental (CASTANHO, 2009).

A avaliação refere-se ao ato ou efeito de avaliar (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009), ou seja, comparar determinados atributos estabelecendo critérios de análise (BRANCALION et al., 2012a). Trata-se de uma medida de sucesso, que, portanto, pressupõe a definição de uma expectativa, ou um modelo que se quer alcançar, ou do qual se quer aproximar. Os atributos mensurados visando à comparação são denominados indicadores de avaliação (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010). Já o monitoramento é o ato de mensurar os indicadores escolhidos, analisando a dinâmica dos ecossistemas estudados (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; BRANCALION et al., 2012a). O monitoramento é apenas a constatação do estado atual em que se encontra uma área restaurada ou em processo de restauração. Ele consiste então em coletar e organizar informações que descrevam a situação presente. Ambos os procedimentos, no entanto, podem ser repetidos a intervalos regulares ou irregulares, a fim de se produzir uma descrição temporal das mudanças.

Diversos são os atributos que foram propostos por diversos autores para avaliar áreas restauradas (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; BRANCALION et al., 2012a; MÔNICO, 2012), no entanto, a diversidade, estrutura da vegetação, indícios de regeneração natural e processos ecológicos têm sido os principais critérios utilizados nesses trabalhos (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005; MÔNICO, 2012; RODRIGUES; GANDOLFI, 2000; WORTLEY; HERO; HOWES, 2013).

De acordo com Mônico (2012), os critérios utilizados na avaliação do sucesso de uma área em processo de restauração poderão variar conforme a idade de implantação do projeto.

Para tanto, é importante empregar indicadores que avaliem não só a ocupação gradual e crescente da área por indivíduos de espécies nativas, mas também a distribuição dessas espécies em grupos funcionais. Além disso, os indicadores de avaliação e monitoramento devem medir a cobertura da área e a

alteração da fisionomia e da diversidade local promovida por essa ocupação (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

O estrato da regeneração natural é um indicador de suma importância para a avaliação e monitoramento, pois responde ao processo dinâmico da sucessão, uma vez que representa o estoque ou reserva potencial de indivíduos dentro da comunidade (SILVA JR et al., 2004; SIQUEIRA, 2002).

Entretanto, os indicadores obtidos no monitoramento e na avaliação de uma área ainda em restauração não devem ser similares aos de uma comunidade madura remanescente, mas devem indicar que os processos ecológicos importantes para a manutenção e evolução da comunidade estão sendo restaurados, e que caso essa área seja protegida de grandes perturbações poderão esses valores obtidos tender a se aproximar daqueles de áreas remanescentes (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

Brançalion, Gandolfi e Rodrigues (2015), baseados em 25 anos de estudos em restauração florestal no Brasil, propuseram um modelo sobre a evolução da restauração de florestas tropicais e subtropicais úmidas e húmidas. Esse modelo propõe que a restauração florestal tem três fases. São elas: i) fase de estruturação, onde seria formado o dossel florestal e eliminadas as plantas competidoras; ii) fase da consolidação, caracterizada pela morte gradual das espécies que formaram o dossel inicial e a criação de um novo dossel formado pelas espécies secundárias, o que garantiria a manutenção do habitat florestal por várias décadas, permitindo a continuidade do processo de restauração; iii) fase da maturação, processo longo, contínuo e sem um final definido, no qual a floresta seguiria acumulando biomassa, diversidade de espécies, interações e processos, criando-se uma floresta restaurada, mas semelhante às florestas maduras.

Apesar da importância do tema e da realização de diversos estudos sobre avaliação e o monitoramento das áreas restauradas no Brasil, ainda há grandes lacunas a serem preenchidas pelas pesquisas e pelos trabalhos técnicos nesse sentido. Além disso, a avaliação de áreas em processo de restauração permite a averiguação em campo se o projeto técnico foi adequadamente executado, o que é fundamental em projetos realizados como forma de cumprimento de termos de ajustamentos de conduta e para conferir o trabalho executado por determinada empresa prestadora de serviço de restauração (BRANCALION et al., 2012a).

Sabe-se que diferenças na comunidade florística inicial originam trajetórias sucessionais distintas (LONGWORTH et al., 2014; NORDEN et al., 2011). No presente trabalho foram estudadas duas áreas, em uma delas a regeneração natural desenvolvida após o corte de eucaliptos vem sofrendo uma sucessão secundária. Já outra área após a retirada dos eucaliptos, houve o plantio de espécies arbustivo-arbóreas que se somou a regeneração natural local e vem dando origem a um processo de restauração florestal. Apesar da proximidade de ambas as áreas e delas com as florestas nativas do entorno, a regeneração natural surgida em ambas não necessariamente deve ter constituído comunidades idênticas, tanto em relação à composição florística, quanto à estrutura (riqueza e diversidade de espécies, densidade de indivíduos, área basal e distribuição de grupos funcionais), pois como já discutido anteriormente vários fatores interagem em diferentes locais e normalmente produzem em cada um uma regeneração natural que é espacial e temporalmente distinta.

Dessa forma, ao se comparar uma área em processo de restauração, com outra área próxima em sucessão secundária (regeneração natural), ambas com a mesma idade e sob condições ambientais similares, surgem alguns questionamentos, tais como:

Quais características devem apresentar depois de 8 anos comunidades florestais próximas, uma abandonada, que vem se estabelecendo somente pela regeneração florestal e outra em que além da regeneração florestal, sofreu um plantio de mudas em área total o qual influenciou o processo de restauração florestal local?

Em uma paisagem favorável e com mesmo histórico de uso do solo, o plantio de espécies arbustivo-arbóreas facilitou a restauração florestal local, quando comparado a uma área que vem sofrendo sucessão secundária, ou a regeneração natural presente nas duas áreas tornou ambos os processos similares?

1.4 Hipóteses e Objetivos

A hipótese principal do presente trabalho é a de que mesmo em uma área havendo uma regeneração natural, o plantio de mudas arbustivo-arbóreas facilitaria a restauração florestal, pois levaria a uma mais rápida formação de dossel e habitat florestal, favorecendo uma maior chegada de propágulos e um maior

estabelecimento de espécies e indivíduos, resultando em uma maior riqueza, diversidade de espécies, densidade de indivíduos, área basal, tanto no estrato arbustivo-arbóreo, quanto no estrato regenerante.

O objetivo principal é descrever e distinguir a composição florística e fitossociológica de uma área em processo de restauração pelo método de plantio total de espécies arbustivo-arbóreas (Área de Plantio – AP) e de outra área imediatamente ao lado que foi abandonada e que está em sucessão secundária através do estabelecimento e substituição gradual da regeneração natural (Área em Regeneração Natural – ARN). As duas áreas aqui estudadas estiveram anteriormente ocupadas por povoamentos de *Eucalyptus* sp. e quando se realizou a coleta de dados para esse estudo encontravam-se já abandonadas, após o corte dessa espécie, há cerca de 8 anos.

Para isso, as perguntas norteadoras deste trabalho são:

1) Como variam a composição florística, riqueza e diversidade de espécies do estrato arbustivo-arbóreo entre a área em processo de restauração pelo método o plantio e aquela em sucessão secundária (apenas regeneração natural)?

2) Como o dossel florestal, a densidade de indivíduos e a área basal do estrato arbustivo-arbóreo variam entre as áreas de estudo?

3) Qual o comportamento dos grupos funcionais (categorias de status sucessional e síndromes de dispersão) do estrato arbustivo-arbóreo nas duas áreas de estudo?

4) Como variam a riqueza, diversidade de espécies, densidade de indivíduos, área basal e grupos funcionais (categorias de status sucessional e síndromes de dispersão) do estrato regenerante entre as duas áreas?

5) Qual a dominância de espécies e a similaridade florística entre o estrato arbustivo-arbóreo e o estrato regenerante em cada uma das duas áreas de estudo?

6) Quais as implicações práticas que o presente estudo pode trazer, principalmente para a restauração florestal do estado do Rio Grande do Sul?

Para respondê-las os objetivos específicos foram:

i) descrever a composição florística do estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio e da área em regeneração natural;

- ii) determinar a proporção de indivíduos no dossel, no sub-bosque e em clareiras, estimar a cobertura de copas e descrever a estrutura fitossociológica do estrato arbustivo-arbóreo em cada área;
- iii) descrever a proporção de espécies arbustivo-arbóreas e de indivíduos pertencentes a distintas categorias de status sucessional (pioneiras, secundárias iniciais, climácicas e típicas de sub-bosque) em ambas as áreas; descrever a proporção de espécies arbustivo-arbóreas e de indivíduos classificados em diferentes síndromes de dispersão (zoocórica, anemocórica, autocórica) em ambas as áreas;
- iv) descrever a composição florística e a estrutura fitossociológica das comunidades regenerantes da área de plantio e da área em regeneração natural; descrever a proporção de espécies arbustivo-arbóreas e de indivíduos pertencentes a distintas categorias de status sucessional (pioneiras, secundárias iniciais, climácicas e típicas de sub-bosque) no estrato regenerante em ambas as áreas; descrever a proporção de espécies arbustivo-arbóreas e de indivíduos classificados em diferentes síndromes de dispersão (zoocórica, anemocórica, autocórica) no estrato regenerante de ambas as áreas;
- v) relacionar a composição florística do estrato arbustivo-arbóreo com aquela do estrato regenerante de cada área de estudo.
- vi) avaliar, segundo os parâmetros estruturais, quão efetivas se encontram a área de plantio e a área em regeneração natural, e propor sugestões para ações de restauração florestal com distintos objetivos e em diferentes situações do estado do Rio Grande do Sul.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área

O presente estudo foi conduzido nas dependências do Horto Florestal Bugres/Canastra da Usina Hidrelétrica da Canastra, pertencente à Companhia Estadual de Geração e Transmissão de Energia Elétrica (CEEE-GT), com localização no município de Canela (Figura 1), região da Serra do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas 29°22'27"S e 50°43'42"O.

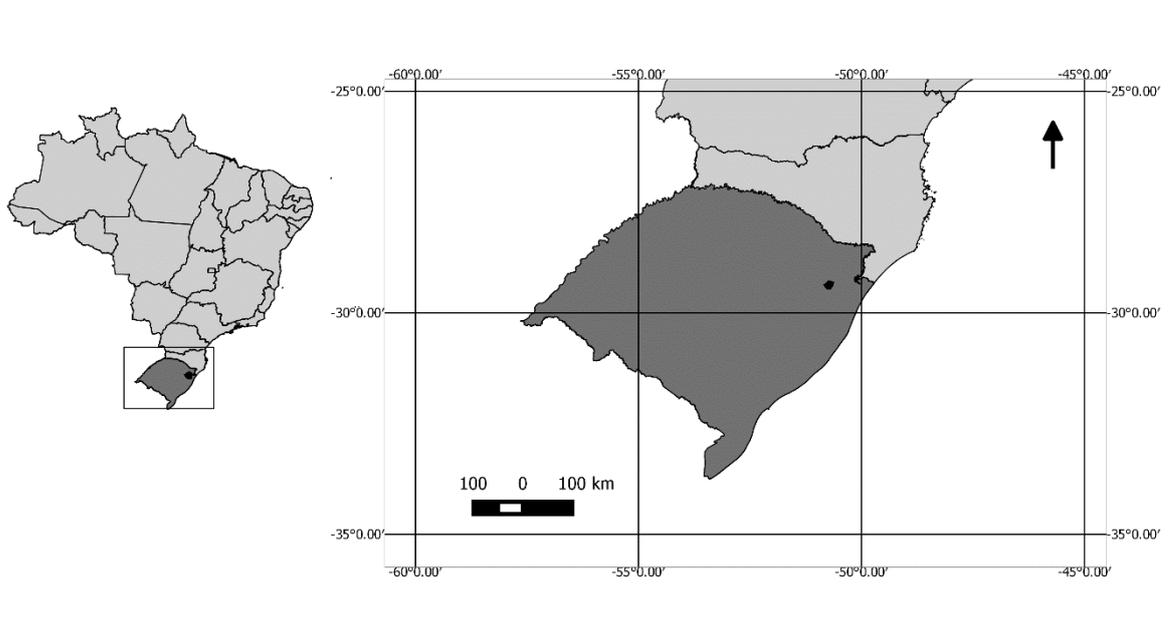


Figura 1 – Mapa adaptado mostrando o mapa do Brasil, seus Estados e em detalhe a localização da área de estudo (círculo preto), no município de Canela, no estado do Rio Grande do Sul.

De acordo com a classificação climática de Köppen, o município de Canela está inserido no clima do tipo Cfb (temperado úmido, com chuvas ocorrendo durante todos os meses do ano, temperatura média do mês mais quente inferior a 22°C e temperatura média anual inferior a 18°C) (ALVARES et al., 2013). A precipitação média anual varia de 1.700 a 1.950 mm (CPRM, 2005; SOTÉRIO; PEDROLLO; ANDRIOTTI, 2002).

O Horto Florestal Bugres/Canastra pertence à Região Hidrográfica do Guaíba, estando inserido na Bacia do Rio dos Sinos e localiza-se próximo ao divisor de águas com a Bacia do Rio Caí. O principal rio da bacia é o Rio dos Sinos, porém

os afluentes que passam pelo Horto são o Rio Paranhama e outro tributário considerado intermitente (PROFILL, 2010). Além disso, a região do estudo está inserida na região do aquífero Serra Geral II, onde a litologia é composta por predominantemente riolitos, riodacitos e em menor proporção, basaltos fraturados (CPRM, 2005). O relevo caracteriza-se por ser fortemente ondulado (CPRM, 2005).

Através da classificação do projeto Geodiversidade do Rio Grande do Sul (VIERO; DA SILVA, 2010), o solo da região pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Sibcs) da Embrapa (2006) é classificado como Neossolo Regolítico húmico léptico ou típico, que são solos originários de uma formação muito recente, não apresentando alterações expressivas, com uma profundidade em torno ou pouco maior de 50 cm, contendo horizonte diagnóstico A húmico (rico em matéria orgânica e com saturação por bases menor que 65%), diretamente sob a rocha bastante alterada (horizonte C) (EMBRAPA, 2006; KÄMPF; STRECK, 2010).

Segundo o Mapa de Aplicação da Lei 11.428/2006 (IBGE, 2006), o perímetro do Horto Florestal Bugres/Canastra está inserido parte no domínio da Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária) e parte na Floresta Estacional Semidecidual (Figura 2). Assim, a flora da região sofre influências das duas formações florestais, todavia, analisando a ocorrência das espécies encontradas no estudo, é possível verificar que a maior parte delas pertence à Floresta Estacional Semidecidual.

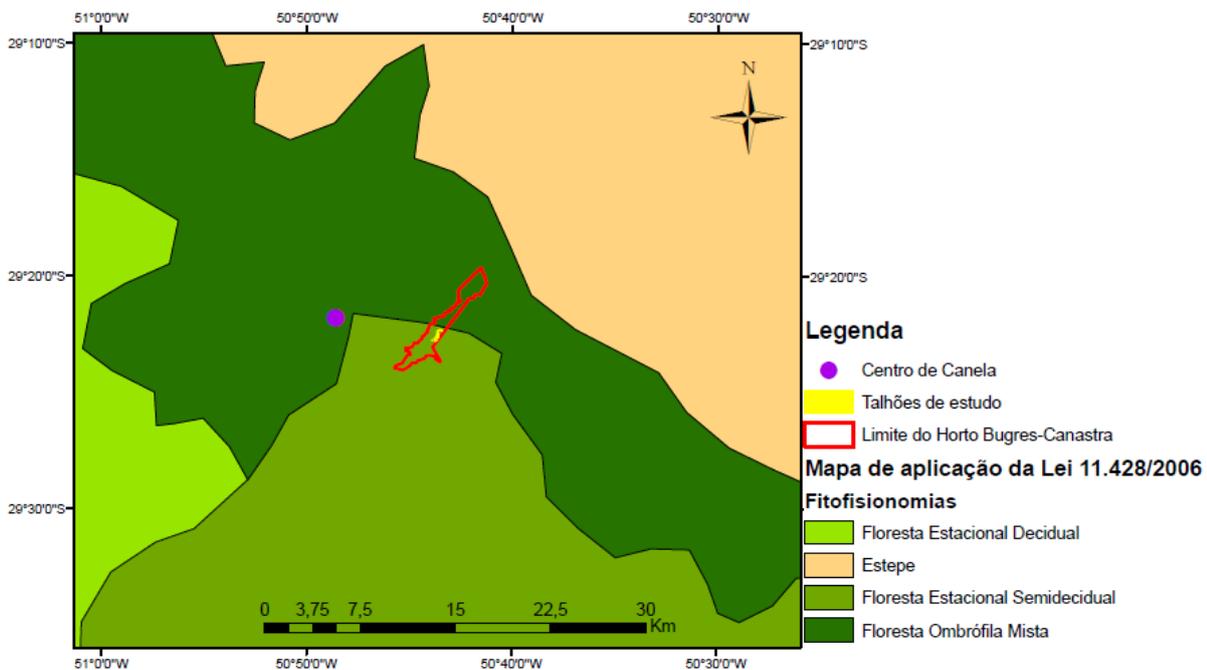


Figura 2 – Mapa de vegetação, localizando o perímetro do Horto Bugres/Canastra, no município de Canela, Rio Grande do Sul, 2014. Adaptado do Mapa de Aplicação da lei 11.428/2006 (IBGE, 2006)

No Rio Grande do Sul a semidecidualidade ocorre sob clima tipicamente ombrófilo (sem período seco), porém em quatro meses do ano as médias compensadas são inferiores a 15 °C. Esse inverno frio é o responsável por determinar o repouso fisiológico e a queda parcial da folhagem, conferindo a estacionalidade foliar (IFCRS, 2000a). A porcentagem das árvores caducifólias no conjunto florestal, e não das espécies que perdem as folhas individualmente, situa-se, frequentemente, entre 20% e 50% (IBGE, 2012). Apesar de se tratar de uma região onde no passado se desenvolvia uma floresta fisionomicamente exuberante, com árvores de até 30 a 35 m de altura, Leite e Klein (1990) observaram-na bem mais pobre em formas de vida do que as outras florestas do Brasil, com estrato superior, em geral, constituído por reduzido número de espécies (IFCRS, 2000a).

No Horto Florestal haviam diversos talhões silviculturais de eucalipto, que serviam para a Companhia de Energia CEEE como matéria-prima para a fabricação de postes ou torres de energia. Como os indivíduos de eucalipto já haviam alcançado grandes dimensões em diâmetro em função da avançada idade em que se encontravam, e já ultrapassando o diâmetro máximo para os postes e torres, a companhia leiloou os talhões para colheita da madeira, os quais foram cortados a partir do ano de 2006, até 2009. Por haver muitas árvores nativas já estabelecidas no sub-bosque, no momento da colheita estas foram danificadas. Em vista disso, como forma de compensação ambiental pelo dano gerado, foram realizados plantios de mudas arbustivo-arbóreas nas áreas recém-abertas pela colheita.

Devido à grande extensão de área do Horto (Figura 3), houve um intervalo de tempo entre a colheita de todos os 42 talhões. Assim, para o presente estudo foram escolhidos apenas dois talhões (talhão 26 e 29) localizados próximos um do outro (Figura 3), para que houvesse a menor distinção de idade e condições ambientais entre as áreas estudadas, fatores que poderiam afetar os resultados entre as comunidades estudadas.

O talhão de nº 26 teve sua madeira colhida no inverno do ano 2006 e o plantio das mudas nativas foi realizado nos meses de novembro e dezembro de 2006. Para o talhão de nº 29 esse ciclo foi realizado nos mesmos meses, mas no ano de 2007. Adianta-se que, não houve diferenças entre densidade, área basal e similaridade florística entre esses talhões, por isso, mesmo apesar das parcelas do talhão de nº 29 serem alguns meses mais jovens, foram todas consideradas no mesmo grupo daquelas com aproximadamente 8 anos.

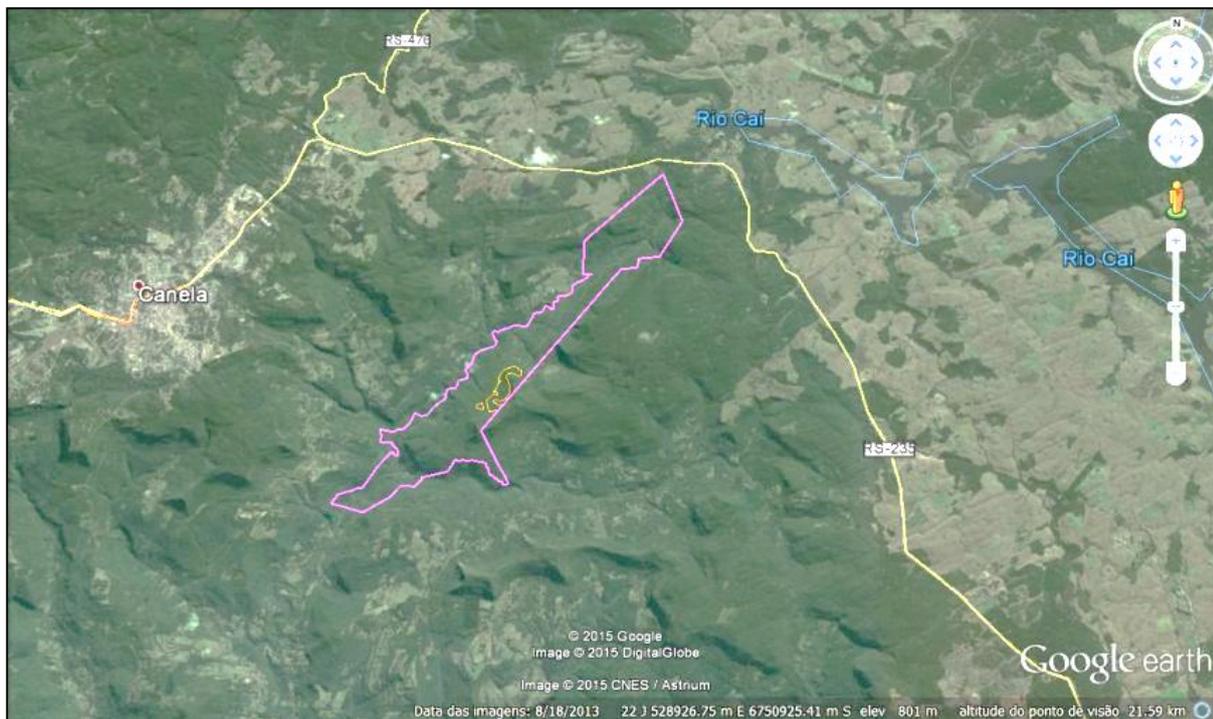


Figura 3 – Ilustração da localização do Horto Florestal Bugres/Canastra (polígono rosa) na matriz de paisagem dominada por florestas, e os talhões de estudo (polígonos alaranjados), no município de Canela, Rio Grande do Sul, Brasil. Fonte: Google Earth. Imagem de 18/08/2013

Esses plantios foram realizados em praticamente todos os talhões do horto, porém não em todo o perímetro de cada talhão. As áreas desses talhões que não receberam o plantio de mudas nativas foram abandonadas e deixadas para o estabelecimento da regeneração natural, sem que nenhuma ação deliberada tenha sido realizada.

Assim, as áreas de estudo caracterizam-se por estarem se recuperando por diferentes maneiras. Na primeira, após o sítio ter sido aberto pela colheita do eucalipto, foi realizado o plantio de espécies arbustivo-arbóreas, mas na qual também houve o estabelecimento de regeneração natural (Área de Plantio - AP). A outra área refere-se ao local onde, após a colheita do eucalipto, este foi abandonado e a formação da comunidade deu-se a partir de somente o estabelecimento da regeneração natural (Área em Regeneração Natural - ARN).

Como a paisagem é dominada basicamente por florestas (Figura 3) e pequenas áreas de agricultura familiar, em ambas as áreas se percebe um desenvolvimento expressivo da vegetação (Figura 4). Além dos indivíduos regenerantes, foi possível verificar alguns exemplares de eucalipto que rebrotaram após a colheita ou que não foram colhidos por apresentarem pequenos diâmetros, e

que após a abertura da área, conseguiram crescer em área basal, sobressaindo-se do estrato da vegetação nativa, atingindo alturas de até 25 metros.



Figura 4 – Vista geral do local de estudo (pontilhado amarelo), formado tanto pela Área de Plantio (AP) como pela Área em Regeneração Natural (ARN). Fotografia tomada a partir do outro lado do vale

A área de plantio (AP) em geral, está localizada mais próxima às estradas, tanto a estrada municipal que corta o Horto Florestal como as estradas internas (carreadores) que serviram para a retirada da madeira durante a colheita do eucalipto.

Na ocasião do plantio, o espaçamento foi de aproximadamente 2,5 x 2,5 m e em grande parte dos locais, as mudas plantadas receberam um tutor de madeira. A origem das mudas foi o Viveiro do Horto Florestal Carola, também da CEEE, no município de Charqueadas, que fica a aproximadamente 170 km da área do plantio. A escolha das espécies levou em consideração as mudas disponíveis no viveiro,

bem como aquelas com maior ocorrência na região do plantio (KLEINPAUL³, comunicação pessoal). A lista com as espécies plantadas encontra-se no Apêndice A.

Não foram realizados tratamentos silviculturais, como adubação de base, de cobertura, nem outras manutenções como a roçada para controle de competidores ou destocamento das cepas de eucalipto visando evitar a rebrota.

Apesar de ser um local onde houve o plantio de mudas arbustivo-arbóreas, não é possível verificar um padrão organizado como é comum em alguns reflorestamentos (Figura 5). Isto porque, a regeneração natural também se desenvolveu expressivamente e os indivíduos plantados basicamente somente podem ser identificados quando ainda mantêm em seu lado os tutores do plantio (Figura 6). Além disso, o estrato regenerante é muito abundante, com algumas lianas já dominando as estruturas aéreas. A cobertura de dossel ainda não está completamente fechada, tendo algumas aberturas que permitem a passagem da luz (Figura 7) e em alguns locais das parcelas onde durante a colheita passavam os carregadores, observa-se que o desenvolvimento da vegetação foi prejudicado, provavelmente devido à compactação do solo (Figura 8). Ainda são visíveis os tocos dos eucaliptos colhidos (Figura 9) no ano de 2006 a 2007, e a densidade deles variou entre 2 a 4 tocos por parcela de 100 m². Além dos tocos, em algumas parcelas foi possível observar restos de troncos ou galharias do momento da colheita (Figura 10), além de afloramentos rochosos, o que comprova que em alguns pontos o solo pode ser bastante raso.

³ Joel Juliano Kleinpaul, Engenheiro Florestal do Departamento de Meio Ambiente da CEEE-GT



Figura 5 – Parcela com grande densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos no interior da floresta na Área de Plantio (AP), no município de Canela, RS, 2014



Figura 6 – Tutor de madeira remanescente ao lado do indivíduo arbóreo bem desenvolvido, no interior da Área de Plantio (AP), no município de Canela, RS, 2014



Figura 7 – Vista da cobertura de dossel da Área de Plantio (AP), no município de Canela, RS, 2014



Figura 8 – Vegetação prejudicada nos locais onde passavam os carregadores na Área de Plantio (AP), no município de Canela, RS, 2014



Figura 9 – Toco remanescente de um antigo indivíduo de eucalipto na Área de Plantio (AP), no município de Canela, RS, 2014



Figura 10 – Tronco de um indivíduo de eucalipto colhido e abandonado na Área de Plantio (AP), no município de Canela, RS, 2014

A área em regeneração natural (ARN) refere-se àqueles locais mais distantes da estrada principal e dos antigos carregadores e, conseqüentemente estão localizados em uma altitude um pouco maior.

Mesmo tendo sido recentemente abandonada (≈ 8 anos), apresenta uma boa cobertura de dossel (Figura 11), bem como grande densidade de indivíduos arbustivo-arbóreos e um sub-bosque bastante expressivo (Figura 12). Todavia, em algumas parcelas esse padrão não foi tão frequente, mostrando a ocorrência de falhas no dossel e uma grande densidade de indivíduos de diâmetros pequenos (Figura 13). Fizeram-se presentes também muitas lianas delgadas, juntamente com outras trepadeiras herbáceas espinhentas, estas sendo mais frequentes na área em regeneração natural do que na área de plantio.

Na área em regeneração natural, os indivíduos remanescentes de eucalipto aparentavam apresentar maior porte do que na área de plantio, mas nas duas áreas estes divergiram muito em altura quando comparados ao restante da vegetação, formando basicamente um estrato emergente. Observou-se também que alguns exemplares arbustivo-arbóreos nativos eram remanescentes desde antes da colheita dos eucaliptos. Isto porque pela grande chuva de sementes, o sub-bosque do povoamento de eucalipto antes da colheita era formado por muitos indivíduos da flora local. Assim como na área de plantio, foram encontrados diversos tocos dos eucaliptos e troncos que não foram removidos no momento da extração da madeira. Os afloramentos rochosos (Figura 14) aparentaram ser mais frequentes nas parcelas da área em regeneração natural.

Uma observação durante o levantamento dos dados é que a fauna tem grande circulação nessas áreas, e como evidências estão as marcas de garras nas árvores (Figura 15), tocas abaixo do solo, bem como restos de frutos abertos provavelmente pelos bugios (gênero *Alouatta*), primatas de grande importância no Rio Grande do Sul. Também, a proximidade dos bugios com a área de estudo foi confirmada durante a coleta de dados devido à frequente vocalização muito característica da espécie. Outros representantes da fauna silvestre visualizados frequentando as áreas de estudo foram um lagarto e um veado-mateiro (*Mazama americana*), além de várias espécies de aves.



Figura 11 – Cobertura de dossel da área em regeneração natural (ARN), em Canela, RS, 2014



Figura 12 – Parcela da área em regeneração natural (ARN) com boa cobertura de dossel e alta densidade de indivíduos, em Canela, RS, 2014



Figura 13 – Parcela da área em regeneração natural (ARN) com cobertura de dossel pobre e baixa densidade de indivíduos, em Canela, RS, 2014



Figura 14 – Afloramentos rochosos na área em regeneração natural (ARN), Canela, RS, 2014



Figura 15 – Marca de garras de felino na área em regeneração natural (ARN), Canela, RS, 2014

O limite do Horto Florestal compreende basicamente um vale, desde um dos reservatórios de água no ponto mais alto até outro de cota mais baixa. Os talhões de eucalipto ficavam localizados na porção mediana do relevo ao longo de uma das encostas do morro. As parcelas ficaram então localizadas ao longo de uma destas encostas, sendo que as altitudes daquelas que receberam o plantio variou de 581 m até 607 m acima do nível do mar, enquanto que a altitude daquelas em regeneração natural variou de 585 m até 638 m em relação ao nível do mar.

Ambos os talhões do estudo estão localizados na face noroeste do morro, estando assim expostos à luz solar praticamente durante todo o ano.

Durante os anos em que a vegetação estava se estabelecendo, as chuvas foram bem distribuídas em todos os meses, sendo que nos meses de menor precipitação o volume pluviométrico mensal foi de aproximadamente 50 mm (Figura 16).

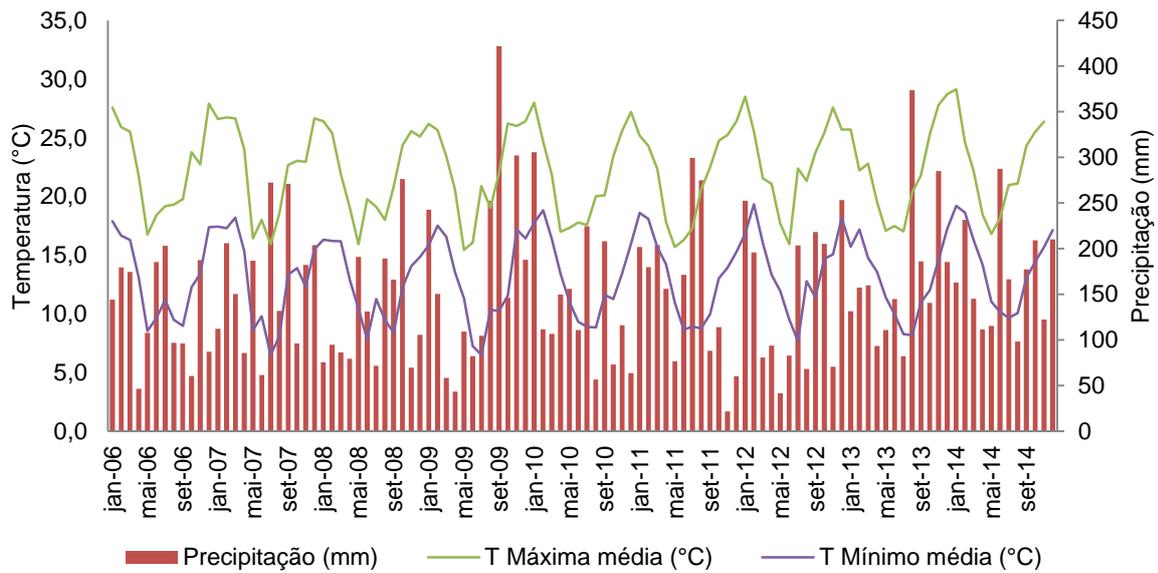


Figura 16 – Distribuição pluviométrica e de temperaturas mínimas e máximas mensais da estação meteorológica de Caxias do Sul, RS, durante os anos 2006 a 2014. Fonte: (INMET, 2015)

Além de fatores como precipitação e temperatura, na região sul (principalmente nas maiores altitudes e latitudes) a vegetação é constantemente exposta à geadas (ALGARVE, 1996; IFCRS, 2000a) e granizos (CEPED, 2013). Nos primeiros meses em que as plântulas ou mudas plantadas foram expostas ao fenômeno, no ano de 2007, ocorreram poucos dias de geadas fortes e moderadas (Figura 17).

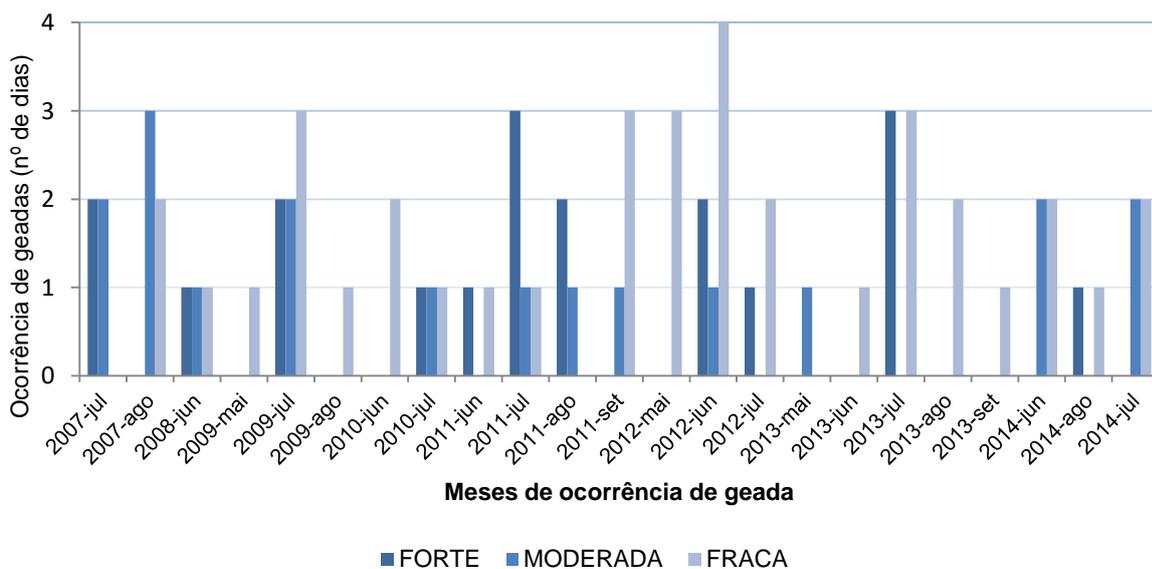


Figura 17 – Ocorrência de geadas na estação meteorológica de Caxias do Sul, RS, durante os anos 2007 a 2014. Fonte: INMET (2015)

Somente foi registrada uma ocorrência de granizo no município de Canela, no ano de 2009 (CEPED, 2013).

2.2 Coleta de dados

A coleta dos dados foi realizada nos talhões 26 e 29 da área do Horto Florestal, no segundo semestre de 2014. Foram alocadas sistematicamente 20 parcelas de 10 x 10m (100m²) nos locais onde foi realizado o plantio (AP) e 20 parcelas nas áreas abandonadas onde só ocorreu o estabelecimento da regeneração natural (ARN), resultando em uma amostra de 2.000m² para cada tratamento (Figura 18). Para ampliar a extensão da área de amostragem, as parcelas do plantio foram espalhadas em dois conjuntos de unidades amostrais no talhão 26 e um conjunto no talhão 29 (Figura 18), sendo chamados de conjunto de unidades amostrais nº 1 (do talhão 29), onde foram alocadas 8 parcelas, e conjuntos nº 2 e nº 3 (do talhão 26), com 5 e 7 parcelas, respectivamente. Assim também ocorreu com as parcelas instaladas na área em regeneração natural, onde no conjunto de unidades amostrais nº 2 foram alocadas 15 unidades amostrais, e no conjunto nº 3 foram alocadas 5 parcelas, todas no talhão 26. Para a sistematização das parcelas, a primeira delas foi selecionada aleatoriamente nos locais em que o acesso foi possível, e a partir dela foram alocadas as outras parcelas distantes em 20 metros, com auxílio de trena métrica e bússola. Procurou-se manter uma distância entre as parcelas e os caminhos internos de pelo menos 10 metros, e de 20 metros da estrada principal. Quando a localização da parcela coincidia com um caminho interno, deslocava-se o vértice da unidade amostral ao próximo local possível.

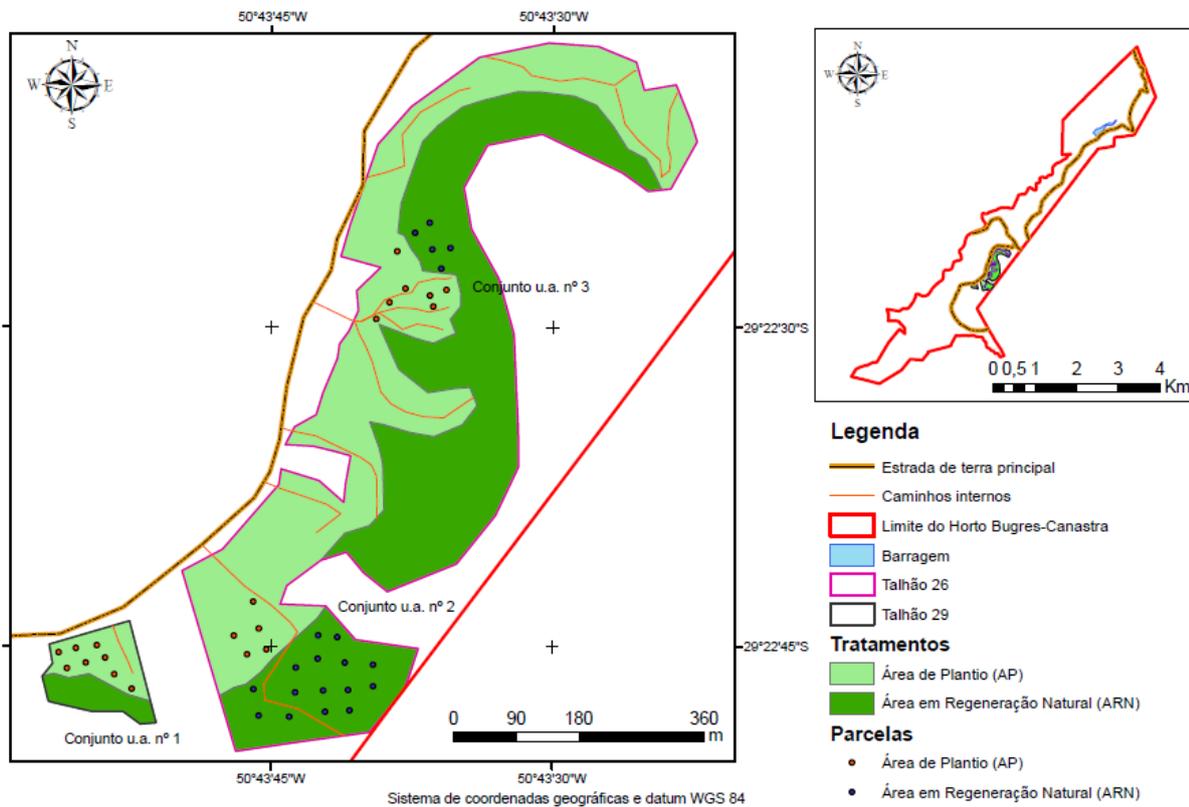


Figura 18 – Mapa da localização das parcelas, dos conjuntos de unidades amostrais (u.a.) e tratamentos (área de plantio e área em regeneração natural) nos talhões de estudo, em Canela, RS, 2014

Em cada parcela de 100 m² foram coletados dados de todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) \geq 4,8 cm (Circunferência à Altura do Peito \geq 15 cm), os quais tiveram suas alturas totais estimadas. Os indivíduos foram classificados quanto a seu grupo em plantados, regenerantes, rebrotas, remanescentes e mortos em pé. Os indivíduos foram classificados como plantados na área de plantio quando ainda tinham ao seu lado o tutor do plantio, ou apresentavam certa organização em linhas, sendo que posteriormente foram conferidos com a lista de espécies plantadas. Para classificar em rebrotas, observou-se se estes indivíduos apresentavam alguma ligação com um tronco danificado pela colheita. Os remanescentes foram assim considerados quando os exemplares apresentavam valores altos de DAP e pertenciam a espécies que não costumam apresentar crescimento tão rápido.

Os indivíduos arbustivo-arbóreos ainda foram classificados conforme o tamanho e a posição da copa. A classificação dos tamanhos das copas se deu

baseando-se no espaçamento original das linhas de plantios, de aproximadamente 2,5 x 2,5 m, conforme (Figura 19):

- 1) Se uma copa alcançava a copa do indivíduo ao lado ($\approx 2,5\text{m}$): copa pequena;
- 2) Se uma copa alcançava até a metade da copa do indivíduo ao lado ($>2,5\text{m} < 5\text{m}$): copa média;
- 3) Se uma copa alcançava até o centro do indivíduo ao lado ($\geq 5\text{m}$): copa grande.

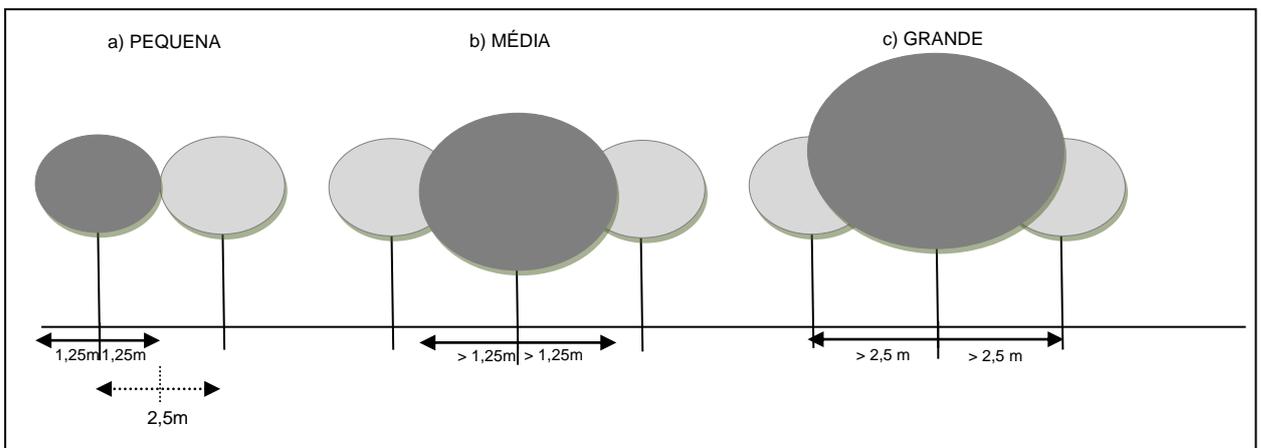


Figura 19 – Ilustração do método de classificação de tamanho das copas dos indivíduos plantados na área em processo de restauração, em Canela, RS, 2014. Adaptado de Mônico (2012)

Adaptando-se o método empregado por Castanho (2009), os indivíduos arbustivo-arbóreos em ambos os tratamentos foram classificados como pertencentes ao dossel, ao sub-bosque, ou situados em clareiras. Foram considerados como indivíduos do dossel aqueles que apresentavam 50% da sua copa a pleno sol e altura mínima de pelo menos a altura média estimada de cada parcela. Esta altura variou de aproximadamente 5,0 a 7,0 m na área de plantio e de 4,4 a 8,0 m na área em regeneração natural.

Os indivíduos situados à sombra daqueles no dossel foram denominados indivíduos do sub-bosque, enquanto que aqueles situados em áreas, onde havia uma ruptura no dossel superior e que estavam a pleno sol foram classificados como em clareira, seguindo metodologia proposta por Castanho (2009).

Para amostrar o estrato regenerante, em cada parcela de 100m² foram instaladas duas subparcelas de 2,0 x 2,0 m, dispostas uma a 2,0 m do canto

noroeste da parcela e outra disposta a 2,0 m do canto sudeste da mesma parcela (Figura 20).

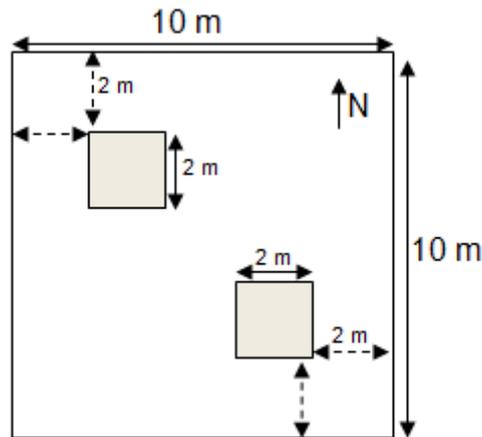


Figura 20 – Figura esquemática da localização das subparcelas para amostragem do estrato regenerante em Canela, RS, 2014

Todos os indivíduos de espécies arbustivas ou arbóreas com altura acima de 30 cm (0,30 m) até o diâmetro de inclusão do estrato arbustivo-arbóreo (CAP = 14,9 cm, DAP = 4,7 cm) foram levantados, sendo que para aqueles que já adquiriam altura o suficiente para medida de DAP, este dado também foi coletado.

Dos exemplares não identificados em campo, foram coletados ramos vegetativos, os quais foram prensados para posterior identificação. A identificação foi realizada através de consulta à bibliografia (SOBRAL et al., 2013), comparação com exsicatas do Herbário do Departamento de Botânica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e de consulta a especialista do Herbário do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Santa Maria.

2.3 Análise dos dados

Após a coleta de dados, os indivíduos foram classificados conforme a categoria de status sucessional de suas espécies, baseando-se em Gandolfi et al., (1995) e Gandolfi (2000), com algumas alterações na terminologia, conforme:

- Pioneiras: espécies mais dependentes de luz em todos os processos do ciclo de vida;

- Secundárias iniciais: espécies que dependem intermediariamente da luz em seus processos de vida, mas apresentam maior longevidade;
- Clímax: espécies pouco dependentes da luz nos processos do ciclo de vida, com maior abundância e permanência em locais sombreados.

Além destas três categorias, foi criada mais uma para representar as espécies que não chegam a formar o dossel da floresta, sendo esta classe chamada típicas de sub-bosque, onde foram incluídas todas as climácicas que costumam apresentar altura média até 8 m.

Os indivíduos que foram classificados somente até o grau de gênero ou de família, bem como as espécies que não se enquadraram em nenhuma das categorias acima, foram considerados como Não Classificados (NC).

Também foram classificados segundo a síndrome de dispersão, usando as categorias de van der Pijl (1982) em zoocóricas (espécies que são dispersas pelos animais), anemocóricas (dispersas pelo vento) e autocóricas (por agentes próprios, como barocoria, por exemplo).

A classificação tanto em categoria de status sucessional, quando em síndrome de dispersão foi realizada através da pesquisa bibliográfica (BRAGA et al., 2008; BUDKE et al., 2005; CAMPASSI, 2002; COLONETTI et al., 2009; DE VARGAS, 2005; FLORA-IPE, 2015; FLORA-SBS, 2015; GANDOLFI, 2000; LEYSER et al., 2009; LIEBSCH; MIKICH, 2009; LOPES, 2015; LORENZI, 2002a, 2002b; MARCHIORI, 1997; SCIPIONI; GALVÃO; LONGHI, 2013; SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE - SP, 2015; SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO SUL - SEMA RS, 2010; SEGER, 2008; SPINA; FERREIRA; LEITÃO FILHO, 2001; VACCARO, 1997; YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2007; ZAMA et al., 2012), de consulta à especialista e de experiência em campo.

Para cada estrato da floresta, de cada área (em processo de restauração ou sucessão secundária) foi calculada a riqueza de espécies. A riqueza representa o número de espécies encontradas em determinada área de interesse, e serve como uma medida direta da diversidade de uma comunidade. Para a comparação da riqueza entre as duas áreas foram construídas as curvas de rarefação a partir da matriz contendo os dados de abundância de espécies por parcela para cada área, através do método *rarefaction* da função *specaccum* do pacote Vegan (OKSANEN et

al., 2015) no ambiente estatístico R (R.CORETEAM, 2013). O referido pacote também foi utilizado para calcular o estimador de riqueza Jackknife 1, para cada estrato de cada área, a partir dos dados de abundância e com auxílio da função *speccpool*. O método Jackknife em si é uma técnica estatística para reduzir o viés de um estimador, removendo alguns dados e recalculando diversas vezes esse novo conjunto de dados (GOTELLI; COLWELL, 2011). Segundo estes autores, o Jackknife 1 (de primeira ordem) estima a riqueza total utilizando o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (uniques).

A diversidade de espécies entre áreas também pode ser comparada utilizando-se os índices de diversidade, que combinam tanto a riqueza de espécies quanto a densidade de indivíduos (MELO, 2008). O índice de diversidade mais comum é o de Shannon (H') e se baseia em dois parâmetros importantes das comunidades, que são o número de espécies e a abundância, dando mais peso à equidade de espécies. A equidade de Pielou (J) refere-se basicamente a maneira como os indivíduos estão distribuídos nas espécies, variando de 0 e 1, sendo que valores próximos a 1 significam que todas as espécies estão igualmente abundantes (DE FREITAS; MAGALHÃES, 2012; MELO, 2008; MORENO, 2001). Ambos os índices de Shannon (H') e Pielou (J) foram calculados para o presente trabalho, levando em consideração somente as espécies nativas e as não identificadas. Para verificação de diferenças entre os índices de Shannon das diferentes áreas (diferentes tratamentos), aplicou-se o teste t de Hutchenson (ZAR, 1984), que consiste em:

$$t = (H''_1 - H''_2) / (S_{H'_1 - H'_2}) \quad (1)$$

onde

$$S_{H'_1 - H'_2} = \sqrt{S^2_{H'_1} + S^2_{H'_2}} \quad (2)$$

Sendo a variância de H' aproximada por:

$$S^2_{H'} = \frac{\sum f_i \log^2 f_i - (\sum f_i \log f_i)^2 / n}{n^2} \quad (3)$$

Onde:

S = desvio padrão e S^2 é a variância.

f_i = frequência de observações de cada categoria (espécie)

n = número total de observações

Sendo que a hipótese nula foi de que as diversidades das duas populações amostradas são iguais.

Visando a comparação florística entre as duas áreas de estudo também foram calculados os índices de similaridade de Jaccard (MORENO, 2001) e de Chao-Jaccard (CHAO et al., 2005), utilizando o pacote Fossil (VAVREK, 2012) no ambiente estatístico R (R.CORETEAM, 2013). Os índices de similaridade expressam o grau em que comunidades são semelhantes no que se refere às espécies presentes. O índice de similaridade de Jaccard relaciona o número total de espécies das duas comunidades com a soma de espécies presentes em cada área (MORENO, 2001), levando em consideração somente a presença/ausência das espécies. Por isso, acabam sendo pouco precisos. Em contrapartida, o índice de Chao-Jaccard é um estimador que inclui o efeito tanto das espécies não visualizadas e compartilhadas, como também os dados de abundância replicados (CHAO et al., 2005).

Testes Qui-quadrado foram aplicados para testar se havia dependência no comportamento das classes de diâmetro e de altura entre o estrato arbustivo-arbóreo e regenerante das duas áreas de estudo, a partir das tabelas de contingência contendo o número de indivíduos em cada classe. Para comparar a proporção de espécies em cada categoria sucessional e síndromes de dispersão, foi aplicado o Teste Exato de Fisher para as tabelas de contingência de cada área. Não foi possível a aplicação do Teste Qui-quadrado, pois algumas caselas apresentaram valores menores que 10, o que torna o Qui-quadrado pouco preciso (GOTELLI; ELLISON, 2011). Os testes de Qui-quadrado e de Fisher também foram utilizados para analisar o comportamento da densidade de indivíduos de tipos de copa e de diferentes categorias sucessionais situados no dossel, sub-bosque ou em clareiras. Para isso foi utilizado o pacote Stats do ambiente estatístico R (R.CORETEAM, 2013).

Os parâmetros fitossociológicos: densidade absoluta, densidade relativa, dominância absoluta, dominância relativa, frequência absoluta, valor de cobertura e valor de importância foram calculados de acordo com Moreno (2001), através do Microsoft Excel.

A fim de comparar os parâmetros: densidade de indivíduos, proporção de indivíduos de diferentes grupos (plantados, regenerantes, etc.), diferentes tamanhos de copa, em diferentes posições (dossel, sub-bosque ou em clareiras), em cada categoria de status sucessional e em cada síndrome de dispersão, bem como área basal e área de projeção de copa (cobertura de copa) entre as duas áreas de estudo, foram empregados os Modelos Lineares Generalizados (GLM). Os modelos lineares generalizados fornecem um quadro geral para o tratamento de dados com modelos de regressão tanto para dados ajustados pela distribuição normal, quanto por dados em outras distribuições, e são uma maneira simples de modelagem de dados não-normais quando os pressupostos da regressão não são satisfeitas pelos dados. Os GLM's são muito utilizados na análise de dados ambientais, já que frequentemente são encontrados dados não-normais em distribuições de contagens ou frequências, por exemplo. Para satisfazer um GLM são necessárias uma função de variância positiva e uma função *link* monotônica. O papel da função *link* é transformar a média em uma escala onde o modelo é linear, similarmente a transformação de linearização utilizada em análise de variâncias ou regressões. Para a escolha de qual função utilizar é necessário o conhecimento da natureza dos dados resposta (BOLKER, 2007; JØRGENSEN, 2013)

Para o parâmetro densidade de indivíduos, por ser contagem por unidade de área, a distribuição escolhida para o modelo foi a Distribuição Binomial Negativa, uma vez que os dados apresentaram *overdispersion* para a distribuição Poisson. A função *link* utilizada foi *log*, correspondente a modelos lineares logarítmicos. Para as proporções de indivíduos em diferentes grupos, tamanhos de copa, posições, categorias de status sucessional e diferentes síndromes de dispersão a distribuição escolhida foi a Binomial, com função *link logit*, que corresponde a modelos lineares logísticos. Para avaliar o parâmetro área basal e área de projeção de copa a família de distribuição escolhida foi Gamma, com o *link inverse* ou *log* (JØRGENSEN, 2013; ZUUR et al., 2005). No cálculo da área basal da comunidade considerou-se também como covariável a área basal dos indivíduos de eucalipto que haviam rebrotado ou sido deixados no momento da colheita. Antes da utilização no modelo, a área de projeção de cada copa foi calculada baseando-se no tamanho de copa classificado em campo (grande, média e pequena). Copas grandes tiveram como diâmetro estabelecido o valor de 5,0 m (19,6 m²), as médias 3,75 m (11,0 m²) e as pequenas 2,5 m (4,9 m²).

Para cada parâmetro foram construídos dois modelos: o modelo principal, em que a hipótese foi de que os resultados são influenciados pelo tratamento (área de plantio ou área em regeneração natural), levando em consideração cada área como um fator; e um modelo nulo, em que a hipótese foi de que os dados se comportam da mesma maneira, independentemente do tratamento e não levando em consideração a área em que os dados estão inseridos. Apesar das parcelas terem sido alocadas em diferentes conjuntos de unidades amostrais dentro do talhão, por não terem sido identificadas diferenças na densidade de indivíduos e na área basal entre os diferentes conjuntos de unidade amostrais, eles não entraram como um fator para a construção dos modelos.

Para a seleção do melhor modelo, aquele com melhor ajuste, e conseqüentemente explicando melhor o comportamento dos dados, foi utilizado o critério de Informação de Akaike (AIC) (AKAIKE, 1973), que quantifica a relativa proximidade com a realidade absoluta entre um conjunto de modelos, escolhidos a priori (ZUUR et al., 2005) e, portanto, quanto menor o seu valor, melhor é o ajuste do modelo (GOTELLI; ELLISON, 2011).

O critério de informação de Akaike é definido como:

$$AIC = -2 \log[L(\hat{\theta}|dados)] + 2K \quad (4)$$

Em que: $L(\hat{\theta}|y)$ é a verossimilhança do parâmetro estimado do modelo ($\hat{\theta}$), de acordo com os dados, e K é o número de parâmetros no modelo (GOTELLI; ELLISON, 2011).

A análise dos modelos lineares generalizados foi realizada no ambiente estatístico R (R.CORETEAM, 2013) utilizando os pacotes *bbmle* para a escolha do melhor AIC (BOLKER; R TEAM, 2014). Os modelos e valores de AIC estão no Apêndice B.

3 RESULTADOS

3.1 Caracterização florística do estrato arbustivo-arbóreo

Considerando o estrato arbustivo-arbóreo das duas áreas de estudo (área de plantio e área em regeneração natural), foram encontradas 74 espécies, distribuídas em 62 gêneros e 34 famílias botânicas, sendo que duas morfoespécies somente foram identificadas em nível de família e uma não foi identificada (Tabela 1 e Tabela 2). No geral, cinco espécies são exóticas, sendo que uma delas é *Eucalyptus* spp., remanescente ou rebrota da colheita de madeira.

Para a comunidade em geral, a família de maior representatividade foi Fabaceae (15 espécies), seguida por Myrtaceae (12) e Lauraceae (7). As outras famílias foram representadas por menos de cinco espécies cada.

Se levarmos em consideração a riqueza de somente o estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio, foram encontradas 60 espécies, sendo 56 nativas e quatro exóticas, distribuídas em 51 gêneros e 29 famílias botânicas. A família mais representativa para a área de plantio foi Fabaceae com (11 espécies), seguida por Myrtaceae (5), Primulaceae, Euphorbiaceae, Salicaceae e Meliaceae, todas representadas por três espécies cada.

O estrato arbustivo-arbóreo da área em regeneração natural apresentou riqueza de 56 espécies, sendo 51 nativas, quatro exóticas e uma não definida, estando distribuídas em 48 gêneros e 28 famílias. A família mais representativa para esta área também foi Fabaceae, porém representada por somente seis espécies e seguida igualmente por Myrtaceae, Lauraceae (5 cada) e Euphorbiaceae (4).

Tabela 1 – Resumo da caracterização florística do estrato arbustivo-arbóreo da Área de Plantio e da Área em Regeneração natural no Horto Florestal Bugre Canastra, Canela, RS, 2014.

Parâmetro	Área de Plantio	Área em Regeneração Natural
Riqueza geral	60	56
Nº de espécies nativas	56	51 + 1 Não Identificada
Nº de espécies exóticas	4	4
Nº de gêneros	51	48
Nº de Famílias botânicas	29	28
Principais famílias	Fabaceae (11 spp.)	Fabaceae (6 spp.)
	Myrtaceae (5 spp.)	Myrtaceae (5 spp.)
	Primulaceae (3 spp.)	Lauraceae (5 spp.)
	Euphorbiaceae (3 spp.)	Euphorbiaceae (4 spp.)
	Salicaceae (3 spp.)	
	Meliaceae (3 spp.)	

Tabela 2 – Lista florística e abundância das espécies encontradas no estrato -arbóreo do levantamento do Horto Florestal Bugres/Canastra, Canela, RS, 2014. (N=Nativa; Ex=Exótica; n= Número de Indivíduos; AP= Área de Plantio; ARN= Área em Regeneração Natural; CS=Categoria de Status Sucessional; SD=Síndrome de Dispersão; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB= Típica de Sub-bosque; Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; Aut=Autocórica; NC=Não Classificada; FED= Floresta Estacional Decidual; FES=Floresta Estacional Semidecidual; FOD= Floresta Ombrófila Densa; FOM=Floresta Ombrófila Mista; TODAS=Todas as formações florestais do estado do RS: FES, FED, FOM, FOD.)

(continua)

Família	Nome científico	Nome popular	Origem	n AP	n ARN	CS	SD	Ocorrência
Anacardiaceae	<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	Assobiadeira	N	3		Pi	Zoo	TODAS
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira-vermelha	N	28	1	Pi	Zoo	TODAS
Annonaceae	<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	Araticum	N		1	Pi	Zoo	FOM FOD
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	N		1	SI	Zoo	TODAS
Asteraceae	<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	Vassoura	N	20	5	Pi	Ane	FOM
	<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	Sucará	N	4		SB	Ane	FED FES
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Caroba	N	1		SI	Ane	FED FES FOD
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Amarelinho	Ex	24	10	Ex	Ex	Ex
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	Guajuvira	N	1		SI	Ane	TODAS
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Maria-mole	N		2	SI	Zoo	FOD FES FED
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Grandiúva	N	64	109	Pi	Zoo	TODAS
Caricaceae	<i>Vasconcellea quercifolia</i> A. St.-Hil.	Mamoeiro-do-mato	N	1	3	Pi	Zoo	FED FES
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	Maria-preta	N	1	1	NC	Zoo	TODAS
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	Cocão	N	4	2	SI	Zoo	FOD FED
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Laranjeira-do-mato	N		1	SB	Aut	FES FED
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	Tanheiro	N	4	12	Pi	Zoo	TODAS
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Pau-leiteiro	N	4	1	Pi	Zoo	TODAS
	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp. & Endl.	Canemuçu	N	2	4	SI	Zoo	FED FES FOD
Fabaceae	<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	Timbó	N	12		SI	Ane	FED FES
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	N	4	3	Pi	Aut	TODAS

Tabela 2 – Lista florística e abundância das espécies encontradas no estrato -arbóreo do levantamento do Horto Florestal Bugres/Canastra, Canela, RS, 2014. (N=Nativa; Ex=Exótica; n= Número de Indivíduos; AP= Área de Plantio; ARN= Área em Regeneração Natural; CS=Categoria de Status Sucessional; SD=Síndrome de Dispersão; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB= Típica de Sub-bosque; Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; Aut=Autocórica; NC=Não Classificada; FED= Floresta Estacional Decidual; FES=Floresta Estacional Semidecidual; FOD= Floresta Ombrófila Densa; FOM=Floresta Ombrófila Mista; TODAS= Todas as formações florestais do estado do RS: FES, FED, FOM, FOD.)

(continua)

Família	Nome científico	Nome popular	Origem	n AP	n ARN	CS	SD	Ocorrência
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timbaúva, Tamboril	N	2		SI	Zoo	FED FES
	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	Corticeira-da-serra	N	3		SI	Zoo	FOM FES
	Fabaceae 2	-	N	1		NC	NC	NC
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-feijão	N	70	41	Pi	Zoo	FES
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Ingá-ferradura	N	30	6	SI	Zoo	FES FOM
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Canela-do-brejo	N	4	3	CL	Ane	TODAS
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Farinha-seca	N	2	2	SI	Ane	FES
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Angico-vermelho	N	12	6	Pi	Aut	FED
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	N	4		Pi	Aut	FED	
Indeterminada	NI 3	NI 3	NC		1	NC	NC	NC
Lamiaceae	<i>Aegiphila cf. brachiata</i> Vell.	Peloteiro	N	1	15	Pi	Zoo	FED
Lauraceae	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	Canela-crespa	N		1	CL	Zoo	FOD FOM
	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Canela-fogo	N		1	SI	Zoo	FOD FOM FED
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Canela-amarela	N		2	CL	Zoo	FES FOM FOD
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela-preta	N	39	69	SI	Zoo	TODAS
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-guaicá	N	10	6	SI	Zoo	TODAS
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	N	11	7	SI	Ane	TODAS
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	N	5	12	CL	Zoo	FES FED
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	N	2	1	SI	Ane	TODAS

Tabela 2 – Lista florística e abundância das espécies encontradas no estrato -arbóreo do levantamento do Horto Florestal Bugres/Canastra, Canela, RS, 2014. (N=Nativa; Ex=Exótica; n= Número de Indivíduos; AP= Área de Plantio; ARN= Área em Regeneração Natural; CS=Categoria de Status Sucessional; SD=Síndrome de Dispersão; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB= Típica de Sub-bosque; Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; Aut=Autocórica; NC=Não Classificada; FED= Floresta Estacional Decidual; FES=Floresta Estacional Semidecidual; FOD= Floresta Ombrófila Densa; FOM=Floresta Ombrófila Mista; TODAS=Todas as formações florestais do estado do RS: FES, FED, FOM, FOD.)

(continua)

Família	Nome científico	Nome popular	Origem	n AP	n ARN	CS	SD	Ocorrência
	<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	Catiguá-vermelho	N	4	10	CL	Zoo	FED FES FOD
Moraceae	<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott	Figueira-purga	N	1	2	SI	Zoo	FES
Morto	Morto	Morto	NC	34	54	NC	NC	NC
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Murta	N	3	2	CL	Zoo	TODAS
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	Guabiroba	N	3	2	SB	Zoo	TODAS
	<i>Eucalyptus</i> sp	Eucalipto	Ex	17	16	Ex	Ex	Ex
	<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	Batiga-branca	N	2	2	SB	Zoo	FES FED
	<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	Batinga-vermelha	N	1		CL	Zoo	FES FOM
	<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	Araçá-do-mato	N		1	CL	Zoo	FOM FES
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i> L.	Umbú	N		1	SI	Zoo	TODAS
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	Capororoquina	N	32	13	Pi	Zoo	TODAS
	<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Capororoca	N	4	2	SI	Zoo	TODAS
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororoca	N	10	15	Pi	Zoo	TODAS
Quillajaceae	<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	Pau-sabão	N	1	1	Pi	Ane	FOM FED
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Uva-do-japão	Ex	12	19	Ex	Ex	Ex
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Nespereira	Ex	1		Ex	Ex	Ex
	Rubiaceae 1	-	N	1		NC	NC	NC
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp	-	Ex		1	Ex	Ex	Ex
	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	Mamica-de-cadela	N	2	1	SI	Zoo	FOM
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-cadela	N	1		Pi	Zoo	TODAS

Tabela 2 – Lista florística e abundância das espécies encontradas no estrato -arbóreo do levantamento do Horto Florestal Bugres/Canastra, Canela, RS, 2014. (N=Nativa; Ex=Exótica; n= Número de Indivíduos; AP= Área de Plantio; ARN= Área em Regeneração Natural; CS=Categoria de Status Sucessional; SD=Síndrome de Dispersão; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB= Típica de Sub-bosque; Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; Aut=Autocórica; NC=Não Classificada; FED= Floresta Estacional Decidual; FES=Floresta Estacional Semidecidual; FOD= Floresta Ombrófila Densa; FOM=Floresta Ombrófila Mista; TODAS= Todas as formações florestais do estado do RS: FES, FED, FOM, FOD.)

(continua)

Família	Nome científico	Nome popular	Origem	n AP	n ARN	CS	SD	Ocorrência
Salicaceae	<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	Farinha-seca	N	2		CL	Zoo	TODAS
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Chá-de-bugre	N	8	4	Pi	Zoo	TODAS
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	Sucará	N	2		CL	Zoo	FOM FOD
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Chal-chal	N	3	2	SI	Zoo	TODAS
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá-vermelho	N	21	6	SI	Zoo	TODAS
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatá-branco	N		1	SI	Zoo	TODAS
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Aguaí-vermelho	N	1	1	CL	Zoo	TODAS
	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Fumo-bravo	N	10	14	Pi	Zoo	TODAS
	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	Quineira	N	6	14	Pi	Zoo	FES FOD
	<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Joá-manso	N		5	Pi	Zoo	TODAS
Styracaceae	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	Carne-de-vaca	N	1		CL	Zoo	TODAS
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	Urtigão-manso	N	4	20	Pi	Ane	FOD FES
	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	Embaúba	N		1	Pi	Zoo	FOD
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Urtigão	N	6	5	Pi	Zoo	FES FOM FOD
Verbenaceae	<i>Citharexylum</i> cf. <i>solanaceum</i> Cham.	Tarumã-grande	N	2		Pi	Zoo	FOM FOD
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Tucaneira	N	1		Pi	Zoo	FOD FES FOM

A similaridade florística entre o estrato arbustivo-arbóreo das duas áreas através do índice de Jaccard foi de 0,57. A comparação da composição florística se torna mais confiável por meio do índice de similaridade de Chao-Jaccard, que resultou em um valor igual a 0,95.

Apesar das curvas de rarefação apresentarem inicialmente sobreposição de seus intervalos de confiança (Figura 21), a área de plantio apresentou uma riqueza de espécies levemente maior do que a área em regeneração natural, principalmente quando considerada a densidade total (onde não houve sobreposição dos intervalos de confiança), indicando que, embora mínima, há uma diferença na riqueza entre as duas áreas estudadas. Todavia, o estimador de riqueza Jackknife 1ª ordem para a área de plantio resultou em 72 ($\pm 5,6$) espécies, enquanto o valor para a área em regeneração natural a estimativa foi de 73 ($\pm 6,4$) espécies.

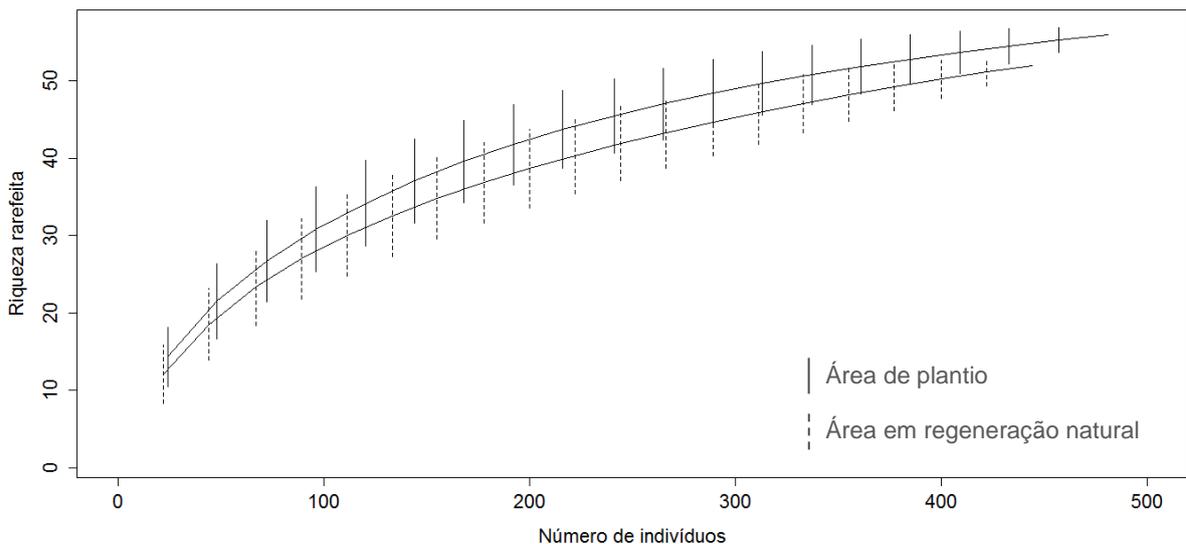


Figura 21 - Curvas de rarefação de espécies por abundâncias (com as barras do desvio padrão) para o estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio e área em regeneração natural

O índice de diversidade de Shannon para a área de plantio resultou em 3,21 nats ind.⁻¹ e o índice de equidade de Pielou em 0,80, não considerando as espécies exóticas nem os indivíduos mortos. Para a área em regeneração natural os resultados foram iguais a 2,97 nats ind.⁻¹ e 0,74, respectivamente. O teste *t* de Hutchenson demonstrou que não houve diferença significativa entre a diversidade de Shannon (*p*-valor > 0,05) do estrato arbustivo-arbóreo das duas áreas de estudo.

3.2 Caracterização estrutural e fitossociológica do estrato arbustivo-arbóreo

Na área de plantio, excluindo-se os indivíduos de eucaliptos e os mortos em pé, os diâmetros variaram entre 4,7 cm até 44,7 cm, porém a maior densidade de indivíduos foi encontrada nas duas primeiras classes diamétricas (Figura 22). Na área em regeneração natural, há uma maior amplitude de classes de diâmetro, as quais variaram entre 4,7 cm e 60,7 cm, porém esta última representada por uma estimativa de apenas 10 ind. ha⁻¹. Assim como na área de plantio, a maior parte dos indivíduos está concentrada nas menores classes de diâmetro. O teste Qui-quadrado confirmou que comportamento das classes entre elas é o mesmo ($X^2=5,012$, p-valor>0,05).

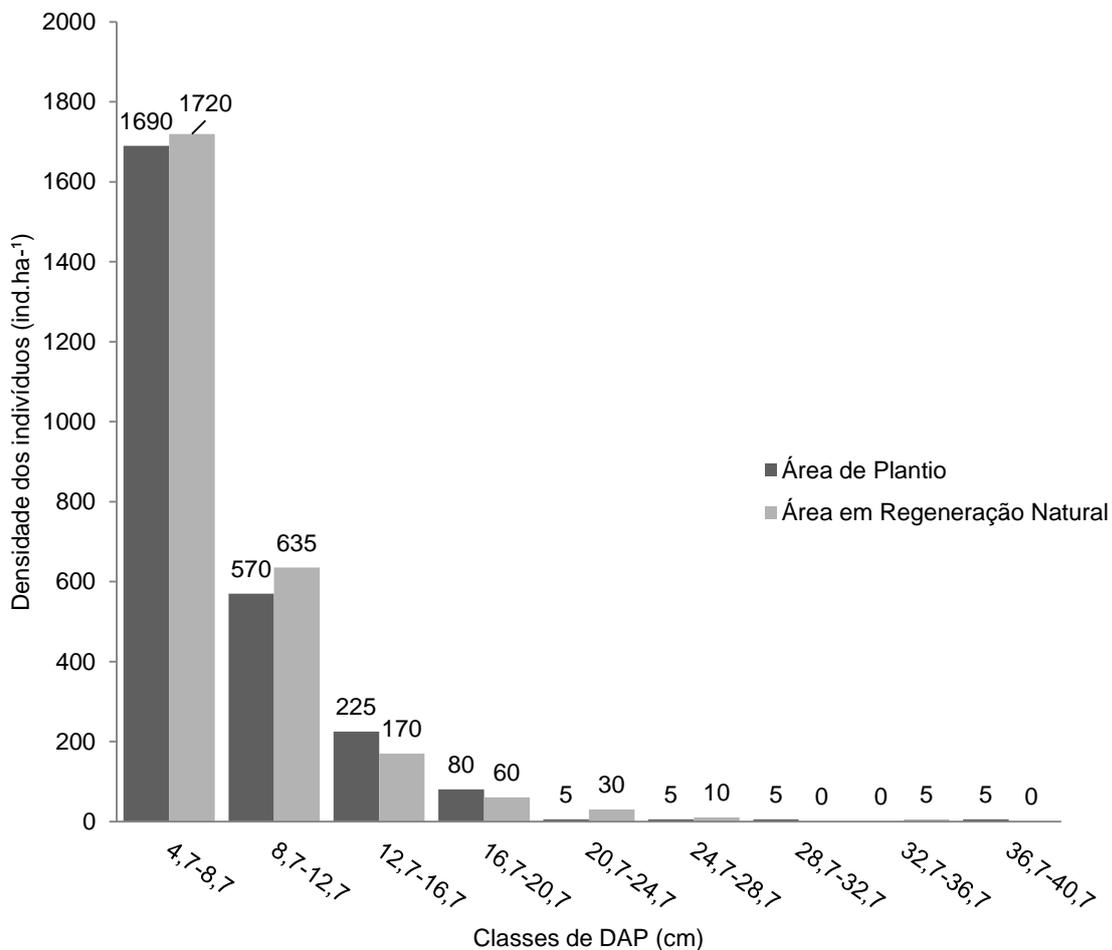


Figura 22 – Distribuição diamétrica dos indivíduos arbustivo-arbóreos da Área de Plantio e da Área em Regeneração Natural, Canela, RS, 2014

Na área de plantio, a altura total da comunidade variou entre 1,5 m a 13,5 m, excluindo-se os indivíduos de eucalipto e os mortos em pé, porém praticamente 95% dos indivíduos estão concentrados entre as alturas 3,5 m e 9,5 m (Figura 23). A classe com maior densidade de indivíduos ($1.410 \text{ ind. ha}^{-1}$) foi aquela que agrupa os exemplares de 5,5 m a 7,5 m de altura. Esse comportamento não é tão semelhante no que diz respeito à distribuição das alturas da área em regeneração natural. O teste Qui-quadrado mostrou que houve independência entre as classes de altura das duas áreas de estudo ($X^2=48,58$, p-valor = 0,0005). Essa independência está ligada principalmente às classes de altura de 1,5 m a 3,5 m, que na área em regeneração natural representa 165 ind. ha^{-1} e foi maior do que na área de plantio, além da classe de 5,5 m a 7,5 m, que na área em regeneração natural representa somente 920 ind. ha^{-1} , valor menor que na área de plantio ($1410 \text{ ind. ha}^{-1}$). Na área em regeneração natural, aproximadamente 88% dos indivíduos estão concentrados entre 3,5 m e 9,5 m de altura.

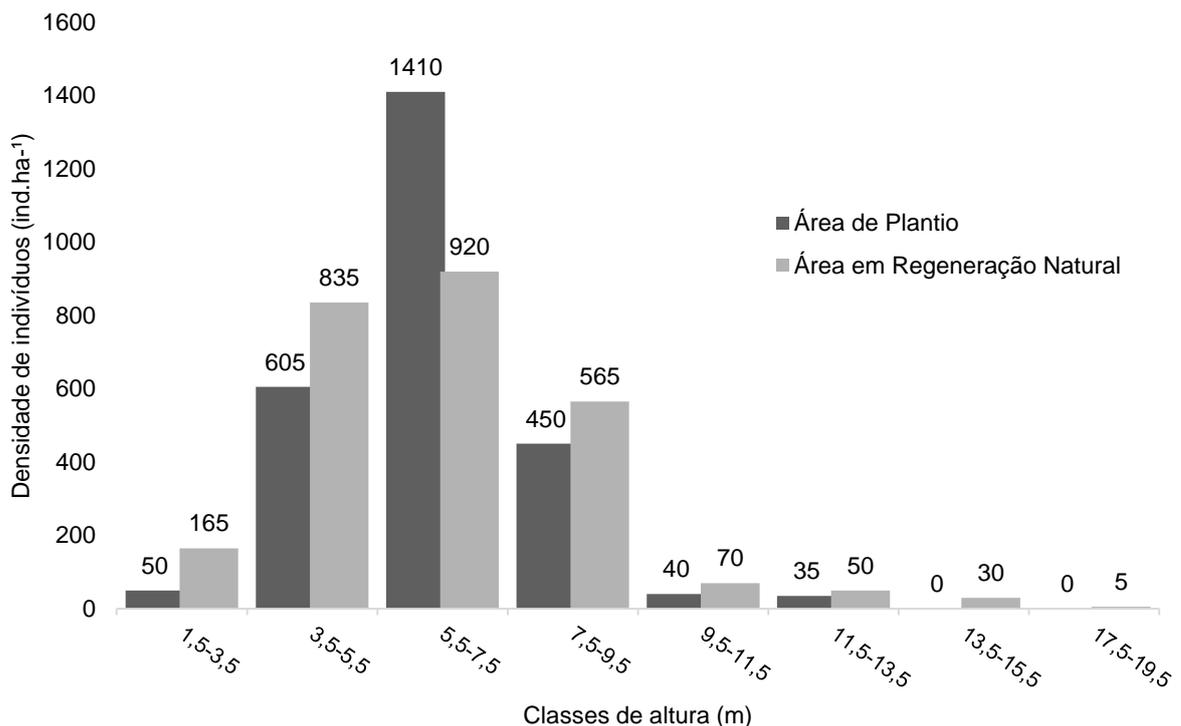


Figura 23 – Distribuição de altura dos indivíduos arbustivo-arbóreos da área de plantio e da área em regeneração natural, Canela, RS, 2014

A Figura 24 mostra a relação hipsométrica, altura x DAP, das duas áreas de estudo, onde fica clara a maior amplitude de alturas na área em regeneração

natural. Com exceção de alguns indivíduos, a relação hipsométrica entre as duas áreas segue o mesmo padrão.

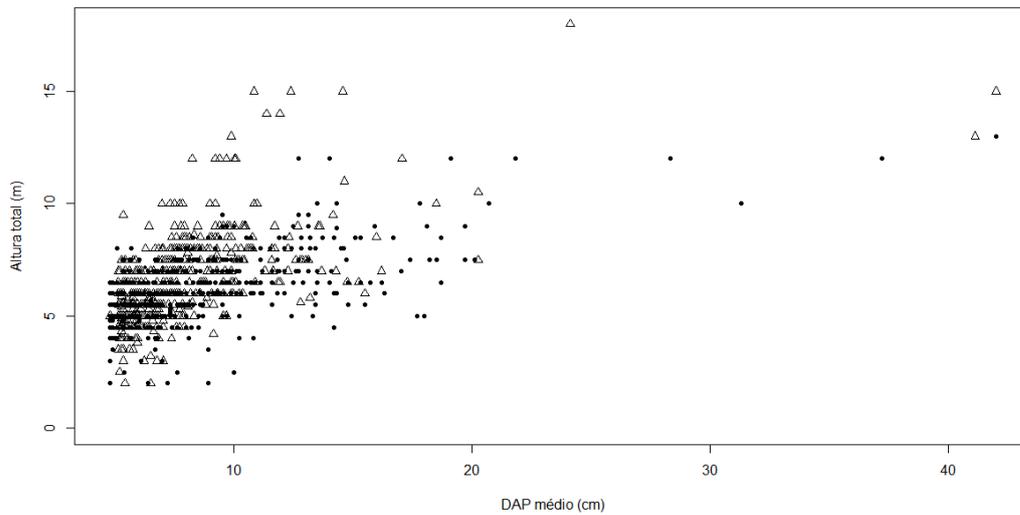


Figura 24 – Relação hipsométrica (altura x DAP) dos indivíduos arbustivo-arbóreos da área de plantio (círculos pretos) e da área em regeneração natural (triângulos), Canela, RS, 2014

Na área de plantio, pouco mais da metade dos indivíduos (57%) encontram-se no dossel da floresta (Figura 25), um valor aproximado ao da área em regeneração natural (54%), sendo que não houve influência do tratamento nessas proporções ($\Delta AIC=0,7$). Praticamente um terço dos indivíduos (30%) na área de plantio está abaixo do dossel, formando o que foi classificado como sub-bosque. Na área em regeneração natural essa proporção é de 35%, e como houve influência do tratamento ($\Delta AIC=2,2$) nessa diferença, realmente há mais indivíduos no sub-bosque na área em regeneração natural do que na área de plantio. Já as proporções dos indivíduos que formam o estrato emergente (exclusivamente eucaliptos) assim como aqueles que estão situados em clareiras não sofreram influência do tratamento ($\Delta AIC=1,9$ e $0,6$). Juntos representam menos de 13% na área de plantio e 11% na área em regeneração natural.

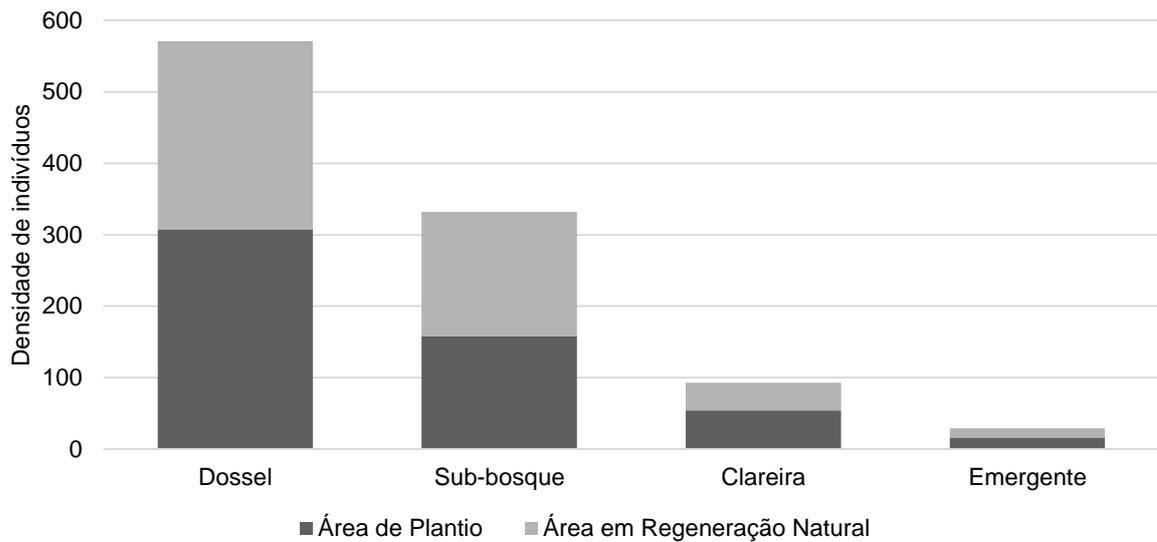


Figura 25 – Distribuição da densidade de indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo no dossel, sub-bosque, estrato emergente e em clareiras da área de plantio e da área em regeneração natural, Canela, RS, 2014

As espécies mais frequentes no dossel da área de plantio foram *Inga marginata*, *Trema micrantha*, *Nectandra megapotamica*, *Myrsine coriacea*, *Inga sessilis*, *Schinus terebinthifolius* e a invasora *Tecoma stans*. No dossel da área em regeneração natural, além de *T. micrantha*, *N. megapotamica* e *I. marginata* também foram comuns, *Boehmeria caudata*, *Myrsine umbellata* e a invasora *Hovenia dulcis*. As espécies que foram mais abundantes no sub-bosque na área de plantio são *N. megapotamica*, *I. marginata*, *Cupania vernalis*, *M. coriacea* e novamente a invasora *Tecoma stans*, que foi plantada e está se regenerando. Na área em regeneração natural as espécies mais frequentes no sub-bosque também foram *N. megapotamica* e *I. marginata*, além de *T. micrantha*, *Aegiphila cf. brachiata* e *Boehmeria caudata*.

No dossel, grande parte das copas (Figura 26) apresentaram os tamanhos médio (50%) e pequeno ($\approx 35\%$), tanto na área de plantio quanto na área em regeneração natural. Também foi no dossel que a maior parte dos indivíduos de copa grande ficou concentrada ($\approx 15\%$), nas duas áreas de estudo. No sub-bosque das duas áreas predominaram os indivíduos com copas pequenas (75%), provavelmente pela grande competição entre os indivíduos. Nas clareiras, metade dos indivíduos (50%) apresentaram tamanhos de copa pequena e aproximadamente 45% de copas médias, em ambas as áreas.

O teste Qui-quadrado mostrou que não há diferenças entre as áreas ($X^2 = 1,732$, $p\text{-valor} > 0,05$) na maneira como os indivíduos do dossel estão distribuídos

nos diferentes tamanhos de copa. Por isso, mesmo que a densidade de indivíduos de copa grande, por exemplo, no dossel tenha sido maior na área de plantio, não significa que são diferentes estatisticamente. O mesmo ocorreu para a distribuição dos indivíduos no sub-bosque (p -valor $> 0,05$).

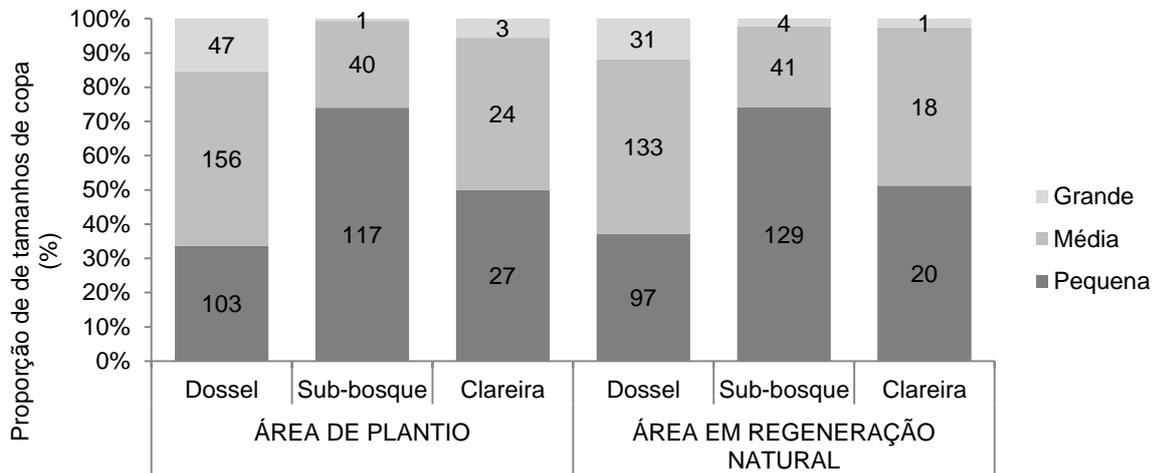


Figura 26 - Proporção de indivíduos com diferentes tamanhos de copa (pequena, média e grande) no dossel, sub-bosque e nas clareiras da área de plantio e da área em regeneração natural, Canela, RS, 2014. (Números dentro das barras significam a densidade de indivíduos)

De maneira geral, sem levar em conta a posição em que se encontram, a proporção de indivíduos com diferentes tamanhos de copa não foi influenciada pelo tratamento ($\Delta AIC = 0,4, 1,6$ e $0,2$, para copas grandes, médias e pequenas, respectivamente).

A Tabela 3 apresenta os valores estimados para a cobertura de copa, calculados a partir dos dados de tamanho de copa. O tratamento não influenciou na cobertura de copa das duas áreas de estudo ($\Delta AIC = 0,2$). Na área de plantio o dossel da floresta apresentou uma média de 158% de cobertura por parcela. O sub-bosque representa 52% da cobertura e as árvores que estão em clareiras cobrem em média um total de 23% da área total por parcela. Os valores maiores do que 100% devem-se as sobreposições de uma copa com a outra.

A área em regeneração natural apresentou um resultado de porcentagem de cobertura um pouco menor, porém como não houve influência do tratamento, pode-se dizer que não há diferenças e que a regeneração natural também apresenta uma cobertura florestal semelhante, somando 128% no dossel, 58% no sub-bosque e 16% de árvores situadas em clareiras.

Tabela 3 – Tabela cobertura de copa do estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio e em regeneração natural do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (N= Número de indivíduos levantados; APC total=Área de Projeção da Copa total do levantamento; APC m= Área de Projeção da Copa média por parcela de 100m² (%)=Porcentagem de cobertura de copa. *Diâmetro de copa considerados para o cálculo igual a 5,0; 3,5; 2,5 para Grande, Média e Pequena, respectivamente)

Tamanho de Copa*	Área de Plantio				Área em Regeneração Natural			
	N	APC total (m ²)	APC m (m ² 100m ⁻²)	(%)	N	APC m total (m ²)	APC m (m ² 100m ⁻²)	(%)
Dossel								
Grande	47	922,8	46,1	46%	31	608,7	30,4	30%
Média	156	1.723	86,1	86%	133	1.468,9	73,4	73%
Pequena	103	505,6	25,3	25%	97	476,1	23,8	24%
Total dossel	306	3.151,4	157,6	158%	261	2.553,8	127,7	128%
Sub-bosque								
Grande	1	19,6	1,0	1%	4	78,5	3,9	4%
Média	40	441,8	22,1	22%	41	452,8	22,6	23%
Pequena	117	574,3	28,7	29%	129	633,2	31,7	32%
Total sub-bosque	158	1.035,7	51,8	52%	174	1.164,6	58,2	58%
Clareira								
Grande	3	58,9	2,9	3%	1	19,6	1	1%
Média	24	265,1	13,3	13%	18	198,8	9,9	10%
Pequena	27	132,5	6,6	7%	20	98,2	4,9	5%
Total clareira	54	456,5	22,8	23%	39	316,6	15,8	16%

Em geral os indivíduos que apresentaram copas grandes na área de plantio pertencem às espécies *Inga marginata* e *Baccharis semiserrata*. Nas copas médias, as espécies mais comuns foram *Inga marginata*, *Trema micrantha*, *Schinus terebinthifolius*, *Inga sessilis*, *Myrsine coriacea* e *Hovenia dulcis*. Entre as copas de tamanho pequeno foram mais comuns *Trema micrantha*, *Nectandra megapotamica*, *Myrsine coriacea*, *Inga marginata*, *Tecoma stans* e *Cupania vernalis*.

Já nas áreas em regeneração natural, os indivíduos com copas grandes, basicamente pertencem as espécies *Trema micrantha* e *Inga marginata*. Com copas médias as espécies mais comuns foram *Trema micrantha*, *Nectandra megapotamica*, *Inga marginata* e *Hovenia dulcis*. Os indivíduos com copas pequenas foram das espécies *Trema micrantha*, *Nectandra megapotamica*, *Boehmeria caudata*, *Aegiphila cf. brachiata*, *Inga marginata*, *Solanum pseudoquina* e *Myrsine umbellata*.

Na área de plantio, sem considerar os exemplares exóticos e mortos em pé, a densidade levantada foi de 481 indivíduos ($2.405 \text{ ind. ha}^{-1}$) e na área em regeneração natural esse resultado foi igual a 444 indivíduos ($2.200 \text{ ind. ha}^{-1}$). Os exemplares plantados apresentam uma densidade de somente 355 ind. ha^{-1} (87 indivíduos levantados) o que representa aproximadamente 15,3% da densidade total da comunidade da área de plantio.

Tabela 4 – Valores estruturais separados por grupos na área de plantio e na área em regeneração natural, Canela, RS, 2014. (S=Riqueza de espécies; N=Número de indivíduos levantados; AB = Área basal do levantamento; DA=Densidade Absoluta por hectare; G=Área Basal por hectare; DAP=Diâmetro a Altura do Peito médio; HT= Altura total média; % Porcentagem em relação à comunidade. *Sofreram influência do tratamento.)

Área de Plantio										
Grupo	S	N	AB (m ²)	DA (ind. ha ⁻¹)	G (m ² ha ⁻¹)	DAP (cm)	HT (m)	% DA	% G	% RE
Plantados	17	87	0,62	435	3,1	9,0	6,0	15,11	13,38	31,15
Regenerantes	47	383*	2,28	1.915	11,4	8,1	6,2	67,31	48,98	78,69
Rebrotas	12	16*	0,13	80	0,7	9,2	5,7	2,81	2,85	19,67
Remanescentes	10	11	0,48	55	2,4	20,2	9,3	1,93	10,29	16,39
Exóticas	3	37	0,24	185	1,2	8,5	6,2	6,50	5,17	4,92
Eucaliptos	1	17	0,81	85	4,0	23,2	18,7	2,99	17,32	1,64
Mortos em Pé	1	34*	0,21	170	1,1	7,5	1,6	5,98	4,55	1,64
Total/média geral	61	569	4,65	2.845	23,3	8,9	6,3	100,00	100,00	154,10
Área em Regeneração Natural										
Grupo	S	N	AB (m ²)	DA (ind. ha ⁻¹)	G (m ² ha ⁻¹)	DAP (cm)	HT (m)	% DA	% G	% RE
Regenerantes	43	388*	2,37	1.940	11,8	8,1	6,4	71,32	41,87	75,44
Rebrotas	22	39*	0,31	195	1,6	9,0	6,1	7,17	5,56	38,60
Remanescentes	12	17	0,73	85	3,7	17,4	7,7	3,13	12,96	21,05
Exóticas	3	30	0,30	150	1,5	10,0	7,4	5,51	5,32	5,26
Eucaliptos	1	16	1,57	80	7,9	32,3	20,3	2,94	27,80	1,75
Mortos em Pé	1	54*	0,37	270	1,8	8,4	3,7	9,93	6,49	1,75
Total/média geral	57	544	5,65	2.720	28,2	9,3	6,6	100,00	100,00	143,86

Tanto a densidade de indivíduos regenerantes (que não foram plantados) quanto a de rebrotas apresentou influência do tratamento ($\Delta AIC=4,3$ e $\Delta AIC=9,5$, respectivamente), tendo sido maiores nas áreas em regeneração natural. Na área em regeneração natural foram levantados 388 indivíduos regenerantes ($1.940 \text{ ind. ha}^{-1}$, 71,3% da densidade total e 75,4% da riqueza total), enquanto que na área de plantio foram 383 indivíduos ($1.915 \text{ ind. ha}^{-1}$, 67,3% da densidade total e 78,7% da riqueza de espécies). As rebrotas foram importantes para o estabelecimento da cobertura florestal no estrato arbustivo-arbóreo da área em regeneração natural,

representando 7,2% da densidade total e 38,6% da riqueza. A densidade de indivíduos mortos sofreu influência do tratamento ($\Delta AIC=4,0$) e foi maior em densidade na área em regeneração natural. A área basal entre as duas áreas de estudo, desconsiderando os eucaliptos e os indivíduos mortos, não foi influenciada pelo tratamento nem no valor total ($\Delta AIC=2,2$) e nem quando considerados os diferentes grupos.

Pelo menos 17 espécies nativas foram exclusivas da área de plantio (Tabela 5), enquanto na área em regeneração apenas 13 espécies nativas foram exclusivas. Grande parte dessas espécies nativas exclusivas da área de plantio deve-se aos indivíduos regenerantes (10 spp.) e não àquelas que foram plantadas, as quais somam pouca riqueza (7 spp.). Porém, em densidade representam 4,7% da comunidade da área de plantio e 3,7% da área basal, mais do que os regenerantes de espécies exclusivas dessa área (2,6% de densidade e 1,3% de área basal).

Tabela 5 – Parâmetros estruturais por espécies nativas e exóticas exclusivas ou comuns a área de plantio (AP) e a área em regeneração natural (ARN), Canela, RS, 2014. (Legenda: N=nº de indivíduos levantados; DR= Densidade Relativa; Doa= Dominância Relativa)

	Riqueza		N (ind.)		Área basal (m ²)		DR (%)		DoR (%)	
	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN
Espécies nativas exclusivas	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN
Plantados	7	-	25	-	0,16	-	4,67	-	3,69	-
Regenerantes	10	8	14	12	0,06	0,07	2,62	2,45	1,35	1,26
Rebrotas	1	4	1	4	0,04	0,06	0,19	0,82	0,86	1,22
Remanescentes	2	3	2	3	0,01	0,04	0,37	0,61	0,25	0,83
Total	17	13	42	19	0,27	0,18	7,85	3,88	6,15	3,32
Espécies exóticas exclusivas	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN
Plantados	1	-	1	-	0,03	-	0,19	-	0,65	-
Rebrotas		1	-	1	-	0,02	-	0,20	-	0,36
Total	1	1	1	1	0,03	0,02	0,19	0,20	0,65	0,36
Espécies nativas comuns	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN
Plantados	12	-	62	-	0,46	-	11,5	-	10,2	-
Regenerantes	34	34	352	376	2,10	2,30	65,7	76,73	47,2	43,54
Rebrotas	11	11	15	36	0,13	0,25	2,80	7,35	2,91	4,72
Remanescentes	9	9	10	14	0,37	0,05	1,87	2,86	8,35	0,93
Total		39	440	426	3,05	2,60	77,2	82,1	86,9	68,7
Espécies exóticas comuns	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN	AP	ARN
Plantados	1	-	11	-	0,05	-	2,06	-	1,01	-
Regenerantes	2	2	24	27	0,18	0,25	4,49	5,51	4,07	4,81
Rebrotas	2	2	18	18	0,82	1,62	3,36	3,67	18,4	30,60
Total		3	53	45	1,04	1,87	9,3	9,91	9,18	23,49

As duas áreas de estudo apresentaram 39 espécies nativas e 3 exóticas em comum no estrato arbustivo-arbóreo. Os indivíduos de maior peso na área em regeneração natural foram aqueles regenerantes de espécies nativas comuns (76,7 % da densidade total e 43,5% da área basal). De maneira geral, os indivíduos pertencentes a espécies nativas em comum apresentaram maior importância na área em regeneração natural (82,1% da densidade total) do que na área de plantio (77,2%).

Um resultado preocupante é que pelo menos 12 indivíduos de espécies exóticas foram plantados, inclusive 11 pertencem a espécie invasora *Tecoma stans*, que também já foi encontrada entre os regenerantes (12 indivíduos).

A Tabela 6 apresenta os parâmetros fitossociológicos da área de plantio. Tendo organizado-a pelo Valor de Cobertura (VC), que representa a soma da densidade e da dominância relativas, observa-se que a espécie com maior VC no estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio foi *Inga marginata* (16,00%), seguida por *Trema micrantha* (10,96%) e *Nectandra megapotamica* (8,10%).

A espécie *T. micrantha* foi presente em 85% das unidades amostrais, mais frequente do que *I. marginata*, todavia esta última apresentou maior densidade e área basal. Além dessas, mais 3 espécies formam o grupo das que representam aproximadamente 50% do VC da área de plantio. São elas *Inga sessilis* (7,68%), *Schinus terebinthifolius* (6,14%) e *Myrsine coriacea* (5,47%), sendo que dessas, somente *S. terebinthifolius* é proveniente apenas do plantio.

Tabela 6 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; P=Plantado; R=Regenerante; RE=Rebrota; RM=Remanescente; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram quando em mais de um grupo)

(continua)

Nome científico	CS	Grupo*	N	U	AB (m ²)	DA (ind. ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Inga marginata</i> Willd.	Pi	P(1) R(66) RE(3)	70	14	0,59	350	2,96	70,00	14,55	17,45	16,00	12,74
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pi	R	64	17	0,29	320	1,46	85,00	13,31	8,61	10,96	9,82
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	SI	P(2) R(34) RE(2) RM(1)	39	16	0,27	195	1,37	80,00	8,11	8,09	8,10	7,77
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	SI	P(7) R(23)	30	8	0,31	150	1,55	40,00	6,24	9,12	7,68	6,30
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Pi	P	28	12	0,22	140	1,10	60,00	5,82	6,45	6,14	5,87
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	Pi	R	32	14	0,15	160	0,73	70,00	6,65	4,29	5,47	5,72
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	Pi	R	20	9	0,22	100	1,12	45,00	4,16	6,60	5,38	4,92
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	SI	R(18) RE(1) RM(2)	21	8	0,11	105	0,55	40,00	4,37	3,26	3,81	3,73
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	SI	P(8) R(1) RE(1) RM(1)	11	9	0,12	55	0,60	45,00	2,29	3,53	2,91	3,27
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	SI	R(8) RE(1) RM(1)	10	5	0,12	50	0,61	25,00	2,08	3,58	2,83	2,63
<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	SI	P	12	7	0,09	60	0,43	35,00	2,49	2,51	2,50	2,70
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott	SI	RM	1	1	0,14	5	0,69	5,00	0,21	4,09	2,15	1,58
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	SI	R(2) RM(1)	3	2	0,12	15	0,60	10,00	0,62	3,55	2,08	1,69
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Pi	R	10	5	0,06	50	0,31	25,00	2,08	1,81	1,95	2,04
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Pi	P(6) R(5) RE(1)	12	3	0,04	60	0,22	15,00	2,49	1,29	1,89	1,71
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Pi	R	10	6	0,03	50	0,17	30,00	2,08	1,01	1,54	1,92
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Pi	P(3) R(5)	8	6	0,03	40	0,15	30,00	1,66	0,89	1,28	1,74
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Pi	R	6	2	0,02	30	0,11	10,00	1,25	0,63	0,94	0,92
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	Pi	R	6	5	0,02	30	0,09	25,00	1,25	0,52	0,88	1,33
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	SB	RE(1) RM(2)	3	3	0,04	15	0,20	15,00	0,62	1,19	0,91	1,05

Tabela 6 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessiona; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; P=Plantado; R=Regenerante; RE=Rebrota; RM=Remanescente; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram quando em mais de um grupo)

(continuação)

Nome científico	CS	Grupo*	N	U	AB (m ²)	DA (ind. ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	CL	R	4	4	0,03	20	0,16	20,00	0,83	0,92	0,88	1,18
<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	CL	R(2) RE(1) RM(1)	4	2	0,03	20	0,16	10,00	0,83	0,92	0,88	0,88
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Pi	P	4	4	0,03	20	0,14	20,00	0,83	0,81	0,82	1,14
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	CL	P(1) R(2) RE(2)	5	2	0,02	25	0,08	10,00	1,04	0,46	0,75	0,80
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Pi	R	4	3	0,02	20	0,11	15,00	0,83	0,62	0,73	0,93
<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	SI	R	4	4	0,02	20	0,08	20,00	0,83	0,46	0,64	1,02
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	Pi	R	4	4	0,02	20	0,08	20,00	0,83	0,45	0,64	1,02
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pi	P(2) R(1) RE(1)	4	4	0,02	20	0,08	20,00	0,83	0,45	0,64	1,02
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	Pi	R	4	4	0,01	20	0,07	20,00	0,83	0,39	0,61	1,00
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	SI	R	4	4	0,01	20	0,06	20,00	0,83	0,34	0,59	0,98
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	SB	R(3) RM(1)	4	3	0,01	20	0,06	15,00	0,83	0,33	0,58	0,83
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	Pi	P	3	2	0,01	15	0,07	10,00	0,62	0,40	0,51	0,64
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	CL	R(2) RM(1)	3	1	0,01	15	0,06	5,00	0,62	0,37	0,50	0,48
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	SI	R	3	2	0,01	15	0,05	10,00	0,62	0,30	0,46	0,60
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	SI	P	2	2	0,02	10	0,09	10,00	0,42	0,52	0,47	0,61
<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	CL	P	2	2	0,01	10	0,05	10,00	0,42	0,29	0,35	0,53
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	SB	R	2	1	0,01	10	0,04	5,00	0,42	0,26	0,34	0,37
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	CL	R(1) RE(1)	2	2	0,01	10	0,04	10,00	0,42	0,21	0,31	0,51
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	SI	P	2	2	0,01	10	0,03	10,00	0,42	0,19	0,30	0,50
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	SI	R	2	2	0,01	10	0,03	10,00	0,42	0,18	0,30	0,49
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	SI	P(1) R(1)	2	2	0,01	10	0,03	10,00	0,42	0,17	0,29	0,49

Tabela 6 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; P=Plantado; R=Regenerante; RE=Rebrota; RM=Remanescente; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram quando em mais de um grupo)

(conclusão)

Nome científico	CS	Grupo*	N	U	AB (m ²)	DA (ind. ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Citharexylum</i> cf. <i>solanaceum</i> Cham.	Pi	R	2	2	0,01	10	0,03	10,00	0,42	0,17	0,29	0,49
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Pi	R	1	1	0,01	5	0,07	5,00	0,21	0,39	0,30	0,35
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp. & Endl.	SI	R	2	2	0,00	10	0,02	10,00	0,42	0,14	0,28	0,48
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	Pi	R	1	1	0,01	5	0,05	5,00	0,21	0,29	0,25	0,31
<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	CL	R	1	1	0,01	5	0,04	5,00	0,21	0,24	0,22	0,30
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	NC	RE	1	1	0,01	5	0,04	5,00	0,21	0,24	0,22	0,30
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	SI	P	1	1	0,01	5	0,04	5,00	0,21	0,23	0,22	0,29
<i>Vasconcellea quercifolia</i> A. St.-Hil.	Pi	R	1	1	0,00	5	0,02	5,00	0,21	0,15	0,18	0,27
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	CL	R	1	1	0,00	5	0,02	5,00	0,21	0,14	0,17	0,26
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	SI	P	1	1	0,00	5	0,02	5,00	0,21	0,13	0,17	0,26
<i>Aegiphila</i> cf. <i>brachiata</i> Vell.	Pi	R	1	1	0,00	5	0,02	5,00	0,21	0,10	0,16	0,25
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pi	R	1	1	0,00	5	0,01	5,00	0,21	0,08	0,14	0,24
Fabaceae 2	NC	R	1	1	0,00	5	0,01	5,00	0,21	0,08	0,14	0,24
<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	CL	R	1	1	0,00	5	0,01	5,00	0,21	0,07	0,14	0,24
Rubiaceae 1	NC	R	1	1	0,00	5	0,01	5,00	0,21	0,07	0,14	0,24
TOTAL			481	20	3,39	2.405	17,0	1.125	100	100	100	100

A Tabela 7 apresenta os parâmetros fitossociológicos somente dos indivíduos classificados como plantados e incluiu também as espécies exóticas.

A espécie que apresentou o maior VC foi *Schinus terebinthifolius* (30,79%), seguida por *Ateleia glazioviana* (12,53%) e *Inga sessilis* (12,12%), as quais, juntamente com a invasora *Tecoma stans* (8,99%) representam pelo menos metade dos indivíduos plantados. Apesar de apresentar menor VC, outra espécie que ocorreu com grande frequência foi *Luehea divaricata*, que foi visualizada em 35% das parcelas. Esta espécie também apresentou alta densidade de indivíduos quando comparada ao restante dos exemplares plantados e estaria representada por 60 ind. ha⁻¹, ocorrendo em maior densidade do que *Inga sessilis*, porém esta última apresentou valores altos de área basal.

Para o estrato arbustivo-arbóreo da área em regeneração natural (Tabela 8), somente quatro espécies representam aproximadamente 55% do valor de cobertura. Aquela de maior VC foi *Trema micrantha* (22,34%), um valor muito maior que para a área de plantio. As espécies seguintes na ordem de maior VC foram *Nectandra megapotamica* (13,35%), *Inga marginata* (10,65%) e *Parapiptadenia rigida* (9,18%). Esta última apresentou baixa densidade e frequência absoluta, mas sua área basal foi alta. Na área em regeneração natural, *Trema micrantha* apresentou um resultado de densidade de indivíduos consideravelmente maior do que as outras espécies, o que também pode explicar um valor menor de equidade de Pielou para essa área (0,74) do que na área de plantio (0,80).

Tabela 7 – Tabela de parâmetros fitossociológicos dos indivíduos plantados (incluindo as espécies exóticas) na área de plantio do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; Ex= Exóticas; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal na parcela; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância)

Nome científico	CS	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Pi	28	12	0,22	140	1,10	60	28,57	33,01	30,79	27,31
<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	SI	12	5	0,09	60	0,43	25	12,24	12,82	12,53	11,18
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	SI	7	3	0,11	35	0,57	15	7,14	17,10	12,12	9,78
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Ex	11	5	0,04	55	0,22	25	11,22	6,76	8,99	8,82
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	SI	8	7	0,05	40	0,24	35	8,16	7,19	7,68	9,07
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Pi	6	3	0,03	30	0,13	15	6,12	3,80	4,96	5,00
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Pi	4	4	0,03	20	0,14	20	4,08	4,13	4,11	5,00
<i>Schinus polygamus</i> (Cav.) Cabrera	Pi	3	2	0,01	15	0,07	10	3,06	2,05	2,56	2,84
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	SI	2	2	0,02	10	0,09	10	2,04	2,67	2,36	2,70
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Pi	3	3	0,01	15	0,04	15	3,06	1,21	2,14	3,12
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	SI	2	1	0,01	10	0,06	5	2,04	1,70	1,87	1,81
<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	CL	2	2	0,01	10	0,05	10	2,04	1,48	1,76	2,30
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pi	2	2	0,01	10	0,05	10	2,04	1,40	1,72	2,28
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	SI	2	2	0,01	10	0,03	10	2,04	0,99	1,51	2,14
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottshling & J.E.Mill.	SI	1	1	0,01	5	0,04	5	1,02	1,15	1,09	1,29
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	SI	1	1	0,00	5	0,02	5	1,02	0,68	0,85	1,13
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	SI	1	1	0,00	5	0,02	5	1,02	0,61	0,81	1,11
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	CL	1	1	0,00	5	0,02	5	1,02	0,53	0,77	1,08
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	Ex	1	1	0,00	5	0,01	5	1,02	0,43	0,73	1,05
<i>Inga marginata</i> Willd.	Pi	1	1	0,00	5	0,01	5	1,02	0,27	0,65	1,00
TOTAL		98	20	0,66	490	3,32	295	100	100	100	100

Tabela 8 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato arbustivo-arbóreo da área em regeneração natural do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; P=Plantado; R=Regenerante; RE=Rebrota; RM=Remanescente; N= Número de indivíduos levantados no total; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram)

(continua)

Nome científico	CS	Grupo*	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pi	R(108) RE(1)	109	19	0,69	545	3,43	95	24,55	20,14	22,34	18,18
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	SI	R(66) RE(3)	69	20	0,38	345	1,91	100	15,54	11,17	13,35	12,36
<i>Inga marginata</i> Willd.	Pi	R(38) RE(3)	41	8	0,41	205	2,06	40	9,23	12,08	10,65	8,48
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Pi	R(3) RM(3)	6	3	0,58	30	2,90	15	1,35	17,00	9,18	6,63
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	Pi	R(19) RE(1)	20	12	0,05	100	0,27	60	4,50	1,61	3,06	4,11
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	CL	R(9) RE(3)	12	8	0,12	60	0,58	40	2,70	3,43	3,07	3,43
<i>Aegiphila</i> cf. <i>brachiata</i> Vell.	Pi	R(14) RE(1)	15	6	0,08	75	0,41	30	3,38	2,41	2,90	2,97
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Pi	R	14	9	0,08	70	0,42	45	3,15	2,47	2,81	3,43
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	Pi	R	13	9	0,08	65	0,39	45	2,93	2,28	2,61	3,29
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Pi	R(14) RE(1)	15	8	0,06	75	0,28	40	3,38	1,67	2,52	3,06
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	Pi	R(11) RE(1)	12	5	0,07	60	0,35	25	2,70	2,04	2,37	2,44
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	Pi	R(12) RE(2)	14	5	0,04	70	0,20	25	3,15	1,17	2,16	2,30
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	SI	R	6	5	0,12	30	0,58	25	1,35	3,38	2,37	2,44
<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	CL	R(3) RE(5) RM(2)	10	6	0,06	50	0,32	30	2,25	1,85	2,05	2,40
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	SI	R	6	4	0,05	30	0,26	20	1,35	1,50	1,43	1,64
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	Pi	R	5	4	0,05	25	0,27	20	1,13	1,59	1,36	1,60
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	SI	R(4) RE(1) RM(1)	6	6	0,04	30	0,22	30	1,35	1,26	1,31	1,91
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	SI	R(3) RE(4)	7	5	0,03	35	0,16	25	1,58	0,91	1,24	1,69
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Pi	R(4) RE(1)	5	2	0,02	25	0,11	10	1,13	0,64	0,88	0,93
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Pi	R(3) RM(1)	4	3	0,03	20	0,15	15	0,90	0,87	0,89	1,11
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	SI	R(1) RE(1)	2	2	0,05	10	0,25	10	0,45	1,44	0,94	0,97

Tabela 8 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato arbustivo-arbóreo da área em regeneração natural do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; P=Plantado; R=Regenerante; RE=Rebrota; RM=Remanescente; N= Número de indivíduos levantados no total; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram)

(continuação)

Nome científico	CS	Grupo*	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Pi	R(3) RE(2)	5	3	0,01	25	0,07	15	1,13	0,41	0,77	1,03
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp. & Endl.	SI	R(3) RE(1)	4	4	0,02	20	0,08	20	0,90	0,46	0,68	1,15
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	CL	R(2) RE(1)	3	2	0,02	15	0,09	10	0,68	0,53	0,60	0,75
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pi	R(1) RE(2)	3	2	0,01	15	0,07	10	0,68	0,42	0,55	0,71
<i>Vasconcellea quercifolia</i> A. St.-Hil.	Pi	R	3	3	0,01	15	0,05	15	0,68	0,29	0,48	0,84
<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	SI	R	2	2	0,02	10	0,10	10	0,45	0,56	0,51	0,68
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	SI	RM	1	1	0,03	5	0,14	5	0,23	0,80	0,51	0,52
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	CL	R(1) RM(1)	2	2	0,01	10	0,07	10	0,45	0,43	0,44	0,64
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	SI	R(1) RM(1)	2	1	0,01	10	0,07	5	0,45	0,40	0,42	0,45
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	SI	RE	2	1	0,01	10	0,06	5	0,45	0,37	0,41	0,45
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	SI	R(1) RM(1)	2	2	0,01	10	0,06	10	0,45	0,36	0,41	0,62
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	SI	RM	1	1	0,02	5	0,10	5	0,23	0,60	0,41	0,45
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	Pi	R	1	1	0,02	5	0,09	5	0,23	0,56	0,39	0,43
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	SB	R	2	1	0,01	10	0,04	5	0,45	0,25	0,35	0,41
<i>Phytolacca dioica</i> L.	SI	R	1	1	0,02	5	0,09	5	0,23	0,55	0,39	0,43
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	CL	RM	2	1	0,01	10	0,04	5	0,45	0,23	0,34	0,40
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	SB	RM	2	1	0,01	10	0,04	5	0,45	0,21	0,33	0,39
<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott	SI	R	2	2	0,01	10	0,03	10	0,45	0,18	0,31	0,55
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	CL	RE	1	1	0,01	5	0,07	5	0,23	0,38	0,30	0,38
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	SI	R	1	1	0,01	5	0,03	5	0,23	0,17	0,20	0,30
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	Pi	R	1	1	0,00	5	0,02	5	0,23	0,15	0,19	0,30

Tabela 8 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato arbustivo-arbóreo da área em regeneração natural do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; P=Plantado; R=Regenerante; RE=Rebrota; RM=Remanescente; N= Número de indivíduos levantados no total; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram)

(conclusão)

Nome científico	CS	Grupo*	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	SB	RM	1	1	0,00	5	0,02	5	0,23	0,13	0,18	0,29
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	CL	RE	1	1	0,00	5	0,02	5	0,23	0,13	0,18	0,29
NI 3	NC	R	1	1	0,00	5	0,02	5	0,23	0,11	0,17	0,29
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Pi	R	1	1	0,00	5	0,01	5	0,23	0,07	0,15	0,27
<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	NC	R	1	1	0,00	5	0,01	5	0,23	0,06	0,14	0,27
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	SI	R	1	1	0,00	5	0,01	5	0,23	0,06	0,14	0,27
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	Pi	R	1	1	0,00	5	0,01	5	0,23	0,06	0,14	0,27
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	CL	RE	1	1	0,00	5	0,01	5	0,23	0,06	0,14	0,27
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	SI	R	1	1	0,00	5	0,01	5	0,23	0,06	0,14	0,27
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Pi	R	1	1	0,00	5	0,01	5	0,23	0,05	0,14	0,27
TOTAL			444	20	3,41	2.220	17,06	965	100	100	100	100

3.3 Categorias de status sucessional do estrato arbustivo-arbóreo

De maneira geral, a proporção de espécies arbustivo-arbóreas de mesma categoria sucessional seguiu o mesmo comportamento (p -valor > 0,05) entre as duas áreas de estudo.

Em ambas as áreas as espécies pioneiras dominam, sendo seguidas pelas espécies secundárias iniciais (Figura 27). A diferença entre a categoria das pioneiras e secundárias iniciais é pequena (menos de 10%), sendo que na área em regeneração natural essa diferença é menor ainda (5,4%).

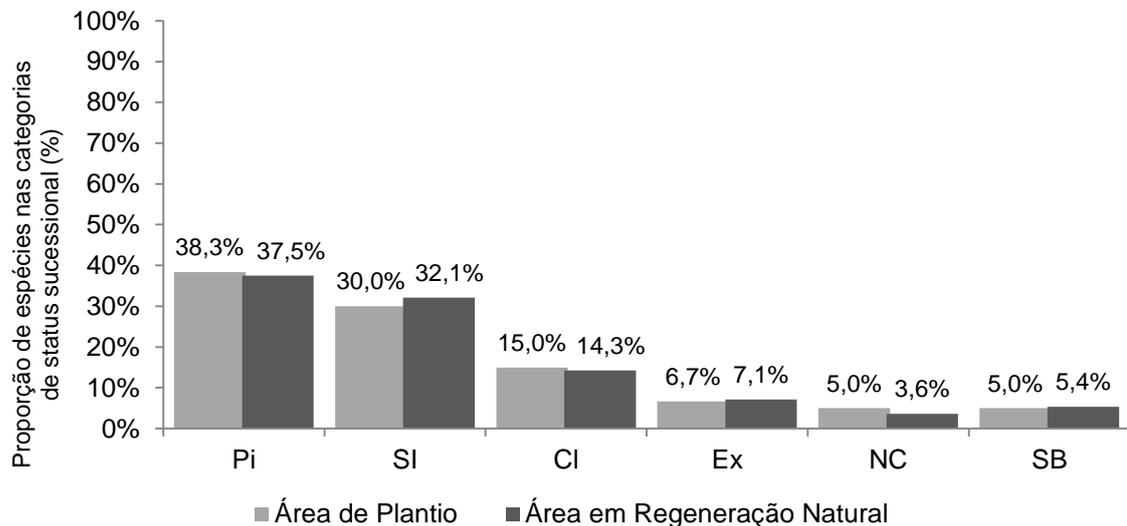


Figura 27 – Proporção de espécies por categoria de status sucessional e exóticas (Ex) no estrato arbustivo-arbóreo, Canela, RS, 2014. (Legenda: Pi=Pioneira, SI=Secundária Inicial, CI=Climax, NC=Não classificado, SB=Típicas de Sub-boque)

Há uma diferença no comportamento em que os indivíduos estão distribuídos nas diferentes classes sucessionais em relação a proporção de espécies (Figura 28). Em ambas as áreas, os indivíduos de espécies pioneiras representam pouco mais da metade, enquanto aqueles de espécies secundárias iniciais representam aproximadamente um quarto. Somente foram influenciadas pelo tratamento as categorias de espécies secundárias iniciais e climáticas ($\Delta AIC = 0,5$ e $1,0$, respectivamente). Apesar de ocorrer menor proporção de exemplares de espécies secundárias iniciais na área em regeneração natural, ela pode ser compensada pela maior proporção de indivíduos de espécies climáticas (6,5%) do

que na área de plantio (4,3%). Os indivíduos de espécies exóticas representam aproximadamente 10% em ambas as áreas e os de espécies típicas de sub-bosque ainda são pouco comuns nesse estrato, cerca de 1,0 a 2,0%.

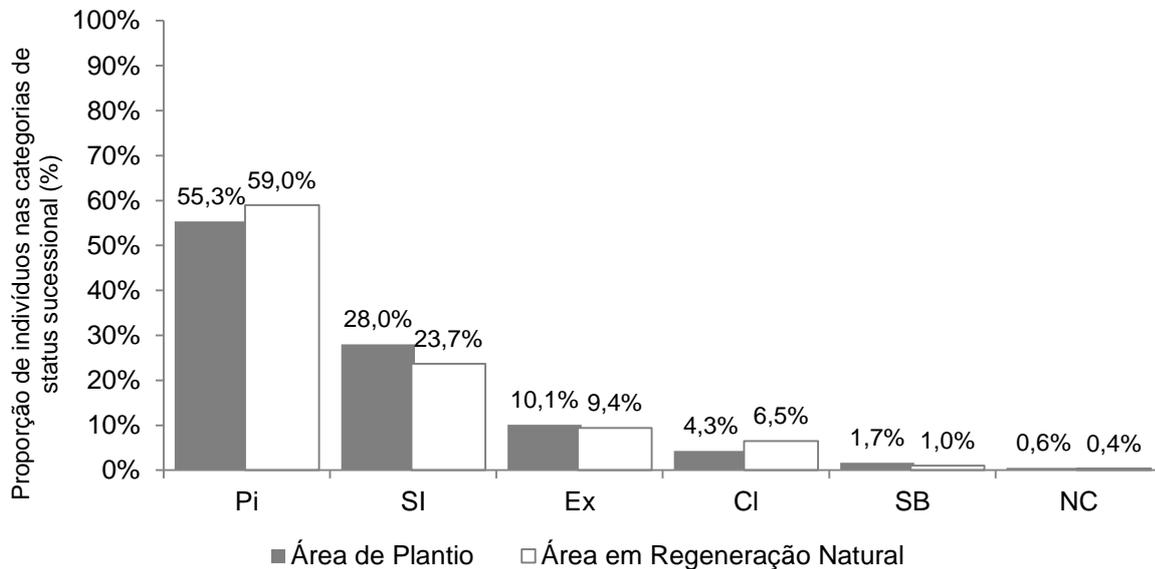


Figura 28 – Proporção de indivíduos no estrato arbustivo-arbóreo por categoria de status sucessional e de espécies exóticas (Ex), Canela, RS, 2014. (Legenda: Pi=Pioneira, SI=Secundária Inicial, NC=Não classificado, CI=Climácicas, SB=Típicas de Sub-boque)

Em ambas as áreas, mais da metade (60%) dos indivíduos de espécies pioneiras encontram-se no dossel da floresta, e ainda cerca de 25% deles estão localizados no sub-bosque (Figura 29). O teste Qui-quadrado mostrou que houve diferença ($X^2 = 6,34$, p-valor = 0,042) entre a densidade de indivíduos pioneiros localizados no sub-bosque das duas florestas, sendo esses mais frequentes na área em regeneração natural. Os indivíduos de espécies exóticas, e aqui foram incluídos os eucaliptos, estendem-se por todos os estratos da floresta e também, em menor proporção, nas clareiras, não apresentando diferenças entre as duas áreas (p-valor > 0,05). O teste de Fisher não mostrou diferenças entre as densidades de espécies climácicas e típicas de sub-bosque (p-valor > 0,05) nas diferentes posições e nas clareiras das duas áreas estudadas.

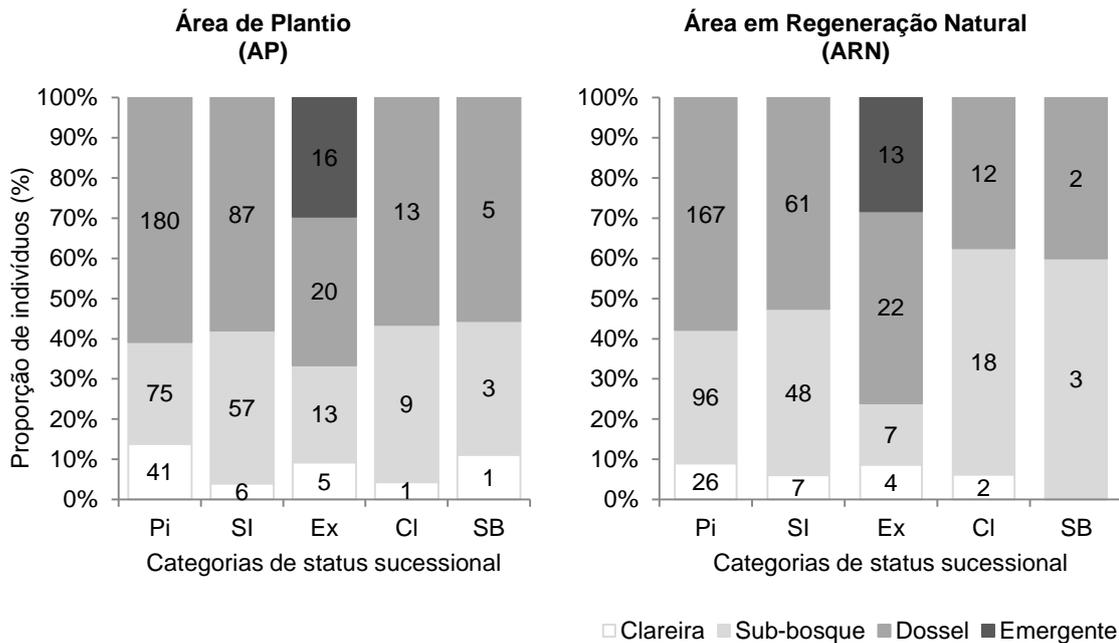


Figura 29 – Proporção de indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo com diferentes categorias de status sucessional no dossel, sub-bosque e nas clareiras da área de plantio (AP) e da área em regeneração natural (ARN), Canela, RS, 2014. (Legenda: Pi=Pioneira, SI=Secundária Inicial, Ex=Exóticas, CI= Climáticas, SB=Típicas de Sub-bosque. Números dentro das barras significam a densidade em que ocorreram)

3.4 Síndromes de dispersão do estrato arbustivo-arbóreo

A síndrome de dispersão que obteve maior proporção de espécies foi a zoocórica, tanto para a área de plantio quanto para a área em regeneração natural (Figura 30). A área em regeneração natural apresentou uma proporção pouco maior (71,9%) de espécies dispersas pelos animais em relação à área de plantio (65,6%), e inversamente, a área de plantio apresentou maior número espécies anemocóricas (19,7%) do que a área em regeneração natural (12,3%). As outras síndromes tiveram valores semelhantes entre as duas áreas. O comportamento da distribuição de síndrome de dispersão das espécies que foram plantadas no ano de 2006 e 2007 (Figura 31) apresentou um equilíbrio entre zoocóricas (53%) e não zoocóricas (47%, somando anemocóricas e autocóricas). Todavia, esse equilíbrio não teve influência na densidade de indivíduos que foram plantados, ou seja, apesar de terem sido escolhidas espécies equilibrando-se a síndromes de dispersão, a densidade de indivíduos não zoocóricos no momento do plantio representou 64%, entre anemocóricas (56%) e autocóricas (8%).

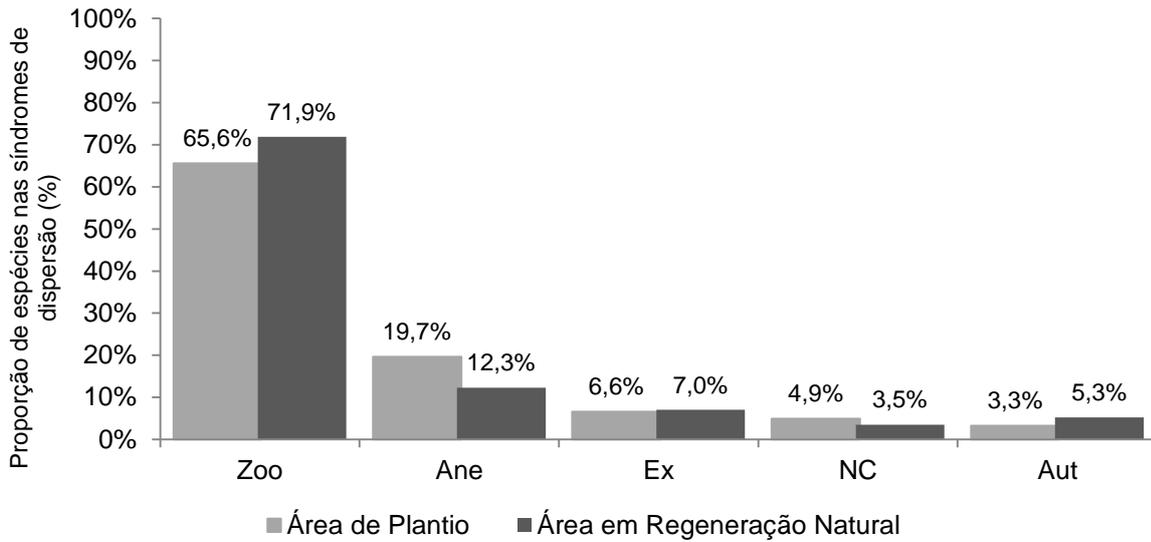


Figura 30 – Proporção de espécies no estrato arbustivo-arbóreo por síndrome de dispersão e de espécies exóticas (Ex), Canela, RS, 2014. (Legenda: Zoo=Zoocórica, Ane=Anemocórica, NC=Não classificado, Aut=Autocórica)

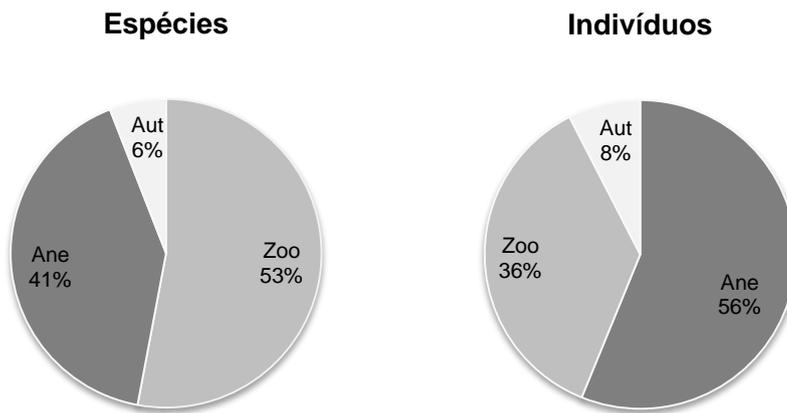


Figura 31 – Proporção de espécies e de indivíduos plantados pertencentes a diferentes síndromes de dispersão, Canela, RS, 2014. (Legenda: Zoo=Zoocórica, Ane=Anemocórica, Aut=Autocórica)

Mesmo com essa diferença de proporção nos indivíduos plantados, após 8 anos de desenvolvimento da floresta, a síndrome de dispersão de maior ocorrência entre os indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo tanto para a área de plantio, quanto para a área em regeneração natural foi a zoocórica (Figura 32). Todavia, o tratamento influenciou na síndrome de dispersão zoocórica ($\Delta AIC=4,5$) sendo a proporção de indivíduos dispersos por zoocoria maior (80,4%) na área em regeneração natural do que na área de plantio (74,2%). A segunda síndrome de dispersão de maior ocorrência foi a anemocórica e também foi influenciada pelo tratamento ($\Delta AIC=3,4$), mostrando que há uma maior proporção de indivíduos

anemocóricos na área de plantio. A síndrome de dispersão com menor ocorrência foi a autocórica que apresentou menos de 3% em ambas as áreas de estudo.

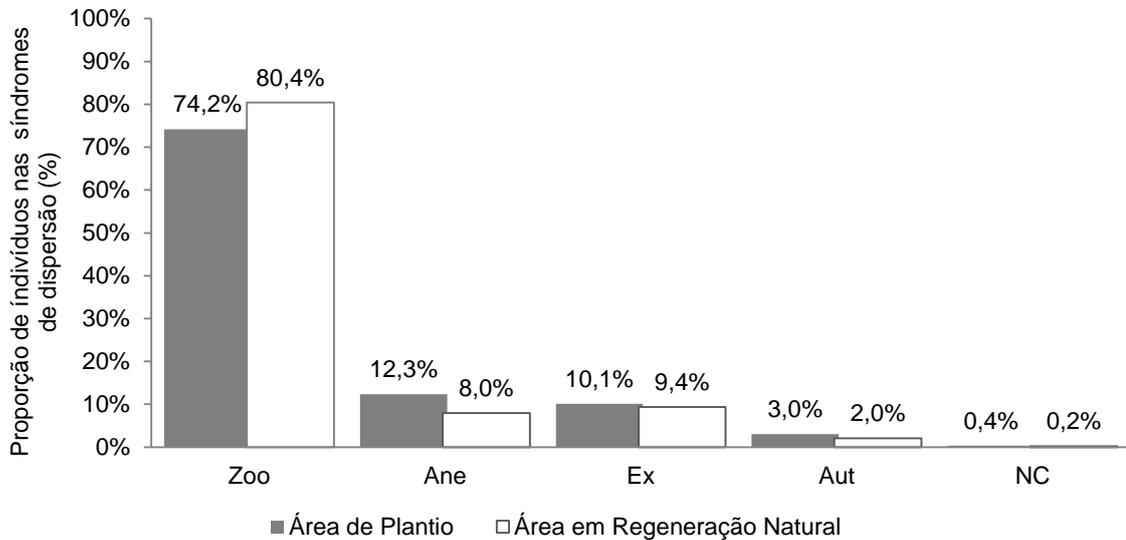


Figura 32 – Proporção de indivíduos no estrato arbustivo-arbóreo por síndrome de dispersão e de espécies exóticas (Ex), Canela, RS, 2014. (Legenda: Zoo=Zoocórica, Ane=Anemocórica, NC=Não classificado, Aut=Autocóricas)

3.5 Caracterização florística do estrato regenerante

Para a comunidade geral, no estrato regenerante (indivíduos de espécies arbustivo-arbóreas com altura > 0,3 m até DAP = 4,7cm) foram encontradas 91 espécies, três delas não foram identificadas, distribuídas em 34 famílias (Tabela 9 e Tabela 10).

Tabela 9 – Resumo da caracterização florística do estrato regenerante da área de plantio e da área em regeneração natural no Horto Florestal Bugre Canastra, Canela, RS, 2014.

Parâmetro	Área de Plantio	Área em Regeneração Natural
Riqueza geral	71	65
Nº de espécies nativas	68 + 1 Não Identificada	59 + 2 Não Identificadas
Nº de espécies exóticas	2	4
Nº de gêneros	60	55
Nº de famílias botânicas	33	30
Principais famílias	Fabaceae (12 spp.) Myrtaceae (6 spp.) Lauraceae (4 spp.) Meliaceae (3 spp.)	Myrtaceae (7 spp.) Lauraceae (6 spp.) Salicaceae (4 spp.) Fabaceae (4 spp.)

No estrato regenerante da área de plantio foram encontradas 71 espécies, sendo que dessas, uma não foi identificada, distribuídas em 60 gêneros e 33 famílias. Das 70 espécies identificadas, 68 são nativas e duas exóticas. As famílias mais representativas foram Fabaceae (12 espécies), Myrtaceae (6), Lauraceae e Meliaceae (4).

Para o estrato regenerante da área em regeneração natural foram encontradas 65 espécies, sendo que dessas duas não foram identificadas, distribuídas em 55 gêneros e 30 famílias. Das 63 espécies identificadas 59 são nativas e quatro exóticas. A distribuição das principais famílias diferiu entre as áreas, sendo que a mais representativa foi Myrtaceae, com 7 espécies e não Fabaceae, que aqui foi representada por somente 4 espécies. As outras mais representativas foram Lauraceae (6 espécies) e Salicaceae (4).

Comparando a riqueza de espécies do estrato regenerante () da área de plantio com a área em regeneração natural observa-se um comportamento semelhante com poucos indivíduos, mas quando considerada a abundância total, que foi menor na área em regeneração natural, a riqueza da área de plantio foi consideravelmente maior. O estimador de riqueza Jackknife 1ª ordem resultou em 94 ($\pm 7,4$) espécies para a área de plantio e de 83 ($\pm 6,8$) espécies para a área em regeneração natural.

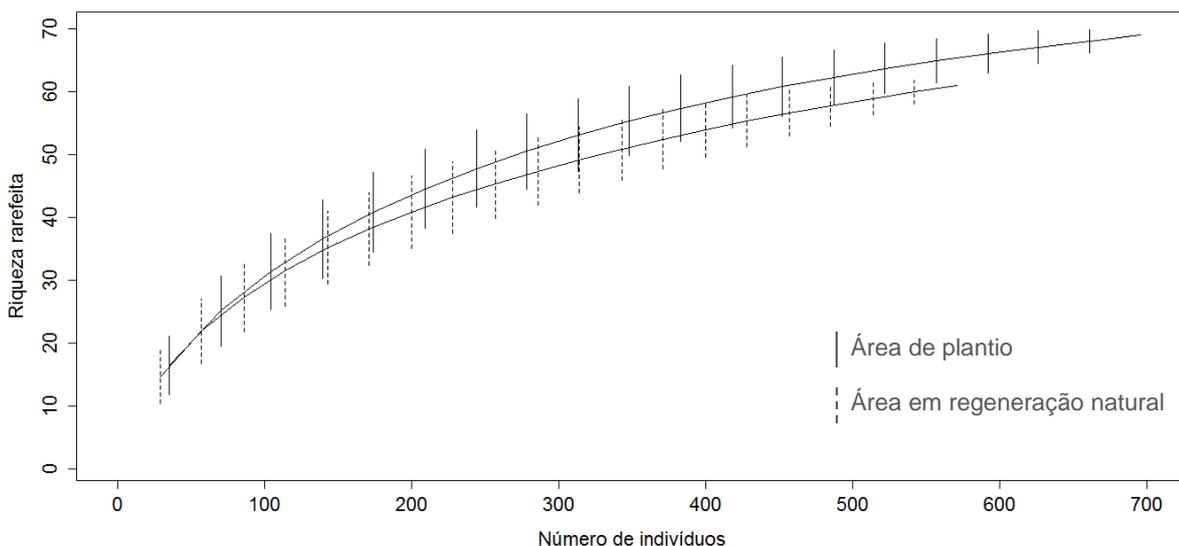


Figura 33 - Curvas de rarefação de espécies arbustivo-arbóreas presentes no estrato regenerante da área de plantio e da área em regeneração natural no Horto Florestal Bugres/Canastra, em Canela, RS, 2014

Tabela 10 – Lista florística e abundância das espécies encontradas no estrato regenerante no levantamento do Horto Florestal Bugres/Canastra, Canela, RS, 2014. (N=Nativa; E=Exótica; n = número de indivíduos levantados; AP= Área de Plantio; ARN= Área em Regeneração Natural; CS=Categoria de Status Sucessional; SD=Síndrome de Dispersão; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CI=Climácica; SB= Típica de Sub-bosque; Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; Aut=Autocórica; NC=Não Classificado; FED= Floresta Estacional Decidual; FES=Floresta Estacional Semidecidual; FOD= Floresta Ombrófila Densa; FOM=Floresta Ombrófila Mista; TODAS= Todas as formações florestais do estado do RS: FES, FED, FOM, FOD.)

(continua)

Família	Nome científico	Nome popular	Origem	n AP	n ARN	CS	SD	Ocorrência
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira-vermelha	N	5		Pi	Zoo	TODAS
Annonaceae	<i>Annona rugulosa</i> (Schtdl.) H.Rainer	Araticum	N		1	Pi	Zoo	FOM FOD
	<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	Araticum	N		3	SI	Zoo	FOD FES
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Pinheiro-brasileiro	N		1	Pi	Zoo	FOM
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Jerivá	N	2	3	SI	Zoo	TODAS
Asteraceae	<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	Vassoura	N	1	1	Pi	Ane	FOM
	<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	Sucará	N	4		SB	Ane	FED FES
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Caroba	N		1	SI	Ane	FED FES FOD
	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Amarelinho	E	1	1	E	E	E
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Maria-mole	N		2	SI	Zoo	FOD FES FED
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	Louro-pardo	N	4		SI	Ane	FES FED
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Esporão-de-galo	N	14	30	Pi	Zoo	TODAS
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Grandiúva	N	4	1	Pi	Zoo	TODAS
Caricaceae	<i>Vasconcellea quercifolia</i> A. St.-Hil.	Mamoeiro-do-mato	N	1		Pi	Zoo	FED FES
	<i>Maytenus muelleri</i> Schwacke	Espinheira-santa	N	2	2	SB	Zoo	TODAS
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	Cocão	N	6	1	SI	Zoo	FOD FED
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	Tanheiro	N	2	2	Pi	Zoo	TODAS
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Pau-leiteiro	N	3	2	Pi	Zoo	TODAS
Fabaceae	<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	Timbó	N	1		SI	Ane	FED FES
	<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pata-de-vaca	N	4	1	Pi	Aut	TODAS
	<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	Anjiquinho	N	5		SB	Aut	FED

Tabela 10 – Lista florística e abundância das espécies encontradas no estrato regenerante no levantamento do Horto Florestal Bugres/Canastra, Canela, RS, 2014. (N=Nativa; E=Exótica; n = número de indivíduos levantados; AP= Área de Plantio; ARN= Área em Regeneração Natural; CS=Categoria de Status Sucessional; SD=Síndrome de Dispersão; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CI=Climácica; SB= Típica de Sub-bosque; Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; Aut=Autocórica; NC=Não Classificado; FED= Floresta Estacional Decidual; FES=Floresta Estacional Semidecidual; FOD= Floresta Ombrófila Densa; FOM=Floresta Ombrófila Mista; TODAS= Todas as formações florestais do estado do RS: FES, FED, FOM, FOD.)

(continuação)

Família	Nome científico	Nome popular	Origem	n AP	n ARN	CS	SD	Ocorrência
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Rabo-de-bugio	N	3		Pi	Ane	TODAS
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Timbaúva, Tamboril	N	1		SI	Zoo	FED FES
	Fabaceae 1		N	1		NC	NC	NC
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Ingá-feijão	N	22	8	Pi	Zoo	FES
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Ingá-ferradura	N	7		SI	Zoo	FES FOM
	<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	Canela-do-brejo	N	2		CL	Ane	TODAS
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Farinha-seca	N	1		SI	Ane	FES
	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Angico-vermelho	N	15	2	Pi	Aut	FED
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	N	1		Pi	Aut	FED
	<i>Senegalia bonariensis</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Seigler & Ebinger	Unha-de-gato	N		2	Pi	Ane	FOM FOD
Indeterminada	NI	NI	NC		2	NC	NC	NC
	NI 2	NI 2	NC	2		NC	NC	NC
	NI 3	NI 3	NC		1	NC	NC	NC
Lamiaceae	<i>Aegiphila cf. brachiata</i> Vell.	Peloteiro	N		2	Pi	Zoo	FED
Lauraceae	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	Canela-crespa	N		1	CL	Zoo	FOD FOM
	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Canela-fogo	N	1	5	SI	Zoo	FOD FOM FED
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Canela-amarela	N	1		CL	Zoo	FES FOM FOD
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Canela-preta	N	85	77	SI	Zoo	TODAS
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Canela-guaicá	N	28	15	SI	Zoo	TODAS
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	Canela-lageana	N		2	SI	Zoo	TODAS
	<i>Persea americana</i> Mill.	Abacateiro	E		1	E	E	E

Tabela 10 – Lista florística e abundância das espécies encontradas no estrato regenerante no levantamento do Horto Florestal Bugres/Canastra, Canela, RS, 2014. (N=Nativa; E=Exótica; n = número de indivíduos levantados; AP= Área de Plantio; ARN= Área em Regeneração Natural; CS=Categoria de Status Sucessional; SD=Síndrome de Dispersão; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CI=Climácica; SB= Típica de Sub-bosque; Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; Aut=Autocórica; NC=Não Classificado; FED= Floresta Estacional Decidual; FES=Floresta Estacional Semidecidual; FOD= Floresta Ombrófila Densa; FOM=Floresta Ombrófila Mista; TODAS= Todas as formações florestais do estado do RS: FES, FED, FOM, FOD.)

(continuação)

Família	Nome científico	Nome popular	Origem	n AP	n ARN	CS	SD	Ocorrência
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	N	3	2	SI	Ane	TODAS
Melastomataceae	<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn.	Pixirica	N	2	6	NC	Zoo	FES FOM FOD
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	N	4	6	CL	Zoo	FES FED
	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	N	2	8	SI	Ane	TODAS
	<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	Catigua-vermelho	N	3	7	CL	Zoo	FED FES FOD
	<i>Trichilia cf. elegans</i> A. Juss.	Pau-ervilha	N	2		SB	Zoo	TODAS
Monimiaceae	<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	Pimenteira-do-mato	N	19	37	SB	Zoo	FOM FOD
	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	Capixim	N	15	11	SB	Zoo	FES FOD
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer	Cincho	N	5	2	CL	Zoo	TODAS
Morto em pé	Morto em pé	Morto	M		11	NC	NC	NC
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Murta	N	1		CL	Zoo	TODAS
	<i>Calypttranthes concinna</i> DC.	Guamirim	N		1	SB	Zoo	FED
	<i>Calypttranthes grandifolia</i> O.Berg	Guamirim	N	3	1	SB	Zoo	FOD FOM
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	Guabirola	N	8	9	SB	Zoo	TODAS
	<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	Batiga-branca	N	3		SB	Zoo	FES FED
	<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	Batinga-vermelha	N	1	3	CL	Zoo	FES FOM
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	Guamirim	N		1	CL	Zoo	TODAS
	<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D. Legrand	Guabijú	N	1	1	CL	Zoo	TODAS
	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	Carrapato	N		1	SB	Zoo	TODAS
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Maria-mole	N	1	1	SI	Zoo	FES FOM

Tabela 10 – Lista florística e abundância das espécies encontradas no estrato regenerante no levantamento do Horto Florestal Bugres/Canastra, Canela, RS, 2014. (N=Nativa; E=Exótica; n = número de indivíduos levantados; AP= Área de Plantio; ARN= Área em Regeneração Natural; CS=Categoria de Status Sucessional; SD=Síndrome de Dispersão; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CI=Climácica; SB= Típica de Sub-bosque; Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; Aut=Autocórica; NC=Não Classificado; FED= Floresta Estacional Decidual; FES=Floresta Estacional Semidecidual; FOD= Floresta Ombrófila Densa; FOM=Floresta Ombrófila Mista; TODAS= Todas as formações florestais do estado do RS: FES, FED, FOM, FOD.)

(continuação)

Família	Nome científico	Nome popular	Origem	n AP	n ARN	CS	SD	Ocorrência
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	Pariparoba	N	116	107	SI	Zoo	FES FOM FOD
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	Capororoquina	N	4	1	Pi	Zoo	TODAS
	<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	Capororoca	N		1	SI	Zoo	TODAS
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Capororoca	N	3	7	Pi	Zoo	TODAS
Proteaceae	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	Carvalho-brasileiro	N	1		CL	Ane	TODAS
Quillajaceae	<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	Pau-sabão	N	2		Pi	Ane	FOM FED
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	Uva-do-japão	E		1	E	E	E
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-do-mato	N	2		SI	Zoo	TODAS
Rubiaceae	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	Quina	N	2		SB	Ane	FES FOM FED
	<i>Justicia brasiliana</i> Roth		N		16	SB	Aut	FOD
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Cafeeiro-do-mato	N	34	3	SB	Zoo	FES FOD
	<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll.Arg.	Jasmim-do-mato	N	2	1	SB	Zoo	FED FOM FOD
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp.		E	1	4	E	E	E
	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	Mamica-de-cadela	N	2		SI	Zoo	FOM
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Mamica-de-cadela	N	3	2	Pi	Zoo	TODAS
Salicaceae	<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	Farinha-seca	N	1	3	CL	Zoo	TODAS
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Guaçatunga	N	8	2	SB	Zoo	TODAS
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Chá-de-bugre	N	20	9	Pi	Zoo	TODAS
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	Sucará	N		1	CL	Zoo	FOM FOD

Tabela 10 – Lista florística e abundância das espécies encontradas no estrato regenerante no levantamento do Horto Florestal Bugres/Canastra, Canela, RS, 2014. (N=Nativa; E=Exótica; n = número de indivíduos levantados; AP= Área de Plantio; ARN= Área em Regeneração Natural; CS=Categoria de Status Sucessional; SD=Síndrome de Dispersão; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CI=Climácica; SB= Típica de Sub-bosque; Zoo=Zoocórica; Ane=Anemocórica; Aut=Autocórica; NC=Não Classificado; FED= Floresta Estacional Decidual; FES=Floresta Estacional Semidecidual; FOD= Floresta Ombrófila Densa; FOM=Floresta Ombrófila Mista; TODAS= Todas as formações florestais do estado do RS: FES, FED, FOM, FOD.)

(conclusão)

Família	Nome científico	Nome popular	Origem	n AP	n ARN	CS	SD	Ocorrência
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Chal-chal	N	4	10	SI	Zoo	TODAS
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá-vermelho	N	145	81	SI	Zoo	TODAS
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Camboatá-branco	N	11	7	SI	Zoo	TODAS
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	Aguai-vermelho	N	1		CL	Zoo	TODAS
Solanaceae	<i>Solanum</i> cf. <i>variabile</i> Mart.	Jurubeba-velame	N	2		NC	NC	FOM FOD
	<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	Quineira	N	1	9	Pi	Zoo	FES FOD
	<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Joá-manso	N	6	3	Pi	Zoo	TODAS
	<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	Esporão-de-galo	N		5	Pi	Zoo	FED FES FOD
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	Urtigão-manso	N	9	22	Pi	Ane	FOD FES
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Urtigão	N	12	16	Pi	Zoo	FES FOM FOD
Verbenaceae	<i>Citharexylum</i> cf. <i>solanaceum</i> Cham.	Tarumã-grande	N	4		Pi	Zoo	FOM FOD

A similaridade florística entre as duas áreas, pelo índice de Jaccard resultou em 0,49, não considerando indivíduos mortos e de espécies exóticas. Valores acima de 0,25 significam que as comunidades são similares (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). O resultado da similaridade florística, quando analisado pelo índice de Chao-Jaccard, que leva em consideração os indivíduos, bem como as espécies compartilhadas e não vistas, resultou em 0,94.

Sem considerar os indivíduos de espécies exóticas e os mortos, o índice de diversidade de Shannon (H') para a área de plantio foi de 3,06 nats ind.⁻¹ e o índice de equidade de Pielou (J') resultou em 0,72. Para a área em regeneração natural, a diversidade de Shannon foi igual a 3,05 nats ind.⁻¹ e a equidade de Pielou igual a 0,74. O teste t de Hutchenson (ZAR, 1984) mostrou que realmente esses dois valores de Shannon não diferem estatisticamente (p -valor > 0,05) a uma probabilidade de confiança de 95%.

3.6 Caracterização fitossociológica do estrato regenerante

No estrato regenerante da área de plantio se observa uma mudança na composição das espécies de maior valor de cobertura (Tabela 11) em relação ao estrato arbustivo-arbóreo, sendo que a dominante foi *Cupania vernalis* com VC de 17,13% e com densidade absoluta de 9.063 ind. ha⁻¹. As outras espécies com altos valores de cobertura foram *Nectandra megapotamica* (12,43%) e *Piper aduncum* (10,26%). Esta última apresentou pequena dominância em área basal, mas teve uma grande densidade absoluta (7.250 ind. ha⁻¹) e ocorreu em 90% das unidades amostrais. Outra espécie que foi muito frequente foi *Ocotea puberula*, ocorrendo em 75% das parcelas e apresentando uma densidade absoluta de 1.750 ind. ha⁻¹.

No estrato regenerante da área em regeneração natural a espécie com maior VC foi *Nectandra megapotamica*, com 18,31% (Tabela 12), seguida por *Piper aduncum* (12,74%) e *Cupania vernalis* (12,35%). *Piper aduncum* apresentou maior frequência e maior densidade do que *N. megapotamica*, mas com menor área basal. Outras espécies que foram muito abundantes e apresentaram alta frequência foram *Celtis iguanea* e *Mollinedia elegans*. *Ocotea puberula* foi muito abundante, mas sempre apresentando alturas menores do que 1,3 m, por isso os indivíduos da espécie não tiveram sua medida de DAP mensurada.

Em relação à densidade de indivíduos nativos acima de 0,3 m de altura no estrato regenerante houve influência do tratamento ($\Delta AIC=1,3$), resultando em maior densidade na área de plantio. Foram levantados 696 indivíduos nativos na área de plantio, correspondendo a uma densidade absoluta de 43.500 ind. ha⁻¹. Já na área em regeneração natural levantou-se 571 indivíduos nativos, que correspondem a 35.688 ind. ha⁻¹. Essa densidade alta deve-se ao fato de que o critério de inclusão para amostragem do estrato regenerante foi de 0,3 m de altura.

Tabela 11 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato regenerante da área de plantio do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; P=Plantado; R=Regenerante; RE=Rebrota; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram, quando em mais do que um grupo)

(continua)

Nome científico	CS	Grupo*	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	SI	R	145	19	0,013	9.063	0,82	95	20,83	13,42	17,13	13,91
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	SI	P(1) R(83) RE(1)	85	15	0,012	5.313	0,77	75	12,21	12,64	12,43	10,25
<i>Piper aduncum</i> L.	SI	R	116	18	0,004	7.250	0,24	90	16,67	3,85	10,26	9,20
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Pi	R	20	12	0,006	1.250	0,39	60	2,87	6,32	4,59	4,64
<i>Inga marginata</i> Willd.	Pi	R	22	7	0,006	1.375	0,36	35	3,16	5,86	4,51	3,92
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Pi	P(2) R(12) RE(1)	15	9	0,005	938	0,29	45	2,16	4,70	3,43	3,47
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Pi	R	6	5	0,005	375	0,34	25	0,86	5,60	3,23	2,81
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	SI	RE	28	14	0,002	1.750	0,12	70	4,02	1,93	2,98	3,82
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	Pi	R	9	7	0,004	563	0,24	35	1,29	3,96	2,63	2,67
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	SB	R	34	11	0,000	2.125	0,00	55	4,89	0,07	2,48	3,10
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	SI	R	7	3	0,004	438	0,23	15	1,01	3,69	2,35	1,96
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pi	R	4	3	0,004	250	0,24	15	0,57	3,95	2,26	1,90
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	SI	R	11	5	0,002	688	0,12	25	1,58	2,04	1,81	1,86
<i>Citharexylum cf. solanaceum</i> Cham.	Pi	R	4	3	0,003	250	0,18	15	0,57	3,01	1,79	1,59
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	Pi	R	2	2	0,003	125	0,16	10	0,29	2,59	1,44	1,22
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	Pi	R	4	4	0,002	250	0,13	20	0,57	2,18	1,38	1,44
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	SB	R	19	7	0,000	1.188	0,00	35	2,73	0,00	1,36	1,83
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Pi	RE	12	6	0,001	750	0,05	30	1,72	0,89	1,31	1,66
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Pi	RE	3	3	0,002	188	0,13	15	0,43	2,06	1,24	1,22
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Pi	R	14	6	0,000	875	0,02	30	2,01	0,33	1,17	1,57
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	SB	R	15	6	0,000	938	0,00	30	2,16	0,00	1,08	1,51

Tabela 11 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato regenerante da área de plantio do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; P=Plantado; R=Regenerante; RE=Rebrota; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram, quando em mais do que um grupo)

(continuação)

Nome científico	CS	Grupo*	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	SI	R	4	4	0,001	250	0,09	20	0,57	1,44	1,01	1,20
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	Pi	R	1	1	0,002	63	0,11	5	0,14	1,78	0,96	0,77
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Pi	R	3	2	0,001	188	0,09	10	0,43	1,49	0,96	0,90
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	SB	R	8	4	0,001	500	0,04	20	1,15	0,69	0,92	1,14
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	CL	RE	4	3	0,001	250	0,07	15	0,57	1,19	0,88	0,98
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	SI	R	1	1	0,002	63	0,10	5	0,14	1,60	0,87	0,71
<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	SI	RE	6	5	0,001	375	0,05	25	0,86	0,78	0,82	1,20
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	SI	P	2	2	0,001	125	0,07	10	0,29	1,17	0,73	0,75
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pi	R	4	4	0,001	250	0,05	20	0,57	0,86	0,72	1,00
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	SI	P	4	4	0,001	250	0,05	20	0,57	0,86	0,72	1,00
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	SI	P	3	3	0,001	188	0,06	15	0,43	0,99	0,71	0,87
<i>Calliandra foliolosa</i> Benth.	SB	R	5	1	0,001	313	0,04	5	0,72	0,65	0,68	0,59
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Pi	P	1	1	0,001	63	0,07	5	0,14	1,17	0,66	0,57
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Pi	R	3	1	0,001	188	0,05	5	0,43	0,84	0,64	0,56
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	SI	R	2	2	0,001	125	0,06	10	0,29	0,99	0,64	0,69
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	SB	RE	8	4	0,000	500	0,00	20	1,15	0,07	0,61	0,93
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	SI	P	1	1	0,001	63	0,06	5	0,14	1,02	0,58	0,52
<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll.Arg.	SB	R	2	2	0,001	125	0,04	10	0,29	0,66	0,47	0,58
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	CL	R	2	2	0,001	125	0,04	10	0,29	0,65	0,47	0,57
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Pi	R	3	3	0,000	188	0,02	15	0,43	0,40	0,42	0,67
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Pi	R	5	3	0,000	313	0,00	15	0,72	0,00	0,36	0,63

Tabela 11 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato regenerante da área de plantio do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; P=Plantado; R=Regenerante; RE=Rebrota; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram, quando em mais do que um grupo)

(continuação)

Nome científico	CS	Grupo*	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer	CL	R	5	1	0,000	313	0,00	5	0,72	0,00	0,36	0,37
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.	SB	R	2	2	0,000	125	0,03	10	0,29	0,43	0,36	0,50
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	SB	R	4	2	0,000	250	0,00	10	0,57	0,00	0,29	0,45
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	SI	R	2	2	0,000	125	0,02	10	0,29	0,26	0,27	0,44
<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D. Legrand	CL	R	1	1	0,000	63	0,02	5	0,14	0,38	0,26	0,31
<i>Calyptanthes grandifolia</i> O.Berg	SB	R	3	1	0,000	188	0,00	5	0,43	0,00	0,22	0,27
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	SB	R	3	3	0,000	188	0,00	15	0,43	0,00	0,22	0,54
<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	CL	R	3	3	0,000	188	0,00	15	0,43	0,00	0,22	0,54
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	SI	R	1	1	0,000	63	0,02	5	0,14	0,27	0,21	0,27
<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn.	NC	R	2	1	0,000	125	0,00	5	0,29	0,00	0,14	0,23
<i>Maytenus muelleri</i> Schwacke	SB	R	2	1	0,000	125	0,00	5	0,29	0,00	0,14	0,23
<i>Quillaja brasiliensis</i> (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	Pi	R	2	2	0,000	125	0,00	10	0,29	0,00	0,14	0,36
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	SI	R	2	2	0,000	125	0,00	10	0,29	0,00	0,14	0,36
<i>Trichilia cf. elegans</i> A. Juss.	SB	R	2	1	0,000	125	0,00	5	0,29	0,00	0,14	0,23
NI 2	NC	R	2	1	0,000	125	0,00	5	0,29	0,00	0,14	0,23
<i>Solanum cf. variabile</i> Mart.	NC	R	2	1	0,000	125	0,00	5	0,29	0,00	0,14	0,23
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	CL	R	1	1	0,000	63	0,01	5	0,14	0,12	0,13	0,22
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	CL	R	1	1	0,000	63	0,01	5	0,14	0,10	0,12	0,21
<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	CL	R	1	1	0,000	63	0,00	5	0,14	0,05	0,10	0,20
<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	SI	R	1	1	0,000	63	0,00	5	0,14	0,00	0,07	0,18
<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	CL	R	1	1	0,000	63	0,00	5	0,14	0,00	0,07	0,18
Fabaceae 1	NC	R	1	1	0,000	63	0,00	5	0,14	0,00	0,07	0,18

Tabela 11 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato regenerante da área de plantio do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; P=Plantado; R=Regenerante; RE=Rebrota; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram, quando em mais do que um grupo)

(conclusão)

Nome científico	CS	Grupo*	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	SI	R	1	1	0,000	63	0,00	5	0,14	0,00	0,07	0,18
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	CL	R	1	1	0,000	63	0,00	5	0,14	0,00	0,07	0,18
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	CL	R	1	1	0,000	63	0,00	5	0,14	0,00	0,07	0,18
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	Pi	RE	1	1	0,000	63	0,00	5	0,14	0,00	0,07	0,18
<i>Vasconcellea quercifolia</i> A. St.-Hil.	Pi	R	1	1	0,000	63	0,00	5	0,14	0,00	0,07	0,18
			698	20	0,098	43.500	6,10	1.270	100	100	100	100

Tabela 12 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato regenerante da área em regeneração natural do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; R=Regenerante; RE=Rebrota; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram, quando em mais do que um grupo)

(continua)

Nome científico	CS	Grupo	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	SI	R(73) RE(4)	77	17	0,021	4813	1,314	85	13,49	23,13	18,31	14,67
<i>Piper aduncum</i> L.	SI	R(105) RE(2)	107	19	0,006	6688	0,383	95	18,74	6,74	12,74	11,25
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	SI	R(77) RE(4)	81	17	0,010	5063	0,598	85	14,19	10,52	12,35	10,70
<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	Pi	R	22	12	0,012	1375	0,728	60	3,85	12,81	8,33	7,29
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hill.	Pi	R	9	7	0,006	563	0,372	35	1,58	6,55	4,06	3,72
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Pi	R	30	11	0,002	1875	0,138	55	5,25	2,42	3,84	4,15
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Pi	R(15) RE(1)	16	10	0,004	1000	0,275	50	2,80	4,83	3,82	3,99
<i>Mollinedia elegans</i> Tul.	SB	R	37	7	0,000	2313	0,000	35	6,48	0,00	3,24	3,17

Tabela 12 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato regenerante da área em regeneração natural do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; R=Regenerante; RE=Rebrota; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram, quando em mais do que um grupo)

(continuação)

Nome científico	CS	Grupo	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	SB	R(8) RE(1)	9	6	0,004	563	0,230	30	1,58	4,05	2,81	2,75
<i>Inga marginata</i> Willd.	Pi	R	8	3	0,004	500	0,222	15	1,40	3,90	2,65	2,20
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Pi	R	7	5	0,002	438	0,148	25	1,23	2,61	1,92	2,00
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Pi	R	9	5	0,002	563	0,096	25	1,58	1,69	1,63	1,81
<i>Justicia brasiliana</i> Roth	SB	R	16	7	0,000	1000	0,008	35	2,80	0,14	1,47	1,99
<i>Baccharis semiserrata</i> DC.	Pi	R	1	1	0,003	63	0,160	5	0,18	2,81	1,49	1,14
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	SB	R(10) RE(1)	11	8	0,001	688	0,043	40	1,93	0,75	1,34	2,05
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	SI	R	15	8	0,000	938	0,000	40	2,63	0,00	1,31	2,04
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	CL	R(4) RE(2)	6	5	0,001	375	0,073	25	1,05	1,28	1,17	1,50
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	SI	R	2	1	0,002	125	0,113	5	0,35	1,99	1,17	0,93
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	SI	R	10	7	0,000	625	0,030	35	1,75	0,52	1,14	1,77
<i>Vassobia breviflora</i> (Sendtn.) Hunz.	Pi	R(4) RE(1)	5	4	0,001	313	0,081	20	0,88	1,42	1,15	1,34
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	SI	R	8	3	0,001	500	0,037	15	1,40	0,65	1,03	1,12
<i>Calyptanthes grandifolia</i> O.Berg	SB	R	1	1	0,002	63	0,105	5	0,18	1,84	1,01	0,82
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	SI	R	7	4	0,000	438	0,009	20	1,23	0,16	0,69	1,04
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Pi	RE	2	2	0,001	125	0,057	10	0,35	1,01	0,68	0,74
<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	CL	R	7	4	0,000	438	0,004	20	1,23	0,07	0,65	1,01
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Pi	R	2	2	0,001	125	0,052	10	0,35	0,92	0,64	0,71
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Pi	R	1	1	0,001	63	0,060	5	0,18	1,06	0,62	0,56
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	Pi	R	2	1	0,001	125	0,045	5	0,35	0,80	0,57	0,53
<i>Leandra regnellii</i> (Triana) Cogn.	NC	R	6	5	0,000	375	0,000	25	1,05	0,00	0,53	1,07
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	CL	RE	1	1	0,001	63	0,046	5	0,18	0,82	0,50	0,48

Tabela 12 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato regenerante da área em regeneração natural do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessionai; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; R=Regenerante; RE=Rebrota; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram, quando em mais do que um grupo)

(continuação)

Nome científico	CS	Grupo	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Pi	R	1	1	0,001	63	0,042	5	0,18	0,74	0,46	0,45
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	SI	R	5	2	0,000	313	0,000	10	0,88	0,00	0,44	0,58
<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	SI	R	3	2	0,000	188	0,017	10	0,53	0,30	0,41	0,57
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Pi	R	2	2	0,000	125	0,024	10	0,35	0,43	0,39	0,55
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	SI	R	2	1	0,000	125	0,021	5	0,35	0,37	0,36	0,38
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	SB	RE	2	1	0,000	125	0,017	5	0,35	0,31	0,33	0,36
<i>Aegiphila</i> cf. <i>brachiata</i> Vell.	Pi	R	2	2	0,000	125	0,017	10	0,35	0,29	0,32	0,50
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	SB	R	3	2	0,000	188	0,004	10	0,53	0,08	0,30	0,49
<i>Banara parviflora</i> (A. Gray) Benth.	CL	R	3	2	0,000	188	0,001	10	0,53	0,02	0,27	0,47
<i>Calyptanthus concinna</i> DC.	SB	R	1	1	0,000	63	0,021	5	0,18	0,37	0,27	0,33
<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess.	CL	R	1	1	0,000	63	0,021	5	0,18	0,37	0,27	0,33
<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	CL	R	3	2	0,000	188	0,000	10	0,53	0,00	0,26	0,46
<i>Solanum sanctaecatharinae</i> Dunal	Pi	R	3	3	0,000	188	0,000	15	0,53	0,00	0,26	0,61
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	SI	R	3	2	0,000	188	0,000	10	0,53	0,00	0,26	0,46
<i>Senegalia bonariensis</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Seigler & Ebinger	Pi	R	2	2	0,000	125	0,010	10	0,35	0,18	0,26	0,47
<i>Maytenus muelleri</i> Schwacke	SB	R	2	2	0,000	125	0,009	10	0,35	0,16	0,25	0,46
<i>Annona rugulosa</i> (Schltdl.) H.Rainer	Pi	R	1	1	0,000	63	0,019	5	0,18	0,34	0,26	0,32
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	SI	RE	2	2	0,000	125	0,008	10	0,35	0,13	0,24	0,45
NI	NC	R	2	2	0,000	125	0,001	10	0,35	0,01	0,18	0,41
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer	CL	R	2	2	0,000	125	0,000	10	0,35	0,00	0,18	0,41
<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	CL	R	1	1	0,000	63	0,008	5	0,18	0,14	0,16	0,25

Tabela 12 – Tabela de parâmetros fitossociológicos do estrato regenerante da área em regeneração natural do Horto Bugre/Canastra, Canela, RS, 2014. (CS= Categoria de status sucessional; Pi=Pioneira; SI=Secundária Inicial; CL=Clímax; SB=Típica de Sub-bosque; NC=Não Classificado; R=Regenerante; RE=Rebrota; N= Número de indivíduos levantados; U=Número de unidades amostrais em que a espécie ocorreu; AB=área basal; DA=Densidade Absoluta; DoA=Dominância Absoluta; FA= Frequência Absoluta; DR=Densidade relativa; DoR=Dominância Relativa; VC=Valor de Cobertura; VI=Valor de Importância; *nos parênteses estão as densidades em que ocorreram, quando em mais do que um grupo)

(conclusão)

Nome científico	CS	Grupo	N	U	AB (m ²)	DA (ind.ha ⁻¹)	DoA (m ² ha ⁻¹)	FA (%)	DR (%)	DoR (%)	VC (%)	VI (%)
NI 3	NC	RE	1	1	0,000	63	0,008	5	0,18	0,13	0,15	0,25
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br.	Pi	R	1	1	0,000	63	0,004	5	0,18	0,08	0,13	0,23
<i>Erythroxylum argentinum</i> O.E.Schulz	SI	R	1	1	0,000	63	0,003	5	0,18	0,05	0,11	0,22
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	Pi	R	1	1	0,000	63	0,000	5	0,18	0,00	0,09	0,20
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	SI	R	1	1	0,000	63	0,000	5	0,18	0,00	0,09	0,20
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	SI	R	1	1	0,000	63	0,000	5	0,18	0,00	0,09	0,20
<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D. Legrand	CL	R	1	1	0,000	63	0,000	5	0,18	0,00	0,09	0,20
<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	SB	R	1	1	0,000	63	0,000	5	0,18	0,00	0,09	0,20
<i>Myrsine lorentziana</i> (Mez) Arechav.	SI	R	1	1	0,000	63	0,000	5	0,18	0,00	0,09	0,20
<i>Rudgea parquioides</i> (Cham.) Müll.Arg.	SB	R	1	1	0,000	63	0,000	5	0,18	0,00	0,09	0,20
			571	20	0,091	35688	5,681	1150	100	100	100	100

Através da distribuição de altura dos indivíduos regenerantes (Figura 34) verificou-se que a diferença de densidade entre as áreas está ligada a classe dos indivíduos mais baixos, entre 0,3 e 1,0 m de altura e os mais altos, entre 5,0 e 6,0 m ($X^2 = 15,964$, $df = 5$, $p\text{-valor} = 0,006948$).

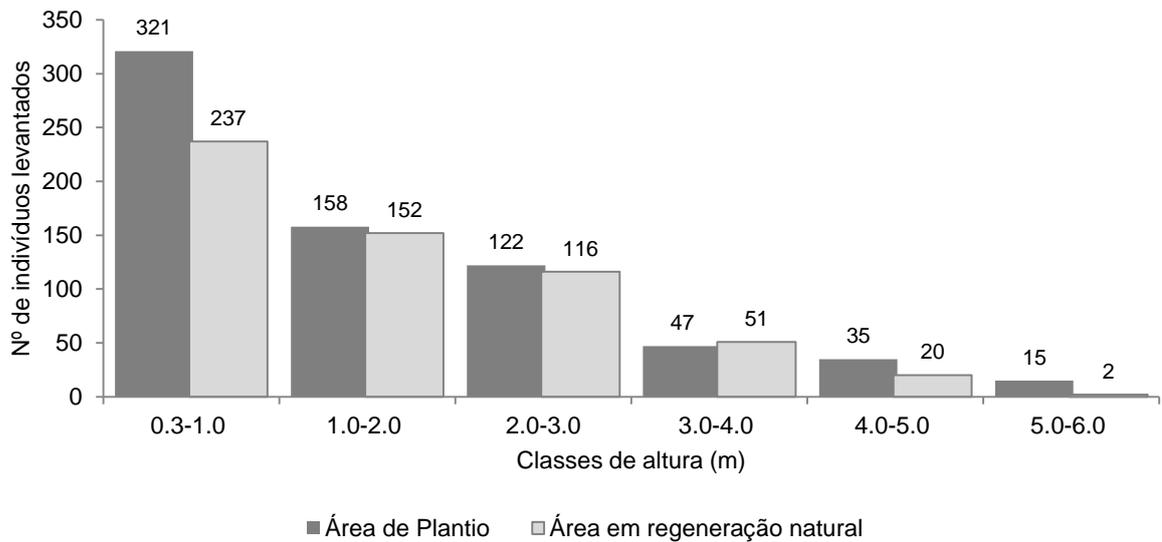


Figura 34 – Distribuição de altura dos indivíduos regenerantes da área de plantio e da área em regeneração natural, Canela, RS, 2014

Já a área basal do estrato regenerante não foi influenciada pelo tratamento ($\Delta AIC=1,9$). Os valores de área basal de indivíduos nativos no levantamento da área de plantio resultaram em $0,0977 \text{ m}^2$, representando $6,1 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, enquanto para a área em regeneração natural esses resultados foram iguais a $0,0909 \text{ m}^2$ e $5,7 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

3.7 Categorias de status sucessional do estrato regenerante

No estrato regenerante, não houve diferenças nas proporções de espécies entre as áreas ($p\text{-valor} > 0,05$). Em ambas as áreas as espécies pioneiras representaram cerca de 30%, enquanto a proporção de secundárias iniciais foi aproximadamente 25% (Figura 35). As espécies climácicas e típicas de sub-bosque juntas representaram aproximadamente 30% nas duas áreas. As espécies exóticas foram mais frequentes na área em regeneração natural do que na área de plantio.

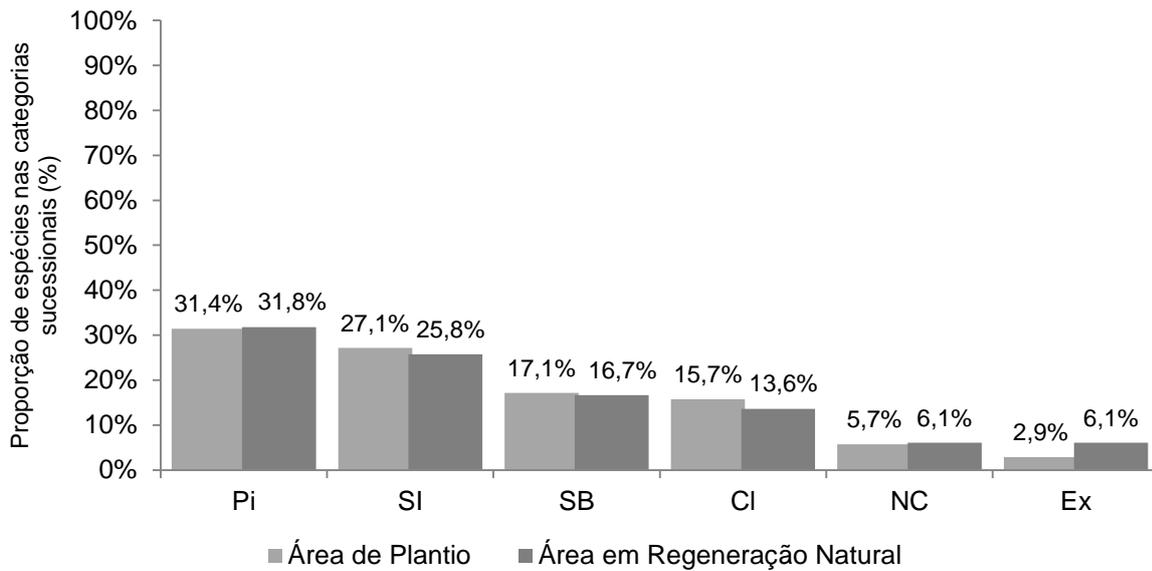


Figura 35 – Proporção de espécies no estrato regenerante por categoria de status sucessionais e de espécies exóticas (Ex), Canela, RS, 2014. (Legenda: Pi=Pioneira, SI=Secundária Inicial, SB=Típicas de Sub-boque, CI=Climácicas, NC=Não classificado)

Apesar da grande ocorrência de espécies pioneiras no estrato regenerante das duas áreas de estudo, a categoria sucessionais que mais apresenta indivíduos é a secundária inicial (Figura 36) e houve influência do tratamento na proporção de indivíduos dessa categoria ($\Delta AIC=0,1$). Apesar da diferença entre as proporções ser pequena, pelo menos 60,5% dos indivíduos da área de plantio pertence a espécies secundárias iniciais enquanto 56,4% na área em regeneração natural pertencem a essa categoria. O tratamento não influenciou a proporção de indivíduos de espécies pioneiras ($\Delta AIC=1,9$), mas na área em regeneração natural (22,0%) a proporção é levemente maior. Praticamente 1/6 da comunidade regenerante nas duas áreas pertence à classificação de espécies típicas de sub-bosque e não houve influência do tratamento ($\Delta AIC=1,8$), igualmente na proporção dos indivíduos de espécies climácicas, que ocorreram em baixas proporções. Todavia, a proporção de indivíduos exóticos foi influenciada pelo tratamento ($\Delta AIC=2,0$), mostrando que há maior incidência de indivíduos exóticos na área em regeneração natural (1,2%) do que na área de plantio (0,3%)

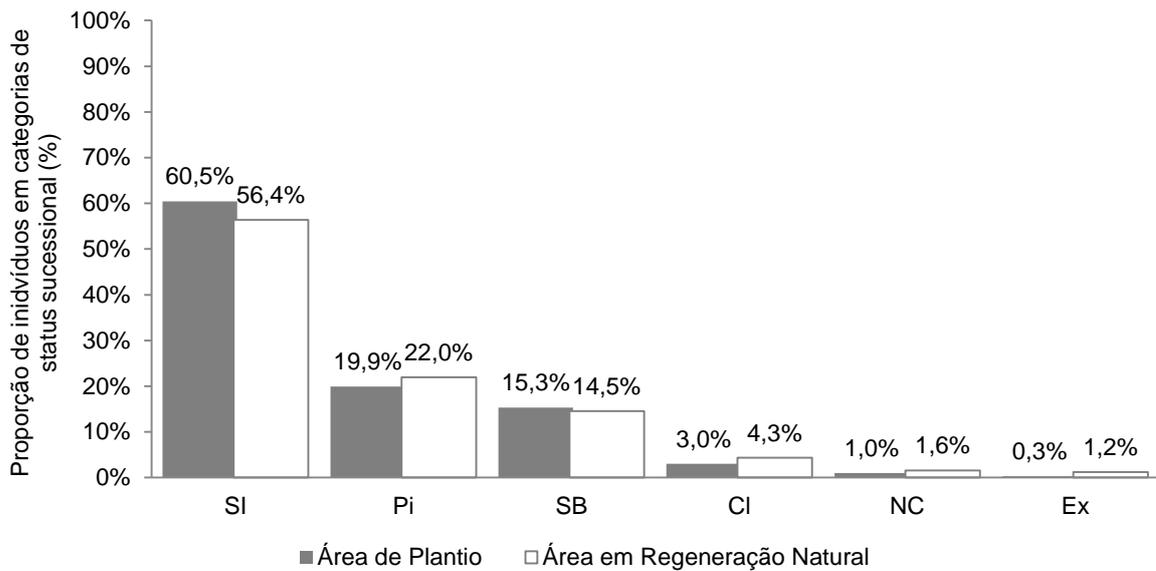


Figura 36 – Proporção de indivíduos no estrato regenerante por categoria de status sucessional e de espécies exóticas (Ex), Canela, RS, 2014. (Legenda: SI=Secundária Inicial, Pi=Pioneira, SB=Típica de Sub-boque, CI=Clímax, NC=Não classificada)

3.8 Síndromes de dispersão do estrato regenerante

No estrato regenerante, as proporções de espécies nas síndromes de dispersão também não diferiram entre as áreas (p -valor > 0,05). A proporção de espécies zoocóricas nas duas áreas apresenta grande representatividade (Figura 37), 69,0% na área de plantio e de 75,8% na área em regeneração natural. Apesar de não haver diferença significativa, há uma maior proporção de espécies anemocóricas (19,7%) na área de plantio em relação a essa proporção na área em regeneração natural (9,1%).

O resultado para a proporção de indivíduos nas diferentes síndromes de dispersão mostra a dominância daqueles dispersos pelos animais (Figura 38). O tratamento não influenciou na proporção de indivíduos zoocóricos ($\Delta AIC=1,1$), mas ela foi um pouco maior na área de plantio (90,4%) do que na área em regeneração natural (87,1%). Já na proporção da densidade de indivíduos dispersos pelo vento, houve influência do tratamento ($\Delta AIC=4,5$), mostrando que a área de plantio apresenta pelo menos 1,3% a mais de indivíduos anemocóricos regenerantes do que na área em regeneração natural. A proporção de indivíduos autocóricos não sofreu influência do tratamento ($\Delta AIC=1,9$), mas foi levemente maior na área em regeneração natural (2,9%) do que na área de plantio (1,3%).

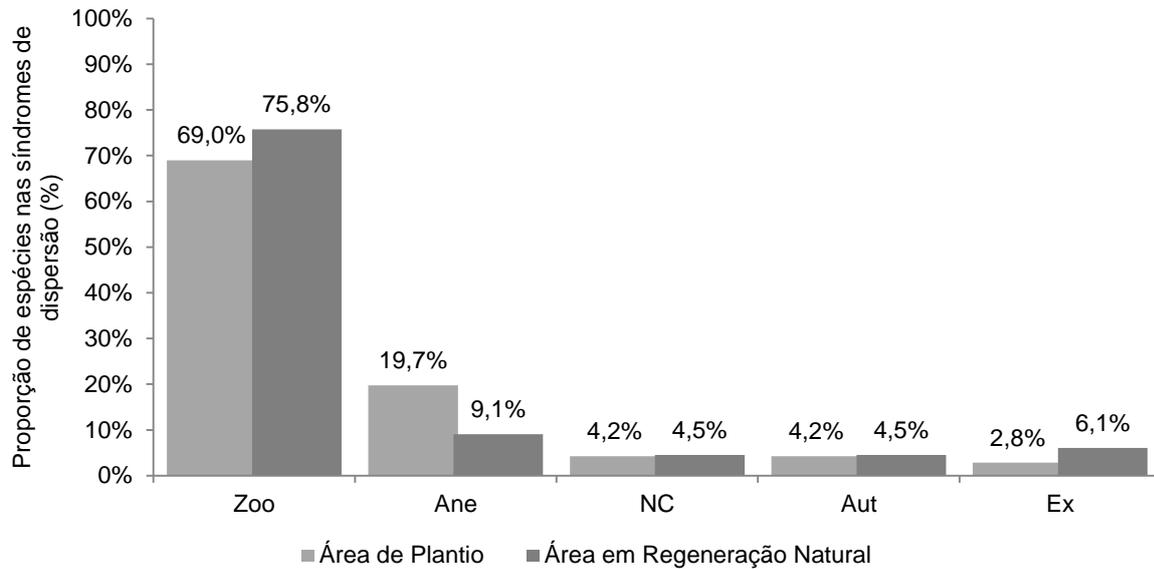


Figura 37 – Proporção de espécies no estrato regenerante por síndrome de dispersão e de espécies exóticas (Ex), Canela, RS, 2014. (Legenda: Zoo=Zoocórica, Ane=Anemocórica, NC=Não classificada, Aut=Autocórica)

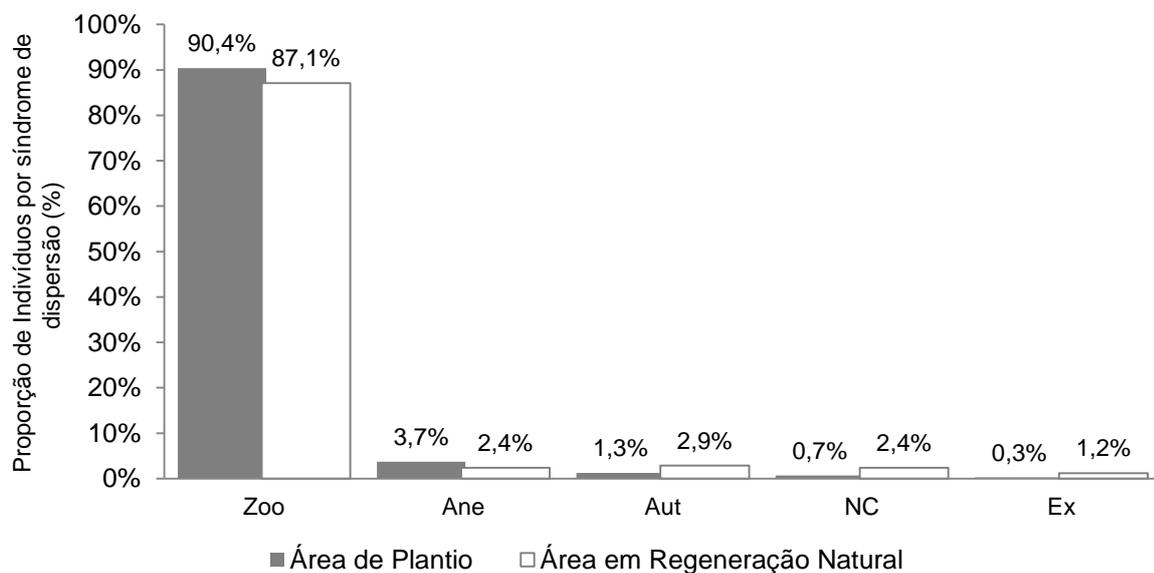


Figura 38 – Proporção de indivíduos no estrato regenerante por síndromes de dispersão e de espécies exóticas (Ex), Canela, RS, 2014. (Legenda: Zoo=Zoocórica, Ane=Anemocórica, Aut=Autocórica, NC=Não classificada)

3.9 Relações entre estrato arbustivo-arbóreo e estrato regenerante

Incluindo as espécies exóticas e as plantadas, o índice de similaridade de Jaccard entre o estrato arbustivo-arbóreo do plantio e seu respectivo estrato

regenerante (Tabela 13) apresentou um valor igual a 0,47, enquanto que entre estes mesmos estratos, mas na área em regeneração natural este valor foi um pouco menor, igual a 0,43. Todos os valores mostram similaridade florística, porém a área de plantio parece apresentar maior similaridade entre seu estrato arbustivo-arbóreo e seu estrato regenerante.

Já quando são retiradas as espécies exóticas, percebe-se um aumento nos valores de similaridade entre o estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio e seu estrato regenerante, resultando 0,49, enquanto que esse comportamento não é observado na área em regeneração natural, pois o valor passa a ser menor, ou seja, igual a 0,41.

Tabela 13 – Valores do índice de similaridade de Jaccard entre os diferentes estratos áreas de estudo, Canela, RS, 2014. (AP arbóreo= Estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio; ARN arbóreo= Estrato arbustivo-arbóreo da área em regeneração natural; AP regenerante = Estrato regenerante da área de plantio; ARN regenerante = Estrato regenerante da área em regeneração natural, ¹ = Considerando espécies exóticas e plantadas, ² = Não considerando as espécies exóticas)

Área/Estrato	AP arbóreo	ARN arbóreo	AP regenerante	ARN regenerante
AP arbóreo	1	0,57 ¹	0,47 ¹	-
ARN arbóreo	0,56 ²	1	-	0,43 ¹
AP regenerante	0,49 ²	-	1	0,49 ¹
ARN regenerante	-	0,41 ²	0,49 ²	1

Como o índice de Jaccard só leva em conta as espécies e não a maneira como elas estão distribuídas nos indivíduos, foram calculados os índices de Chao-Jaccard (Tabela 14). Os valores dos índices mostraram similaridade entre todas as comunidades comparadas, porém alguns resultados foram maiores em algumas comparações do que em outras. Quando as espécies exóticas estão incluídas no cálculo do índice, a maior similaridade florística foi obtida entre o estrato arbustivo-arbóreo e o estrato regenerante da área em regeneração natural, resultando em 0,95 e por sua vez menor similaridade entre estes estratos da área de plantio (0,89). Porém, quando as espécies exóticas são retiradas da análise esses valores se invertem, passando a ser o menor índice na área em regeneração natural (0,87) e o maior na área de plantio (0,96).

O alto valor para o índice de similaridade de Chao-Jaccard no estrato arbustivo-arbóreo (0,94) pode estar atrelado, tanto a uma alta semelhança na maneira como os indivíduos estão dispostos nas espécies, mas também por ter

considerado as espécies do plantio que não foram vistas na área em regeneração natural. Por isso, as espécies do plantio foram excluídas da análise e o cálculo foi realizado novamente. Os valores então aumentam, porém em pequena proporção, cerca de 5% para Jaccard, resultando em 0,60 e 2% para Chao-Jaccard (0,99).

Tabela 14 – Valores do índice de similaridade de Chao-Jaccard entre os diferentes estratos das diferentes áreas, Canela, RS, 2014. (AP arbóreo= Estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio; ARN arbóreo = Estrato arbustivo-arbóreo da área em regeneração natural; AP regenerante = Estrato regenerante da área de plantio; ARN regenerante = Estrato regenerante da área em regeneração natural, ¹ = Considerando espécies exóticas e plantadas, ² = Não considerando as espécies exóticas)

<i>Área/Estrato</i>	AP arbóreo	ARN arbóreo	AP regenerante	ARN regenerante
AP arbóreo	1	0,95 ¹	0,89 ¹	-
ARN arbóreo	0,94 ²	1	-	0,95 ¹
AP regenerante	0,96 ²	-	1	0,94 ¹
ARN regenerante	-	0,87 ²	0,93 ²	1

4 DISCUSSÃO

4.1 Sobre os distúrbios

O estado do Rio Grande do Sul apresenta maior precipitação média nos meses de inverno, todavia os fenômenos de El Niño e La Niña influenciam muito no volume e na época chuvosa. O fenômeno El Niño afeta o sul do Brasil basicamente por causar excesso de precipitação pluviométrica na primavera e no verão, enquanto que os eventos de La Niña costumam ser caracterizados por severas secas durante o verão (GRIMM, 2000). As últimas ocorrências de El Niño registradas foram nos anos, 2004-2005, 2006-2007 e 2009-2010, todas de intensidade baixa, ao passo que a ocorrência de La Niña foi registrada nos anos 2007-2008, de forte intensidade (CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS (CPTEC), 2015).

Segundo Jacóbsen (2002), que estudou os efeitos desses fenômenos no estado do Rio Grande do Sul, a maior precipitação pluviométrica causada pelo El Niño provoca aumento da cobertura vegetal, mesmo que demore alguns anos até que sejam percebidos tais resultados, e o inverso ocorre nos eventos de La Niña.

Entre os distúrbios de grande importância para a vegetação no estado está a ocorrência de geadas. As geadas afetam as plantas por meio da formação de cristais de gelo que crescem nos espaços intercelulares, causando a desidratação das células, e conseqüentes injúrias estruturais nos tecidos devido à dilatação e posterior contração. Espécies que apresentam maior elasticidade dos tecidos da parede celular conseguem resistir a estas mudanças, tornando-se tolerantes à geada. Outros fatores que conferem maior resistência à geada são a disponibilidade de nutrientes e sua concentração na solução dos tecidos (diminuem a temperatura de fusão da água ou síntese de solutos, que aumentam a concentração osmótica intracelular, dificultando a saída da água para formação do gelo extracelular); a dormência (reduz a atividade fisiológica das plantas); o estágio de desenvolvimento (plantas em floração ou frutificação tendem a ser mais afetadas pelas geadas) e a idade (plantas mais velhas tem mais reservas nutritivas). O grau de dano causado depende da intensidade e da duração das geadas, mas um fator limitante pode ser a época e a frequência com que elas ocorrem, pois caso sejam comuns, as plantas podem se adaptar através de uma gradual aclimação dos seus processos vegetativos para não sofrerem os danos, porém se a geada ocorrer precocemente

ou tardiamente, ainda nos primeiros meses do outono ou na primavera, as plantas podem não estar em repouso hibernar (CARVALHO; DANTAS; NETO, 2015; HIGA; IGA; TREVISAN, 2000; SOUZA et al., 2011).

Apesar de algumas geadas terem sido registradas durante o estabelecimento das plântulas e mudas na área de estudo, aquelas de maior intensidade e mais frequentes ocorreram passados pelo menos 36 meses do início da formação da comunidade vegetal em ambas as áreas. Por isso é provável que a vegetação pioneira já tivesse formado uma pequena cobertura de dossel, permitindo proteção às plantas menos resistentes (ZANINI; GANADE; HÜBEL, 2006).

4.2 Como variam a composição florística, riqueza e diversidade de espécies do estrato arbustivo-arbóreo entre a área em processo de restauração pelo método do plantio e aquela em sucessão secundária (apenas regeneração natural)?

No parâmetro riqueza de espécies do estrato arbustivo-arbóreo pode-se dizer que a diferença entre a área de plantio e a área em regeneração natural é mínima. As principais famílias botânicas também foram praticamente as mesmas nas duas áreas de estudo.

Fazendo uma comparação da composição florística do estrato arbustivo-arbóreo das duas áreas do presente estudo com outros trabalhos em florestas de mesma tipologia ou localizadas na mesma bacia hidrográfica, percebe-se que os resultados são semelhantes ou até melhores.

Nos resultados do Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul, realizado no ano de 2000, para as áreas em estágio sucessional inicial da Bacia Hidrográfica dos Sinos (IFCRS, 2000b), foram encontradas apenas 11 espécies, distribuídas em oito famílias botânicas. As famílias mais representativas na ocasião foram Asteraceae e Primulaceae. Já os resultados do Inventário Florestal para as áreas de Floresta Estacional Semidecidual de todo o estado (IFCRS, 2000a) os valores são mais próximos aos do presente trabalho, resultando em 41 espécies, distribuídas em 25 famílias botânicas e as mais representativas foram Fabaceae, Primulaceae e Sapindaceae.

Em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em estágio secundário de desenvolvimento no município de Montenegro/RS, Longhi et al.

(2008) encontraram 81 espécies e 32 famílias. Como a floresta já estava mais avançada no seu desenvolvimento a família mais representativa foi Myrtaceae, porém a segunda mais representativa foi Fabaceae, com sete espécies. Dessas sete espécies, somente três foram comuns com as áreas de estudo do presente trabalho, *Inga marginata* e *Machaerium stipitatum* além de *Enterolobium contortisiliquum*, oriunda do plantio.

A família Fabaceae constitui-se em uma das mais ricas em espécies, possuindo três subfamílias (SOBRAL et al., 2013). É uma família muito importante, pois em sua maioria, são lenhosas e perenes, se adaptam aos mais diversos ecossistemas brasileiros e são capazes de fixar nitrogênio atmosférico em associação com bactérias comumente chamadas de rizóbios (SOARES; RODRIGUES, 2008). O nitrogênio é um elemento essencial para o crescimento das plantas, pois está presente nas biomoléculas como clorofila, proteínas e enzimas (BREDEMEIER; MUNDSTOCK, 2000), que juntamente com o potássio formam os nutrientes críticos para a recuperação do ecossistema (BAZZAZ, 1996). Por causa disso, o uso de espécies que fixam nitrogênio nos programas de restauração pode ser essencial para melhorar a fertilidade do solo e conseqüente crescimento de toda a comunidade. Entretanto, a família Myrtaceae é a mais rica nas florestas do estado do Rio Grande do Sul e também apresenta grande importância, pois normalmente as espécies apresentam seus frutos carnosos (SOBRAL, 2003), que oferecem grande recurso alimentício para a fauna silvestre.

A diversidade de Shannon também não foi diferente entre as áreas do presente estudo. Esperava-se que a área de plantio apresentasse maior diversidade de espécies, já que nela foram plantadas as mudas arbustivo-arbóreas, de pelo menos 34 espécies. Todavia, como já visto nos resultados as mudas aparentam ter apresentado alta taxa de mortalidade e não alcançaram o estrato arbustivo-arbóreo, tendo pouca influência na comunidade em restauração pelo plantio. Os valores de equidade mostram que em ambas as áreas as espécies estão bem distribuídas, não havendo predominância de apenas uma espécie.

Apesar de o índice de diversidade de Shannon ser utilizado como forma de comparações de riqueza em trabalhos de diferentes intensidades amostrais é necessária cautela nessas comparações com outros trabalhos de menor amostragem (MÔNICO, 2012). Ele também apresenta falhas por não considerar as espécies raras de uma comunidade, que poderiam estar presentes em baixas

densidades, e que por isso diminuiriam o valor do índice (DE FREITAS; MAGALHÃES, 2012; MELO, 2008).

Nos resultados do Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul (IFCRS, 2000a), para as florestas em estágio inicial de sucessão o índice de Shannon encontrado foi de 1,74 para a Floresta Estacional Semidecidual e de 1,79 para a Floresta Ombrófila Mista (ecótono da área de estudo do presente trabalho). Tais valores são menores do que os índices encontrados para as duas comunidades florestais do presente trabalho. No entanto, outros levantamentos fitossociológicos realizados em florestas semidecíduais no estado do Rio Grande do Sul mostram uma grande variação na diversidade de espécies pelo Índice de Shannon, desde valores como 1,99 (LONGHI et al., 2008), 2,35 e 2,89 (SILVEIRA, 2014), 3,20 (JURINITZ; JARENKOW, 2003) e até 3,53 nats ind.⁻¹ (TROIAN et al., 2011). Segundo Troian et al. (2011), o valor médio do índice de Shannon para as florestas estacionais do Rio Grande do Sul é de 2,63 nats ind.⁻¹, dessa forma, os índices de diversidade encontrados nas duas áreas do presente estudo, com apenas cerca de 8 anos, estão acima da média das florestas de mesma formação do estado, sugerindo que localmente está havendo uma rápida recuperação da diversidade local.

O valor do índice de Jaccard (0,57) comparando a composição florística entre a área de plantio e a área em regeneração natural mostra que o estrato arbustivo-arbóreo dessas duas florestas são similares, pois segundo Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), índices maiores do que 0,25 mostram similaridade florística entre as comunidades. Fonseca (2013) comparou um fragmento de mata ciliar com um plantio de restauração florestal na região metropolitana de Porto Alegre, na formação da Floresta Estacional Semidecidual e encontrou um valor de 0,32 para índice de Jaccard entre o estrato arbustivo-arbóreo das duas áreas. Já o índice de Chao-Jaccard do presente trabalho, mostra uma similaridade maior ainda entre as duas áreas de estudo (0,94).

A similaridade entre as áreas de estudo já era esperada, pois por apresentarem o mesmo histórico de uso e também devido à grande proximidade entre elas, resultam de um mesmo conjunto de processos ecológicos que estão ali operando. Além disso, elas apresentam a mesma idade, e conseqüentemente mesmo tempo de evolução, passando simultaneamente pelas mesmas condições de estresse ou os mesmos distúrbios. Isso garantiria que pelo menos grande parte das

espécies apresentasse as mesmas características funcionais, como categorias de status sucessional, por exemplo. Em um estudo na Floresta Estacional Semidecidual do estado de São Paulo, Naves (2013) identificou que duas áreas em processo de restauração próximas e com idades semelhantes, apresentavam semelhanças na composição florística, ainda que em baixa porcentagem, mas quando comparadas a um ecossistema de referência, as duas comunidades eram muito dissimilares em relação à referência.

O índice de Jaccard considera somente a composição de espécies, e seu valor um pouco menor do que o de Chao-Jaccard (0,56) pode mostrar que mesmo as áreas sendo semelhantes, de certa forma apresentam espécies distintas compondo o estrato arbustivo-arbóreo, sugerindo que deve estar havendo uma mudança no estabelecimento e sobrevivência das espécies locais, indicando uma futura mudança sucessional *in situ*. Essa diferença também poderia estar relacionada com as espécies que foram plantadas, todavia a mudança nos valores dos índices quando estas não estão incluídas é muito pequena para esta conclusão.

Quando a similaridade foi analisada entre os conjuntos de unidades amostrais (nº 1, nº 2 e nº 3) de mesmo tratamento e entre os conjuntos mais próximos das duas áreas, os valores para o índice de Jaccard oscilaram entre 0,35 a 0,50 e para Chao-Jaccard entre 0,78 e 0,99, não seguindo um padrão esperado de valores (como por exemplo, áreas mais próximas seriam mais semelhantes). Porém, na comunidade como um todo, considerando todos os conjuntos de amostragem na área de plantio, comparados com todos os conjuntos da área em regeneração natural, a composição florística é similar. Deve-se ressaltar que os conjuntos de unidades amostrais têm diferentes intensidades de amostragem e como a riqueza aumenta à medida que a amostragem é maior, essa comparação acaba não sendo precisa.

Cooper (1913) já descrevia que as florestas clímax de seu estudo eram formadas por um mosaico de manchas, que mudavam continuamente. Aqui se tratam de duas florestas bem jovens (≈ 8 anos), mas que sem dúvida são um mosaico de manchas. A explicação para essa heterogeneidade das florestas pode ser relacionada com os “*safe-sites*” (locais seguros), definido por Harper et al. (1961). Como o terreno é bastante irregular topograficamente, é possível que muitas espécies tenham encontrado as condições adequadas para a germinação e estabelecimento de suas plântulas em locais diferentes do terreno, independente se

próximos ou não, resultando em heterogeneidades entre a composição florística de cada conjunto de unidades amostrais. Além disso, a chuva e o banco de sementes são reconhecidamente heterogêneos espacial e temporalmente (BAZZAZ, 1996), a curtas distâncias, se sobrepondo a distribuição também heterogênea dos “*safesites*”, resultando, portanto em um mosaico desde as primeiras fases de desenvolvimento.

4.3 Como o dossel florestal, a densidade de indivíduos e a área basal do estrato arbustivo-arbóreo variam entre as áreas de estudo?

Era esperado que o plantio das espécies arbustivo-arbóreas tivesse recoberto a área que recebeu as mudas mais rapidamente do que a área em regeneração natural. Isso porque praticamente 83% dos indivíduos plantados nos anos de 2006 e 2007 eram de espécies pioneiras ou secundárias iniciais, com rápido crescimento, além de que teriam sido implantados os propágulos já em fase de plântulas (mudas), avançando as etapas da sucessão que dizem respeito à quebra de dormência, germinação e estabelecimento. Todavia, a porcentagem de cobertura florestal na área de plantio não apresentou diferença significativa em relação à área que foi abandonada e se estabeleceu por meio da regeneração natural. O plantio parece ter influenciado apenas na altura dos indivíduos do estrato arbustivo-arbóreo, pois como visto, na área de plantio mais indivíduos se concentraram nas classes de altura entre 5,5 m e 7,5 metros do que na área em regeneração natural. Isso representaria um resultado positivo, pois poderia sugerir de modo genérico que há maior biomassa estocada na área de plantio, isso se fossem desconsiderados os indivíduos remanescentes, que no gráfico de relação hipsométrica se caracterizaram por serem *outliers*.

Outra diferença foi a maior proporção de indivíduos no sub-bosque na área em regeneração natural, resultado que está diretamente relacionado com a distribuição de altura. Provavelmente o que ocorreu é que na área de plantio os indivíduos cresceram mais em altura e poucos ainda estão no estrato do sub-bosque.

A cobertura de copa da área de plantio, tanto quanto na área em regeneração natural apresentou, pelo menos na posição do dossel, mais do que 100% de cobertura. Os dados referentes à distribuição dos indivíduos arbóreos no

campo não foram coletados, o que limita o conhecimento sobre a homogeneidade dessa cobertura de copa, porém a baixa proporção de indivíduos situados nas clareiras (10% na AP e 8% na ARN) pode mostrar que as duas áreas já apresentam uma cobertura florestal adequada, com poucas falhas no dossel, corroborando com o que foi observado ao longo do levantamento de campo.

Essa rápida cobertura florestal de ambas as áreas está de acordo com o que foi visualizado por Letcher e Chazdon (2009) em uma sucessão secundária na Costa Rica e proposto por Chazdon (2008a, 2014a) no seu modelo de sucessão para florestas tropicais. A autora explica que o recobrimento da estrutura florestal das florestas tropicais pode ser particularmente rápido e esse recobrimento pode variar muito dependendo da natureza do distúrbio inicial, já que diferentes distúrbios causam graus de danos diferentes. O fechamento do dossel marcaria o final da primeira fase da sucessão, e o início da segunda, que é chamada de fase dos “indivíduos de pequeno porte” (CHAZDON, 2008b, 2014a).

Mônico (2012) mensurou os tamanhos de copa em uma área em processo de restauração com 13 anos na Floresta Estacional Semidecidual do estado de São Paulo, porém utilizou tamanhos pré-determinados de raio de projeção de copa, e considerou que sua metodologia foi pouco útil para apontar diferenças entre as espécies. Sua recomendação foi de que possivelmente a metodologia seria útil para comunidades mais jovens, para comparar duas áreas em processo de restauração, para compreender os fatores que afetam o dossel florestal ou para criar modelos de plantio visando rápido recobrimento.

No presente trabalho, tal metodologia permitiu uma estimativa da cobertura florestal, mostrando que houve formação de um dossel florestal praticamente contínuo que recobre grande parte da área em processo de restauração e também daquela em regeneração natural. Mesmo sendo uma medida subjetiva, pois foi estimada, essa maneira que classificar os tamanhos de copa e identificar em que posição os indivíduos ocupam ao longo dos estratos da floresta, pode representar uma maneira rápida de estimativa de cobertura florestal em futuros estudos de avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração.

Algumas espécies tiveram copas de todos os tamanhos, como *Trema micrantha*, por exemplo. A diferença de tamanho de copa numa mesma espécie pode refletir uma ramificação precoce do tronco gerando copas maiores ou diferenças de idade, assim copas menores talvez estejam associadas visualmente a

DAP's menores. Para exemplificar, foi criado um gráfico com as áreas de projeção de copas da espécie *T. micrantha* em função do DAP, disponível no Apêndice C. O que foi visualizado é que houve uma tendência de copas pequenas para diâmetros menores e copas grandes para diâmetros maiores, porém as copas médias, principalmente para os indivíduos da área em regeneração natural, estiveram associadas a todos os DAP's.

Era esperado que o plantio tivesse apresentado maior número de indivíduos do que a área em regeneração natural, justamente porque ali teriam sido implantados os propágulos em forma de mudas. Porém, os resultados mostraram que, considerando a comunidade como um todo, não houve diferenças em densidade de indivíduos. Ainda, o plantio demonstrou ter desfavorecido a regeneração natural, já que a densidade de indivíduos regenerantes foi menor do que na área em regeneração natural. Em contrapartida, resultou numa maior riqueza de espécies regenerantes, o que pode ser considerado um resultado positivo.

Mesmo assim, como os indivíduos plantados somaram pouca densidade e área basal e os regenerantes foram muito importantes para a área de plantio, representando 67,3% da densidade total e quase 50% da área basal total. Considerando que a um espaçamento aproximado de 2,5 x 2,5 m no momento do plantio das mudas, a densidade original foi de aproximadamente 1.600 mudas ha⁻¹. Dessa forma, a proporção de indivíduos plantados que alcançaram o estrato arbustivo-arbóreo foi de aproximadamente 27%. Esse valor pode ser considerado um resultado muito baixo.

Os valores baixos citados são somente aqueles que foram encontrados no estrato arbustivo-arbóreo, ou seja, com DAP \geq 4,8 cm (CAP \geq 15 cm). Pode ser então que os indivíduos plantados ainda não tenham crescido em diâmetro o suficiente para serem recrutados no estrato arbustivo-arbóreo e também que alguns indivíduos plantados podem ter sido classificados como regenerantes, devido à problemática da classificação decorrente da grande expressividade da regeneração natural mesmo nas áreas de plantio, além do tempo já decorrido.

Nessa paisagem favorável e nesse contexto, o fato de que somente poucos indivíduos tenham alcançado o estrato arbustivo-arbóreo na floresta em restauração não representou um grande problema, pois os indivíduos regenerantes conseguiram exercer o papel de recobrimento do solo. Todavia, em paisagens já bastante afetadas pela ação antropogênica, em que um dos principais objetivos pode ser o

rápido recobrimento da área degradada (RODRIGUES et al., 2009) e o restabelecimento de comunidades vegetais visando garantir a dinâmica florestal e os processos ecológicos, permitindo a sustentabilidade da área restaurada (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013), então o objetivo não teria sido atingido e o projeto de restauração florestal teria falhado.

Pelos relatórios de acompanhamento da empresa CEEE, o plantio das mudas ocorreu entre os meses de novembro a janeiro. Apesar de o Rio Grande do Sul ter chuvas bem distribuídas ao longo do ano, os meses de novembro a março costumam ser os de menor precipitação e maiores temperaturas. Inclusive, tal época não costuma ser indicada para plantios de reflorestamento no estado. Este pode ser um dos motivos pelo qual poucos foram os indivíduos plantados que tiveram um crescimento adequado, fazendo com que a diferença entre a área plantada e a área em regeneração natural não fosse expressiva.

Devido ao contexto do local, o fato de terem sido plantadas mudas de espécies pioneiras e secundárias iniciais em maior proporção (83%) pode ter sido uma escolha correta, pois a paisagem seria capaz de suprir as espécies mais tardias da sucessão. Então, uma possível explicação para o insucesso de parte dos indivíduos plantados pode ser a distribuição inadequada das espécies ao longo da área de plantio ou que a qualidade das mudas fosse baixa, estas apresentando “enovelamento” de raízes, o que inibe o crescimento no pós-plantio (SIMÕES, 1987). Além disso, não ocorreu manutenção das mudas após o plantio. Em uma paisagem com tamanho potencial dispersor e numa área que já apresentava habitat florestal, onde provavelmente havia um banco de sementes e plântulas bem estabelecido (CHAZDON, 2014a), a não manutenção do plantio pode ter favorecido a regeneração natural das espécies colonizadoras e consequente competição dessas espécies com os propágulos plantados (BAZZAZ, 1996; PICKETT; COLLINS; ARMESTO, 1987), causando a mortalidade das mudas de espécies não adaptadas a grande competição.

O bom desempenho da área em regeneração natural pode ser atribuído à proximidade à paisagem florestal e a presença de árvores remanescentes após a colheita de eucalipto, o que deve ter aumentado a chuva de sementes, facilitando o estabelecimento de espécies arbóreas (BRUNO; STACHOWICZ; BERTNESS, 2003; CHAZDON, 2014a; GUEVARA; PURATA; VAN DER MAAREL, 1986). Além disso, anteriormente, a área era uma plantação de eucalipto antiga que não sofria

intervenções por diversos anos e é muito provável que em seu sub-bosque houvesse uma comunidade florestal rica em espécies (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010), formando um banco de sementes e de plântulas. As plantações florestais homogêneas podem facilitar o estabelecimento de espécies arbustivo-arbóreas por criarem microssítios favoráveis à germinação de sementes e ao crescimento de plântulas, além de desenvolver uma camada de serapilheira e húmus, aumentando a complexidade estrutural do habitat (CALLEGARO et al., 2015; VIANI, 2005). Como a paisagem é favorável, é possível que o banco de sementes no solo e o banco de plântulas fossem ricos em espécies de todas as categorias sucessionais. Estudos reportando a presença da regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque de talhões homogêneos de *Eucalyptus* sp., *Pinus* sp. ou *Acacia mearnsii* nas florestas tropicais ou subtropicais não são poucos (ALENCAR et al., 2010; ANDRAE et al., 2004; AVILA; ARAUJO; ALMEIDA, 2007; BOENI; GANDOLFI; STÜKER, 2013; CALEGARIO et al., 1993; DA SILVA JR.; SCARANO; CARDEL, 1995; MOCHIUTTI; HIGA; SIMON, 2008; ONOFRE; ENGEL; CASSOLA, 2010; SARTORI; POGGIANI; ENGEL, 2002; VIANI, 2005). Os parâmetros da vegetação variam muito (Apêndice D) de acordo com a localização, paisagem, idade e espécie do povoamento, mas fica clara a possibilidade do estabelecimento do componente vegetal nativo sob os talhões comerciais. Esse banco de plântulas pode apresentar grande importância posteriormente na regeneração destas áreas e também na restauração florestal (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010).

Além disso, as áreas que foram deixadas para a regeneração natural são as de cota mais alta, mais íngremes e com maior incidência de afloramentos rochosos. Provavelmente ali tenha ocorrido a extração por tração animal, que costuma impactar menos o solo já que há menor alteração nas suas propriedades físicas (MENDES, 2012). Isso pode ter facilitado o estabelecimento das sementes e das plântulas do banco, além da rebrota dos tocos dos indivíduos que já estavam ocupando o sub-bosque, e de parte das plântulas quebradas durante a extração.

Referente aos parâmetros fitossociológicos da área de plantio (Tabela 6), as duas espécies que apresentaram maior valor de cobertura, *Inga marginata* e *Trema micrantha* não foram plantadas, dessa forma os indivíduos que correspondem a elas são oriundos da regeneração natural, que como já visto, foi muito expressiva na área de plantio, principalmente pela boa dispersão e banco de sementes.

O ingá-feijão, nome popular de *Inga marginata*, costuma ser uma árvore ou arvoreta semidecídua, de copa arredondada e muito densa, cujos frutos se assemelham com uma vagem de feijão e são amplamente consumidos pela fauna. A espécie tem ampla dispersão pelas florestas do Rio Grande do Sul, e costuma ocorrer em capoeiras (LORENZI, 2002b; REITZ; KLEIN; REIS, 1988). A espécie *Trema micrantha* também se trata de uma das árvores mais características da vegetação secundária na região da Depressão Central do Rio Grande do Sul e, sendo uma espécie pioneira, seu maior destaque é nos estágios iniciais da sucessão florestal (MARCHIORI, 1997).

A terceira espécie que apresentou maior valor de cobertura, mas só dois dos seus indivíduos foram plantados, foi *Nectandra megapotamica*, que pertence a categoria sucessional das secundárias iniciais, apresenta uma copa densa e arredondada (REITZ; KLEIN; REIS, 1988), e anualmente produz grande quantidade de sementes viáveis, amplamente disseminadas pelos pássaros (LORENZI, 2002a). Segundo Reitz et al. (1988), a espécie constitui-se numa das mais comuns do segundo estrato da floresta latifoliada da fralda da Serra Geral, pertencendo às espécies dominantes do estrato contínuo.

As outras espécies que estão bem representadas no valor de cobertura foram *Inga sessilis* e *Schinus terebinthifolius*, as quais tiveram parte ou todos indivíduos plantados. O ingá-macaco, como é chamada popularmente *Inga sessilis*, segundo Carvalho (2006) é uma espécie de arvoreta ou árvore perenifólia, de copa ampla, arredondada e densa. Seu processo reprodutivo já se inicia aos cinco anos de idade em plantios e seus frutos são do tipo legume tomentoso, muito consumidos pelos primatas da espécie *Alouatta fusca* (bugios). A coleta dos dados do presente trabalho coincidiu com a época de frutificação da espécie, e como já dito, realmente foi possível observar a presença dos bugios (por meio da vocalização) e dos frutos de ingá-macaco abertos e espalhados por diversos locais das áreas de estudo, provavelmente dispersos pelos primatas.

Todavia, todos os indivíduos de *Schinus terebinthifolius* levantados haviam sido plantados. A aroeira-vermelha, como é conhecida popularmente, é uma espécie de árvore ou arvoreta pioneira ou de luz difusa, de crescimento rápido e muitas vezes muito agressiva, tornando-se muito abundante nas bordas das florestas e nas vegetações ou áreas abertas. Apesar de preferir solos de boa drenagem, consegue se adaptar a diversas condições edafoclimáticas (CORADIN; SIMINSKI; REIS, 2011;

REITZ; KLEIN; REIS, 1988; SOUZA, 2012). As flores são melíferas e os frutos são disseminados pelas aves (LORENZI, 2002a), por esse motivo ter escolhido essa espécie para o plantio foi adequado, pois ela atrai tanto polinizadores quanto dispersores. Das espécies plantadas, foi a que mais se destacou em relação à sobrevivência, representando 32% dos indivíduos plantados que alcançaram o estrato arbustivo-arbóreo. Além de sua importância ecológica nos plantios, a espécie também apresenta valor econômico por seu potencial como condimento, suas propriedades medicinais e madeireiras (CORADIN; SIMINSKI; REIS, 2011; SOUZA, 2012).

Outra espécie que foi plantada e atingiu o estrato arbustivo-arbóreo com sucesso foi *Ateleia glazioviana*, que apresentou um valor de cobertura de 2,5%, na comunidade total da área de plantio, e 13,74% quando analisada somente com as espécies plantadas (Tabela 7). O timbó é uma árvore decidual mediana, pioneira, que se difunde muito agressivamente nos campos do noroeste do Rio Grande do Sul, pois suas sementes aladas são disseminadas pelo vento e germinam facilmente, apresentando também rápido crescimento. A madeira tem aplicação para obras e acabamentos internos (CORADIN; SIMINSKI; REIS, 2011; REITZ; KLEIN; REIS, 1988), e para Reitz et al. (1988), em um planejamento silvicultural ela cumpriria uma função importante de recobrimento para outras essências nativas que não são capazes de sobreviver com incidência solar direta. Com base nisso, pode-se dizer que apesar de não ser sua área de ocorrência predominante, a escolha dela para o plantio pode ter sido acertada, no sentido de servir como uma espécie de recobrimento precoce da área a ser restaurada, permitindo o estabelecimento das espécies tardias em poucos anos, conforme metodologia proposta por Rodrigues et al. (2011).

Trabalhando com duas áreas em processo de restauração da Floresta Estacional na região central do estado do Rio Grande do Sul, que também pertencem a CEEE, Marcuzzo (2012) encontrou espécies semelhantes dominando a área de plantio. No seu trabalho, a autora verificou que *Ateleia glazioviana* apresentava o maior valor de importância (19,81%), seguida por *Psidium catleyanum* (14,76%), *Inga vera* (14,26%), *Schinus terebinthifolius* (12,33) e *Luehea divaricata* (7,21%), sendo estas as cinco primeiras espécies na ordenação decrescente da área de plantio com histórico de agricultura.

As espécies que dominam no valor de cobertura da área em regeneração natural são praticamente as mesmas da área de plantio, normalmente com características heliófilas, sem muitas restrições de solo e amplamente disseminadas pela fauna, como *Trema micrantha*, *Nectandra megapotamica* e *Inga marginata*, corroborando com as tendências de similaridade entre as áreas.

Além dessas três espécies, na quarta posição está a espécie *Parapiptadenia rigida*, que ocorreu em baixa densidade, mas seu alto valor de dominância resultou em um alto VC (9,18%). Segundo Coradin et al. (2011), *Parapiptadenia rigida* costuma apresentar regeneração natural abundante em clareiras abertas nas florestas e sob povoamentos comerciais. Realmente, metade dos indivíduos da espécie foi classificada como sendo remanescente, ou seja, já faziam parte da comunidade desde antes da colheita. O angico-vermelho, como é conhecido popularmente, apresenta crescimento lento a moderado (CORADIN; SIMINSKI; REIS, 2011), mas também pode ser uma pioneira agressiva em diversos capoeirões e apresentar grandes diâmetros em poucos anos (REITZ; KLEIN; REIS, 1988), o que também esclareceria a grande dominância em área basal em poucos anos.

Entre as dissimilaridades nas composições das duas florestas do estudo, verificou-se maior VC de *Boehmeria caudata* na área em regeneração natural (3,06%) em relação à área de plantio (0,61%). Esta espécie também conhecida como assa-peixe ou urtigão-manso pertence à família Urticaceae, e é considerada um arbusto ou subarbusto. Sua distribuição vai do México ao Rio Grande do Sul (KINUPP, 2007), é bastante comum no leste brasileiro e geralmente encontrada em floresta úmidas, capões de mata, matas ciliares e em florestas semidecíduais, geralmente associada a solos residuais a partir de rochas ácidas e calcárias (MARTINS, 2009). Segundo Kinuup e Barros (2008), as folhas da espécie apresentam amplo potencial alimentício, são ricas nutricionalmente, e apesar de já conhecidos os seus usos, ainda é muito negligenciada na alimentação. Uma possível explicação para ter sido mais abundante na área em regeneração natural pode estar ligada à sua preferência por solos residuais, já que os afloramentos rochosos na área em regeneração natural foram muito frequentes.

A espécie *Cabralea canjerana* também foi outra que ocorreu entre as de maior VC na área em regeneração natural (3,07%) e pouco na área de plantio (0,75%). Alguns indivíduos foram classificados como remanescentes e outros com indício de serem rebrotas. A cangerana é sem dúvida uma espécie muito importante

ecológica e economicamente. Seus frutos são amplamente disseminados pelas aves e sua madeira é muito valorizada na fabricação de móveis, esculturas, construção civil, além de ser muito resistente ao apodrecimento, ataques de insetos e intempéries (CORADIN; SIMINSKI; REIS, 2011). Segundo Reitz et al. (1988), seu desenvolvimento e crescimento parece ser bastante promissor quando comparada a outras espécies, o que poderia explicar o fato dela estar em uma das espécies de maior cobertura, correspondendo a 3,47% de dominância relativa na área em regeneração natural. Segundo os autores, a espécie aparenta estar em equilíbrio dentro das florestas maduras, apresentando grande número de plantas jovens, porém também é bastante agressiva sobre os capoeirões e matas secundárias do Sul.

4.4 Qual o comportamento dos grupos funcionais (categorias de status sucessional e síndromes de dispersão) do estrato arbustivo-arbóreo nas duas áreas de estudo?

Nas florestas tropicais a riqueza de espécies é tanta que fica difícil conhecer a fundo a ecologia de cada uma. Por isso, muitas espécies costumam ser agrupadas nos chamados grupos funcionais, que podem variar dependendo dos objetivos propostos para esse agrupamento, como também na função que essas espécies exercem (CHAZDON et al., 2010; GANDOLFI; BELLOTTO; RODRIGUES, 2009; GOURLET-FLEURY et al., 2009). Apesar de diversos serem os grupos funcionais, no presente trabalho as espécies foram agrupadas de acordo com sua função na sucessão (categorias de status sucessional) e na dispersão dos propágulos (síndrome de dispersão).

Apesar de haver variações que dependem de cada contexto, de maneira geral, baseando-se nas características das categorias sucessionais (BRANCALION et al., 2009), pode-se dizer que o esperado seria:

Pioneiras – Frutos com 6 meses e 1 ano. Poderiam estar no dossel do estrato arbustivo-arbóreo e no estrato regenerante, seja porque crescem rápido passando de um para outro, seja porque logo se reproduzem *in situ* e então podem continuamente formar novos indivíduos ao longo dos oito anos, caso consigam germinar no nível de luz existente;

Secundárias iniciais – Frutos somente por volta de 10 anos. Aos oito anos as maiores estariam em clareiras e possivelmente no dossel, mas também poderiam estar no sub-bosque, sub-dossel ou estrato regenerante. Aquelas com diâmetros muito grandes só seriam regenerantes se germinaram logo no início, ou seriam remanescentes de antes da colheita. Aos oito anos não estão reproduzindo localmente e como não formam banco de sementes permanente, aquelas no estrato regenerante seriam oriundas da chuva de sementes mais recente.

Clímax – Frutos só com 20 anos. Aos oito anos, estariam no sub-bosque, no estrato regenerante, ou em clareiras, porém apresentando menor porte. Se no dossel, seriam remanescentes. Aos oito anos não estão se reproduzindo localmente, mesmo se plantadas, então a maioria teria origem da chuva de sementes externa, principalmente aquelas do estrato regenerante.

Sub-bosque – algumas espécies teriam reprodução precoce, em torno de 1 ano se localizadas a pleno sol, ou, caso estivessem na sombra, a reprodução seria em torno dos 10 anos ou mais.

Sobre as categorias de status sucessional, pode-se dizer que espécies pioneiras são as responsáveis por colonizar as áreas abandonadas e formar o dossel florestal. Como essas têm vida curta, é essencial que uma floresta apresente espécies da categoria de secundárias iniciais, que também participam da formação inicial, mas que por apresentarem vida mais longa, garantem o habitat florestal por mais tempo, até o estabelecimento das espécies tardias de sucessão (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Na proporção de espécies dentro das categorias sucessionais o resultado foi positivo tanto para a área do plantio quanto para a área em regeneração natural, pois, se percebe um equilíbrio na proporção de espécies pioneiras e secundárias iniciais e já se nota a presença de cerca de 15% de espécies climácicas no estrato arbustivo-arbóreo de ambas as áreas. Porém, é necessário que esse comportamento seja semelhante para a proporção dos indivíduos classificados nessas categorias.

Nesse caso, as proporções de categorias sucessionais apresentam diferentes comportamentos e evidenciam o que já é sabido, que as duas comunidades florestais do estudo ainda são muito jovens (GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995), e por isso ainda são dominadas por indivíduos pioneiros. Levando em consideração o modelo de dinâmica de vegetação para florestas

tropicais de Chazdon (2008a, 2014a), se por um lado, pelo fechamento do dossel, poder-se-ia dizer que as áreas de estudo já estariam na segunda fase do modelo, na proporção de indivíduos em diferentes categorias sucessionais ainda estariam na primeira fase da sucessão, que é marcada justamente pela colonização de árvores de espécies pioneiras e secundárias iniciais. A sucessão florestal é sem dúvida um processo lento, no qual as florestas apresentam gradualmente um enriquecimento de espécies bem como uma complexidade estrutural e funcional (CHAZDON, 2012). Como o modelo da autora foi elaborado para florestas tropicais úmidas, é compreensível que as comunidades florestais do presente estudo acabem não se ajustando perfeitamente a ele, pois apresentam caráter estacional e em parte do ano as plantas entram em repouso vegetativo, resultando em um processo de mudança um pouco mais lento.

Na área de plantio, os indivíduos de espécies secundárias iniciais foram mais frequentes. Essa maior proporção na área de plantio pode estar ligada aos exemplares que foram plantados e que conseguiram atingir o estrato arbustivo-arbóreo, tais como *Ateleia glazioviana*, *Inga sessilis*, *Luehea divaricata*, etc., o que representa um resultado positivo para o plantio. O resultado de maior proporção das espécies climácicas na área em regeneração natural pode ser explicado pela maior proporção de árvores remanescentes, representadas pelas espécies *Cabralea canjerana*, *Trichillia clausenii* e *Blepharocalix salicifolius*, por exemplo. Como as áreas deixadas para a regeneração natural foram aquelas em locais mais íngremes, e com menor impacto no momento da colheita, algumas árvores que estavam no sub-bosque do eucalipto não foram prejudicadas e atualmente apresentam grande importância na composição da comunidade.

Somente três indivíduos levantados no estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio que haviam sido plantados pertencem à categoria sucessional das espécies secundárias tardias. Como as espécies climácicas apresentam crescimento lento (GANDOLFI, 2000), pode ser que ainda não alcançaram o estrato arbustivo-arbóreo. Todavia, como a paisagem é constituída por florestas maduras, a chuva de sementes que alcança as áreas em de estudo pode ser capaz de suprir o estabelecimento das espécies climácicas e garantir a sustentação da floresta por anos (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). Esse comportamento fica mais evidente quando analisado o estrato regenerante.

A maior proporção de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais no estrato do dossel é perfeitamente esperada, devido à exigência em luz que as espécies dessas categorias apresentam e também ao seu rápido crescimento, fazendo justamente a estruturação precoce da floresta para o posterior desenvolvimento de espécies tolerantes à sombra sob esse dossel (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; CHAZDON, 2014a; GANDOLFI; BELLOTTO; RODRIGUES, 2009).

Da mesma forma, haver grande proporção de indivíduos de espécies pioneiras situadas nas clareiras era o que já se esperava, devido a sua demanda por luz. Todavia, espécies de outras categorias sucessionais também foram encontradas nas clareiras, mesmo que em menores proporções. Whitmore (1989) descreve que diferentes espécies ocuparão clareiras de diferentes tamanhos. Segundo ele, algumas espécies só podem ocorrer em grandes clareiras e majoritariamente estas serão as espécies pioneiras. Em pequenas clareiras, normalmente formadas por quedas de árvores, a ocupação se dará por outras espécies que toleram a sombra (secundárias, climácicas e de sub-bosque) e que estão ocupando o sub-bosque, as quais quando expostas a pulsos de luz podem crescer mais rapidamente (CANHAM, 1989).

Em seu experimento com enriquecimento de espécies típicas de sub-bosque em diferentes momentos na Floresta Estacional Semidecidual do estado de São Paulo, Pardi (2014) verificou que para algumas espécies, apesar da sobrevivência ter sido menor, em locais com maior incidência de luz as espécies típicas de sub-bosque apresentaram maior taxa de crescimento. Estes podem ser alguns dos motivos que levaram a presença de espécies climácicas e típicas de sub-bosque no dossel da floresta. Além disso, vale lembrar, que apesar de estarem no dossel, a floresta como um todo (área de plantio e área em regeneração natural) ainda apresenta relativamente baixo porte se comparada com florestas maduras, com maior parte dos indivíduos em alturas de no máximo 9,5 metros.

Na comparação entre as duas áreas, somente a proporção de indivíduos pioneiros localizados no sub-bosque havia sido significativamente diferente, mostrando maior proporção deles na área em regeneração natural, o que poderia indicar maior quantidade de luz entrando nas camadas mais inferiores dessa área.

Ao longo de milhares de anos, a vegetação vem evoluindo juntamente com a fauna, estando amplamente interligados através de muitas interações animal-planta.

A dispersão de sementes é um processo chave na vida das plantas e representa uma ponte que liga a polinização com o recrutamento de novas plântulas (JORDANO et al., 2006), constituindo-se num importante meio para a regeneração natural e perpetuação de povoamentos vegetais (VIEIRA; JARDIM; NETO, 2009).

A fauna apresentou grande importância na dispersão das sementes tanto na área em processo de restauração pelo plantio, e mais ainda na área em regeneração natural que apresentou maior densidade de indivíduos zoocóricos. Tal fato pode estar atrelado à paisagem dominada por florestas, onde também predominam espécies zoocóricas, como também pela presença dos eucaliptos e outras árvores remanescentes, além daqueles indivíduos que rapidamente rebrotaram, os quais foram mais abundantes na área em regeneração natural. A presença de árvores remanescentes aumenta significativamente a chuva de sementes e seu estabelecimento, enriquecendo os estágios iniciais e intermediários da sucessão secundária. Quando as aves e morcegos são atraídos pela copa ou pela vegetação frutífera nas pastagens ou terras de pousio, a taxa de sucessão acelera através do aumento de quantidade e diversidade de sementes e aumento no recrutamento de espécies lenhosas, incluindo as espécies características de florestas maduras (CHAZDON, 2014a). Além disso, aproximadamente 80% das espécies de plantas das florestas tropicais são zoocóricas (HOWE; SMALLWOOD, 1982; MORELLATO e LEITÃO-FILHO, 1992)

A maior proporção de indivíduos anemocóricos na área de plantio está estreitamente relacionada àqueles que foram plantados, pois pelo menos 44% dos exemplares anemocóricos encontrados haviam sido plantados. Os indivíduos regenerantes anemocóricos (52%) na área de plantio não pertencem às mesmas espécies daqueles que foram plantados, então pode-se dizer que não são produto da regeneração destes. Todavia, eles poderão afetar mais ainda a futura composição das comunidades (LONGWORTH et al., 2014), principalmente quando começarem a se regenerar, produzindo mais descendentes anemocóricos. A maior parte desses anemocóricos plantados pertence à espécie *Ateleia glazioviana*, que apesar de apresentar ocorrência na Floresta Estacional Semidecidual, sua maior distribuição é nas florestas do noroeste do estado (SOBRAL et al., 2013) e isso pode representar um resultado negativo para a área do plantio, mesmo que a espécie tenha sido importante para o recobrimento da área.

A baixa proporção de indivíduos autocóricos nas duas áreas de estudo já era esperada, uma vez que as áreas ainda são jovens e muitos indivíduos poderiam não ter entrado em fase reprodutiva. Os indivíduos autocóricos da área de plantio correspondem às espécies *Parapitadenia rigida* (angico-vermelho) e *Bauhinia forficata* (pata-de-vaca). Apesar desta última espécie apresentar frutificação precoce, pelo menos 50% dos exemplares anemocóricos encontrados foram plantados e outros 12,5% foram rebrotas. Além disso, os regenerantes anemocóricos pertenceram basicamente a *P. rigida*. Segundo Carvalho (2002) a espécie quando em solos férteis pode se reproduzir aos três anos, então estes sim podem ser regeneração dos indivíduos plantados.

As espécies autocóricas da área em regeneração natural também foram as mesmas da área do plantio. A chegada delas pode ter sido devido a suas sementes pequenas e leves (REITZ; KLEIN; REIS, 1988), que também podem ser dispersas pelo do vento. Outra espécie na área em regeneração natural foi *Actinostemom concolor* (laranjeira-do-mato), cujo indivíduo foi classificado como remanescente, o que explica sua presença no estrato arbustivo-arbóreo em tão poucos anos, já que é típica de sub-bosque e apresenta crescimento lento.

4.5 Como variam a riqueza, diversidade de espécies, densidade de indivíduos, área basal e grupos funcionais (categorias de status sucessional e síndromes de dispersão) do estrato regenerante entre as duas áreas?

É sabido que diferentes composições de espécies iniciais podem originar diferentes comunidades futuras. Isso porque as espécies que formam o dossel, devido as suas características próprias (tamanho e permeabilidade de copa, compostos químicos, efeitos na nutrição do solo, etc.) atuam como engenheiras do ecossistema, podendo promover a facilitação de algumas espécies mais adaptadas àquele habitat, e concomitantemente pelo mesmo motivo, podem inibir o surgimento ou desenvolvimento de outras (BAZZAZ, 1996; CALLAWAY, 1997, 2002; LODHI, 1977; SOUZA; GANDOLFI; RODRIGUES, 2014, 2015; STEWART, 1998; VAN OIJEN et al., 2005).

Apesar de praticamente não haver diferenças na riqueza de espécies entre o estrato arbustivo-arbóreo das áreas, o plantio de mudas parece ter influenciado em uma maior riqueza de espécies no seu estrato regenerante (9 spp.). Contudo, a

diversidade não apresentou diferenças entre as áreas de estudo e também a composição florística entre elas foi similar, tanto quando considerada a presença/ausência das espécies e mais ainda quando consideradas as suas abundâncias.

As famílias mais representativas foram diferentes. Fabaceae pode ter sido mais representativa no estrato regenerante da área de plantio devido às espécies que foram plantadas e ainda não foram recrutadas no estrato arbustivo-arbóreo, ou já estão se regenerando, como é o caso, por exemplo, de *Ateleia glazioviana*. De qualquer maneira, Myrtaceae também foi representada por seis espécies na área do plantio, praticamente igual a área em regeneração natural (7spp.).

Se levarmos em conta as regras de montagem de comunidade da teoria de nichos, a composição florística e estrutural de uma floresta secundária jovem tende a convergir para a composição das florestas maduras (CHAZDON, 2014a; LETCHER; CHAZDON, 2009; NORDEN et al., 2009). Em trabalhos com florestas secundárias em estágios mais avançados ou em florestas maduras no Rio Grande do Sul, é comum verificar a família Myrtaceae como sendo a mais rica em espécies no estrato regenerante (AVILA, 2010; CALLEGARO et al., 2012) e no componente arbóreo (LONGHI et al., 2008; MARCHI, DE; JARENKOW, 2008;) de praticamente todas as formações do estado. Por esse motivo, encontrar várias espécies da família Myrtaceae nas duas áreas do presente estudo, ainda jovens, é um bom resultado.

Além disso, a densidade de indivíduos regenerantes também foi diferente, sendo maior na área de plantio. Alguns trabalhos mostram que o histórico do uso do solo em florestas tropicais pode afetar na densidade de regenerantes e que essa diferença normalmente está atrelada às diferenças na sua fertilidade (MASSOCA et al., 2012; MORAN et al., 2000). No presente estudo as áreas apresentaram mesmo histórico de uso e são adjacentes, então as diferenças iniciais de solo tendem a ser pequenas. É possível compreender então que as diferenças na densidade de regenerantes e também na riqueza de espécies foram devidas à composição de espécies que formam o dossel das duas áreas, pois além das espécies apresentarem diferentes estruturas de copa, também podem influenciar na fertilidade do solo. Diferenças na composição e estrutura do estrato regenerante devido a diferenças no dossel florestal também foram encontradas em outros trabalhos nas florestas tropicais (MASSOCA et al., 2012; MESQUITA et al., 2001; SOUZA;

GANDOLFI; RODRIGUES, 2015) e nas florestas temperadas (STEWART, 1998), assim como influência das árvores do dossel na nutrição do solo (LODHI, 1977).

No estrato regenerante as espécies de maior VC foram praticamente as mesmas entre as duas áreas, contudo *Cupania vernalis* foi a primeira na área de plantio, enquanto esta posição na área em regeneração natural foi de *Nectandra megapotamica*. Essas duas espécies foram plantadas, porém somente poucos dos indivíduos encontrados foram plantados. A outra espécie de maior VC, *Piper aduncum* é um arbusto de ampla ocorrência na América do Sul que também ocorre em ambientes semi-sombreados, e sua presença poderia já ser esperada. É uma espécie de grande importância comercial devido ao seu óleo essencial, que é utilizado pelas suas propriedades medicinais e como matéria-prima da indústria química (FAZOLIN et al., 2006). Sendo uma espécie dispersa preferencialmente por morcegos, sugere a presença desses dispersores por toda a área compreendida no presente estudo.

A presença das mesmas espécies entre as principais nas duas áreas sugere que parte da estrutura de ambas as comunidades muito provavelmente está sendo determinada por processos naturais de dispersão, germinação, estabelecimento que estão ocorrendo de forma similar entre elas, não tendo sido alteradas totalmente pela adoção de um plantio numa delas.

Uma das principais diferenças na estrutura fitossociológica entre os dois estratos regenerantes refere-se à intensa densidade de *Psychotria carthagenensis* na área de plantio, enquanto pouco presente na área em regeneração natural. Já na área em regeneração natural uma das principais espécies que não foram encontradas na área de plantio foi *Justicia brasiliiana*. Ambas espécies são muito importantes e podem ser dispersas por agentes diferentes, ou por motivos aleatórios não terem chegado nas diferentes áreas.

Psychotria carthagenensis é uma espécie de arbusto da família Rubiaceae, que apresenta distribuição desde a Costa Rica até a Argentina e no Brasil ocorre do Pará ao Rio Grande do Sul (VITARELLI, 2008). Costuma ocorrer em vegetação ciliar inundável, capão de vazante ou em solos arenosos ou argilosos (KOCH; CAMPOS; SILVA, 2010). *Justicia brasiliiana* também é uma espécie de arbusto, da família Acanthaceae, presente em sub-bosques de florestas úmidas, ou em bordas e clareiras, onde forma vários agregados. A espécie é muito importante para a

polinização, principalmente por beija-flores, devido a grande quantidade de néctar (BRAGA; VIZENTIN-BUGONI; RUI, 2010).

Algumas diferenças foram visíveis também no comportamento das categorias sucessionais do estrato regenerante. Se no estrato arbustivo-arbóreo era esperado que houvesse maior proporção de indivíduos de pioneiros na comunidade como um todo, no estrato regenerante almejava-se uma maior proporção de indivíduos que apresentassem maior tempo de vida. Nesse sentido, no estrato regenerante de ambas as áreas realmente houve um predomínio daqueles que pertencem a categorias das secundárias iniciais em relação às demais. Somando outras categorias com tempo de vida longo (típicas de sub-bosque e climácicas), na comunidade também há boa representação (cerca de 20% dos indivíduos). Mesmo assim, se percebe que 1/5 (20%) dos indivíduos no estrato regenerante pertencem a espécies pioneiras, intolerantes à sombra. Esse percentual mostra que ainda há entrada de luz nas camadas mais baixas da floresta, que pode ser devido às falhas na formação do dossel, à incipiente estratificação e às copas de tamanho pequeno e pouco profundas, uma vez que as comunidades florestais são jovens, além da luz lateral devido ao declive.

Mesmo que a sucessão secundária seja um processo em parte determinístico, em parte estocástico (CHAZDON, 2008b; NORDEN et al., 2009), estudos recentes mostram que a sucessão florestal pode variar muito, mesmo entre sítios vizinhos com condições físicas e distúrbios semelhantes (NORDEN et al., 2015). O estrato regenerante das florestas pode apresentar indícios de como será a floresta no futuro, caso distúrbios não sejam frequentes, pois mostra o estoque ou reserva potencial de indivíduos dentro da comunidade (SIQUEIRA, 2002).

Se analisado o modelo de evolução da restauração de florestas tropicais proposto por Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2015), ou para a sucessão florestal proposto por Chazdon (2014a), nas primeiras fases as florestas são dominadas por espécies pioneiras, que gradualmente vão dando espaço para aquelas com outras características e longevidade. Essas espécies de maior longevidade já estão presentes em boa proporção no estrato arbustivo-arbóreo, e mais ainda no estrato regenerante, que futuramente vão compor o dossel florestal.

Na comparação entre as duas áreas de estudo, houve maior densidade de indivíduos secundários iniciais na área de plantio do que na área em regeneração natural. A diferença entre esses resultados é pequena (4,1%), e apenas 1% tem

origem direta dos indivíduos plantados que ainda não alcançaram o estrato arbustivo-arbóreo, entretanto, pode representar maior garantia de perpetuação da floresta.

E a outra diferença importante é a maior proporção de indivíduos de espécies exóticas na área em regeneração natural. As espécies exóticas, na verdade são mais preocupantes principalmente quando apresentam caráter invasor, pois representaria um potencial de invasão da comunidade florestal nativa, e substituição na composição das espécies (DECHOUM, 2015; MENGARDO, 2011; SILVA; ESTEVES; REIS, 2008; VIGILATO; ZAMPAR, 2011). No caso da área em regeneração natural, as espécies exóticas encontradas no estrato regenerante são *Persea americana*, *Citrus* sp., *Tecomis stans* e *Hovenia dulcis*, sendo as duas últimas exóticas invasoras. Apesar disso, essas invasoras foram pouco frequentes (apenas 1 indivíduo de cada) e a maior proporção de exóticas (57%) se deve aos exemplares de *Citrus* sp. O gênero *Citrus* representa as frutíferas como laranja, tangerina e limão, muito cultivadas em pomares caseiros na região. A presença da espécie *Citrus* sp. no estrato regenerante na área em regeneração natural pode estar relacionada i) a proximidade da área com algumas propriedades rurais ou ii) a reprodução dos indivíduos adultos remanescentes, devido ao antigo histórico de agricultura familiar que dominava nessa área antes da implantação dos eucaliptos, o que é mais provável.

Os resultados da síndrome de dispersão no estrato regenerante evidenciaram ainda mais a importância que a fauna exerceu na dispersão dos propágulos, tanto na área de plantio quanto na área em regeneração natural. Viani et al. (2015) estudaram a regeneração natural sob algumas espécies zoocóricas e não zoocóricas de algumas áreas em processo de restauração no estado de São Paulo e verificaram que a riqueza de espécies e a densidade de regenerantes sob árvores cujas síndromes eram zoocóricas era maior do que sob árvores não-zoocóricas. Os autores também verificaram que a maior densidade de regenerantes foi encontrada sob a copa de *Trema micrantha* e de *Schinus terebinthifolius*. Ambas as espécies são as mais importantes em relação aos parâmetros fitossociológicos da área de plantio e *Trema micrantha* foi a que obteve maior valor de cobertura na área em regeneração natural.

Maior abundância de espécies zoocóricas no estrato regenerante de ambas as áreas também pode ter relação com maior quantidade de árvores já

estabelecidas, que atraem a fauna por servirem como poleiros ou fonte de alimentos, aumentando assim a chuva de sementes (COLE; HOLL; ZAHAWI, 2010; GUEVARA; PURATA; VAN DER MAAREL, 1986; REID; HOLL; ZAHAWI, 2015; REID et al., 2015).

Ao contrário do que poderia ser esperado não houve diferenças na proporção de indivíduos zoocóricos entre as duas áreas, mas na proporção de anemocóricos sim. A maior proporção de espécies anemocóricas no plantio pode estar ligada também aos indivíduos que foram plantados na área de plantio e encontram-se ainda no estrato regenerante, os quais somam aproximadamente 20% dos indivíduos anemocóricos da área de plantio. Pertencem a esta categoria as espécies *Cordia trichotoma*, *Peltophorum dubium*, *Cedrela fissilis* e *Luehea divaricata*, que foram encontradas no estrato regenerante acompanhadas de tutores do plantio. Os indivíduos que representam a categoria das espécies autocóricas na área de plantio foram basicamente *Parapiptadenia rigida* e *Calliandra foliolosa*. Acredita-se que somente 8% dos indivíduos autocóricos tenham sido plantados.

4.6 Qual a dominância de espécies e a similaridade florística entre o estrato arbustivo-arbóreo e o estrato regenerante em cada uma das duas áreas de estudo?

Apesar de todos os índices de similaridade baseados em presença/ausência mostrarem que os estratos arbustivo-arbóreos são semelhantes, assim como os estratos regenerantes, pois apresentam valores acima de 0,25 (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), pode-se observar algumas diferenças entre eles. Essas diferenças são muito pequenas, porém é notável que as maiores semelhanças foram encontradas entre os estratos arbóreos das duas áreas de estudo e entre os estratos regenerantes das duas áreas (Tabela 13). Nos valores do índice que também considera a abundância há certa tendência a esses resultados, mesmo com alguns desvios (Tabela 14).

Dessemelhanças entre estrato arbustivo-arbóreo e regenerante poderiam ser esperadas principalmente se levarmos em conta as regras de montagem de comunidades baseadas na teoria de nichos, que prevê que a composição florística de uma floresta secundária jovem tende a convergir para a composição das florestas maduras (NORDEN et al., 2009). Em uma pesquisa na floresta tropical da Costa

Rica, Norden et al. (2009) encontraram no estrato regenerante de florestas secundárias jovens muitas espécies tolerantes à sombra que eram comuns às florestas maduras, mas que não ocorriam no estrato arbustivo-arbóreo dessas comunidades jovens. Os autores se depararam com pelo menos 17% das espécies de plântulas exclusivas do estrato regenerante, indicando que uma grande fração das espécies do banco de plântulas foram dispersas a partir de florestas distantes.

A composição de espécies diferente entre os dois estratos é esperada também, pois as espécies que rapidamente formam o dossel após a abertura de áreas apresentam certos atributos e exigências que não são as mesmas das espécies que estão se regeneram sob esse dossel.

As principais semelhanças entre as espécies que compõem a área de plantio (estrato arbustivo-arbóreo x estrato regenerante) dizem respeito à *Nectandra megapotamica*, *Cupania vernalis*, *Ocotea puberula* e *Casearia sylvestris*. Com exceção desta última, todas as outras espécies são secundárias iniciais, e podem ocorrer tanto no dossel, quanto no interior de florestas. Mesmo sendo pioneira, *Casaria sylvestris* provavelmente faz parte do estrato regenerante, que incluiu todos os indivíduos com DAP $\leq 4,7$ cm, pois costuma apresentar diversas ramificações, em geral delgadas, e por isso não foi recrutada no estrato arbustivo-arbóreo (REITZ; KLEIN; REIS, 1988). Já as dessemelhanças relacionam-se aquelas espécies de porte mais arbustivo ou típicas de sub-bosque, como *Piper aduncum*, *Psychotria carthagenensis*, *Mollinedia elegans*, *Mollinedia schottiana*, *Casearia decandra*, que ocorreram em grande abundância no estrato regenerante e foram exclusivas.

Na área em regeneração natural as principais semelhanças na composição florística entre estratos se devem as espécies *Nectandra megapotamica*, *Boehmeria caudata*, *Solanum pseudoquina* e *Ocotea puberula*. Da mesma forma como na área de plantio, as principais diferenças na composição de espécies se deve a presença abundante de *Piper aduncum*, *Mollinedia elegans*, *M. schottiana*, *Urera baccifera*, *Celtis iguanea*, *Allophylus edulis* e *Justicia brasiliana* no estrato regenerante, ao passo que são raras ou ausentes no estrato arbustivo-arbóreo.

5 IMPLICAÇÕES PRÁTICAS

5.1 Avaliação do plantio: foi bom, neutro ou ruim?

A avaliação e o monitoramento de áreas em processo de restauração florestal têm como principal finalidade avaliar se uma área está atingido os objetivos propostos no projeto de restauração, e quantificar os serviços ambientais proporcionados por essas novas florestas em formação (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009). Para isso os atributos das florestas que estão sendo avaliadas são comparados com alguns critérios pré-estabelecidos para determinado objetivo e são chamados de indicadores de avaliação (BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; BRANCALION et al., 2012a; MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010).

Os objetivos referentes a restauração florestal da área do presente estudo eram basicamente a formação da estrutura florestal nativa e o retorno dos seus processos ecológicos. Não foram definidas metas a serem atingidas em determinados períodos no projeto, então para avaliar o bom andamento da restauração da área de plantio do presente estudo os valores de alguns atributos da floresta estudada serão comparados com indicadores propostos na literatura científica ou na legislação.

Brancaion et al. (2012a) consideram que a medida de cobertura de copa, a riqueza e diversidade de espécies, presença de espécies exóticas invasoras correspondem a indicadores de avaliação de áreas em processo de restauração de alto grau de importância. O estado do Rio Grande do Sul não apresenta nenhuma Resolução Consema que estabelece critérios de avaliação de áreas em processo de restauração, então, será tomada como base a Resolução SMA nº 032/2014 do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2014). Um dos indicadores para avaliar áreas em restauração ecológica em Floresta Estacional Semidecidual propostos nessa resolução, estabelece que as áreas devem apresentar uma cobertura de solo com vegetação nativa igual ou superior a 80%, sendo pouco menos restritiva do que o proposto por Brancaion et al. (2012a), os quais argumentam que após quatro anos, as áreas em restauração já devem apresentar uma cobertura florestal de 100%.

A cobertura do solo com vegetação nativa na área de plantio está de acordo com o proposto pela legislação de São Paulo. Porém se fosse considerada apenas a

cobertura de copa dos indivíduos plantados, a cobertura média efetiva teria sido de apenas 44%, o que não atingiria o estabelecido na literatura e nem na legislação.

Para a riqueza média de espécies arbustivo-arbóreas, Brancalion et al. (2012a) indicam que um valor satisfatório é no mínimo 80 espécies, porém os autores tomam como base a legislação estadual paulista. É sabido que a riqueza de espécies das florestas estacionais do estado do Rio Grande do Sul é menor, em parte por serem florestas relativamente jovens no tempo de evolução, e em parte devido ao clima frio que impede o estabelecimento de muitas espécies de ocorrência tropical. Dessa forma, compreende-se que tais valores não devem ser adotados como referência. Por isso, resolveu-se estabelecer como critério a comparação da riqueza de espécies com os trabalhos já realizados na flora da região do estudo, ou do Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul (IFCRS, 2000a). Nesse sentido, a riqueza de espécies do estrato arbustivo-arbóreo da área de plantio pode ser considerada adequada.

A densidade de regenerantes ($h > 50$ cm até $DAP = 4,8$ cm) recomendada pela Resolução de São Paulo nº 032/14 é de no mínimo 2.000 indivíduos para áreas em torno de 10 anos. Na área de plantio do presente trabalho a densidade dos regenerantes que já atingiram o estrato arbustivo-arbóreo é de aproximadamente esse valor, e se considerados aqueles do estrato regenerante o valor aumenta consideravelmente, mostrando que esse atributo está adequado na área estudada.

Todos esses indicadores mostram que houve a formação da estrutura florestal. Porém não garantem necessariamente a continuidade do habitat florestal e dos processos ecológicos da área em processo de restauração. Pelo modelo de evolução de restauração de florestas tropicais proposto por Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2015), a primeira fase seria a de estruturação da floresta, e a segunda de consolidação, em que ocorreria a mortalidade das espécies pioneiras que formam o dossel e seria criado um novo dossel com as espécies secundárias iniciais, que por apresentarem tempo de vida maior, garantiriam o habitat florestal por várias décadas. Analisando as categorias sucessionais da área de plantio, observou-se que ela ainda está na fase de estruturação, mas que há boa proporção de espécies secundárias iniciais já no estrato arbustivo-arbóreo e mais ainda no estrato regenerante, o que poderia garantir pelo menos a continuidade do habitat florestal da área em processo de restauração. Para isso, também é muito importante que esses indivíduos estejam bem distribuídos ao longo da área em processo de

restauração, pois caso estiverem agregados em poucos locais, poderiam ocasionar falhas na futura formação do dossel, como reportado por Mônico (2012), por exemplo. Uma estimativa aproximada poderia ser de no mínimo um indivíduo de espécie secundária no sub-bosque a cada 25 m² (5,0 x 5,0 m).

Pela avaliação da área em processo de restauração (área de plantio) do presente trabalho com base em alguns indicadores propostos, pode-se concluir que ela está adequada. Todavia, quando comparados os atributos (cobertura florestal, riqueza e diversidade de espécies, densidade de indivíduos, área basal e categorias sucessionais) da área de plantio com a área em regeneração natural, que poderia ser representada como uma testemunha verifica-se que o plantio propriamente dito foi neutro, já que a área em regeneração natural também atende a todos os indicadores descritos acima.

Aparentemente, o plantio de mudas arbustivo-arbóreas parece ter sido melhor no controle de espécies exóticas do estrato regenerante. Isso implicaria na continuidade do monitoramento da área em regeneração natural, a fim de verificar se as espécies exóticas continuam presentes no estrato regenerante e caso fossem necessárias, poderiam ser tomadas ações de controle dessas espécies. Também a área de plantio aparenta apresentar maior densidade de indivíduos de espécies de uso econômico (madeireiro ou não madeireiro), tais como *Cupania vernalis*, *Ateleia glazioviana* (plantada), *Schinus terebinthifolius* (plantada), *Parapiptadenia rigida*, por exemplo.

Todavia, apresentou menor proporção de indivíduos zoocóricos, uma vez que no momento do plantio foram plantados exemplares anemocóricos em maior densidade. Nesse contexto pode não ter sido uma escolha prejudicial, pois os indivíduos zoocóricos foram abundantes, mesmo que em proporções menores. Porém se o objetivo tivesse sido a atração da fauna silvestre para a formação de um corredor ecológico local, por exemplo, a escolha teria sido equivocada. Isso ressalta a importância de observar o objetivo da restauração no momento do planejamento das ações e das espécies.

Um agravante do plantio foi a implantação de mudas da espécie invasora *Tecoma stans*, provavelmente como um equívoco, pois no Rio Grande do Sul também é conhecida popularmente como caroba e pode ter sido confundida com a espécie nativa (*Jacaranda micrantha*).

De maneira geral, pode-se constatar que o plantio de espécies arbustivo-arbóreas em área total objetivando a restauração da estrutura florestal e o retorno dos processos ecológicos da área nessa condição de paisagem florestal e local com alto potencial de regeneração poderia ter sido substituído por outros métodos menos custosos, como plantio em ilhas ou condução da regeneração natural, por exemplo.

Numa situação em que um agricultor estaria gastando para restaurar uma área nessas condições, com o custo de uma muda atual de R\$3,00, além de frete e mão de obra, um plantio total custaria em torno de R\$10.000 reais ha⁻¹ (R\$4.800,00 só pelas mudas) ou mais. Lira et al. (2012) analisaram os custos para áreas restauradas pelo modelo de plantio total e pela condução da regeneração natural no estado de Pernambuco e encontraram que em média, o valor necessário para restaurar um hectare com plantio total foi de R\$ 8.537,24, enquanto que para a indução/condução da regeneração natural esse valor foi de R\$ 2.131,09. Dados para o estado de São Paulo mostram que a restauração florestal com plantio total de alta diversidade, onde não há regeneração natural, custa ainda mais, em torno de R\$ 16.000,00 para cada hectare (GUSIKUDA, 2013).

Levando em conta que um agricultor não teria como despendar de todo esse recurso, além de que muitas vezes ele não obtém renda desses plantios, faz com que acabe percebendo a restauração florestal como uma inimiga, e muitas vezes acaba burlando as legislações e adiando a prática da restauração florestal até que lhe seja efetivamente exigido. Um estudo recente sobre a percepção da mudança no uso no solo no município de São Francisco de Paula, ao lado de Canela, mostrou que a produtividade da terra e os lucros são de extrema importância para os proprietários, mais até do que a restauração da vegetação nativa (HENDERSON et al., 2015). O estudo mostrou também que os proprietários só escolheriam por restaurar suas propriedades se houvesse incentivo político-financeiro e se a restauração trouxesse lucros.

Em outra circunstância como essa, poderia ter sido adotado como método a condução da regeneração natural, complementação através do enriquecimento com espécies climáticas e outras formas de vida. Ou então, se no caso de áreas em reserva legal seria possível realizar o enriquecimento com espécies de valor econômico, para obtenção de lucros com a restauração.

Em vista disso, é extremamente necessário que os profissionais que trabalham com restauração e os técnicos de órgãos licenciadores analisem muito

bem o potencial de regeneração natural de cada local a ser restaurado antes de decidirem apenas pelo método de plantio em área total.

De qualquer forma, apesar das comunidades serem semelhantes, houve diferenças na riqueza do estrato regenerante, composição de espécies, estrutura e tamanho de cada população. Nesse sentido, a intervenção por meio de um plantio não ocasionou em uma maior diversidade de espécies, mas pode gerar ou favorecer diferenças (composição florística e parâmetros estruturais, etc.), que podem ser vantajosas ou não, dependendo dos objetivos propostos para a restauração.

5.2 Simulações e sugestões para restauração florestal com outros objetivos em áreas de alto potencial de regeneração e paisagem florestal

Em uma área em regeneração natural com cerca de 8 anos, cuja paisagem era formada por florestas maduras ou secundárias, o resultado produzido pela sucessão secundária foi basicamente o que consta na Tabela 15.

Como visto, nessas condições o plantio praticamente não foi necessário para restaurar a estrutura e os processos ecológicos de uma floresta. Porém, outros objetivos poderiam ser propostos para a restauração de áreas de mesmo contexto, tais como: i) Aumentar a biodiversidade; ii) Proteger espécies raras ou em extinção; iii) Aumentar a captura de carbono; iv) Proteger recursos hídricos da erosão ou estabilizar encostas;

Tabela 15 – Resumo dos parâmetros encontrados aos 8 anos no estrato arbustivo-arbóreo e regenerante de uma área sofrendo sucessão secundária após a abertura por meio da colheita de eucaliptos, em uma paisagem florestas em Canela, RS, 2014.
*Considerando indivíduos regenerantes, rebrotas e remanescentes;** Indivíduos com altura acima de 0,3 m

Parâmetro	Estrato arbustivo-arbóreo	Estrato regenerante**
Riqueza de espécies nativas	51 spp.	65 spp.
Nº de espécies exóticas	4 spp.	4 spp.
Densidade de indivíduos nativos*	2.220 ind. ha ⁻¹	35.688 ind. ha ⁻¹
Densidade de indivíduos exóticos	150 ind. ha ⁻¹	437 ind. ha ⁻¹
Nº de indivíduos mortos em pé	270 ind. ha ⁻¹	688 ind. ha ⁻¹
Diversidade de Shannon	2,97 nats ind. ⁻¹	3,05 nats ind. ⁻¹
Equidade de Pielou	0,74	0,74
Área basal indivíduos nativos*	16,5 m ² ha ⁻¹	5,7 m ² ha ⁻¹
% Categorias sucessionais e espécies exóticas	59,0% Pioneiras 23,7% Secundárias Iniciais 9,4% Exóticas 6,5% Clímax 1,0% Sub-bosque	56,4% Secundárias Iniciais 22,0 % Pioneiras 14,5% Sub-bosque 4,3% Clímax 1,2% Exóticas
% Síndromes de dispersão e espécies exóticas	80,4% Zoocóricos 8,0% Anemocóricos 9,4% Exóticas 2,0 % Autocóricas	87,1% Zoocóricos 2,9 % Autocóricas 2,4% Anemocóricos 1,2% Exóticas
Principais espécies	<i>Trema micrantha</i> <i>Nectandra megapotamica</i> <i>Inga marginata</i> <i>Parapiptadenia rigida</i>	<i>Nectandra megapotamica</i> <i>Piper aduncum</i> <i>Cupania vernalis</i> <i>Boehmeria caudata</i> <i>Solanum pseudoquina</i>

Com base no que foi visto no presente trabalho, na hipótese de que alguns recursos financeiros fossem disponíveis, visando otimizar a regeneração natural local poderiam ser tomadas as seguintes ações para os objetivos:

5.2.1 Aumentar a biodiversidade

Naturalmente o método de condução da regeneração apresenta como vantagem a proporção de uma maior diversidade de espécies e genética (SHONO; CADAWENG; DURST, 2007). A sucessão secundária aos 8 anos possibilitou que a área em regeneração natural apresentasse pelo menos 51 espécies nativas no estrato arbustivo-arbóreo e 65 espécies no estrato regenerante, das quais 37 foram comuns nos dois estratos. O plantio de espécies arbustivo-arbóreas não foi eficiente para aumentar significativamente a biodiversidade da área em restauração, pois produziu praticamente a mesma riqueza, diversidade e grupos funcionais que a área em regeneração natural. Todavia, o plantio de mudas foi mais eficiente ao conseguir diminuir ainda mais a densidade de espécies exóticas no estrato regenerante.

Espécies exóticas são aquelas que foram introduzidas fora de seu limite natural de ocorrência e conseguiram transpor as barreiras para sua sobrevivência. As espécies exóticas tornam-se invasoras quando além de terem transposto a barreira de sobrevivência e reprodução em um novo ambiente, também tem grande habilidade de dispersão, e por não estarem convivendo juntamente com seus inimigos naturais, acabam formando populações em expansão, inclusive a grandes distâncias (DECHOUM, 2015; MENGARDO, 2011). As espécies invasoras são potencialmente perigosas, pois justamente pelas suas características altamente competitivas e reprodução abundante, podem formar populações homogêneas, expulsando as espécies nativas e ocasionando perda da biodiversidade, modificação dos ciclos e características naturais dos ecossistemas atingidos e alteração fisionômica da paisagem natural (VIGILATO; ZAMPAR, 2011; ZILLER, 2006).

Caso o objetivo fosse restaurar uma área com alto potencial de regeneração, em uma paisagem florestal, visando aumentar a biodiversidade seria necessário:

- Inicialmente controlar as espécies exóticas, sobretudo as invasoras e de maneira alguma, introduzi-las acidentalmente como foi o caso do plantio realizado na área de estudo, em que *Tecoma stans* foi plantada. As espécies exóticas ocupam o lugar das espécies nativas (CASTANHO, 2009), as quais já estão adaptadas ao local e exercem determinadas funções importantes nas interações biológicas. De maneira geral, as espécies exóticas também podem exercer determinados papéis importantes como estabilização do solo, proteção de recursos hídricos, conforto

térmico, abrigo e alimento para a fauna, etc., porém se a intenção é aumentar a biodiversidade, deve-se dar especial atenção às espécies nativas.

- O controle de *Tecoma stans* e *Hovenia dulcis*, as duas espécies invasoras encontradas tanto na área em regeneração natural como na área do plantio, pode ser por meio do sombreamento, pois ambas são heliófilas e necessitam de luz para germinar e se desenvolverem. Aos 8 anos, as duas florestas estudadas possibilitaram a formação de uma cobertura florestal que sombreasse os estratos inferiores, reduzindo a densidade de espécies exóticas no estrato regenerante. Inclusive, o plantio de mudas foi mais eficiente ao conseguir diminuir as exóticas regenerantes.

- Assim, plantar mudas de espécies pioneiras, principalmente aquelas de recobrimento poderia auxiliar no controle de espécies exóticas logo no início do povoamento e ainda mais no estrato regenerante. Esse plantio poderia ser uma densidade de 2,5 x 2,5 m (1.600 ind. ha⁻¹) como foi o espaçamento no presente trabalho, porém priorizando as espécies de recobrimento. No caso de indivíduos de porte arbóreo das espécies exóticas, esses podem ser anelados ou retirados através do corte.

- Realizar manutenções no plantio para estimular o crescimento das mudas plantadas, além de replantar aquelas que por ventura tenham morrido evitando a formação de falhas no dossel. Essa prática também auxiliaria na redução na densidade de indivíduos pioneiros no estrato regenerante, os quais poderiam dar lugar para as espécies secundárias iniciais e climáticas.

- Enriquecer a comunidade florestal inserindo outras espécies não encontradas aos 8 anos, visando estimular sua reprodução. Um espaçamento recomendado pra enriquecimento é de 6,0 x 6,0 m (277 ind. ha⁻¹) (ISERNHAGEN et al., 2009b). Algumas espécies climáticas e de ampla distribuição encontradas por Grings e Brack (2009) em uma floresta próxima são: *Citronella paniculata* (Mart.) R.A. Howard, *Maytenus aquifolia* Mart., *Guarea macrophylla* Vahl, *Hennecartia omphalandra* J. Poiss.

- Uma opção seria também o enriquecimento de espécies de outras formas de vida vegetal que não foram muito visualizadas nas áreas de estudo (epífitas, por exemplo). Contudo, as florestas estudadas ainda são jovens e pela matriz de paisagem em que estão inseridas, provavelmente irão receber essas formas de vida no decorrer da sucessão florestal.

5.2.2 Proteger espécies raras ou em extinção

Com base no Decreto Estadual nº 52.109/2014 e na Portaria MMA nº 443/2014, que estabelecem as espécies ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul e Brasil, somente *Araucaria angustifolia* foi encontrada no estrato regenerante da área em regeneração natural, porém também consta na lista de espécies plantadas pela empresa CEEE. A espécie é extremamente importante e por isso sua conservação é fundamental, devendo constar nos projetos de restauração florestal na sua área natural de ocorrência.

A *A. angustifolia* ocorre, sobretudo na Floresta Ombrófila Mista (FOM), mas também pode ser encontrada nos ecótonos com a Floresta Estacional Semidecidual (FES) (CARVALHO, 2002b; VIANI et al., 2011). Todavia, é necessário frisar que mesmo na região da FOM, a espécie apresenta preferência para as partes mais planas e de maiores altitudes (GRINGS; BRACK, 2009). Ela necessita de luz para seu melhor desenvolvimento e não tolera sombreamento lateral quando plantada em faixas com vegetação inicial (CARVALHO, 2002b; CORADIN; SIMINSKI; REIS, 2011).

Se o objetivo fosse restaurar uma área com alto potencial de regeneração em FOM ou ecótono objetivando garantir a presença de espécies ameaçadas a *Araucaria angustifolia* deveria ser incluída. Ela deveria ser plantada logo no início da colonização da área, tomando-se grande cuidado para o controle da vegetação herbácea lateral. Por apresentar grandes copas quando adulta, o espaçamento deveria ser em torno de 20 x 20 m, o que resultaria em uma densidade de 25 ind. ha⁻¹. Também seria importante garantir a sua diversidade genética, e para isso as mudas deveriam ser produzidas partindo-se de pelo menos 12 árvores matrizes não aparentadas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009).

Outras espécies arbustivo-arbóreas consideradas ameaçadas de extinção que apresentam ocorrência na região do estudo ou entorno (FED, FOM ou FOD) e que poderiam ser indicadas para restauração são:

- *Picramnia parvifolia* Engl. (cedrinho), da família Picramniaceae;
- *Picrasma crenata* (Vell.) Engl. (pau-amargo), família Simaroubaceae;
- *Agonandra excelsa* Griseb. (amarelão), família Opiliaceae;
- *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer (canela sassafrás), família Lauraceae;
- *Persea willdenovii* Kosterm. (pau-andrade), família Lauraceae;

Picramnia parvifolia e *Picrasma crenata* são duas espécies muito importantes, pois são grande produtoras de alimentos para avifauna ou de pólen para as abelhas. A primeira é característica de sub-bosque, de locais sombreados (LORENZI, 2009), e a segunda pode ser considerada como uma espécie climática de maior porte (GRINGS; BRACK, 2009; LORENZI, 2009), então o melhor momento para a introdução das espécies seria após o estabelecimento do dossel florestal. Porém como a luz é importante para o crescimento das plantas, mesmo as tolerantes à sombra (PARDI, 2014), essa introdução deveria ser feita antes do fechamento total da cobertura florestal, que se baseando nos dados do presente trabalho, seria em torno dos 5 a 6 anos. Como o crescimento das espécies é considerado lento (LORENZI, 2009), manutenções contínuas seriam necessárias para impedir a competição dos indivíduos regenerantes. A mesma recomendação é válida para a introdução de *Agonandra excelsa*.

Persea willdenovii é considerada criticamente ameaçada no Rio Grande do Sul e assim como as espécies acima tem grande importância na alimentação da fauna, além das suas propriedades fitoterápicas (FIOR et al., 2007). A *Ocotea odorifera* está na mesma categoria de ameaça, pois foi amplamente explorada no passado devido a seu óleo essencial (CETNARSKI FILHO; NOGUEIRA, 2004). Ambas as espécies são climáticas e apresentam preferência por solos rasos, de boa drenagem e regiões de altitude (LORENZI, 2002a), por isso poderiam ser introduzidas quando já houvesse a formação de um dossel pouco denso.

5.2.3 Aumentar a captura de carbono

As grandes taxas de CO₂ na atmosfera, um dos motivos do aquecimento global, são consequência dos lançamentos exacerbados de carbono devido principalmente à queima de combustíveis fósseis, desmatamento e mudanças no uso do solo (PACHECO; HELENE, 1986). Naturalmente este carbono estaria em equilíbrio com as taxas terrestres, estocado em maior parte nas rochas, no solo, no oceano e na vegetação (PACHECO; HELENE, 1986). Por isso, a restauração florestal com objetivo de aumentar a captura de carbono para diminuir as taxas em que ele está disponível na forma de CO₂ atmosférico acabou se tornando uma meta honrosa (DE MELO; DURIGAN, 2006).

O carbono armazenado na vegetação está relacionado com o incremento em biomassa das plantas, principalmente as lenhosas (BUCKERIDGE; MORTARI; MACHADO, 2007) numa relação diretamente proporcional em que quanto maior a biomassa, maiores os níveis de carbono estocado. De Melo e Durigan, (2006), quantificaram o carbono estocado por meio da estimativa de biomassa em diversos plantios com diferentes espécies, idades e densidades. Acabaram concluindo que não há um padrão no incremento de biomassa e uma maior densidade de indivíduos não necessariamente significa maior carbono armazenado. Porém constataram que o ritmo de crescimento e fixação de carbono foi superior em plantios de restauração do que nas florestas naturais em sucessão secundária na região sudoeste de São Paulo, onde predomina o uso do solo para agricultura.

Espécies pioneiras, por seu rápido crescimento, sequestram grandes quantidades de carbono rapidamente, ao passo que aquelas de crescimento mais lento, demoram mais para capturar o carbono, todavia, vivem por mais tempo (BUCKERIDGE; MORTARI; MACHADO, 2007). Os autores expõem que espécies intermediárias, como as secundárias iniciais, por exemplo, têm um desempenho fisiológico melhor em relação às demais espécies, principalmente perante aos altos níveis de gás carbônico disponíveis na atmosfera atualmente. Porém, as espécies de outras categorias sucessionais são importantes para manterem a dinâmica das florestas naturais, que por serem diversificadas contribuem mais para a captura do que plantios homogêneos.

Diante do exposto, em uma situação em que o objetivo seria aumentar a captação de carbono de uma restauração florestal numa área com alto potencial de regeneração, seria possível:

- Conduzir inicialmente as espécies secundárias iniciais em detrimento das pioneiras, devido a seu desempenho fisiológico, mas mantendo equilibradas as proporções das outras categorias, já que as climáticas manterão o carbono estocado por mais tempo. No presente trabalho as duas áreas produziram em torno de 25% de secundárias iniciais aos 8 anos e praticamente 60% no estrato regenerante. Possivelmente uma condução de indivíduos regenerantes para tornar a proporção de secundárias iniciais aos 8 anos em cerca de 35% através do controle das espécies exóticas seria viável, já que no presente estudo as exóticas representaram aproximadamente 10%.

- Garantir uma proporção de pelo menos 10% ou mais de espécies climáticas no estrato arbóreo em torno dos 10, para isso elas deveriam ser conduzidas juntamente com as secundárias iniciais ou inseridas manualmente através de plantio, que poderia ser logo nos primeiros anos, após leve sombreamento da área. A proporção de 60% de espécies secundárias iniciais no estrato regenerante poderia ser considerada um bom resultado, porém para garantir o estoque de carbono por mais tempo, as climáticas de dossel deveriam aparecer em maior proporção no estrato regenerante do que ocorreram no presente estudo (5%). Então, assim como para o estrato arbóreo, elas poderiam ser conduzidas ou inseridas por meio de plantio, controlando-se também as pioneiras no sub-bosque para evitar competição.

- Conduzir a regeneração natural para alcançar níveis intermediários de densidade em torno de 1.500 ind. ha⁻¹ no estrato arbóreo aos 10 anos. Apesar do fato de que De Melo e Durigan (2006) não terem encontrado uma densidade ideal, foi visualizado que densidades de cerca de 1.000 indivíduos aos 28 anos produziram bons níveis de carbono armazenado individualmente, por conta de altas taxas de incremento médio anual de biomassa. Assim, garantem-se poucos indivíduos, mas cada um com grande biomassa estocada e para isso, ideal que sejam de espécies climáticas. Algumas espécies climáticas encontradas no presente trabalho que atingem grande porte são: *Blepharocalyx salicifolius*, *Cabralea canjerana*, *Chrysophyllum marginatum*, *Cinnamomum glaziovii*, *Myrcianthes gigantea*, *Roupala brasiliensis*, *Nectandra lanceolata*, além de outras secundárias iniciais como *Cedrela fissilis*, *Cordia trichotoma*, *Cordia americana*, *Cryptocarya aschersoniana*, *Cupania vernalis*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Erythrina falcata*, *Ficus adhatodifolia*, *Jacaranda micrantha*, *Luehea divaricata*, *Matayba elaeagnoides*, *Nectandra megapotamica* e *Ocotea pulchella*.

5.2.4 Garantir a proteção dos recursos hídricos da erosão ou estabilizar encostas

É consenso que as plantas desempenham um importante papel na proteção do solo e na estabilização de encostas (TABALIPA; FIORI, 2008). Os efeitos, além de biológicos, podem ser mecânicos e referem-se basicamente a ação das raízes em formar uma rede interna ou da camada orgânica de serapilheira ao proteger o

solo de impactos bióticos e abióticos (COELHO; GALVÃO; PEREIRA, 2001; DURLO; SUTILI, 2005). Todavia, a vegetação pode afetar negativamente originando sobrecarga vertical nos taludes, além de que as copas de árvores muito altas podem funcionar como alavancas em dias de ventos fortes (DURLO; SUTILI, 2005; PEREIRA, 2012). Durlo e Sutili (2005) indicam que a poda da vegetação nas encostas poderia otimizar os efeitos benéficos. No controle da erosão as plantas mais indicadas são aquelas de folhas pequenas e de raízes profundas (PEREIRA, 2012).

Nas duas áreas do presente estudo as espécies de maior densidade foram *Trema micrantha*, *Inga marginata*, além de *Myrsine coriacea* e *M. umbellata*, que segundo Sanchotene (1985) tendem a apresentar sistema radicular fasciculado, ou seja, superficial. Por isso, não seriam indicadas para a estabilização de encostas. Já, segundo a autora *Schinus terebinthifolius*, que foi plantada na área de plantio do presente estudo é uma arvoreta que apresenta raiz pivotante com várias raízes superficiais, por isso poderia ser indicada para a estabilização de encostas. A espécie foi plantada, mas também foi encontrada na área em regeneração natural e costuma ser muito frequente em florestas secundárias (REITZ; KLEIN; REIS, 1988), então não necessariamente precisaria ser plantada, já que seus regenerantes poderiam ser conduzidos, caso estivessem presentes na área de interesse.

Ainda, Sanchotene (1985) expõem que *Sorocea bonplandii*, *Diospyros inconstans*, *Casearia sylvestris*, *Campomanesia xantocarpha*, *Eugenia rostrifolia*, *E. uniflora*, *E. uruguayensis*, *Sapium glandulosum*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Alophyllus edulis*, *Myrciathes pungens* e *Cupania vernalis*, todas encontradas no presente estudo basicamente regenerando-se naturalmente, apresentam raiz pivotante, e com exceção das duas últimas, apresentam alturas medianas. São espécies que podem ser indicadas para o plantio ou para condução quando em regeneração natural visando proteger os recursos hídricos e estabilizar encostas. Além dessas, *Calliandra foliolosa* que foi encontrada no estrato regenerante da área de plantio também poderia ser uma espécie recomendada, pois é muito semelhante com outras do mesmo gênero sugeridas por Durlo e Sutili (2005).

Como recomendado por Durlo e Sutili (2005), as copas das árvores dessas espécies podem ser podadas para não exercerem o efeito alavanca se forem muito altas, o que também estimularia o enraizamento, ou aumentaria a vazão quando em áreas no entorno de recursos hídricos.

5.3 Contexto da inserção da restauração na legislação no Rio Grande do Sul

Projetos que envolvem a restauração de áreas degradadas ou a recuperação/recomposição como tem sido chamada na legislação para representar uma forma genérica, estão envolvidos no estado do Rio Grande do Sul no i) licenciamento ambiental, em atividades efetiva ou potencialmente poluidoras (Lei Federal nº 6.938/1981), ii) licenciamento florestal, quando somente dos manejos e supressões de espécies florestais nativas (Lei Estadual nº 9.519/1992), iii) como atendimento aos Termos de Ajustes de Conduta (TAC), nos casos de degradações ilegais e iv) nos Programas de Regularização Ambiental (PRA), propostos no novo Código Florestal Federal (Lei Federal nº 12.651/2012), em que os próprios produtores rurais vão assinar termos de compromisso para restaurarem as pendências e regularizarem-se ambientalmente.

i) No setor do licenciamento ambiental, a recuperação de áreas degradadas está prevista principalmente para empreendimentos que degradam o ambiente, como por exemplo, a extração mineral e obras de infraestrutura. Segundo a Lei Federal nº 6.938/1981, os responsáveis pela degradação devem “recuperar o ambiente degradado de acordo com solução técnica exigida pelo órgão público competente”. Nesses casos são elaborados o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) ou o Plano de Controle Ambiental (PCA).

ii) Quando em vistas dessas atividades ocorrer a supressão de vegetação nativa, o licenciamento florestal estará compreendido no licenciamento ambiental, porém ele pode ser realizado de forma unitária caso haja somente o manejo da vegetação nativa. O Código Florestal Estadual do Rio Grande do Sul (Lei Estadual nº 9.519/92 e Decreto Estadual nº 38.355/1998) estipulam que como compensação pela vegetação suprimida deve haver a Reposição Florestal Obrigatória, através do plantio de mudas de espécies nativas. Apesar de haver indicação de reposição por plantio de mudas, atualmente com a Lei da Mata Atlântica (Lei Federal nº 11.428/2006) nas formações florestais do bioma, pode-se optar também pela compensação por área equivalente à desmatada e de mesma situação ecológica. Como as atividades de impacto local atualmente são licenciadas pelos órgãos municipais (dado pela Resolução Consema nº 288/2014), os quais também podem firmar os TAC's, alguns municípios estabelecem que a compensação pode ser

também por meio de restauração de áreas de preservação permanente que estejam degradadas, com métodos de restauração distintos (não somente o plantio).

iii) Quando a degradação ocorre de forma ilegal e há uma denúncia à Brigada Militar/Polícia Civil, com geração de um Boletim de Ocorrência e notificação ambiental, necessariamente há o repasse dessa informação ao Ministério Público. Inicialmente o cidadão degradador firma com o órgão ambiental um Termo de Compromisso Ambiental, em que além de pagar multas (ato administrativo), ele deve apresentar um Projeto de Recuperação de Área Degradada mostrando de que forma ele irá compensar o dano e restaurar a área danificada. O órgão ambiental aceita ou não o projeto, e o envia para o Ministério Público, para que haja a sanção da Ação Civil Pública que decorre em função do auto de infração (KUHN⁴, comunicação pessoal). É firmado um Termo de Ajuste de Conduta (TAC). Nesse TAC, os procuradores do MP podem aceitar o que já foi realizado no Termo de Compromisso Ambiental e ainda indicar mais formas de penalizar o cidadão que cometeu a degradação. Apesar de haver fundamentação legal que indica que a restauração florestal (Resolução nº 429/2011) possa ser realizada com diversos métodos, os procuradores do MP geralmente determinam a realização do plantio de mudas como uma forma de pagamento pelo desmatamento (CHEMELLO⁵, comunicação pessoal).

iv) Os Programas de Regularização Ambiental (PRAs), estabelecidos por meio do Código Florestal (Lei Federal nº 12.651/2012), Decreto nº 7.830/2012 e Decreto nº 8.235/2014 fazem parte do Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) e tem a finalidade de regularizar as situações ambientais das propriedades rurais. Os proprietários devem informar por meio do Cadastro Ambiental Rural (CAR) as situações de uso do solo das propriedades, e no final, caso haja alguma pendência a ser regularizada, eles podem assinar o Termo de Compromisso. Esse termo compromete o proprietário rural a restaurar as Áreas de Preservação Permanente (APP) ou Reservas Legais (RL) que não estiverem em conformidade com a legislação. Para propriedades de tamanhos menores que 4 módulos rurais, há algumas peculiaridades suavizando algumas obrigações no que diz respeito a extensão de área e dos métodos de restauração (podem ser implantados sistemas

⁴ Karina Kuhn, bióloga, trabalha há 17 anos com licenciamentos ambientais.

⁵ Davi Chemello, biólogo e mestre em Microbiologia Agrícola e do Ambiente pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Atualmente é Técnico Ambiental da SEMA-RS

agroflorestais utilizando espécies exóticas ou espécies lenhosas de ciclo longo). Inclusive, para essas propriedades, se detinham percentuais de floresta inferiores ao previsto na lei antes de 22/07/2008, a RL legal será a área de floresta que existia nessa data. Apesar do cadastro no SICAR ser obrigatório para a realização de um licenciamento ambiental, eles não tem a mesma finalidade, pois o cadastro serve como uma regularização de toda a propriedade e os licenciamentos ambientais servem para obtenção de alvará ou licença sobre utilização de alguma atividade ou porção da propriedade.

5.4 Fatores a serem considerados para a escolha do método de restauração florestal no Estado do Rio Grande do Sul

O presente item pretende subsidiar a tomada de decisões para a formulação de projetos de restauração florestal por parte dos proprietários ou profissionais, ou para a análise desses projetos pelos técnicos responsáveis dos órgãos ambientais e procuradores do Ministério Público. A justificativa é que mesmo proposto em legislação, muitas vezes métodos que não envolvam o plantio de espécies arbóreas são negligenciados no planejamento da restauração florestal.

Através da compilação de mapas com o uso atual do solo, das regiões fisiográficas e de remanescentes florestais do Bioma Mata Atlântica (Apêndice E) criaram-se tabelas contendo algumas situações ambientais que podem ser encontradas no Bioma Mata Atlântica do estado do Rio Grande do Sul. Tomando como base o referencial teórico do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (ISERNHAGEN et al., 2009b) e o proposto por Brancalion, Gandolfi e Rodrigues (2015), segue um resumo de algumas situações ambientais genéricas encontradas no estado (identificados pelas regiões fisiográficas) e possíveis métodos de restauração florestal que poderiam ser adotados, fundamentando-se no conhecimento dos fatores ecológicos que regem a sucessão florestal e nos resultados do presente trabalho. A leva em consideração que as áreas são de preservação permanente (APP) e a para áreas em Reserva Legal (RL). Caso a restauração fosse realizada para atender a um TAC, a poderia ser consultada. O mesmo vale para compensações do licenciamento florestal. Para PRADs e PCAs as situações podem ser consultadas, mas como geralmente envolvem restauração de

áreas que foram mineradas, mais fatores devem ser observados, como por exemplo, a qualidade do solo.

5.4.1 Isolamento

Garantir o isolamento da área a ser restaurada dos fatores de degradação. Se a degradação for animais cultivados e pessoas passando frequentemente, realizar o cercamento da área a ser restaurada; se fogo, construir aceiros; se erosão do solo, realização de obras de contenção do solo; se compactação do solo, realizara a descompactação.

5.4.2 Condução da regeneração natural

Quando em paisagens com presença de florestas pode-se esperar por algum tempo até verificar se há expressão da regeneração natural espontânea. Então, é possível selecionar quais são as espécies alvo da regeneração florestal (árvores e arbustos nativos), e para acelerar seu crescimento, pode-se realizar o coroamento visando o controle da competição com a regeneração não-florestal, além da adubação desses indivíduos. Para controlar as espécies exóticas e a regeneração não-florestal podem ser aplicados herbicidas na parte aérea, ou controle manual por meio da capina ou corte. Além disso, muitas espécies não sobrevivem quando sombreadas, então a própria condução das espécies nativas irá ocasionar no sombreamento dessas espécies exóticas e gramíneas.

5.4.3 Plantio de mudas ou semeadura direta

Quando as áreas não tem potencial de se regenerarem naturalmente, ou essa regeneração por muito escassa é insuficiente para o recobrimento da área, porque foram intensamente utilizadas pela agricultura mecanizada, pode-se colocar os propágulos no local. Pode ser por meio do plantio de mudas em ilhas ou por semeadura direta de espécies pioneiras, quando há presença de fragmentos florestais próximos. O objetivo é formar um habitat florestal e atrair os dispersores, para isso é ideal que as espécies escolhidas sejam zoocóricas.

Porém em áreas onde além de terem sido intensamente mecanizadas, a paisagem é bastante fragmentada, então provavelmente o plantio de mudas em área total com espécies de todos os grupos funcionais (espécies de recobrimento e de

diversidade) será necessário. No caso das espécies de recobrimento estão inseridas as pioneiras e secundárias iniciais que apresentam copa densa e irão recobrir a área em pouco tempo. No grupo das espécies de diversidade, estão incluídas outras espécies que não atendem a esse critério. É importante que o plantio seja realizado intercalando esses dois grupos.

5.4.4 Adensamento

Quando se optou pelo método de condução da regeneração natural, ou por plantio em ilhas, e a vegetação que está se formando apresenta grandes extensões com falhas, realiza-se o adensamento. Consiste no plantio ou semeadura de espécies em baixa densidade no local, ou seja, na maioria das vezes, pioneiras e secundárias iniciais para completar os espaços vazios.

5.4.5 Enriquecimento

Se após mais alguns anos não forem visualizadas as espécies tardias da sucessão regenerando nas áreas em restauração, talvez porque a paisagem tenha poucos fragmentos florestais, ou porque esses fragmentos estão degradados, a área em restauração pode ser enriquecida com essas espécies tardias e de diversas formas de vida. Muitas vezes os viveiros não dispõem de muita diversidade de mudas, então, os propágulos podem ser resgatados de áreas que por algum motivo foram licenciadas e irão ser suprimidas (VIDAL, 2008).

5.4.6 Plantios de espécies de uso econômico

Quando as áreas a serem restauradas pertencem a Reserva Legal, segundo Código Florestal Federal (Lei Federal nº 12.651/2012), é possível a exploração sustentável dos recursos naturais, desde que nunca seja realizado o corte raso da área, caso a formação em que a área esteja inserida seja naturalmente florestal. Pela legislação os produtos podem ser consumidos na propriedade, ou comercializados (passível de autorização). A Reserva Legal então pode ser um alternativa de renda e para isso, pode ser enriquecida com espécies de uso econômico, madeiras ou não madeiras (frutíferas, de propriedades medicinais, etc).

5.4.7 Colheita de baixo impacto

Quando do regime de reserva legal, ou quando a área a ser restaurada é formada por um talhão comercial de árvores, a colheita de baixo impacto é imprescindível, visando garantir o mínimo de danos na vegetação que está no sub-bosque. Ela consiste basicamente em orientar a queda dos indivíduos arbóreos para o mesmo lado, com a base virada para onde será extraída. E a extração da madeira colhida deve ser por métodos semi-mecanizados ou extração animal, quando toras não muito pesadas.

5.4.8 Manutenção

É importante que depois das ações de restauração seja realizada a manutenção delas, através de cuidados constantes com a área em restauração, realizando o coramento, adubação, irrigação, replantio de mudas, eliminação de exóticas ou invasoras toda vez que for necessário.

5.4.9 Monitoramento e avaliação

Como já visto o monitoramento e a avaliação são essenciais em todas as áreas em processo de restauração, pois vão informar se as áreas estão se desenvolvendo como o esperado e atingindo os objetivos propostos. O monitoramento e avaliação darão suporte de informações para prescrição de ações complementares, que como o nome já deixa explícito, são necessárias para dar garantia as ações prioritárias.

Apesar de serem propostas ações genéricas, cada local apresenta condições peculiares e por isso o diagnóstico das áreas deve ser realizado *in situ* para a correta prescrição das ações de restauração.

Tabela 16 – Resumo das possíveis situações ambientais passíveis de serem encontradas no Bioma Mata Atlântica do Rio Grande do Sul e ações de restauração que poderiam ser adotadas para a restauração em Áreas de Preservação Permanente (continua)

Áreas de Preservação Permanente – APP				
Paisagem	Uso do solo anterior	Filtro	Ações prioritárias	Ações complementares
Paisagem florestal <i>(Litoral Norte/ Encosta Superior e Inferior do NE/ Parte da Depressão Central e do Planalto Médio)</i>	Agricultura familiar	Intervenções frequentes	1) Isolamento (parar intervenções - se até 4 Módulos Fiscais (MF), adotar sistema de cultivo mínimo e possibilitar a expressão da regeneração natural (RN); 2) Esperar +- 2 anos para que a RN se expresse; 3) Condução da RN; 4) Monitoramento e avaliação;	5) Adensamento 6) Enriquecimento
	Pastagem não nativa	Intervenções frequentes	1) Isolamento (cercamento para impedir entrada dos animais); 2) Esperar +- 2 anos para que a RN se expresse; 3) Condução da RN; 4) Monitoramento e avaliação;	5) Adensamento 6) Enriquecimento
	Silvicultura	Competição dos indivíduos comerciais	1) Isolamento (parar intervenções); 2) Retirada gradual dos indivíduos comerciais com técnicas de baixo impacto; 3) Condução da RN; 4) Monitoramento e avaliação;	5) Adensamento 6) Enriquecimento
Paisagem fragmentada <i>(Alto Uruguai/Missões/ Parte da Depressão Central e do Planalto Médio)</i>	Agricultura mecanizada (lavouras temporárias e permanentes)	Solo compactado Banco de sementes danificado e pouca chuva de sementes	1) Isolamento (parar intervenções); 2) Descompactação do solo; 3) Plantio total de espécies Pioneiras e Secundárias Iniciais de copas densas (de recobrimento) intercaladas com Climácicas e de Sub-bosque (de diversidade); 4) Monitoramento e avaliação;	

Tabela 16 – Resumo das possíveis situações ambientais passíveis de serem encontradas no Bioma Mata Atlântica do Rio Grande do Sul e ações de restauração que poderiam ser adotadas para a restauração em Áreas de Preservação Permanente (continuação)

Áreas de Preservação Permanente – APP				
Paisagem	Uso do solo anterior	Filtro	Ações prioritárias	Ações complementares
Paisagem fragmentada <i>Alto Uruguai/Missões/ Parte da Depressão Central e do Planalto Médio)</i>	Agricultura familiar	Pouca chuva de sementes e intervenções frequentes	1) Isolamento (parar intervenções) 2) Plantio em ilhas de árvores de recobrimento de copas densas e zoocóricas; 3) Manejo do plantio e condução da RN, se houver expressão; 4) Monitoramento e avaliação;	5) Adensamento 6) Enriquecimento
	Pastagem não nativa	Pouca chuva de sementes e intervenções frequentes	1) Isolamento (parar intervenções - se até 4 MF, adotar sistema de cultivo mínimo e possibilitar a RN); 2) Plantio em ilhas de árvores Pi e SI de copas densas e zoocóricas; 3) Manejo do plantio e condução da RN se houver expressão; 4) Monitoramento e avaliação;	5) Adensamento 6) Enriquecimento
	Silvicultura	Pouca chuva de sementes, mas poucas intervenções no sub-bosque podem garantir o estabelecimento do banco de plântulas o longo do tempo	1) Isolamento (parar intervenções) 2) Retirada gradual dos indivíduos comerciais com técnicas de baixo impacto; 3) Condução da RN (se houver) 4) Monitoramento e avaliação;	4) Plantio em ilhas de árvores Pi e SI de copas densas e zoocóricas 5) Enriquecimento

Tabela 16 – Resumo das possíveis situações ambientais passíveis de serem encontradas no Bioma Mata Atlântica do Rio Grande do Sul e ações de restauração que poderiam ser adotadas para a restauração em Áreas de Preservação Permanente (conclusão)

Áreas de Preservação Permanente – APP				
Paisagem	Uso do solo anterior	Filtro	Ações prioritárias	Ações complementares
Paisagem mista - mosaico de campos naturais e floresta <i>(Campos de Cima da Serra/ Serra do Sudeste)</i>	Agricultura	Intervenções frequentes	1) Isolamento (parar intervenções - se até 4 MF, adotar sistema de cultivo mínimo e possibilitar a RN); 2) Esperar +- 2 anos para que a RN se expresse; 3) Condução da RN 4) Monitoramento e avaliação;	5) Adensamento 6) Enriquecimento
	Pastagem	Intervenções frequentes	1) Isolamento (cercamento) 2) Esperar +- 2 anos para que a RN se expresse; 3) Condução da RN 4) Monitoramento e avaliação;	5) Adensamento 6) Enriquecimento
	Silvicultura	Competição dos indivíduos comerciais	1) Isolamento (parar intervenções); 2) Retirada gradual dos indivíduos comerciais com técnicas de baixo impacto; 3) Condução da RN (se houver); 4) Monitoramento e avaliação;	5) Adensamento 6) Enriquecimento

Tabela 17 – Resumo das possíveis situações ambientais que poderiam ser encontradas no Bioma Mata Atlântica do Rio Grande do Sul e ações de restauração que poderiam ser adotadas para a restauração de Reserva Legal (continua)

Reserva Legal				
Paisagem	Uso do solo anterior	Filtro	Ações prioritárias	Ações complementares
Paisagem florestal <i>(Litoral Norte/Encosta Superior e Inferior do NE/Parte da Depressão Central)</i>	Agricultura familiar	Intervenções frequentes	1) Adotar cultivo mínimo; 2) Conduzir a RN; 3) Enriquecer com mudas de espécies uso econômico madeireiro e não madeireiro; 4) Monitoramento e avaliação;	5) Colheita gradual dos produtos não madeireiros e dos indivíduos arbóreos plantados, utilizando técnicas de baixo impacto; 6) Replântio das espécies de interesse.
	Pastagem não nativa	Intervenções frequentes	1) Isolamento (cercamento para impedir entrada dos animais) 2) Condução da RN; 3) Enriquecimento com mudas de espécies frutíferas nativas e de uso madeireiro, ou outras de uso econômico. 4) Monitoramento e avaliação;	5) Colheita gradual dos produtos não madeireiros e dos indivíduos plantados, utilizando técnicas de baixo impacto; 6) Replântio das espécies de interesse.
	Silvicultura	Competição dos indivíduos comerciais	1) Retirada gradual dos indivíduos comerciais com técnicas de baixo impacto; 2) Enriquecimento com mudas de frutíferas nativas, ou outras de uso madeireiro e não madeireiro; 3) Monitoramento e avaliação;	4) Colheita gradual dos produtos não madeireiros e dos indivíduos plantados, utilizando técnicas de baixo impacto; 5) Replântio das espécies de interesse.

Tabela 17 – Resumo das possíveis situações ambientais que poderiam ser encontradas no Bioma Mata Atlântica do Rio Grande do Sul e ações de restauração que poderiam ser adotadas para a restauração de Reserva Legal (continuação)

Reserva Legal				
Paisagem	Uso do solo anterior	Filtro	Ações prioritárias	Ações complementares
Paisagem fragmentada <i>(Alto Uruguai/Missões/ Parte da Depressão Central e do Planalto Médio)</i>	Agricultura mecanizada (lavouras temporárias e permanentes)	Solo compactado Banco de sementes danificado e pouca chuva de sementes	1) Isolamento (parar intervenções); 2) Descompactação do solo; 3) Plantio total de espécies madeireiras de rápido crescimento, intercaladas com aquelas de crescimento moderado e lento; 4) Monitoramento e avaliação;	5) Colheita gradual dos indivíduos plantados, utilizando técnicas de baixo impacto; 6) Replântio das espécies de interesse.
	Agricultura familiar	Pouca chuva de sementes e intervenções frequentes	1) Isolamento (parar intervenções); 2) Plantio de espécies madeireiras de rápido crescimento, intercaladas com aquelas de crescimento moderado e lento; 3) Cultivo de espécies agrônômicas nas entrelinhas (SAF); 4) Monitoramento e avaliação;	5) Colheita gradual dos produtos não madeireiros e dos indivíduos arbóreos plantados, utilizando técnicas de baixo impacto; 6) Replântio das espécies de interesse.
	Pastagem não nativa	Pouca chuva de sementes e intervenções frequentes	1) Isolamento (cercamento) e correção de possíveis danos físicos; 2) Plantio de espécies madeireiras de rápido crescimento, intercaladas com aquelas de crescimento moderado e lento; 3) Cultivo de espécies agrônômicas nas entrelinhas (SAF); 4) Monitoramento e avaliação;	5) Colheita gradual dos produtos não madeireiros e dos indivíduos arbóreos plantados, utilizando técnicas de baixo impacto; 6) Replântio das espécies de interesse.

Tabela 17 – Resumo das possíveis situações ambientais que poderiam ser encontradas no Bioma Mata Atlântica do Rio Grande do Sul e ações de restauração que poderiam ser adotadas para a restauração de Reserva Legal (conclusão)

Reserva Legal				
Paisagem	Uso do solo anterior	Filtro	Ações prioritárias	Ações complementares
<p>Paisagem fragmentada</p> <p><i>Alto Uruguai/Missões/Parte da Depressão Central e do Planalto Médio)</i></p>	Silvicultura	Pouca chuva de sementes, mas poucas intervenções no sub-bosque podem garantir o estabelecimento do banco de plântulas o longo do tempo	<ol style="list-style-type: none"> 1) Retirada gradual dos indivíduos comerciais com técnicas de baixo impacto; 2) Enriquecimento com mudas de frutíferas nativas, ou outras de uso madeireiro e não-madeireiro; 3) Cultivo de espécies agronômicas nas entrelinhas (SAF); 4) Monitoramento e avaliação; 	<ol style="list-style-type: none"> 5) Colheita gradual dos produtos não madeireiros e dos indivíduos plantados, utilizando técnicas de baixo impacto; 6) Replântio das espécies de interesse.

A Tabela 18 traz algumas espécies encontradas no presente trabalho, as quais foram separadas nos diferentes usos que poderiam ser aplicados a elas, como para recobrimento, diversidade, potencial madeireiro, frutíferas e medicinais, de acordo com Reitz et al. (1988) e Coradin et al. (2011).

Tabela 18 – Espécies encontradas no presente trabalho, em Floresta Estacional Semidecidual, e seus possíveis usos na restauração florestal.

Recobrimento	Diversidade	Potencial Madeireiro	Frutíferas/medicinais
<i>Aegiphila brachiata</i>	<i>Actinostemon concolor</i>	<i>Araucaria angustifolia</i>	<i>Annona rugulosa</i>
<i>Alchornea triplinervia</i>	<i>Banara parviflora</i>	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	<i>Annona sylvatica</i>
<i>Allophylus edulis</i>	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	<i>Cabralea canjerana</i>	<i>Araucaria angustifolia</i>
<i>Bauhinia forficata</i>	<i>Cabralea canjerana</i>	<i>Cedrela fissilis</i>	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>
<i>Casearia sylvestris</i>	<i>Calliandra foliolosa</i>	<i>Cordia trichotoma</i>	<i>Eugenia involucrata</i>
<i>Cordia americana</i>	<i>Calyptranthes concinna</i>	<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	<i>Eugenia uniflora</i>
<i>Cupania vernalis</i>	<i>Calyptranthes grandifolia</i>	<i>Cupania vernalis</i>	<i>Inga marginata</i>
<i>Erythroxylum argentinum</i>	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	<i>Inga sessilis</i>
<i>Inga marginata</i>	<i>Casearia decandra</i>	<i>Eugenia involucrata</i>	<i>Myrcianthes pungens</i>
<i>Inga sessilis</i>	<i>Cecropia glaziovii</i>	<i>Eugenia rostrifolia</i>	<i>Syagrus romanzoffiana</i>
<i>Luehea divaricata</i>	<i>Chrysophyllum marginatum</i>	<i>Jacaranda micrantha</i>	<i>Vasconcellea quercifolia</i>
<i>Machaerium paraguariense</i>	<i>Cinnamomum glaziovii</i>	<i>Luehea divaricata</i>	<i>Bauhinia forficata</i>
<i>Machaerium stipitatum</i>	<i>Coutarea hexandra</i>	<i>Matayba elaeagnoides</i>	<i>Boehmeria caudata</i>
<i>Myrsine coriacea</i>	<i>Dasyphyllum spinescens</i>	<i>Nectandra lanceolata</i>	<i>Casearia sylvestris</i>
<i>Myrsine umbellata</i>	<i>Eugenia ramboi</i>	<i>Ocotea puberula</i>	<i>Piper aduncum</i>
<i>Nectandra megapotamica</i>	<i>Eugenia rostrifolia</i>	<i>Ocotea pulchella</i>	
<i>Ocotea puberula</i>	<i>Eugenia uniflora</i>	<i>Parapiptadenia rigida</i>	
<i>Parapiptadenia rigida</i>	<i>Eugenia uruguayensis</i>	<i>Peltophorum dubium</i>	
<i>Schinus polygamus</i>	<i>Justicia brasiliensis</i>	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	
<i>Schinus terebinthifolius</i>	<i>Machaerium paraguariense</i>	<i>Trichilia claussenii</i>	
<i>Solanum mauritianum</i>	<i>Maytenus evonymoides</i>	<i>Vitex megapotamica</i>	
<i>Trema micrantha</i>	<i>Maytenus muelleri</i>		
	<i>Mollinedia elegans</i>		
	<i>Mollinedia schottiana</i>		
	<i>Myrcianthes gigantea</i>		
	<i>Myrcianthes pungens</i>		
	<i>Myrrhinium atropurpureum</i>		
	<i>Nectandra lanceolata</i>		
	<i>Psychotria carthagenensis</i>		
	<i>Roupala brasiliensis</i>		
	<i>Rudgea parquioides</i>		
	<i>Sorocea bonplandii</i>		
	<i>Styrax leprosus</i>		
	<i>Trichilia elegans</i>		
	<i>Trichilia claussenii</i>		
	<i>Vitex megapotamica</i>		
	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i>		

CONCLUSÕES

O plantio de mudas arbustivo-arbóreas em uma paisagem dominada por florestas na Serra Gaúcha e após um histórico de uso por talhões comerciais antigos de *Eucalyptus* sp. não facilitou a restauração florestal quando comparado a uma área em condições similares que estava em sucessão florestal através da regeneração natural. Com isso é possível concluir que o plantio de mudas arbustivo-arbóreas em área total nessas condições não foi necessário para restaurar a estrutura florestal, a composição florística e os processos ecológicos.

Tanto a área de plantio quanto a área em regeneração natural, mesmo jovens (8 anos) apresentam condições adequadas que poderiam garantir sua continuidade ao longo do tempo, como cobertura de dossel com espécies nativas, presença de diferentes categorias de status sucessionais e de síndromes de dispersão, formação de sub-bosque denso, ampla riqueza de espécies, baixa incidência de invasoras e com grande proporção de indivíduos de espécies secundárias iniciais, climácicas e típicas de sub-bosque.

Por isso, em outros trabalhos de restauração florestal que possam vir a ser realizados na mesma região, em que paisagem é dominada por florestas, deve-se atentar para o potencial de regeneração natural do local, que quando otimizada representa redução de custos na restauração.

Contudo, apesar das duas comunidades serem similares, alguns parâmetros foram diferentes, no estrato arbustivo-arbóreo: altura total do indivíduos nativos (> na AP), proporção de espécies no sub-bosque em relação ao dossel e as clareiras (> na ARN), proporção de indivíduos de espécies secundárias iniciais (> na AP) e de espécies climácicas (> na ARN), proporção de indivíduos de espécies zoocóricas (> na ARN) e anemocóricas (> na AP) e no estrato regenerante: riqueza de espécies e densidade de indivíduos (> na AP), proporção de indivíduos de espécies secundárias iniciais (> na AP) e de espécies exóticas (> na ARN).

Assim, a intervenção por meio de um plantio não ocasionou em uma maior diversidade ou equidade de espécies, porém pode gerar ou favorecer diferenças, que podem ser vantajosas ou não, cujo julgamento dependerá dos objetivos que são propostos para a restauração.

REFERÊNCIAS

ACÁCIO, V.; HOLMGREN, M.; JANSEN, P.A.; SCHROTTER, O. Multiple recruitment limitation causes arrested succession in Mediterranean Cork Oak systems. **Ecosystems**, New York, v. 10, n. 1, p. 1220–1230, 2007.

AGUIRRE, A.G. **Avaliação do potencial da regeneração natural e o uso da semeadura direta e estaquia como técnicas de restauração**. 2012. 168 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

AIDE, T.M.; ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; RIVERA, L.; MERCADO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pasture: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, Malden, v. 4, n. 4, p. 328–338, 2000.

AKAIKE, H. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: PETROV, B.N.; CSAKI, F. (Ed.). **Second International Symposium on Information Theory**. Budapest: Akadémiai Kiadó, 1973. p. 267–281.

ALENCAR, A.L. de; MARANGON, L.C.; FELICIANO, A.L.P.; FERREIRA, R.L.C.; TEIXEIRA, L. de J. Regeneração natural avançada de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de *Eucalyptus saligna* Smith., na Zona da Mata Sul de Pernambuco. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, p. 183–192, sep. 2010.

ALGARVE, V.R. **Geadas no Brasil**. Disponível em: <<http://climanalise.cptec.inpe.br/~rclimanl/boletim/cliesp10a/geada.html>>. Acesso em: 20 jun. 2015.

ALHO, C.J.R. Importância da biodiversidade para a saúde humana: Uma perspectiva ecológica. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 26, n. 74, p. 151–166, 2012.

ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen’s climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANDRADE, D.C.; ROMEIRO, A.R. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. **Texto para Discussão**: IE/UNICAMP, Campinas, v. 155, p. 1-45, set. 2009.

ANDRAE, F.H.; PALUMBO, R.; MARCHIORI, J.N.C.; DURLO, M.A. O sub-bosque de reflorestamentos de *Pinus* em sítios degradados da região da Floresta Estacional Decidual do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 15, n. 1, p. 43–63, 2004.

ARONSON, J.; BRANCALION, P.H.S.; DURIGAN, G.; RODRIGUES, R.R.; ENGEL, V.L.; TABARELLI, M.; TOREZAN, J.M.D.; GANDOLFI, S.; DE MELO, A. C.G.; KAGEYAMA, P.Y.; MARQUES, M.C.M.; NAVE, A.G.; MARTINS, S.V.; GANDARA, F.B.; REIS, A.; BARBOSA, L.M.; SCARANO, F.R. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo state, Brazil. **Restoration Ecology**, Malden, v. 19, n. 6, p. 690–695, 2011.

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

ARONSON, J.; LE FLOC'H, E. Setting up a long-term restoration ecology research site in Southern France. In: CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. (Ed.). **Ecological Restoration Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession**. Washington: Island Press, 2007. p. 158–162.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; RÖS, M.; ESCOBAR, F.; MELO, F.P.L.; SANTOS, B. a.; TABARELLI, M.; CHAZDON, R. Plant β -diversity in fragmented rain forests: Testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Journal of Ecology**, Hoboken, v. 101, n. 6, p. 1449–1458, 2013.

ATTANASIO, C.M. **Manual técnico: restauração e monitoramento da mata ciliar e da reserva legal para a certificação agrícola**. Piracicaba: Imaflorea, 2008. 60 p.

AVILA, A.L. De. **Mecanismos de regeneração natural e arbóreas em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul**. 2010. 150 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2010.

AVILA, A.L. De; ARAUJO, M.M.; ALMEIDA, C.M. De. Regeneração natural em um sub-bosque de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh., Santa Maria, RS. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 696–698, 2007.

BARBIER, S.; GOSSSELIN, F.; BALANDIER, P. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved - A critical review for temperate and boreal forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 254, n. 1, p. 1–15, 2008.

BAZZAZ, F.A. **Plants in changing environments**: linking physiological, population, and community ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 320 p.

BECHARA, F.C.; FILHO, E.M.C.; BARRETTO, K.D.; GABRIEL, V.D.A.; ANTUNES, A.Z.; REIS, A. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 9–11, 2007.

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ:Instituto BioAtlântica, 2009. p. 128–147.

BLIGNAUT, J.; ARONSON, J.; DE GROOT, R. Restoration of natural capital: A key strategy on the path to sustainability. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 65, p. 54–61, 2014.

BLIGNAUT, J.; VAN AARDE, R. Restoring a communal Savanna in South Africa. In: CLEWELL, A.; ARONSON, J. (Ed.). **Ecological Restoration Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession**. Washington: Island Press, 2007. p. 99–103.

BOENI, A.F.; GANDOLFI, S.; STÜKER, P.E. Caracterização florística e estrutural da regeneração natural em um povoamento abandonado de *Pinus taeda* L. no município de Montenegro/RS. In: POLÍTICAS PÚBLICAS PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2013. São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica - SMA, 2013. p. 395

BOLKER, B.M. **Ecological models and data in R**. Princenton: Princenton University Press, 2007. 408 p.

BOLKER, B.; R DEVELOPMENT CORE TEAM. **Bbmle**: tools for general maximum likelihood estimation. R package: version 1.0.17, 2014. Disponível em: <http://cran.r-project.org/package=bbmle>. Acesso em: 2 mar.2015

BONFIL, C.; GONZÁLEZ ESPINOSA, M. Estado actual de la investigación para la restauración ecológica en México y Centroamérica. In: LIBRO DE RESÚMENES SIACRE. 2015, Buenos Aires. **Anais...** Buenos Aires: SIACRE, 2015, p. 16

BONNCHALLENGE. **The Challenge**. A global aspiration. Disponível em: <<http://www.bonnchallenge.org/content/challenge>>. Acesso em: 9 out. 2015.

BOTREL, R.T.; OLIVEIRA FILHO, A.T.; RODRIGUES, L.A.; CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma Floresta Estacional Semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195–213, 2002.

BRAGA, A.J.T.; GRIFFITH, J.J.; PAIVA, H.N. De; MEIRA NETO, J.A.A. Composição do banco de sementes de uma Floresta Semidecidual secundária considerando o seu potencial de uso para recuperação ambiental. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 1089–1098, 2008.

BRAGA, M.R.; VIZENTIN-BUGONI, J.; RUI, A. Ma. Comportamento de defesa de recursos florais de *Justicia brasiliana* Roth (Acanthaceae) por beija-flores no Sul do Brasil. In: Que futuro queremos?, Pelotas. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 19., 2010. Pelotas. **Anais...** Pelotas, 2010. p 1-4. Disponível em: http://www2.ufpel.edu.br/cic/2010/cd/pdf/CB/CB_00064.pdf. Acesso em: 10 out. 2015.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Fase 5: Incorporação do conceito da diversidade genética na restauração ecológica. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ:Instituto BioAtlântica, 2009. p. 37–54.

BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Fase 2: Plantio de árvores nativas brasileiras fundamentada na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica**: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: LERF/ESALQ:Instituto BioAtlântica, 2009. p. 14–23.

BRANCALION, P.H.S.; LIMA, L.R.; RODRIGUES, R.R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. In: PERES, C.; BARLOW, J.; GARDNER, T.; VIEIRA, I.C.G. (Ed.). **Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**. Curitiba: Editora UFPR, 2013. p. 565–587.

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

BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P.Y.; NAVE, A.G.; GANDARA, F.B.; MAURO, L.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de Florestas Tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 3, p. 455–470, 2010.

BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012a. p. 262–293.

BRANCALION, P.H.S.; VIANI, R.A.G.; STRASSBURG, B.B.N.; RODRIGUES, R. R. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva**, Roma, v. 63, n. 239, p. 41–50, 2012b.

BRANT, H.S.C. **Qualidade das sementes e emergência da plântula de espécies de recobrimento para restauração de florestas estacionais semidecíduais**. 2015. 160 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

BRASIL. Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 02 de setembro de 1981. Seção 1, p. 16509.

BRASIL. Lei n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 26 de dezembro de 2006. Seção 1, p. 1 e 14.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n. 429, de 28 de fevereiro de 2011. Dispõe sobre a metodologia de recuperação das áreas de preservação permanente - APPs. **Diário Oficial da União**, Brasília, 02 de março de 2011. Nº 43, p. 76.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as leis nos 4.771, de 15 de setembro de 196. **Diário Oficial da União**, Brasília, 28 de maio de 2012. Seção 1, p. 1 e 16.

BRASIL. Decreto n. 7.830, de 17 de outubro de 2012. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos programas de regularização ambiental, de que trata a lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 de outubro de 2012. Seção 1, p. 5.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA n. 443, de 17 de dezembro de 2014. Reconhece como espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da “Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção”. **Diário Oficial da União**, Brasília. Seção 1.

BRASIL. Decreto n. 8.235, de 5 de maio de 2014. estabelece normas gerais complementares aos programas de regularização ambiental dos estados e do distrito federal, de que trata o decreto no 7.830, de 17 de outubro de 2012, institui o programa Mais Ambiente Brasil. **Diário Oficial da União**, Brasília, 05 de maio de 2014. Seção 1, p. 1, Edição extra.

BREDEMEIER, C.; MUNDSTOCK, C.M. Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 20, n. 2, p. 365–372, 2000.

BRUNO, J.F.; STACHOWICZ, J.J.; BERTNESS, M.D. Inclusion of facilitation into ecological theory. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 18, n. 3, p. 119–125, 2003.

BUCKERIDGE, M.S.; MORTARI, L.C.; MACHADO, M.R. Respostas fisiológicas de plantas às mudanças climáticas: alterações no balanço de carbono nas plantas podem afetar o ecossistema. In: REGO, G.M.; NEGRELLE, R.R. ; MORELLATO, L.P.C. (Ed.). **Fenologia - Ferramenta para conservação e manejo de recursos vegetais arbóreos**. Colombo: Embrapa Florestas, 2007. p. 213–230. v.12.

BUDKE, J.C.; ATHAYDE, E.A.; GIEHL, E.L.H.; ZÁCHIA, R.A.; EISINGER, S.M. Composição florística e estratégias de dispersão de espécies lenhosas em uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Iheringia Série Botânica**, Porto Alegre, v. 60, n. 1, p. 17–24, 2005.

BUDKE, J.C.; GIEHL, E.L.H.; ATHAYDE, E.A.; EISINGER, S.M.; ZÁCHIA, R.A. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 18, n. 3, p. 581–589, 2004.

BURTON, C.M.; BURTON, P.J.; HEBDA, R.; TURNER, N.J. Determining the optimal sowing density for a mixture of native plants used to revegetate degraded ecosystems. **Restoration Ecology**, Malden, v. 14, n. 3, p. 379–390, 2006.

BUSATO, L.C.; COUTINHO JR., R.; VIEIRA, J.; ESPERANÇA, Â.A.F.; MARTINS, S.V. Aspectos ecológicos na produção de sementes e mudas para a restauração. In: MARTINS, S.V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 101-168.

CAIRNS, J.J. Restoration ecology: Protecting our national and global life support systems. In: CAIRNS, J.J. (Ed.). **Rehabilitating Damage Ecosystems**. 2nd ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 1995. p. 1-13.

CALEGARIO, N.; SOUZA, A.L. de; MARANGON, L.C.; SILVA, A.F. da. Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de Eucalyptus. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 17, n. 1, p. 16–29, 1993.

CALLAWAY, R.M. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. **Oecologia**, New York, v. 112, n. 2, p. 143–149, 1997.

CALLAWAY, R.M. The detection of neighbors by plants. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 17, n. 3, p. 104–105, 2002.

CALLEGARO, R.M.; CAMILA, A.; LONGHI, S.J.; ARAUJO, M.M.; SERRA, G.C. Potential of three homogeneous forest plantations as facilitators of natural regeneration of tree and shrub species. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 99, p. 331–341, 2015.

CALLEGARO, R.M.; LONGHI, S.J.; BIALI, L.J.; EBLING, A. A.; ANDRZEJEWSKI, C.; BRANDÃOI, C.F.L.S. Regeneração natural avançada de um fragmento de mata ciliar em Jaguari, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 7, n. 2, p. 315–321, 2012.

CALLE-RENDÓN, B.R.; MORENO, F.; CÁRDENAS-LÓPEZ, D. Relación entre suelos y estructura del bosque en la Amazonía colombiana. **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 59, p. 1307–1322, 2011.

- CAMPASSI, F. **Síndromes de dispersão das espécies arbóreas da mata atlântica**. 2002. 60 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ecologia) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 2002.
- CANHAM, C.D. Different responses to gaps among shade-tolerant trees. **Ecology**, Ithaca, v. 70, n. 3, p. 548–550, 1989.
- CARDOSO, V.J.M. Conceito e classificação da dormência em sementes. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 4, p. 619–631, 2009.
- CARNEVALE, N. J.; MONTAGNINI, F. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 163, p. 217–227, 2002.
- CARVALHO, L.G.; DANTAS, A.A.A.; NETO, P.C. **Geda e plantas cultivadas**. Disponível em: <www.deg.ufla.br/site/_adm/upload/file/.../10-Geda.pdf>. Acesso em: 24 jul. 2015.
- CARVALHO, P.E.R. Angico-Gurucaia. **Circular Técnica Embrapa**, Colombo, v. 58, p. 1–14, nov. 2002a.
- CARVALHO, P.E.R. Pinheiro-do-paraná. **Circular Técnica Embrapa**, Colombo, v. 60, p. 1–17, nov. 2002b.
- CARVALHO, P.E.R. Ingá-Ferradura. **Circular Técnica Embrapa**, Colombo, v. 123, p. 1-9, dez. 2006.
- CASTANHO, G.G. **Avaliação de dois trechos de uma floresta estacional semidecidual restaurada por meio de plantio, com 18 e 20 anos, no Sudeste do Brasil**. 2009. 111 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- CASTRO, D. De; MELLO, R.S.P.; POESTER, G.C. **Práticas para restauração da Mata Ciliar**. Porto Alegre: Catarse – Coletivo de Comunicação, 2012. 64 p.
- CELENTANO, D.; ZAHAWI, R. a.; FINEGAN, B.; CASANOVES, F.; OSTERTAG, R.; COLE, R.J.; HOLL, K.D. Restauración ecológica de bosques tropicales en Costa

Rica: Efecto de varios modelos en la producción, acumulación y descomposición de hojarasca. **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 59, n. 3, p. 1323–1336, 2011.

CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS (CPTEC). **El Niño - La Niña**. Disponível em: <<http://enos.cptec.inpe.br/elnino/pt>>. Acesso em: 24 jul. 2015.

CEPED. **Atlas brasileiro de desastres naturais 1991 a 2012**. Florianópolis: CEPED UFSC, 2013. 185 p. (Volume RS).

CETNARSKI FILHO, R.; NOGUEIRA, A.C. Regeneração natural de *Ocotea odorifera* (VELL .) ROHWER (canela-sassafrás). **Revista Acadêmica: Ciência Animal**, Curitiba, v. 2, n. 3, p. 61–68, 2004.

CHAO, A.; CHAZDON, R.L.; COLWELL, R.K.; SHEN, T. Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud em la composición de especies com datos de incidencia e abundancia. **Ecology Letters**, Zaragoza, v. 4, n. 1, p. 85–96, 2005.

CHAZDON, R.L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, Washington, v. 320, n. 5882, p. 1458–60, 2008a.

CHAZDON, R.L. Chance and Determinism in Tropical Forest Succession. In: CARSON, W.P.; SCHNITZER, S.A.; SCHWARZ, E. (Ed.). **Tropical Forest Community Ecology**. Cingapura: Ho Printing Pte, 2008b. p. 384–408.

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

CHAZDON, R.L. **Second growth**. Chicago: The University of Chicago Press, 2014a. 449 p.

CHAZDON, R.L. **Avançando o papel da regeneração natural em restauração florestal em larga escala**. Disponível em: <<http://peoplefoodandnature.org/blog/advancing-the-role-of-natural-regeneration-in-large-scale-forest-restoration/>>. Acesso em: 20 maio. 2015b.

CHAZDON, R.L.; FINEGAN, B.; CAPERS, R.S.; SALGADO-NEGRET, B.; CASANOVES, F.; BOUKILI, V.; NORDEN, N. Composition and dynamics of

functional groups of trees during Tropical Forest Sucession in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Hoboken, v. 42, n. 1, p. 31–40, 2010.

CLEMENTS, F. E. **Plant succession**: an analysis of the development of vegetation. Washington: Carnegie Institution of Washington, 1916. 490 p.

CLEWELL, A.; ARONSON, J. **Ecological restoration**. Washington: Island Press, 2007. 230 p.

COELHO, A.T.; GALVÃO, T.C. de B.; PEREIRA, A.R. The effects of vegetative cover in the erosion prevention of a road slope. **Environmental Management and Health**, Bradford, v. 12, n. 1, p. 78–87, 2001.

COLE, R.J.; HOLL, K.D.; ZAHAWI, R.A. Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 20, n. 5, p. 1255–1269, 2010.

COLONETTI, S.; CITADINI-ZANETTE, V.; MARTINS, R.; DOS SANTOS, R.; ROCHA, E.; JARENKOW, J. a. Florística e estrutura fitossociológica em floresta ombrófila densa submontana na barragem do rio São Bento, Siderópolis, Estado de Santa Catarina. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 31, n. 4, p. 397–405, 2009.

COOPER, W.S. The climax forest of Isle Royale, Lake Superior, and its development I. **The Botanical Gazette**, Chicago, v. 55, n. 1, p. 1–44, 1913.

CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. **Espécies nativas da flora brasileira de valor econômico atual ou potencial**: Plantas para o futuro - Região Sul. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011. 934 p.

CORBIN, J.D.; HOLL, K.D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 265, p. 37–46, 2012.

CPRM. **Mapa hidrológico do estado do Rio Grande do Sul**. SEMA RS, 2005.

CRAWLEY, M.J. **Plant ecology**. 2nd ed. Malden: Blackwell Publishing, 1997, 717 p.

DA SILVA JR., M.C.; SCARANO, F.R.; CARDEL, F. de S. Regeneration of Atlantic forest formation in the understory of a *Eucalyptus grandis* plantation in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, p. 147–152, 1995.

DE FREITAS, W.K.; MAGALHÃES, L.M.S. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 4, p. 520–540, 2012.

DE MARCHI, T.C.; JARENKOW, J.A. Estrutura do componente arbóreo de mata ribeirinha no rio Camaquã, município de Cristal, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia Série Botânica**, Porto Alegre, v. 63, n. 2, p. 241–248, 2008.

DE MELO, A.C.G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 71, p. 149–154, 2006.

DE VARGAS, D. **Florística, fitossociologia e aspectos da dinâmica de um remanescente de mata de encosta no morro santana, porto alegre, rio grande do sul**. 2005. 107 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

DECHOUM, M. de S. **Invasão por *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) nas florestas do rio Uruguai**: Aspectos ecológicos e diretrizes para o manejo. 2015. 148 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

DICK, G. **Regeneração natural em floresta Estacional Decidual Aluvial: fisionomia, espécies potenciais para restauração**. 2014. 143 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

DITT, E.H.; MOURATO, S.; GHAZOUL, J.; KNIGHT, J.D. Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic forest. **Land Degradation e Development**, Hoboken, v. 21, p. 591–603, 2010. Disponível em: [http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/\(ISSN\)1099-145X](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1002/(ISSN)1099-145X). Acesso em: 18 ago. 2015.

DOUST, S.J.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 234, n. 1/3, p. 333–343, 2006.

DUARTE, M.M. **Transplante de epífitas entre florestas estacionais semidecíduais para enriquecimento de florestas em processo de restauração**. 2013. 108 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

DUARTE, M.M.; GANDOLFI, S. Enriquecimento de florestas em processo de restauração: Aspectos de epífitas e forófitos que podem ser considerados. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 507–514, 2013.

DURIGAN, G.; ENGEL, V.L. A restauração de Ecossistemas no Brasil: Onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S.V. (Ed.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 41–68.

DURIGAN, G.; RAMOS, V.S (Orgs.). **Manejo adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas**. São Paulo: Páginas e Letras, 2013

DURLO, M.A.; SUTILI, F. **Bioengenharia: manejo biotécnico de cursos de água**. Porto Alegre: EST Edições, 2005. 189 p.

ELGAR, A.T.; FREEBODY, K.; POHLMAN, C.L.; SHOO, L.P.; CATTERALL, C.P. Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. **Frontiers in Plant Science**, Lausanne, v. 5, p. 1–10, 2014.

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

ENDRESS, B. A.; CHINEA, J. D. Landscape patterns of tropical forest recovery in the Republic of Palau. **Biotropica**, Hoboken, v. 33, n. 4, p. 555–565, 2001.

ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. Definição de restauração ecológica: Tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L.; GANDARA, F.B. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas agrícolas e Florestais – FEPAF, 2008. p. 1–26.

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

FAZOLIN, M.; ESTRELA, J.L.V; CATANI, V.; COSTA, C.R. da. **Potencialidades da pimenta-de-macaco (*Piper aduncum* L.):** caractecrísticas gerais e resultados de pesquisa. Rio Branco: Embrapa Acre, 2006. 51 p.

FELKER, R.M. **Potencial da *Escallonia bifida* Link & Otto (Escalloniaceae) para uso em restauração ecológica no Rio Grande do Sul, Brasil.** 2014. 156 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

FIOR, C.S.; RODRIGUES, L.R.; NILSON, A.D.; LEONHARDT, C. Aspectos da propagação de *Persea Willdenovii* Kosterm. (Lauraceae). **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 58, n. 1, p. 27–44, 2007.

FLORA IPE. **Restauração: Árvores na Mata.** Disponível em: <<http://flora.ipe.org.br/sp/?restor=1>>. Acesso em: 14 abr. 2015.

FLORA SBS. **Lista de espécies.** Disponível em: <<https://sites.google.com/site/florasbs/-listas-das-especies>>. Acesso em: 14 mai. 2015.

FONSECA, D.A. da. **Regeneração natural em áreas de floresta ciliar em processo de restauração ecológica.** 2013. 33 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

FORSTER, H.W.; MELO, A.C.G. Biomassa aérea e de raízes em árvores de reflorestamentos heterogêneos no Vale do Paranapanema, SP. **IF Série Registros**, São Paulo, n. 31, p. 153–157, 2007.

GANDOLFI, S. **História natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, São Paulo, Brasil.** 2000. 520 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

GANDOLFI, S. Reflexões sobre as ações de restauração e a definição de parâmetros de avaliação e monitoramento. In: **POLÍTICAS PÚBLICAS PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**, 5., 2013. São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto de Botânica, 2013. p. 26-32.

GANDOLFI, S.; BELLOTTO, A.; RODRIGUES, R. R. Fase 7: Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ:Instituto BioAtlântica, 2009. p. 62–77.

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

GLENN-LEWIN, D.C.; VAN DER MAAREL, E. Patterns and processes on vegetation dynamics. In: GLENN-LEWIN, D.C.; PEET, R.K.; VEBLEN, T.T. (Ed.). **Plant Succession: Theory and prediction**. London: Chapman e Hall, 1992. p. 11–59.

GOTELLI, N.; COLWELL, R. Estimating species richness. In: MAGURRAN, A.E.; MCGILL, B.J. (Ed.). **Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment**. Oxford: Oxford University Press, 2011, p. 39–54.

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

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

GOURLET-FLEURY, S.; BLANC, L.; PICARD, N.; SIST, P.; DICK, J.; NASI, R.; SWAINE, M.D.; FORNI, E. Effects of vegetation control treatments for release of Engelmann spruce from a mixed-shrub community in southern British Columbia - Year 15 results. **Forestry Chronicle**, Mattawa, v. 85, p. 583–592, 2009.

GRIMM, A.M. Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña events. **Journal of Climate**, Boston, v. 13, n. 1, p. 35–58, 2000.

GRINGS, M.; BRACK, P. Árvores na vegetação nativa de Nova Petrópolis, Rio Grande do Sul. **Iheringia Série Botânica**, Porto Alegre, v. 64, n. 1, p. 5–22, 2009.

GUEDES, F.B.; SEEHUSEN, S.E. **Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011. 272p. GUEVARA, S.;

PURATA, S. E.; VAN DER MAAREL, E. The role of remnant trees in tropical secondary succession. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 66, p. 77–84, 1986.

GUSIKUDA, A. **Nova técnica reduz até 70% o custo de restauração florestal.**

Disponível em:

<<http://www.portalklff.com.br/noticia.asp?id=1024603&titulo=Nova+t%C3%A9cnica+reduz+at%C3%A9+70%25+o+custo+de+restaura%C3%A7%C3%A3o+florestal>>.

Acesso em: 5 out. 2015.

HARPER, J.L.; CLATWORTHY, J.N.; MCNAUGHTON, I.H.; SAGAR, G.R. The evolution and ecology of closely related species living in the same area. **Evolution**, New York, v. 15, p. 209–227, 1961.

HARPER, J.L.; WILLIAMS, J.T.; SAGAR, G.R. The behaviour of seeds in soil: The heterogeneity of soil surfaces and its role in determining the establishment of plants from seed. **Journal of Ecology**, London, v. 53, n. 2, p. 273–286, 1965.

HELMER, E.H. The landscape ecology of tropical secondary forest in montane Costa Rica. **Ecosystems**, New York, v. 3, n. 1, p. 98–114, 2000.

HELMER, E.H.; BRANDEIS, T.J.; LUGO, A.E.; KENNAWAY, T. Factors influencing spatial pattern in tropical forest clearance and stand age: Implications for carbon storage and species diversity. **Journal of Geophysical Research**, San Francisco, v. 113, n. 2, p. 1–14, 2008.

HENDERSON, K. a.; REIS, M.; BLANCO, C.C.; PILLAR, V.D.; PRINTES, R.C.; BAUCH, C.T.; ANAND, M. Landowner perceptions of the value of natural forest and natural grassland in a mosaic ecosystem in southern Brazil. **Sustainability Science**, Cham, jul. 2015. In Press.

HIGA, R.C.V.; IGA, A.R.; TREVISAN, R. Resistência e resiliência a geadas em *Eucalyptus dunnii* Maiden plantados em Campo do Tenente, PR. **Boletim de Pesquisa Florestal**, Colombo, v. 40, p. 67–76, 2000.

HOBBS, R.J.; WALKER, L.R.; WALKER, J. Integrating restoration and succession. In: WALKER, L.R.; WALKER, J.; HOBBS, R.J. (Ed.). **Linking restoration and ecological succession**. New York: Springer, 2007. p. 168–180.

HOLL, K.D. Restoration of tropical forests. In: VAN ANDEL, J.; ARONSON, J. (Ed.). **Restoration Ecology: The New Frontier**. 2nd ed. Hoboken: Wiley-Blackwell, 2012. p. 103–114.

HOLL, K.D.; AIDE, T.M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 10, p. 1558–1563, mai. 2011. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112710003750>>. Acesso em: 27 out. 2014.

HOWE, H.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology**, Palo Alto, v. 13, 201–228, 1982.

HUMMEL, R.B. **Invasão biológica por *Ligustrum lucidum* W. T. Aiton no Parque Estadual Quarta Colônia, RS**. 2015. 72 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE. **Mapa de Aplicação da Lei 11.428/2006**. Brasília, 2006.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO DO RIO GRANDE DO SUL – IFCRS. **Vegetação: Região da Floresta Estacional Semidecidual**. Disponível em: <<http://coralx.ufsm.br/ifcrs/frame.htm>>. Acesso em: 21 abr. 2015a.

INVENTÁRIO FLORESTAL CONTÍNUO DO RIO GRANDE DO SUL – IFCRS. **Vegetação: Bacia Hidrográfica dos Sinos**. Disponível em: <<http://coralx.ufsm.br/ifcrs/frame.htm>>. Acesso em: 21 abr. 2015b.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET. **BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em: 10 jun. 2015.

INSTITUTO INTERNACIONAL PARA SUSTENTABILIDADE - IIS. **O papel da regeneração natural na restauração de florestas e paisagens em larga escala: desafios e oportunidades**. Rio de Janeiro: IIS/WRI/UICN/PARTNERS, 2014. 56 p.

ISERNHAGEN, I. **Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**. 2010. 105 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Fase 4: Abandono da cópia de um modelo de floresta madura e foco na restauração dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução de uma floresta (fase atual). In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ:Instituto BioAtlântica, 2009a. p. 31–37.

ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ:Instituto BioAtlântica, 2009b. p. 87–126.

JACKSON, W.; MAGINNIS, S. Building Support for FLR. In: RIETBERGEN-MCCRACKEN, J.; MAGINNIS, S.; SARRE, A. (Ed.). **The Forest Landscape Restoration Handbook**. London: Earthscan, 2007. p. 21–28.

JACÓBSEN, L. O. **Efeitos associados a El Niño e La Niña na vegetação do estado do Rio Grande do Sul**. 2002. 112 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

JAKOVAC, A.C.C. **O uso do banco de sementes florestal contido no topsoil como estratégia de recuperação de áreas degradadas**. 2007. 142 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. a; SILVA, W.R. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: ROCHA, C.F.D.; BERGALLO, H.G; VAN SLUYS, M.; ALVES, M.A.S. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos, RiMa, 2006. p. 411–436.

JØRGENSEN, B. Generalized linear models. In: EL-SHAARAWI, A. H.; PIEGORSCH, W. W. (Ed.). **Encyclopedia of Environmetrics**. 2nd ed. Chichester: Wiley, 2013. p. 1152–1159.

JURINITZ, C.F.; JARENKOW, J. a. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional na Serra do Sudeste, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 475–487, 2003.

KÄMPF, N.; STRECK, E.V. Solos. In: VIERO, A.C.; DA SILVA, D.R.A. (Ed.). **Geodiversidade do estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: CPRM, 2010. p 51-70.

KINUPP, V.F. **Plantas alimentícias não-convencionais da região metropolitana de Porto Alegre, RS**. 2007. 590 p. Tese (Doutorado em Fitotecnia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

KINUPP, V.F.; BARROS, I.B.I. De. Teores de proteína e minerais de espécies nativas, potenciais hortaliças e frutas. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 28, n. 4, p. 846–857, 2008.

KOCH, A. K.; CAMPOS, P.; SILVA, C.A. Biologia reprodutiva de *Psychotria carthagenensis* (Rubiaceae), espécie distíllica de fragmento florestal de mata ciliar, Centro-Oeste do Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 61, n. 3, p. 551–558, 2010.

LAMB, D.; ERSKINE, P.D.; PARROTTA, J.A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, Washington, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, dez. 2005. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16339437>>. Acesso em: 5 nov. 2014.

LAMB, D.; STANTURF, J.; MADSEN, P. What Is Forest Landscape Restoration? In: STANTURF, J.; LAMB, D.; MADSEN, P. (Ed.). **Forest Landscape Restoration - Integrating Natural and Social Sciences**. Dordrecht: Springer, 2012. p. 3–24.

LE BOURLEGAT, J.M.G.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P.H.S.; DIAS, C.T.D. S. Enriquecimento de floresta em restauração por meio de semeadura direta de lianas. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 465–472, 2013.

LEITE, P.F.; KLEIN, R.M. Vegetação. In: **Geografia do Brasil: Região Sul**. Rio de Janeiro: IBGE, 1990. p. 113–150.

LESICA, P.; ALLENDORF, F.W. Ecological genetics and the restoration of plant communities: Mix or match? **Restoration Ecology**, Malden, v. 7, n. 1, p. 42–50, 1999.

LETCHER, S.G.; CHAZDON, R.L. Rapid recovery of biomass, species richness and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Hoboken, v. 41, n. 5, p. 608–617, 2009.

LEYSER, G.; VINISKI, M.; DONIDA, A.L.; ZANIN, E.M.; BUDKE, J.C. Espectro de dispersão em um fragmento de transição entre Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional na região do Alto Uruguai, Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas Botânica**, São Leopoldo, n. 60, p. 355–366, 2009.

LIEBSCH, D.; MIKICH, S.B. Fenologia reprodutiva de espécies vegetais da Floresta Ombrófila Mista do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 375–391, 2009.

LIRA, D.F.S.; MARANGON, L.C.; FERREIRA, R.L.C.; MARANGON, G.P.; SILVA, E.A. Comparação entre custos de implantação de dois modelos de restauração florestal em Pernambuco. **Scientia Plena**, Aracaju, v. 8, n. 44, p. 2–6, 2012

LODHI, M.A.K. The influence and comparison of individual forest trees on soil properties and possible inhibition of nitrification due to intact vegetation. **American Journal of Botany**, St. Louis, v. 64, n. 3, p. 260, 1977.

LONGHI, S.J.; BRENA, D.A.; SCIPIONI, M.C.; GIACOMOLLI, L.Z.; DELIBERALI, G.; LONGHI, R.V.; MASTELLA, T. Caracterização fitossociológica do estrato arbóreo em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, em Montenegro, RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, n. 6, p. 1630–1638, 2008.

LONGWORTH, J.B.; MESQUITA, R.C.; BENTOS, T.V.; MOREIRA, M.P.; MASSOCA, P.E.; WILLIAMSON, G.B. Shifts in dominance and species assemblages over two decades in alternative successions in Central Amazonia. **Biotropica**, Hoboken, v. 46, n. 5, p. 529–537, 2014.

LOPES, G.L. **Herbário Online Gerson Luiz Lopes**. Disponível em: <<http://sites.unicentro.br/wp/manejoflorestal/>>. Acesso em: 14 abr. 2015.

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

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

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

LORTIE, C.J.; BROOKER, R.W.; CHOLER, P.; KIKVIDZE, Z.; PUGNAIRE, F.I.; CALLAWAY, R.M.; PUGNAIRE, I.; LORTIE, J. Rethinking plant community theory. **Oikos**, Lund, v. 107, n. 2, p. 433–438, 2004.

LUKASZEWICZ, J.; KOPRYK, W.; PALUCH, R. The role of artificial and natural regeneration in increasing the sustainability of forest ecosystems in Poland. In: WORLD FORESTRY CONGRESS, 12., 2015. Quebec City. **Anais...** Quebec City: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2003. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/article/wfc/xii/0323-b1.htm#fn1>>. Acesso em: 14 set. 2015.

MAGINNIS, S.; RIETBERGEN-MCCRACKEN, J.; JACKSON, W. Introduction. In: RIETBERGEN-MCCRACKEN, J.; MAGINNIS, S.; SARRE, A. (Ed.). **The Forest Landscape Restoration Handbook**. London: Earthscan, 2007. p. 1-4.

MARCHIORI, J.N.C. **Dendrologia das angiospermas**. Santa Maria: Editora UFSM, 1997. 271 p.

MARCUZZO, S.B. **Métodos e espécies potenciais para a restauração de áreas degradadas no Parque Estadual Quarta Colônia, RS**. 2012. 155 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

MARTINS, E.G.A. **O clado Urticóide (Rosales) na flora da Serra do Cipó, Minas Gerais**. 2009. 145 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MASSOCA, P.E. dos S.; JAKOVAC, A.C.C.; BENTOS, T.V.; WILLIAMSON, G.B.; MESQUITA, R.D.C.G. Dinâmica e trajetórias da sucessão secundária na Amazônia central. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v. 7, n. 3, p. 235–250, 2012.

MELI, P. Restauración ecológica de bosques tropicales: Veinte años de investigación académica. **Interciencia**, Caracas, v. 28, n. 10, p. 581–589, 2003.

MELO, A.S. O que ganhamos “confundindo” riqueza de espécies e equidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n. 3, p. 21–27, 2008.

MENDES, J.C.T. **Alternativas de colheita de *Eucalyptus* e seus impactos no solo e na vegetação nativa em processo de regeneração num plantio abandonado.** 2012. 107 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MENGARDO, A.L.T. **Subsídios para o manejo da invasão biológica de uma palmeira em áreas de Mata Atlântica.** 2011. 88 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

MESQUITA, R.C.G.; ICKES, K.; GANADE, G.; BRUCE WILLIAMSON, G. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, Hoboken, v. 89, n. 4, p. 528–537, 2001.

MOCHIUTTI, S.; HIGA, A.R.; SIMON, A. a. Fitossociologia dos estratos arbóreo e de regeneração natural em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) na região da Floresta Estacional Semidecidual do Rio Grande do Sul. **Ciencia Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 2, p. 207–222, 2008.

MÔNICO, A.C. **Transferência de bancos de sementes superficiais como estratégia de enriquecimento de uma floresta em processo de restauração.** 2012. 107 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.

MONTAGNINI, F.; EIBL, B.; GRANCE, L.; MAIOCCO, D.; NOZZI, D. Enrichment planting in overexploited subtropical forests of the Paranaense region of Misiones, Argentina. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 237–246, 1997.

MORAES, L.F.D.; CAMPELLO, E.F.C.; FRANCO, A.A. Restauração Florestal: Do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 437–451, 2010.

MORAN, E.F.; BRONDIZIO, E.S.; TUCKER, J.M.; DA SILVA-FORSBERG, M.C.; MCCRACKEN, S.; FALES, I. Effects of soil fertility and land-use on forest succession in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 139, n. 1/3, p. 93–108, 2000.

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

MORENO, C.E. **Métodos para medir la biodiversidad**. Zaragoza: M&T–Manuales y Tesis SEA, 2001. 84 p.

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

NASCIMENTO, L.M. Do; SAMPAIO, E.V.D.S.B.; RODAL, M.J.N.; SILVA, S.I. Da; SILVA, A.C.B.L.E. Natural forest regeneration in abandoned sugarcane fields in northeastern Brazil: Floristic changes. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 12, n. 4, p. 1–14, 2012.

NAVES, R.P. **Estrutura do componente arbóreo e da regeneração de áreas em processo de restauração com diferentes idades, comparadas a ecossistema de referência**. 2013. 99 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

NBL ENGENHARIA AMBIENTAL; THE NATURE CONSERVANCY – TNC. **Manual de restauração florestal**: um instrumento de apoio à adequação ambiental de propriedades rurais do Pará. Belém: The Nature Conservancy, 2013. 128 p.

NORDEN, N.; ANGARITA, H. a.; BONGERS, F.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; GRANZOW-DE LA CERDA, I.; VAN BREUGEL, M.; LEBRIJA-TREJOS, E.; MEAVE, J. a.; VANDERMEER, J.; WILLIAMSON, G. B.; FINEGAN, B.; MESQUITA, R.; CHAZDON, R. L. Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Redwood City, v. 112, n. 26, p. 8013–8018, 2015. Disponível em: <http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1500403112>. Acesso em: 1 out. 2015.

NORDEN, N.; CHAZDON, R.L.; CHAO, A.; JIANG, Y.-H.; VÍLCHEZ-ALVARADO, B. Resilience of tropical rain forests: Tree community reassembly in secondary forests. **Ecology letters**, Zaragoza, v. 12, n. 5, p. 385–394, maio 2009. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19379133>. Acesso em: 9 jul. 2014.

NORDEN, N.; MESQUITA, R.C.G.; BENTOS, T.V.; CHAZDON, R.L.; WILLIAMSON, G.B. Contrasting community compensatory trends in alternative successional pathways in central Amazonia. **Oikos**, Lund, v. 120, n. 1, p. 143–151, 14 jan. 2011. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0706.2010.18335.x>. Acesso em: 14 set. 2014.

ODUM, E.P. The strategy of ecosystem development. **Science**, Washington, v. 162, p. 262–270, 1969.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F. G.; KINDT, R., L.; P., MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G. L.; SOLYMOS, P. M.; STEVENS, H. H.; WAGNER, H. **Vegan**: community ecology package. R package: version 2.2-1., 2015. <http://cran.r-project.org/package=vegan>. Acesso em: 6 jul. 2015.

OLIVEIRA-FILHO, a. T.; BUDKE, J.C.; JARENKOW, J. a.; EISENLOHR, P.V.; NEVES, D.R.M. Delving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forests. **Journal of Plant Ecology**, Oxford, n. 2, p. 1–23, dez. 2013.

ONOFRE, F.F.; ENGEL, V.L.; CASSOLA, H. Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. em uma antiga unidade de produção florestal no Parque das Neblinas, Bertioga, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 85, p. 39–52, 2010.

OVALLE, C.; ARONSON, J. Restoring Cultural Landscapes in Central Chile. In: CLEWELL, A.F.; ARONSON, J. (Ed.). **Ecological Restoration Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession**. Washington: Island Press, 2007. p. 33–37.

PACHECO, M.R.P.D.S.; HELENE, M.E. M. Atmosfera, fluxos de carbono e fertilização por CO₂. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 4, n. 9, p. 204–220, 1986.

PARDI, M.M. **Introdução de espécies de sub-bosque em áreas de restauração de florestas estacionais semidecíduais**. 2014. 126 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

PEREIRA, A.R. **Como selecionar plantas para áreas degradadas e controle de erosão**. Belo Horizonte: Deflor, 2012. 88 p.

PEREZ, A.P.C. **Efeito de práticas silviculturais sobre as taxas iniciais de sequestro de carbono em plantios de restauração da Mata Atlântica**. 2010. 108 p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

PERRINGS, C.; NAEEM, S.; AHRESTANI, F.; BUNKER, D. E.; BURKILL, P.; CANZIANI, G.; ELMQVIST, T.; FERRATI, R.; FUHRMAN, J.; JAKSIC, F.; KAWABATA, Z.; KINZIG, A.; MACE, G. M.; MILANO, F.; MOONEY, H.; PRIEUR-RICHARD, A.-H.; TSCHIRHART, J.; WEISSER, W. Conservation. Ecosystem services for 2020. **Science**, Washington, v. 330, n. 6002, p. 323–324, 2010.

PIAIA, B.B. **Transposição do banco de sementes como estratégia de restauração ecológica para Floresta Estacional Decidual, Santa Maria, RS**. 2015. 76 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

PICKETT, S.T. a; CADENASSO, M.L.; MEINERS, S.J. Ever since Clements: From succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied Vegetation Science**, Edinburgh, v. 12, n. 1, p. 9–21, 2009.

PICKETT, S.T. a; COLLINS, S.L.; ARMESTO, J.J. Models, mechanisms and pathways of succession. **The Botanical Review**, New York, v. 53, n. 3, p. 335–371, 1987.

PREISKORN, G.M.; COUTO, H.T.Z. Quantificação e monitoramento da biomassa e carbono em plantios de áreas restauradas. In: RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ:Instituto BioAtlântica, 2009. p. 147–156.

PREISKORN, G.M.; PIMENTA, D.; AMAZONAS, N.T.; NAVE, A.G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R.; BELLOTTO, A.; CUNHA, M.C. de S. Metodologia de restauração para fins de aproveitamento econômico (Reserva Legal e Áreas Agrícolas). In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ:Instituto BioAtlântica, 2009. p. 158–175.

PROFILL ENGENHARIA E AMBIENTE. **Plano de uso e ocupação do solo no entorno do reservatório da UHE Canastra**: relatório técnico. Porto Alegre: CEEE, 2010. 232 p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2013. Disponível em: <http://www.r-project.org/>. Acesso em: 2 fev. 2015

RAMSEUR JR., G.; CLEWELL, A.F. Restoring Wet Prairie in Mississippi, USA. In: CLEWELL, A.; ARONSON, J. (Ed.). **Ecological Restoration Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession**. Washington: Island Press, 2007. p. 70–75.

REID, J.L.; HOLL, K.D.; ZAHAWI, R. a. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 25, n. 4, p. 1072–1082, 2015.

REID, J.L.; MENDENHALL, C.D.; ZAHAWI, R. a.; HOLL, K.D. Scale-dependent effects of forest restoration on Neotropical fruit bats. **Restoration Ecology**, Malden, v. 23, n. 5, p. 681–689, 2015.

REIS, A.; BECHARA, F.C. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509–519, 2014.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPÍNDOLA, M.B. De; VIEIRA, N.K.; SOUZA, L.L. De. Restauração de áreas degradadas: A nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação**, São Carlos, v. 1, n. 1, p. 28–36, 2003.

REITZ, R.; KLEIN, R.M.; REIS, A. **Projeto madeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Herbário Barbosa Rodrigues, 1988. 525 p.

REY BENAYAS, J. M.; NEWTON, A. C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J. M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, Washington, v. 325, n. 5944, p. 1121–1124, 2009.

RICHARDS, R.C.; REROLLE, J.; ARONSON, J.; HENRIQUE, P.; GONÇALVES, H.; BRANCALION, P.H.S. Governing a pioneer program on payment for watershed services : Stakeholder involvement , legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. **Ecosystem Services**, Amsterdam, v. 16, p. 23–32, 2015.

RIO GRANDE DO SUL. Lei n. 9.519, de 21 de janeiro de 1992. Institui o Código Florestal do estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, de 30 de março de 1992. Nº 61, p.1.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto n. 38.355, de 01 de abril de 1998. Estabelece as normas básicas para o manejo dos recursos florestais nativos do estado do Rio

Grande do Sul de acordo com a legislação vigente. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 02 de abril de 1998. Nº 62, p. 1.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto Estadual n. 52.109, de 1º de dezembro de 2014. Declara as espécies da flora nativa ameaçadas de extinção no estado do Rio Grande do Sul. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, de 02 de dezembro de 2014. Nº 2.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução n. 288, de 02 de outubro de 2014. Atualiza e define as tipologias, que causam ou que possam causar impacto de âmbito local, para o exercício da competência municipal para o licenciamento ambiental, estado do Rio Grande do Sul. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, de 03 de outubro de 2014.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual do Meio Ambiente. **Zoneamento Ambiental do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: SEMA RS, 2010.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Recomposição de florestas nativas: Princípios gerais e subsídios para uma definição metodológica. **Revista Brasileira de Horticultura Ornamental**, Campinas, v. 1, n. 2, p. 4–15, 1996.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.D.F. (Ed.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo/FAPESP, 2000. p. 235–247.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ATTANASIO, C. M. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 1, p. 7–21, 2007.

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

RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in brazil**. New York: Nova Science Publishers, 2007. 286 p.

ROVEDDER, A.P.M.; DE ALMEIDA, C.M.; MACHADO, M.; TONETTO, T. da S.; VOLPATO, M.S.; SCOTTI. Relação solo-vegetação em remanescente da floresta estacional decidual na Região Central do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 44, n. 12, p. 2178–2185, 2014.

ROVERE, A.E. Prioridades para el desarrollo de la restauración ecológica en Argentina y Latinoamérica. In: Libro de Resúmenes SIACRE 2015, Buenos Aires. **Anais...** Buenos Aires: SIACRE, 2015. p. 25.

RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, T.M. Restoration Success: How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, Malden, v.13, n. 3, p. 569–577, 2005.

SANCHOTENE, M. do C.C. **Frutíferas nativas úteis a fauna na arborização urbana**. Porto Alegre: FEPLAM, 1985. 311 p.

SANTOS, M.B. dos. **Enriquecimento de uma floresta em restauração através da transferência de plântulas da regeneração natural e da introdução de plântulas e mudas**. 2011. 115 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

SÃO PAULO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução n. 32, de 03 de abril de 2014. **Diário Oficial do Estado do de São Paulo**, São Paulo, de 05 de abril de 2014, Seção1, p. 36-37.

SARTORI, M.S.; POGGIANI, F.; ENGEL, V.L. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith. Localizado no Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 62, p. 86–103, 2002.

SCHÄFER, A.; WICHTMANN, W. Restoring drained peatlands for sustainable use in Germany. In: CLEWELL, A.F.; ARONSON, J. (Ed.). **Ecological Restoration Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession**. Washington: Island Press, 2007. p. 125–129.

SCIPIONI, M.C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S.J. Composição florística e estratégias de dispersão em florestas estacionais decíduais no Rio Grande do Sul. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 2, p. 241–254, 2013.

SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE - SP. **Lista de espécies arbóreas nativas regionais**. Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/cbrn/files/2014/04/2012_Lista-de-especies-arboreas-nativas-regionais_SP_IBot.pdf>. Acesso em: 14 abr. 2015.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO SUL - SEMA RS. **ANEXO A - Principais espécies por região fitogeográfica identificadas pelo Inventário Florestal Contínuo do RS**. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/upload/Inventario_Florestal_Anexo_Especies_porRegiao_Fitogeografica.pdf>. Acesso em: 14 fev. 2015.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO SUL - SEMA RS. **Diretrizes ambientais para a restauração de matas ciliares**. Porto Alegre: SEMA/DEFAP, 2000. p.33.

SEEHUSEN, S.E.; PREM, I. Por que Pagamentos por Serviços Ambientais? In: BECKER, F.G.; SEEHUSEN, S.E. (Ed.). **Pagamento por Serviços Ambientais na Mata Atlântica Lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011. p. 15–54.

SEGER, G.D. dos S. **Estrutura espacial de trepadeiras entre plantações de araucária (*Araucaria angustifolia*) e Floresta Ombrófila Mista no Sul do Brasil**. 2008. 43 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. INTERNACIONAL - SER. **Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica**. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política, 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org/docs/default-document-library/ser-primer-portuguese.pdf>>. Acesso em: 14 abr. 2015.

SHONO, K.; CADAWENG, E. a.; DURST, P. B. Application of assisted natural regeneration to restore degraded tropical forest lands. **Restoration Ecology**, Malden, v. 15, n. 4, p. 620–626, 2007.

SILVA, C.C. **Potencial de espécies nativas para a produção de madeira serrada em plantios de restauração florestal**. 2013. 87 p. Dissertação (Mestrado em

Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

SILVA, J.; ESTEVES, T.; REIS, L.C. Análise da infestação do amarelinho (*Tecoma stans*) na zona rural do município de Bandeirantes – PR. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, n. 1, p. 83–92, 2008.

SILVA JR, W.M. Da; MARTINS, S.V.; SILVA, A.F. da; MARCO JÚNIOR, P. De. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 66, p. 169–179, 2004.

SILVEIRA, B.D. da. **Fitossociologia, crescimento e competição de três espécies do Rio Grande do Sul**. 2014. 105 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

SILVESTRINI, M.; CYSNEIRO, A.D.D.; LIMA, A.L.; VEIGA, L.G.; ISERNHAGEN, I.; TAMASHIRO, J.Y.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Natural regeneration in abandoned fields following intensive agricultural land use in an Atlantic Forest Island, Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 36, n. 4, p. 659–671, 2012.

SIMÕES, J.W. Problemática da produção de mudas em essências florestais. **Série Técnica - IPEF**, Piracicaba, v. 4, n. 13, p. 1–29, 1987.

SIQUEIRA, L.P. **Monitoramento de áreas restauradas no interior de São Paulo, Brasil**. 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SOARES, P.G.; RODRIGUES, R.R. Semeadura direta de leguminosas florestais: Efeito da inoculação com rizóbio na emergência de plântulas e crescimento inicial no campo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 36, n. 78, p. 115–121, 2008.

SOBRAL, M. **A família das Myrtaceae no Rio Grande do Sul**. São Leopoldo: Editora Unisinos, 2003. 215 p.

SOBRAL, M.; JARENKOW, J.A.; BRACK, P.; INGANG, B.; LAROCCA, J.; RODRIGUES, R. S. **Flora arbórea e arborescente do Rio Grande do Sul**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2013. 357 p.

SOS MATA ATLANTICA – SOSMA; INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2013-2014**. São Paulo: SOSMA/INPE, 2015. 60 p.

SOTÉRIO, P.W.; PEDROLLO, M.C.; ANDRIOTTI, L.J. **Mapa de isoietas do rio grande do sul**. Porto Alegre, CPRM, 2002. 14 p.

SOUZA, D.C.L. **Diversidade genética, produção de frutos e composição química em *Schinus terebinthifolius* Raddi**. 2012.97 p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, 2012.

SOUZA, V.Q. De; CARON, B.O.; SCHMIDT, D.; BEHLING, A.; BAMBERG, R.; VIAN, A.L. Resistência de espécies arbóreas submetidas a extremos climáticos de geada em diferentes sistemas agroflorestais. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 6, p. 972–977, 2011.

SOUZA, F.M.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Deciduousness influences the understory community in a Semideciduous Tropical Forest. **Biotropica**, Hoboken, v. 46, n. 5, p. 512–515, 2014.

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

SPINA, A.P.; FERREIRA, W.M.; LEITÃO FILHO, H.D.F. Floração, frutificação e síndromes de dispersão de uma comunidade de Floresta de Brejo na Região de Campinas (SP). **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 15, n. 3, p. 349–368, 2001.

STEIL, C. A.; CRISTINA, I.; CARVALHO, D. M.; PASTORI, E. O. Educação ambiental no Rincão Gaia: pelas trilhas da saúde e da religiosidade numa paisagem ecológica. **Educação**, Santa Maria, v. 33, n. 1, p. 54–64, 2010.

STEWART, G.H. The influence of canopy cover on understorey development in western Cascade Range, Oregon, USA. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 76, p. 79–88, 1998.

TABALIPA, N.L.; FIORI, A.P. Influência da vegetação na estabilidade de taludes na bacia do Rio Ligeiro (PR). **Geociências**, São Paulo, v. 27, n. 3, p. 387–399, 2008.

TEIXEIRA, A.F. **Influência da rustificação no comportamento fisiológico de mudas de *Eucalyptus urograndis* submetidas ao déficit hídrico**. 2012. 47 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

TONGWAY, D.; LUDWIG, J. Restoring desertified vegetation in Australia. In: CLEWELL, A.; ARONSON, J. (Ed.). **Ecological Restoration: Principles, values, and structure of an emerging profession**. Washington: Island Press, 2007. p. 14–18.

TROIAN, L.C.; KÄFFER, M.I.; MÜLLER, S.C.; TROIAN, V.R.; GUERRA, J.; BORGES, M.G.; GUERRA, T. Florística e padrões estruturais de um fragmento florestal urbano, região metropolitana de Porto Alegre, RS, Brasil. **Iheringia Série Botânica**, Porto Alegre, v. 66, n. 1, p. 5–16, 2011.

URBANSKA, K.M. Safe sites - interface of plant populations ecology and restoration ecology. In: URBANSKA, K.M.; WEBB, N.R.; EDWARDS, P.J. (Ed.). **Restoration ecology and sustainable development**. Cambridge: Cambridge University Press, 2000. p. 81–110.

VACCARO, S. **Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual, no município de Santa Tereza - RS**. 1997. 104 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1997.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3rd ed. New York: Springer Verlag, 1982. 218 p.

VAN DER VALK, A.G. Establishment, colonization and persistence. In: GLENN-LEWIN, DAVID C.; PEET, ROBERT K.; VEBLEN, T.T. (Ed.). **Plant Sucession: Theory and prediction**. Cambridge: University Press, 1992. p. 60–102.

VAN OIJEN, D.; FEIJEN, M.; HOMMEL, P.; DEN OUDEN, J.; DE WAAL, R. Effects of tree species composition on within-forest distribution of understorey species. **Applied Vegetation Science**, Edinburgh, v. 8, p. 155–166, 2005.

VAVREK, M. J. **Fossil: palaeoecological and palaeogeographical analysis tools**. R package: version 0.3.7, 2012. Disponível em: <http://matthewvavrek.com/programs-and-code/fossil/>. Acesso em: 22 jul. 2015.

VIANI, R.A.G. **O uso da regeneração natural (Floresta Estacional Semidecidual e talhões de Eucalyptus) como estratégia de produção de mudas e resgate da diversidade vegetal na restauração florestal.** 2005. 202 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal), Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

VIANI, R.A.G.; DURIGAN, G.; MELO, A.C.G. de. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 3, p. 533–552, 2010.

VIANI, R.A.G.; COSTA, J.C.; ROZZA, A.D.F.; BUFO, L.V.B., FERREIRA, M.A.P.; OLIVEIRA, A.C.P. DE. Caracterização florística e estrutural de remanescentes florestais de Quedas do Iguaçu, Sudoeste do Paraná. *Biota Neotropica*, Campinas, v. 11, n. 1, p.115–128, 2011.

VIANI, R. A. G., MELLO, F. N. A., CHI, I. E.; BRANCALION, P. H. S. A new focus for ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. **GPL News**, São José dos Campos, november, n.12, p. 5–9, 2015.

VIANI, R.A.G.; VIDAS, N.B.; PARDI, M.M.; CASTRO, D.C.V.; GUSSON, E.; BRANCALION, P.H.S. Animal-dispersed pioneer trees enhance the early regeneration in Atlantic Forest restoration plantations. **Natureza e Conservação**, São Carlos, v. 13, n. 1, p. 41–46, 2015.

VIDAL, C.Y. **Transplante de plântulas e plantas jovens como estratégia de produção de mudas para a restauração de áreas degradadas.** 2008. 172 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

VIEIRA, D.L.M.; HOLL, K.D.; PENEIREIRO, F.M. Agro-successional restoration as a strategy to facilitate Tropical Forest recovery. **Restoration Ecology**, Malden, v. 17, n. 4, p. 451–459, 2009.

VIEIRA, H.D.; JARDIM, J.G.; NETO, A.C. Dispersão natural de sementes : importância, classificação e sua dinâmica nas pastagens tropicais. **Archivos de Zootecnia**, Córdoba, v. 58, p. 35–58, 2009.

VIERO, A.C.; DA SILVA, A.D.R. **Geodiversidade do estado do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: CPRM, 2010. 254 p. (Programa Geologia do Brasil. Levantamento da Geodiversidade.)

VIGILATO, G.R.; ZAMPAR, R. Susceptibilidade das zonas de recuperação de uma Unidade de Conservação à invasão biológica por espécies arbóreas exóticas. **SaBios: Revista de Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 6, n. 3, p. 25–37, 2011.

VITARELLI, N.C. **Morfoanatomia foliar da reófito facultativa *Psychotria carthagenensis* Jacq . (Rubiaceae)**. 2008. 76 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

WALKER, L. ; WALKER, J.; HOBBS, R. **Linking restoration and ecological succession**. New York: Springer, 2007. 200 p.

WHITMORE, T.C. Canopy gaps and the two major groups of forest tree. **Ecology**, Ithaca, v. 70, n. 3, p. 536–538, 1989.

YAMAMOTO, L.F.; KINOSHITA, L.S.; MARTINS, F.R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 21, n. 3, p. 553–573, 2007.

ZAHAWI, R. a.; HOLL, K.D.; COLE, R.J.; REID, J.L. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 50, n. 1, p. 88–96, 2013.

ZAHAWI, R. a.; REID, J.L.; HOLL, K.D. Hidden costs of passive restoration. **Restoration Ecology**, Malden, v. 22, n. 3, p. 284–287, 2014.

ZAHAWI, R. a.; REID, J.L.; HOLL, K.D. Passive restoration can be an effective strategy: A reply to Prach and del Moral (2015). **Restoration Ecology**, Malden, v. 23 n. 4, p. 347–348, 2015.

ZAMA, M.Y.; BOVOLENTA, Y.R.; CARVALHO, E.D.S.; RODRIGUES, D R.; ARAUJO, C.G. De; APARECIDA, M.; GIMENES, D. Florística e síndromes de dispersão de espécies arbustivo-arbóreas no Parque Estadual Mata São Francisco, PR< Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 39, n. 3, p. 369–378, 2012.

ZANINI, L.; GANADE, G.; HÜBEL, I. Facilitation and competition influence succession in a subtropical old field. **Plant Ecology**, Cham, v. 185, n. 2, p. 179–190, 2006.

ZAR, J.H. **Biostatistical analysis**. 2nd ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1984. 718 p.

ZILLER, S.R. **Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras**. Disponível em: <[http://www.institutohorus.org.br/download/artigos/Ciencia Hoje.pdf](http://www.institutohorus.org.br/download/artigos/Ciencia%20Hoje.pdf)>. Acesso em: 26 abr. 2015.

ZIMMERMAN, J.K.; PASCARELLA, J.B.; AIDE, T.M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration Ecology**, Malden, v. 8, n. 4, p. 350–360, 2000.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SAVELIEV, A.A.; SMITH, G.M. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. New York: Springer, 2005. 579 p. v. 36

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

APÊNDICES

APÊNDICE A - Lista de espécies arbustivo-arbóreas plantadas nos anos de 2006 e 2007 no Horto Florestal Bugres-canastra, no município de Canela, RS

N	FAMÍLIA	NOME CIENTÍFICO	NOME POPULAR	TOTAL DE MUDAS
1	Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i>	Canafístula	4.080
2	Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> *	Caroba	2.880
3	Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i>	Aroeira-vermelha	2.726
4	Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	Angico-vermelho	2.714
5	Fabaceae	<i>Ateleia glazioviana</i>	Timbó	2.106
6	Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i>	Açoita-cavalo	2.050
7	Fabaceae	<i>Mimosa scabrella</i>	Bracatinga	2.000
8	Boraginaceae	<i>Cordia americana</i>	Guajuvira	1.896
9	Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i>	Canela-sebo	1.828
10	Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	Cedro	1.584
11	Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i>	Aroeira-piriquita	1.238
12	Fabaceae	<i>Inga sessilis</i>	Inga-macaco	1.202
13	Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i>	Louro-pardo	1.028
14	Anacardiaceae	<i>Schinus lentiscifolus</i>	Aroeira-cinza	1.000
15	Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	Ipê-amarelo	726
16	Myrtaceae	<i>Psidium cattleyanum</i>	Araça-vermelho	700
17	Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Ipê-roxo	632
18	Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	Carvalinho	600
19	Fabaceae	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	Jacarandá	600
20	Anacardiaceae	<i>Anacardiaceae</i>	Aroeira-moio	588
21	Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i>	Umbú	582
22	Myrtaceae	<i>Sygium cuminni</i>	Jambolão	576
23	Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i>	Araucária	573
24	Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Timbaúva	566
25	Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i>	Nespereira	452
26	Fabaceae	<i>Caesalpinia ferrea</i>	Pau-ferro	446
27	Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	Pitangueira	400
28	Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i>	Cerejeira	388
29	Verbenaceae	<i>Vitex megapotamica</i>	Tarumã-amarelo	310
30	Anacardiaceae	<i>Anacardiaceae</i>	Aroeira-preta	100
31	Sapindaceae	<i>Allophyllus edulis</i>	Cha- chal	50
32	Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i>	Pata-de-vaca	50
33	Fabaceae	<i>Cassia leptophylla</i>	Barbatimão	50
34	Myrtaceae	<i>Plinia truncifolia</i>	Jaboticabeira	50

Legenda: *Na lista de espécies, constava somente o nome popular, porém a espécie foi vista no campo com tutor ao lado.

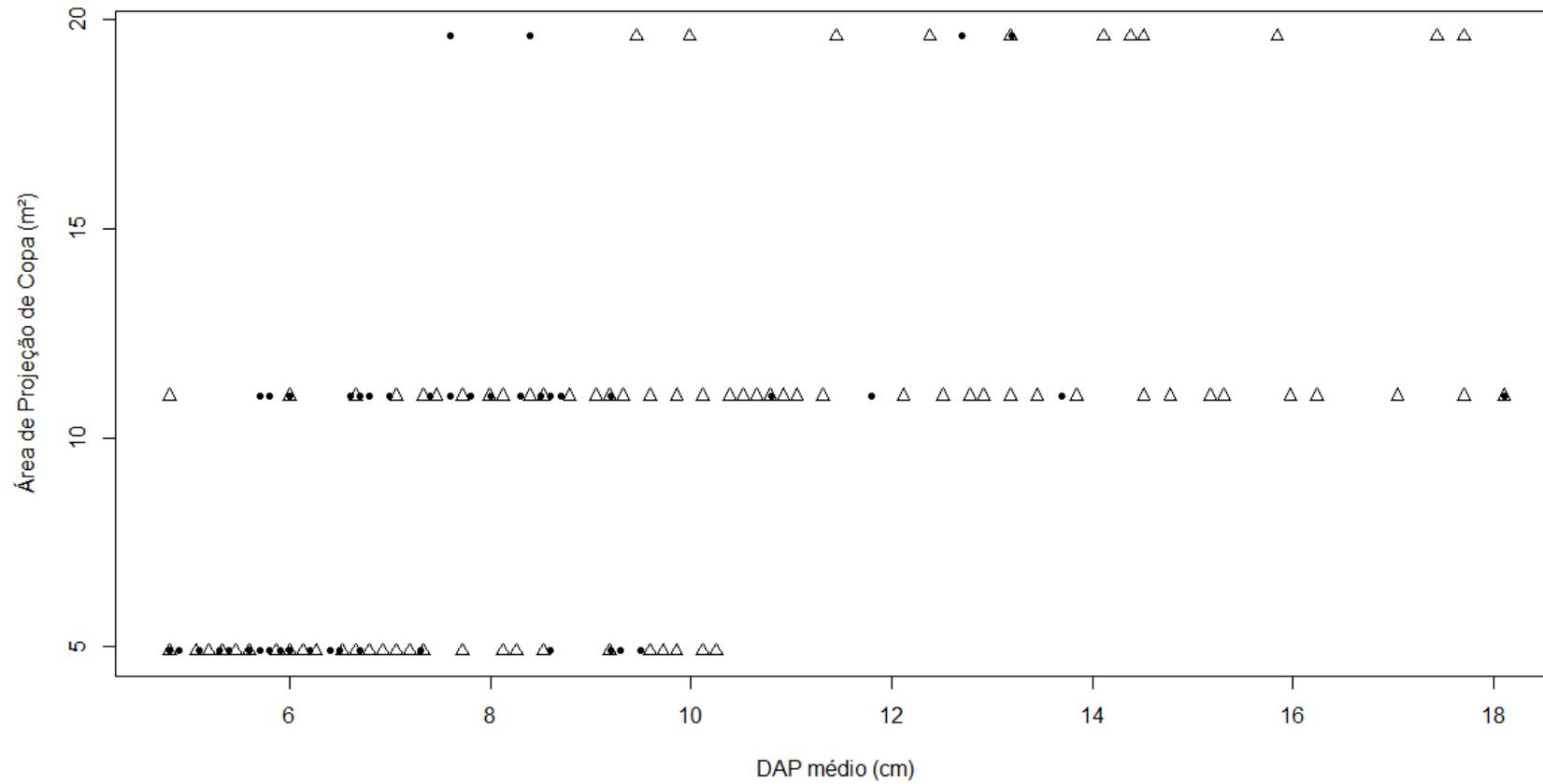
APÊNDICE B – Modelos Lineares Generalizados para os diferentes parâmetros analisados no estrato arbustivo e regenerantes e valores do Critério de Informação de Akaike (AIC) para cada modelo principal (MP) e modelo nulo (MN), município de Canela, RS. (~ área= em função da área de estudo; ~1= não leva em conta a área de estudo; Nos modelos de distribuição binomial: n = número de indivíduos de cada categoria analisada, nM = número de indivíduos que não pertencem a categoria analisada; * significa aqueles modelos que tiveram influência do tratamento (área)) (continua)

Parâmetros	Família de distribuição	Função link	Modelo Principal (MP)	Modelo Nulo (MN)	AIC MP	AIC MN	Δ AIC	Observação
Estrato arbustivo-arbóreo								
Densidade de indivíduos (n)	Binomial negativa	Log	MP = n ~ area	MN = n ~ 1	282,9	281,1	1,8	sem eucaliptos
Área basal eucaliptos (abeu)	Gamma	Inverse	MP = abeuc ~ area	MN = abeuc ~ 1	-561	-562,8	1,7	-
Área basal restante comunidade (ab)	Gamma	Inverse	MP = ab ~ area + abeuc	MN = ab ~ 1	-85,4	-87,6	2,2	sem eucaliptos/sem mortos
Densidade em diferentes posições								
Emergentes (eucaliptos) (EM)	Binomial	Logit	MP = nEM, nNEM ~ area	MN = nEM, nNEM ~ 1	108	106,1	1,9	sem mortos
Dossel (DO)	Binomial	Logit	MP = nDO, nNDO ~ area	MN = nDO, nNDO ~ 1	242,8	242,1	0,7	sem mortos
Sub-bosque (SB)	Binomial	Logit	MP = nSB, nNSB ~ area	MN = nSB, nNSB ~ 1	217,3	219,5	2,2*	sem mortos
Em Clareira (Cla)	Binomial	Logit	MP = nCla, nNCla ~ area	MN = nCla, nNCla ~ 1	225,9	225,3	0,6	sem mortos
Tamanhos de copa								
Proporção de Copas grandes (CG)	Binomial	Logit	MP = nCG, nNCG ~ area	MN = nCG, nNCG ~ 1	146,4	146	0,4	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Copas médias (CM)	Binomial	Logit	MP = nCM, nNCM ~ area	MN = nCM, nNCM ~ 1	193,8	192,2	1,6	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Copas pequenas (CP)	Binomial	Logit	MP = nCP, nNCP ~ area	MN = nCP, nNCP ~ 1	223	222,8	0,2	sem eucaliptos/sem mortos
Área de projeção de copa	Gamma	Inverse	MP = apct ~ area	MN = apct ~ 1	457,4	457,2	0,2	sem eucaliptos/sem mortos
Densidade de Grupos								
Proporção de Regenerantes (R)	Binomial	Logit	MP = nR, nNR ~ area	MN = nR, nNR ~ 1	253,9	258,1	4,3*	só regenerantes nativos
Proporção de Rebrotas (RE)	Binomial	Logit	MP = nRE, nNRE ~ area	MN = nRE, nNRE ~ 1	99,7	98,8	0,9	só rebrotas nativos
Proporção de Remanescentes (RM)	Binomial	Logit	MP = nRM, nNRM ~ area	MN = nRM, nNRM ~ 1	138,5	148,1	9,5*	só remanescentes nativos
Proporção de Exóticas (Ex)	Binomial	Logit	MP = nEx, nNEx ~ area	MN = nEx, nNEx ~ 1	172,8	174,3	1,5*	só exóticas/ sem eucaliptos
Proporção de Eucaliptos (Ec)	Binomial	Logit	MP = nEc, nNEc ~ area	MN = nEc, nNEc ~ 1	122,6	120,6	2,0	só eucaliptos
Proporção de Mortos em Pé (Mp)	Binomial	Logit	MP = nMp, nNMp ~ area	MN = nMp, nNMp ~ 1	151,3	155,3	4,0*	só mortos em pé
Categorias de status sucessional								
Proporção de Pioneiras (PI)	Binomial	Logit	MP = nPI, nNPI ~ area	MN = nPI, nNPI ~ 1	231,8	230,2	1,6	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Secundárias Iniciais (SI)	Binomial	Logit	MP = nSI, nNSI ~ area	MN = nSI, nNSI ~ 1	207,6	208,2	0,5*	sem eucaliptos/sem mortos

APÊNDICE B – Modelos Lineares Generalizados para os diferentes parâmetros analisados no estrato arbustivo e regenerantes e valores do Critério de Informação de Akaike (AIC) para cada modelo principal (MP) e modelo nulo (MN), município de Canela, RS. (~ área= em função da área de estudo; ~1= não leva em conta a área de estudo; Nos modelos de distribuição binomial: n = número de indivíduos de cada categoria analisada, nM = número de indivíduos que não pertencem a categoria analisada; * significa aqueles modelos que tiveram influência do tratamento (área)) (continuação)

Parâmetros	Família de distribuição	Função link	Modelo Principal (MP)	Modelo Nulo (MN)	AIC MP	AIC MN	Δ AIC	Observação
Estrato arbustivo-arbóreo								
Proporção de Clímacicas (CI)	Binomial	Logit	MP = nCI,nNCI ~ area	MN = nCI,nNCI ~ 1	135,5	136,6	1,1*	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Típicas de Sub-boque (tSB)	Binomial	Logit	MP = ntSB,nNSB ~ area	MN = ntSB,nNtSB ~ 1	68,7	67,6	1,2	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Exóticas (Ex)	Binomial	Logit	MP = nEx,nNEx ~ area	MN = nEx,nNEx ~ 1	177,1	175,3	1,7	sem eucaliptos/sem mortos
Síndromes de dispersão								
Proporção de Zoocóricos (Zoo)	Binomial	Logit	MP = nZoo,nNZoo ~ area	MN = nZoo,nNZoo ~ 1	217,7	222,2	4,5*	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Anemocóricos (Ane)	Binomial	Logit	MP = nAne,nNAne ~ area	MN = nAne,nNAne ~ 1	159,1	162,5	3,4*	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Autocóricos (Aut)	Binomial	Logit	MP = nAut,nNAut ~ area	MN = nAut,nNAut ~ 1	99,7	98,6	1,1	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Exóticas (Ex)	Binomial	Logit	MP = nEx,nNEx ~ area	MN = nEx,nNEx ~ 1	177,1	175,3	1,7	sem eucaliptos/sem mortos
Estrato regenerante								
Densidade de indivíduos (n)	Binomial negativa	Log	MP = n ~ area	MN = n ~ 1	306,1	307,4	1,3*	sem exóticas
Área basal restante comunidade (ab)	Gamma	Inverse	MP = ab ~ area	MN = ab ~ 1	-360	-361,5	1,9	somente nativos/sem mortos
Categorias de status sucessional								
Proporção de Pioneiras (PI)	Binomial	Logit	MP = nPI,nNPI ~ area	MN = nPI,nNPI ~ 1	220	218,1	1,9	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Secundárias Iniciais (SI)	Binomial	Logit	MP = nSI,nNSI ~ area	MN = nSI,nNSI ~ 1	253,1	253,2	0,1*	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Clímacicas (CI)	Binomial	Logit	MP = nCI,nNCI ~ area	MN = nCI,nNCI ~ 1	119,2	118,1	1,1	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Típicas de Sub-boque (Tsb)	Binomial	Logit	MP = ntSB,nNSB ~ area	MN = ntSB,nNtSB ~ 1	273,9	272,0	1,8	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Exóticas (ex)	Binomial	Logit	MP = nEx,nNEx ~ area	MN = nEx,nNEx ~ 1	43,7	45,7	2,0*	sem eucaliptos/sem mortos
Síndromes de dispersão								
Proporção de Zoocóricos	Binomial	Logit	MP = nZoo,nNZoo ~ area	MN = nZoo,nNZoo ~ 1	193,4	192,3	1,1	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Anemocóricos	Binomial	Logit	MP = nAne,nNAne ~ area	MN = nAne,nNAne ~ 1	149,3	148	1,3	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Autocóricos	Binomial	Logit	MP = nAut,nNAut ~ area	MN = nAut,nNAut ~ 1	131,1	129,2	1,9	sem eucaliptos/sem mortos
Proporção de Exóticas	Binomial	Logit	MP = nEx,nNEx ~ area	MN = nEx,nNEx ~ 1	43,7	45,7	2,0*	sem eucaliptos/sem mortos

APÊNDICE C – Gráfico de dispersão da Área de Projeção de Copa dos indivíduos de *Trema micrantha* em função do Diâmetro a Altura do Peito (DAP) na área de plantio (esferas pretas) e na área em regeneração natural (triângulos). (Área de projeção das copas pequenas = 4,9 m², copas médias = 11,0m²; copas grandes = 19,6 m²)



APÊNDICE D - Parâmetros da regeneração natural no sub-bosque de talhões comerciais em outros trabalhos. (FED=Floresta Estacional Decidual; FES=Floresta Estacional Semidecidual; FOD=Floresta Ombrófila Densa; CAP=Circunferência a Altura do Peito; H=Altura (m); DA=Densidade Absoluta (ind. ha⁻¹); H'=Índice de diversidade de Shannon.)

Autor	Ano	Formação	Local	Espécie	Idade	Amostragem	Riqueza	DA	H'	Paisagem
Boeni et al.	2013	FED	Montenegro/Rs	<i>Pinus taeda</i>	Antigo	CAP >= 15 cm	21	1380	2,64	Proximidade de florestas
da Silva Jr. et al.	1995	FES	Dionísio/MG	<i>Eucalyptus grandis</i>	Novo		123	634		Proximidade de florestas
Calegario et al.	1993	FES	Belo Oriente/MG	<i>Eucalyptus grandis</i> e <i>E. paniculata</i>	Média	CAP >= 5 cm	49 e 56	3844	3,08 e 3,34	Proximidade de florestas
Viani	2005	FES	Bofete/SP	<i>Eucalyptus</i> spp..	Média	CAP >= 15 cm	107		2,35	Proximidade de florestas
Avila et al.	2007	FED	Santa Maria/RS	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Média	H > 0,5 m	25	2213	1,93	Sem florestas próximas
Mochiutti	2008	FES	Cristal/RS	<i>Acacia mearnsii</i>	Média	CAP >= 5 cm	26	1408	2,60	Proximidade de florestas
Andrae et al.	2005	FED	Faxinal do Soturno e São João do Polêsine/RS	<i>Pinus</i> sp.	Média	H > 1,3 m	121	1477	1,50 a 3,50	Pouca proximidade de florestas
Sartori et al.	2002	FES e Cerrado	Itatinga/SP	<i>Eucalyptus saligna</i>	Novo	H > 1,5 m	107	1083	2,51 a 3,75	Proximidade de florestas
Alencar et al.	2010	FOD	Tamandaré e Rio Formoso/PE	<i>Eucalyptus saligna</i>	Média	H > 1,0 m	39	6040	2,30	Pouca proximidade de florestas

APÊNDICE E – Sobreposição do mapa das regiões fisiográficas do Rio Grande do Sul e do mapa de remanescentes florestas do Bioma Mata Atlântica.

