

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

Idiane Fátima Giacomini

**TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM NASCENTES E
MATAS CILIARES, ITAARA, RS.**

Santa Maria, RS, Brasil
2016

Idiane Fátima Giacomini

**TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM NASCENTES E MATAS
CILIARES, ITAARA, RS.**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Silvicultura, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Florestal**.

Orientadora: Prof^a Ana Paula Moreira Rovedder

Santa Maria, RS, Brasil

2016

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Giacomini, Idiane Fátima
Técnicas de restauração ecológica em nascentes e matas ciliares, Itaara, RS. / Idiane Fátima Giacomini.-2016.
89 p. ; 30cm

Orientador: Ana Paula Moreira Rovedder
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, RS, 2016

1. Áreas degradadas 2. Recursos hídricos I. Rovedder , Ana Paula Moreira II. Título.

© 2016

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

Endereço: Avenida Roraima, 1000, Camobi, Santa Maria, RS. CEP: 97105-900

E-mail: idianegiacomini@gmail.com

Idiane Fátima Giacomini

**TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM NASCENTES E MATAS
CILIARES, ITAARA, RS.**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Silvicultura, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Engenharia Florestal**.

Aprovado em 26 de fevereiro de 2016:

Ana Paula Moreira Rovedder, Dra.
(Presidente/Orientadora)

Josita Soares Monteiro, Dra. (UFMG)

Ricardo Bergamo Schenato, Dr. (UFSM)

Santa Maria, RS
2016.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus, pela oportunidade de vivenciar tudo isso.

Aos meus pais, meu irmão, em especial a minha irmã Ivanice pelo apoio, incentivo, amor incondicional, meu porto-seguro, meu tudo, principalmente, nos momentos difíceis.

Ao meu namorado Diego pela paciência quando aquele estresse do trabalho batia, me devotando todo o amor e alegria, necessária pra deixar a vida mais leve.

À orientadora Prof. Ana Paula Rovedder pela oportunidade, confiança, orientação e sapiência. Meu sentimento por você é de eterna gratidão.

À Fundação Mo'ã, pela oportunidade de fazer parte desta equipe maravilhosa que foi o "Saúde da Água". Sendo ajudante número um das coletas de água para o eixo do monitoramento Quali-Quant, em compensação, Pedro, Marciano e Carine, eram os primeiros a se disponibilizarem a pegar uma enxada comigo e se atracar na mata-competição. Vocês foram mais que colegas de trabalho, e sim, amigos pra vida inteira. Representando o CURI, mascote do projeto. Revezávamos a fantasia né, Renata?! Pra sermos animadoras das crianças e professores. Em eventos do projeto, a gringa de Serafina sempre era a recepcionista. E em termos de restauração ecológica, eu e minha supervisora Bruna, fizemos um belo trabalho juntas. Éramos bem diferentes, o tipo feijão com arroz, uma completando a outra. Multifunções, todos fomos, com a finalidade de semearmos juntos a preservação e conservação do meio ambiente, em prol da saúde da água.

À PETROBRAS – Programa Petrobras Sócio-Ambiental pelo patrocínio do Projeto Saúde da Água.

Ao pessoal do NEPRADE (Núcleo de Estudos e Pesquisas em Recuperação de Áreas Degradadas), em especial, Rose, Maureen, Rafaela e Paulo (*in memoriam*), pela amizade, ajuda em campo, parceria, risadas, gordices, alegrias e aprendizado. Vocês são 1000. Obrigada!

Ao meu amigo Paulo Henrique Jung (*in memoriam*), nosso eterno Paulão, por tudo e por ter cruzado a minha vida. Quando falar em mestrado, é o teu nome que vou lembrar. Afinal, você percorreu todo esse caminho comigo, desde o início. Foram aulas e muitos estudos juntos (alguém tinha que me explicar a tal, física do solo), conversas, risadas, campos (os campos na tua presença eram sempre os mais divertidos) e muitas gordices. Admiro-te demais por tudo que foste, e que bom que lhe disse isso milhares de vezes. Tem sido um

longo dia sem ti meu amigo, lhe direi tudo quando lhe ver novamente... A ti dedico essa conquista.

Aos amigos e todos aqueles que de uma forma ou de outra colaboraram para que este trabalho pudesse ser realizado com todo o sucesso esperado.

À comissão examinadora, Josita Soares Monteiro e Ricardo Bergamo Schenato pela disposição em avaliar este trabalho.

Ao PPGEF, pela oportunidade.

RESUMO

TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA EM ÁREAS DE NASCENTES E MATAS CILIARES, ITAARA, RS

AUTORA: Idiane Fátima Giacomini

ORIENTADORA: Ana Paula Moreira Rovedder

O presente estudo teve por objetivo avaliar o potencial de técnicas de restauração ecológica em nascentes e matas ciliares, buscando avaliar a dinâmica da regeneração natural em seis nascentes sob diferentes tratamentos restaurativos, no município de Itaara, Rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul. Foram realizados dois levantamentos florísticos do estrato regenerante, no ano de 2014 e 2015, avaliados através de parâmetros fitossociológicos, distribuição diamétrica, análise da relação das nascentes com as espécies pela DCA (análise de correspondência retificada) e índices de diversidade e similaridade. O estudo também buscou avaliar o comportamento inicial de seis espécies florestais nativas, introduzidas via semeadura direta num trecho de mata ciliar, ao qual as espécies *Schinus terebentifolius* Raddi, *Psidium cattleianum* Sabine, *Eugenia uniflora* L., *Cupania vernalis* Cambess., *Prunus myrtifolia* L.(Urb.), *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. Avaliou-se o percentual de germinação, taxa de sobrevivência, e taxa de crescimento relativo (TCR(%)). Quanto à dinâmica da estrutura ecossistêmica das nascentes em estudo, os resultados indicam que a regeneração natural vem se expandindo em todas as nascentes, uma vez que o número de indivíduos e espécies aumentou gradativamente no decorrer do monitoramento, demonstrando que as áreas apresentam certo grau de resiliência. Observa-se que o potencial de regeneração está centrado pelos remascentes florestais próximos das nascentes. Quanto à semeadura direta, *E. uniflora* e *C. vernalis*, apresentaram resultados de germinação, sobrevivência e desenvolvimento a campo. As demais espécies não tiveram respostas. Tais resultados, retratam a necessidade de atenção ao lote e vigor de sementes e às condições de solo e manejo. Conclui-se que o isolamento da área apresentou potencial para restauração ecológica através da regeneração natural, desde que haja resiliência. A semeadura direta requer maiores esforços experimentais para ser validada para a região do estudo. Recomenda-se que as estratégias na gestão para conservação das matas ciliares e nascentes sejam vistas num contexto de paisagem, levando em consideração não só aspectos ecológicos, mas também sociais e econômicos.

Palavras-chaves: regeneração natural, semeadura direta, recursos hídricos, áreas de preservação permanente.

ABSTRACT

ECOLOGICAL RESTORATION TECHNIQUES IN SPRINGS AND RIPARIAN AREAS, ITAARA, RS

AUTOR: Idiane Fátima Giacomini
ADVISOR: Ana Paula Moreira Rovedder

The present work had the purpose to evaluate the real potential of techniques in actions of ecological restoration in springs areas and riparian, searching to evaluate the dynamics of natural restoration in six springs under many different restorative treatment, in the city of Itaara, Meridional Plateau of Rio Grande do Sul state. Were two through the achievement of floristic research of regenerating extract, between the years of 2014 and 2015, evaluated through of phytosociological parameters, diametric distribution, analysis of relation between springs with the species by DCA (rectified correspondence review) and indexes of diversity and similarity. The work also searched to evaluate the early behavior of six native forest species, introduced by direct sowing in a patch of riparian, where the species *Schinus terebentifolius* Raddi, *Psidium cattleianum* Sabine, *Eugenia uniflora* L., *Cupania vernalis* Cambess., *Prunus myrtifolia* L.(Urb.), *Zanthoxylum rhoifolium* Lam, was sown, evaluating the parameters, germination percentage, survival rate, and relative grown rate (TCR(%)). For the dynamics of the ecosystem structure of springs study, the results show of the natural regeneration comes to expanding in all springs, once the number of subjects and species gradually increased during the monitoring, proving of that areas have a little of resilience. . Is observed of the regenerative potential is centered in near remaining forest in each area of springs. For is direct seeding, *E. uniflora* and *C. vernalis*, presented results for the germination, survival and development field. The rest os species didn't have results for germination. The results reflects the need for attention to the lot of seeds and soil conditions and management. That concludes of the techniques of simple isolation has the potential for ecological restoration through natural regeneration, provided that there is resilience. Direct seeding requires further experimental efforts to be validated for the study region. It is recommended of that strategies in the management for the preservation of riparian and springs are seen in a landscape context, taking into consideration not only the ecological aspects, but the economics and social too.

Keywords: natural regeneration, direct sown, water resources, permanente preservation areas.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| INTRODUÇÃO | 11 |
| REFERENCIAL TEÓRICO | 13 |
| Mata ciliar: Importância dos serviços ecossistêmicos | 13 |
| Diagnóstico da atual conservação das áreas de nascentes e matas ciliares | 14 |
| Restauração ecológica em nascentes e matas ciliares | 18 |
| Projeto Saúde da Água | 21 |
| ARTIGO I – DINÂMICA FLORÍSTICA E ESTRUTURAL DA REGENERAÇÃO NATURAL DE NASCENTES EM RESTAURAÇÃO, ITAARA - RS | 24 |
| RESUMO | 24 |
| ABSTRACT | 24 |
| INTRODUÇÃO | 25 |
| MATERIAL E MÉTODOS | 27 |
| Caracterização da área de estudo..... | 27 |
| Procedimentos de campo | 28 |
| Análise dos dados | 31 |
| RESULTADOS E DISCUSSÃO | 32 |
| Parâmetros fitossociológicos | 32 |
| Distribuição diamétrica..... | 37 |
| Análise de correspondência retificada (DCA)..... | 40 |
| Diversidade e similaridade florística | 47 |
| CONCLUSÃO | 51 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 52 |
| ARTIGO II – SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES FLORESTAIS NA REGIÃO CENTRAL DO RIO GRANDE DO SUL | 58 |
| RESUMO | 58 |
| ABSTRACT | 58 |
| INTRODUÇÃO | 59 |
| MATERIAL E MÉTODOS | 60 |
| Área de estudo | 60 |
| Procedimento de campo..... | 61 |
| Análise de dados | 62 |
| RESULTADOS E DISCUSSÃO | 63 |
| Germinação e sobrevivência..... | 63 |
| Desenvolvimento Inicial..... | 68 |
| CONCLUSÃO | 70 |

| | |
|---|-----------|
| CONSIDERAÇÕES FINAIS..... | 70 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 71 |
| DISCUSSÃO | 75 |
| CONCLUSÃO..... | 77 |
| RECOMENDAÇÕES..... | 78 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 79 |
| ANEXOS | 85 |

INTRODUÇÃO

A exploração irracional dos recursos naturais, para obtenção de benefícios diretos e indiretos, através da supressão da vegetação nativa em áreas protegidas e destinada para usos diversos, acarretam inúmeros problemas ambientais. Os principais impactos são observados nos recursos hídricos, alterando os padrões da qualidade e quantidade de água drenada pela bacia hidrográfica, levando a sua degradação ecológica. Isso ocorre principalmente pela falta de planejamento e manejo adequado nas bacias e pela falta de preservação das matas ciliares, vegetação nativa do entorno dos recursos hídricos (PINTO, 2003).

A degradação ambiental em nascentes e matas ciliares são decorrentes das constantes ações antrópicas, ocorrendo a substituição da vegetação nativa por outros tipos de uso e ocupação de solo, como lavouras, silvicultura, pecuária, entre outros (FERREIRA et al., 2011; ALARCON et al., 2015).

Dentre as diversas funções que a vegetação ciliar desempenha para o meio ambiente, destacam-se: agem com filtros naturais, desenvolvendo condições propícias para a maior infiltração de água das chuvas, regulando a vazão dos rios e abastecendo o lençol freático; propiciam a estabilização das margens dos rios, evitando a erosão do solo; impedem a entrada de sedimentos e poluentes agrícolas, evitando a contaminação dos rios e o assoreamento; agem como corredores ecológicos, ideal para a manutenção da biodiversidade local (LACERDA et al., 2005).

Decorrente das inúmeras funções ecológicas desempenhadas, as matas ciliares são consideradas áreas de preservação permanente, regulamentado pela Lei N° 12.651/12, sendo que, para a faixa ciliar no entorno de nascentes e de olhos d'água perenes, em qualquer situação topográfica, é obrigatório que haja um raio mínimo de 50 metros. Por outro lado, quando se trata de áreas consolidadas, com atividades agrícola e turismo rural até 22 de julho de 2008, o raio mínimo obrigatório de vegetação nativa é de 15 metros no entorno das nascentes (BRASIL, 2012).

Frente a isso, torna-se fundamental a conservação e restauração da vegetação ciliar, por ser responsável por inúmeros serviços ecossistêmicos. As matas ciliares exercem funções hidrológicas e ecológicas importantes para a proteção dos solos e, principalmente dos recursos hídricos (RODRIGUES, 2004). O que reflete a necessidade de propor ações na implantação de técnicas e medidas visando dar suporte a restauração ecológica dessas áreas, bem como, do manejo adequado das bacias hidrográficas (VEIGA et al., 2003). A restauração ecológica visa

iniciar ou acelerar o restabelecimento de um ecossistema degradado com aspectos da estrutura e funções ecológicas semelhantes ao original (SER,2004).

Além disso, a pressão antrópica sobre áreas de preservação permanente impacta diretamente a estrutura e composição florística dos ecossistemas. Nesse sentido, informações acerca da estrutura e dinâmica ecossistêmica, comportamento das espécies, são importantes para implementação em ações de restauração ecológica, especialmente na região sul do Brasil, devido ao clima subtropical (ROVEDDER et al., 2014).

A sub-bacia do Arroio Manoel Alves, no município de Itaara – RS, é área primordial para o abastecimento de água de inúmeros municípios, inclusive para toda população de Itaara. Esta sub-bacia, pertencente à bacia do Vacacaí-Mirim, teve suas matas ciliares no entorno de nascentes fortemente impactadas pela ação antrópica, ocasionadas pela supressão da vegetação nativa para a introdução de outras formas de cultivo (GIACOMINI et al., 2014).

Diante disso, este trabalho apresenta uma proposta de estudo sobre a dinâmica da regeneração natural em seis nascentes que receberam diferentes tratamentos restaurativos e o comportamento de seis espécies florestais via semeadura direta em mata ciliar, com o intuito de avaliar o real potencial destas técnicas em ações de restauração ecológica, a fim de restabelecer funções ecológicas desempenhadas pelas matas ciliares e áreas de nascentes, primordiais para o retorno dos serviços ecossistêmicos, principalmente os relacionadas a preservação e conservação dos recursos hídricos da região.

REFERENCIAL TEÓRICO

Mata ciliar: Importância dos serviços ecossistêmicos.

A mata ciliar engloba toda a formação vegetacional às margens dos rios, nascentes, lagos, lagoas, reservatórios naturais e artificiais e demais cursos d'água. As áreas ciliares desempenham papel fundamental em inúmeras funções ambientais, principalmente para a manutenção dos recursos hídricos. No entanto, estas vêm sendo eliminadas principalmente devido a falta de políticas públicas voltadas para a preservação e conservação (HINKEL, 2003).

As matas ciliares segundo o Art. 2º da Lei nº 12.651/12 são consideradas como áreas de preservação permanente (APP) (BRASIL, 2012). Especificamente, para as áreas de nascentes, a lei assim determina: “áreas localizadas no entorno das nascentes, ainda que intermitentes, qualquer que seja sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de tal forma que proteja a bacia hidrográfica constituinte”. Para áreas consolidadas até 22 de julho de 2008, é permitido a continuidade das atividades agrossilvipastoris ali exercidas, sendo obrigatório um raio mínimo de 15 metros de área ciliar.

Ao longo das margens dos cursos d'água, a faixa de vegetação ciliar considerada como APP, varia de acordo com a largura do rio, sendo: cursos d'água com até 10 m de largura, a faixa ciliar obrigatória é de 30 m no mínimo; rios com largura de 10 à 50 m, no mínimo 50 m de APP; de 50 à 200 m de largura, APP de no mínimo 100 m; larguras de 200 à 600 m, faixa ciliar de no mínimo 200 m; largura acima de 600 m, faixa de APP de 500 m no mínimo (BRASIL, 2012).

As matas ciliares apresentam grande importância em relação aos fatores ambientais, devido as suas características peculiares, sempre associadas aos cursos d'água e por se localizarem em áreas sensíveis da paisagem (BASTOS NETO, 2008).

São diversas funções ecológicas e hidrológicas, gerando inúmeros serviços ecossistêmicos essenciais para a qualidade ambiental, entre os quais podemos destacar: a estabilização das margens dos rios, protegendo as áreas ripárias contra os processos erosivos e o assoreamento de nascentes, rios e lagos; funcionam como um filtro natural ou chamada zona tampão, impedindo o aporte e a entrada de sedimentos para os cursos d'água, retendo poluentes e defensivos agrícolas, essencial para o mantimento da qualidade da água; permitem aumentar a infiltração das águas das chuvas no solo, regulando a vazão dos rios e abastecimento dos

lençóis freáticos; atuam como corredores ecológicos, servindo de habitat para a fauna silvestre, favorecendo a ocorrência do fluxo gênico, fator este importante para a manutenção da biodiversidade local; contribui para a regulação e estabilização microclimática, amenizando as grandes variações de temperatura; na atenuação da qualidade atmosférica pela adsorção dos gases e partículas pelas folhas das árvores; auxiliam no sequestro de carbono, dentre outros (CARPANEZZI, 2000; LACERDA et al., 2005; HINKEL, 2003; RODRIGUES, 2004).

Diante disso, evidencia-se que as florestas ciliares são componentes fundamentais nos ciclos hidrogeológico, hidrológicos e ecológicos, e quando convertidos para atividades em que o manejo for inadequado podem causar impactos na qualidade da água e nos serviços ambientais prestados por estes ecossistemas (FIGUEIREDO, 2009), demonstrando a necessidade destas áreas serem preservadas e que sua utilização seja de forma racional (RODRIGUES, 2004).

Diagnóstico da atual conservação das áreas de nascentes e matas ciliares

Nascente é todo afloramento do lençol freático que origina uma fonte de água ou curso de água (BRASIL, 2012). Em razão do seu valor inestimável para a sobrevivência das propriedades agrícolas, abastecimento de áreas urbanas e de todo ser vivo, o cuidado especial com estas áreas deve ser especial (CALHEIROS et al., 2009). A preservação das áreas das nascentes, principalmente, as de cabeceiras deve ser iniciada o mais cedo possível, uma vez que, atualmente, a maioria destas áreas acabam sendo utilizadas de maneira inadequada. Em consequência disso, os processos hidrológicos são negativamente afetados, comprometendo a vazão e qualidade de água que brota das nascentes.

Fazendo-se uma análise do panorama atual das nascentes no país, observa-se que vêm diminuindo em número e em vazão de brota dentro de cada bacia, aflorando em regiões cada vez mais baixas, isto vem ocorrendo pelas diversas formas de impacto sobre estas áreas, acarretando na sua degradação (LAZIA, 2012; SIMÕES, 2001). Castro (2007) recomenda que a ação de restauração seja iniciada nas bacias de cabeceiras, por se tratar de áreas onde se concentram o maior número de nascentes, e que vem reduzindo ao longo dos anos. Essa percepção quanto às áreas de nascentes também é relatada por proprietários rurais, como na pesquisa realizada por Alves (2008).

Estas foram e vem sendo eliminadas das margens dos cursos d'água, o que é favorecido pela falta de políticas públicas voltadas à sua preservação e conservação (HINKEL, 2003), além de certa ganância por parte dos produtores rurais em reduzir sua área produtiva.

O atual estado de conservação das nascentes e recursos hídricos é verificado em diversas pesquisas nas regiões do Brasil. Em trabalho realizado por Pinto et al. (2004), identificaram-se 117 nascentes na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Minas Gerais, e em suas áreas de recargas, sendo que, apenas aproximadamente 15% destas se encontravam preservadas, tendo como principal fonte de impacto a utilização em forma de pastagem. Já Costa (2004), analisou 104 nascentes na Bacia Hidrográfica do Ribeirão Jaraguá, Minas Gerais, sendo 64 (61,54%) degradadas e 40 (38,46%) perturbadas. Santos et al. (2012), em estudo realizado na Bacia Hidrográfica de Igarapé Judia, Acre, constatou que somente 25% das nascentes estudadas encontravam-se em bom estado de conservação. Santos et al. (2009), em sua pesquisa na microbacia hidrográfica do riacho Grilo, Sergipe, diagnosticou um total de 65 nascentes sendo que 95,38% encontravam-se degradadas.

No estado do Rio Grande do Sul, verifica-se o estudo realizado por Rosa et al. (2010), na sub-bacia do Arroio Rolantinho da Areia, São Francisco de Paula: de 13 nascentes analisadas, 4 delas (30,76%), encontravam-se completamente preservadas. Giacomini et al. (2014), em estudo realizado na sub-bacia do Arroio Manoel Alves, Itaara, RS, de 32 nascentes levantadas entorno de 95% delas encontravam-se degradadas (53,13%) ou perturbadas (40,63%). Diante disso, é notória a necessidade de intervenções para restauração e conservação das matas ciliares no entorno das nascentes, pelas suas inúmeras e essenciais funções ecológicas, principalmente, para a manutenção dos recursos hídricos.

Rodrigues (2006) relata que as nascentes ficam sujeitas às alterações por ações antrópicas nas áreas do seu entorno, comprometendo a infiltração da água e o reabastecimento do lençol freático, essenciais para produção da água. Além disso, em termos ecológicos acabam afetando diretamente na manutenção e conservação da biodiversidade da fauna e flora local.

A substituição das matas ciliares para o uso inadequado do solo, principalmente, por atividades agropecuárias está cada vez mais frequente, conseqüentemente, essas práticas têm acarretado no aumento dos processos de assoreamento e homogeneização do leito de rios e córregos, erosão hídrica, aumento da turbidez, elevação da temperatura da água, diminuição da porosidade, e diversidade de habitats/microhabitats, além da eutrofização dos rios (MERTEN; MINELLA, 2002).

A agricultura, se não manejada de forma adequada, possui grande potencial nas causas de degradação dos recursos hídricos e do solo. Dentre os principais fatores que contribuem para a degradação ambiental, destacam-se, a compactação, preparo do solo de forma inadequada, atividades de monocultura, o superpastejo, a inaptidão do ambiente, e a cobertura de solo insuficiente (KOBİYAMA et al., 2001).

Essas práticas do sistema agrícola influenciam diretamente na qualidade da água que, dependendo das formas de plantio e manejo do solo, ocasionam alterações na capacidade de infiltração e redistribuição de água no solo, bem como na contaminação das águas pela entrada de sedimentos, nutrientes, dejetos animais e agroquímicos que se encontram adsorvidos aos sedimentos. Em virtude disso, a qualidade da água se torna um reflexo do uso e manejo do solo nestas áreas (MERTEN; MINELLA, 2002).

A contaminação dos recursos hídricos e do solo por agrotóxicos pode chegar às águas de diversas formas: conduzidos pelo ar, quando aplicados por equipamentos aéreos; carreados pelas águas da chuva; pelo escoamento superficial com a lavagem de equipamentos de pulverização, ao qual podem desencadear processos como a adsorção pelo solo; volatilização ou lixiviação ou arrastado pelas enxurradas, juntamente com os sedimentos dos solos (GUILHERME et al., 2000).

O processo erosivo é uma das fontes de impacto que mais gera problemas ambientais, e é acelerado pela vulnerabilidade do solo quando se encontra desprovido de vegetação. Com isso, além do empobrecimento do solo pela perda de nutrientes e matéria orgânica, ocorre a contaminação dos recursos hídricos, pois com a diminuição da infiltração da água das chuvas no solo, arrasta consigo não só diversos sedimentos, como também defensivos agrícolas, ocasionando a poluição das nascentes e cursos d'água (PIRES; SOUZA, 2003).

As queimadas também são relatadas como fonte de impacto sobre as áreas de nascentes, pois causam sérios danos à vegetação ribeirinha. Segundo Castro (2007), as principais consequências das queimadas, refletem-se no solo, com a destruição da matéria orgânica das camadas superficiais do solo, eliminação dos microrganismos decompositores, que acaba dificultando a infiltração da água da chuva.

Davide et al., (2000) relata que outra fonte de impacto em áreas de nascentes que deve ser levada em consideração é o superpastoreio de bovinos que ocasiona o aumento da compactação da camada superficial do solo, levando à diminuição da infiltração da água das chuvas, bem como favorecendo a ocorrência da erosão do solo. Primavesi et al., (2002) estudaram os impactos causados pela produção de gado na qualidade da água, encontrando-se

valores maiores nos níveis de fósforo, em turbidez e condutividade elétrica nas sub-bacias com atividades de pecuária em relação as áreas florestadas, confirmando a importância da função da mata ciliar na contenção de sedimentos, evitando sua entrada nos cursos d'água. Além disso, o superpastoreio comprometem os mecanismos que regem a regeneração natural em remanescentes florestais, tais como, chuva de sementes, banco de sementes, plântulas, entre outros, essenciais para a manutenção da diversidade local e perpetuação da floresta no decorrer do tempo.

Nota-se que a maioria dos trabalhos de recuperação em matas ciliares, enfoca no contexto hidrológico, desprezando uma análise dos seus serviços como corredores ecológicos e refúgio de espécies (RODRIGUES; NAVE, 2000), uma vez que, os corredores ecológicos são estruturas da paisagem que ligam fragmentos que eram conectados originalmente, proporcionando a conectividade entre remanescentes florestais. Essa conectividade, e o aumento desta conexão, são considerados como uma das estratégias conservacionistas mais promissoras no planejamento em escala regional para a preservação e reversão da fragmentação e isolamento de paisagens (VALERI; SENÔ, 2004; MUCHAILH et al., 2010).

A presença dos corredores ecológicos traz importantes ganhos ambientais, como estabilidade ambiental, aumento de conectividade e área florestada, que por sua vez, restabelece a funcionalidade dos corredores de biodiversidade pelo aumento do fluxo gênico (MUCHAILH et al., 2010). Por isso, a restauração da conectividade estrutural possibilita a interligação entre habitats fragmentados, promovendo o fluxo gênico entre organismos e a dispersão por animais, auxiliando na preservação da biodiversidade de ecossistemas (CAMPOS, 2003).

Frente a importância das áreas ciliares, é notório a necessidade de desenvolvimento de políticas públicas visando sua conservação e restauração das matas ciliares e no entorno das nascentes, bem como práticas conservacionistas para a proteção das áreas de recargas do lençol freático. Diante disso, a presença e proteção das matas de topo de morro compõem uma das práticas ideais para o manejo adequado da bacia, com o intuito de garantir a quantidade e qualidade da água e a manutenção da biodiversidade local (SIMÕES, 2001).

Segundo Donadio (2003) é imprescindível que se controle a poluição dos corpos d'água nas bacias hidrográficas, expandindo as discussões sobre sustentabilidade econômica, ambiental e ecológica, para difundir os processos de restauração ecológica das áreas ciliares, com o desenvolvimento e aprimoramento de técnicas e tecnologias que estejam ao alcance, principalmente para os produtores rurais.

Restauração ecológica em nascentes e matas ciliares

Face ao atual quadro de degradação das matas ciliares nos cursos d'água e nas áreas de nascentes é notória a necessidade de medidas de restauração ecológica nas matas ciliares no entorno das nascentes, para restabelecimento das suas funções ecológicas e serviços ecossistêmicos prestados.

As ações de restauração devem priorizar a proteção da biodiversidade, para tal, deve primar o planejamento da restauração de paisagens fragmentadas e adotar técnicas que permitam a conservação das áreas de maior fragilidade, a manutenção da estabilidade ambiental e das funcionalidades de cada ambiente, e o aumento da conectividade, visando diminuir o isolamento entre fragmentos (MUCHAILH et al., 2010), como as matas ciliares, consideradas áreas de preservação permanente, importantes em estratégias de conservação.

Geralmente, os modelos empregados na restauração florestal, atualmente, têm como premissa básica o conceito de sucessão secundária que, em sua maioria, são realizados por meio do plantio de mudas, associado aos diferentes grupos sucessionais. Tem como objetivos primordiais, facilitar, acelerar e direcionar os processos sucessionais, a fim de restabelecer algumas funções, como a redução do processo erosivo, aumento da fertilidade do solo e da produtividade biológica e controlados fluxos biogeoquímicos dentro de cada ecossistema (PARROTA, 1993).

No entanto, até recentemente, os processos que visam a recuperação de zonas degradadas são mais caracterizados como práticas silviculturais, e geralmente, realiza-se plantação de mudas com fins específicos, tais como controle de erosão, estabilização de taludes, e melhoria da paisagem (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004).

Os aspectos abordados e observados nas estratégias de restauração e nos modelos empregados são diversidade de espécies, eficiência da regeneração natural, interação plantas-animais e representatividade da população e intensidade de distúrbios a que foi submetido (KAGEYAMA; GANDARA, 2004). Em virtude disso, para a escolha do método de restauração florestal, deve-se ter em mente, que cada método funciona sob um conjunto de condições particulares e, somente uma criteriosa avaliação das condições do local a ser restaurado é que determinará qual o melhor método a ser empregado (TOUMEY; KORSTIAN, 1967a; FERREIRA 2002).

A técnica de regeneração natural é a técnica mais econômica para a restauração florestal, uma vez que, consiste apenas no isolamento da área das fontes de degradação, por cercamento e apresenta-se como a mais promissora em função dos seus aspectos ecológicos, silvicultural e econômico (ALVARENGA et al., 2006). Entretanto, esta técnica é indicada como estratégia em restauração, quando há disponibilidade de autorrecuperação, ou seja, em áreas que apresentem pequeno grau de perturbação, pois esta técnica depende da presença de processos ecológicos, como dispersão de sementes, fonte de propágulos de remanescentes florestais, de forma a apresentar condições adequadas para a ocorrência de germinação (BOTELHO; DAVIDE, 2002).

Dentre os mecanismos da regeneração natural observadas em florestas, destacam-se, chuva de sementes, banco de sementes, banco de plântulas e brotações de raízes e tocos, o que indicam a capacidade de resiliência do ecossistema, e dependendo da intensidade do grau de autorrecuperação do ambiente serão necessárias intervenções humanas em ações de restauração ecológica (CHAMI et al., 2011).

Estudos sobre a sucessão natural em florestas e áreas antropizadas, promovem pesquisas que visam compreender a dinâmica das florestas tropicais e mostrar os diferentes caminhos para aplicação em ações de restauração ecológica (BASTOS, 2010). A avaliação e monitoramento da regeneração natural torna-se uma importante ferramenta para avaliar a autossustentabilidade dos ecossistemas restaurados (RODRIGUES et al, 2004). Uma vez que, áreas perturbadas e degradadas apresentam limitações no recrutamento de espécies, devido à baixa disponibilidade de sementes, afetada pela presença e distância de remanescentes próximos, que funcionam como fontes de propágulos e de agentes dispersores (MESQUITA et al., 2001).

A regeneração natural é fundamental para a sobrevivência e manutenção dos ecossistemas florestais, por isso, estudos buscando compreender a relação entre as espécies, distribuição ao longo da comunidade, dinâmica, estágio sucessional (MARTINS, 2001), previsões sobre o comportamento da floresta (CARVALHO, 1982), são importantes para ações de planos futuros, principalmente, envolvendo medidas de restauração.

Quando o ecossistema encontra-se em elevado grau de perturbação, ou seja, com baixa resiliência, sem fonte de propágulos, faz-se necessário intervenções através do plantio de mudas ou semeadura direta. O plantio de mudas em linhas é o método mais tradicional, e apresenta bons resultados em diversas pesquisas que utilizaram este método para a restauração de matas ciliares. Como visto em Bertolini et al. (2012), em que avaliou a implantação de

diversas espécies florestais nativas, e todas apresentaram bom desenvolvimento. Entretanto, um fator a ser considerado nesta técnica é o alto custo inicial, com as mudas de espécies florestais nativas.

O plantio de mudas em núcleos, se torna mais barata comparada ao plantio de mudas em linhas, uma vez que, essa técnica consiste no plantio de mudas em pequenos núcleos distribuídos na área a ser restaurada, e que a escolha das espécies funcionais faz com que, retorne os fluxos ecológicos, de forma a atuarem e abranger toda a extensão da área, através da troca de material genético entre as populações formadas e as populações dos remanescentes vizinhos (REIS;TRES, 2009). Silva (2011) avaliou diferentes técnicas de nucleação para a restauração ecológica de matas ciliares, dentre as técnicas, o plantio em núcleos, foi a que obteve melhor desempenho à campo, e que futuramente, tenderá a restabelecer todas as funções ecológicas naturalmente.

A semeadura direta apresenta-se como uma alternativa promissora no processo de restauração das matas ciliares degradadas, devido a três aspectos principais, a praticidade, economia e agilidade na implantação (BARBOSA et al., 1994; SANTOS JÚNIOR, 2000; FERREIRA et al., 2007).

No Brasil, experimentos quanto à aplicação da semeadura direta ainda são incipientes, e não é diferente no estado do Rio Grande do Sul, mas alguns estudos estão sendo realizados na tentativa de viabilizar esta técnica em termos ecológicos e silviculturais, para a restauração de ecossistemas degradados e povoamentos com fins econômicos. Relatam-se diversas pesquisas que apresentaram bons resultados com a aplicação desta técnica visando à implantação de matas ciliares (BARBOSA et al., 1996; SANTOS JÚNIOR, 2000; ALMEIDA, 2004; FERREIRA, 2002; FERREIRA et al., 2009).

De acordo com Barnett e Baker (1991) citado por Veiga et al. (2003), o plantio direto de sementes no solo seria recomendado para apenas algumas espécies, apresentando resultados favoráveis em áreas degradadas, de difícil acesso e de grande declividade do terreno.

As principais desvantagens dessa estratégia são a dependência de condições do solo, a concorrência das ervas daninhas e gramíneas, baixo sobrevivência de sementes e germinação, crescimento de plântulas lento comparada com a de mudas de viveiros e aumento da susceptibilidade a condições climáticas (ENGEL; PARROTTA, 2001; CAMARGO et al., 2002). Apesar dessas desvantagens, alguns estudos indicaram que a semeadura direta é um atrante alternativa por causa de seu baixo custo, especialmente quando o objetivo é restaurar

grandes áreas (ENGEL; PARROTTA, 2001). Ainda assim, estudos são necessários para quantificar os custos associados com este método e para identificar as espécies mais eficazes.

Diante disso, torna-se importante realizar estudos quanto ao comportamento inicial de espécies florestais introduzidas à campo via semeadura direta ou plantio de mudas, bem como a necessidade por estudos quanto a biologia de sementes, afim de auxiliar nos projetos de restauração florestal. Uma vez que, a seleção de espécies florestais adequadas ao ambiente e com maior rusticidade, se torna importante não só para assegurar a sobrevivência em campo, mas também para proporcionar um ambiente adequado para o surgimento de outras espécies, visando facilitar a sucessão vegetal e reverter o processo de degradação (SOARES;RODRIGUES, 2008).

Projeto Saúde da Água

Essa pesquisa faz parte do Projeto Saúde da Água, idealizado em 2012 por instituidores da Fundação Mo'ã, tendo como patrocínio a Petrobras, por meio do Programa Petrobras Socioambiental. O projeto tem como objetivo promover pesquisas e práticas conservacionistas dos recursos hídricos na sub-bacia do rio Vacacaí-Mirim, no município de Itaara – RS, trabalhando-se com 5 eixos:

Educação Ambiental, eixo transversal, que visa sensibilizar a comunidade escolar e em geral, sobre a importância da conservação e restauração das nascentes para a melhoria da qualidade da água, bem como a prática do consumo sustentável desse recurso;

Política de resíduos e descarte do óleo de cozinha/Óleo Prime, com o objetivo de orientar a comunidade em relação a prática correta do descarte de resíduos sólidos e óleo de cozinha usado;

Monitoramento quali-quantitativo dos recursos hídricos, visa avaliar o regime hidrológico e a qualidade das águas na sub-bacia do Arroio Manoel Alves, em especial as nascentes que receberam ações de restauração florestal.

Levantamento da fauna silvestre: avifauna, mastofauna e ictiofauna, tendo como objetivo realizar o levantamento da fauna silvestre, dando atenção especial para as espécies ameaçadas de extinção.

Restauração florestal em propriedades rurais, que visa testar técnicas de restauração em áreas de nascentes e matas ciliares, na sub-bacia do Arroio Manoel Alves.

Dentre as atividades desenvolvidas pelo sub-projeto “Restauração florestal em propriedades rurais” visando promover a restauração ecológica foram: seleção e demarcação das áreas para aplicação dos tratamentos, diagnóstico da área, aplicação e monitoramento das técnicas, e atividades extensionistas, a fim de disseminar, resultados e práticas para a população da região. Boa parte do trabalho desenvolvido encontra-se disposto em forma de cartilha (PIAIA et al., 2015).

A sub-bacia Arroio Manoel Alves foi selecionada como área de abrangência para promover a restauração ecológica, diante da importância estratégica para produção de água e manutenção dos serviços ambientais na região, bem como, da presença de inúmeras nascentes, necessárias para o abastecimento de inúmeros municípios e por ser uma das áreas que abrigam a biodiversidade de Floresta Estacional Decidual.

Para a seleção das áreas de nascentes e matas ciliares para aplicação as técnicas de restauração, foi necessário percorrer toda rede de drenagem da Sub-bacia do Arroio Manoel Alves, realizada com o auxílio de proprietários rurais da comunidade. Neste levantamento, foram encontradas 32 nascentes, sendo 17, classificadas como degradadas, 13 como perturbadas e apenas 2 como preservadas, seguindo a metodologia proposta por Pinto et al. (2004). Dentre os níveis de impacto, foi observado que a principal fonte de degradação nas áreas de nascentes foi a substituição da cobertura natural por povoamentos de *Eucalyptus* sp., seguida de construção de reservatórios de água, presença de gado, lavoura e introdução de linha férrea (GIACOMINI et al., 2014).

São apresentadas na Tabela 1 a fonte de impacto das áreas selecionadas e as intervenções realizadas para a aplicação da restauração.

Tabela 1 – Áreas selecionadas e intervenções de restauração e monitoramento realizadas pelo Sub-projeto Restauração Florestal em propriedades rurais, na Sub-bacia do Arroio Manoel Alves, Itaara, RS.

| Áreas selecionadas | Área (ha) | Técnicas de restauração florestal e monitoramento realizadas |
|--------------------|-----------|--|
| N1 | 0,78 ha | <i>Perturbação:</i> Povoamentos de eucalipto e influência do gado (pastejo e pisoteio). <i>Tratamento:</i> A área foi cercada e aplicou-se a técnica de plantio de mudas nativas em forma de núcleos . |

[Continuação...]

| | | |
|--------------------|---------|---|
| N2 | 0,78 ha | <i>Perturbação:</i> Povoamentos de eucalipto e influência gado (pastejo e pisoteio). <i>Tratamento:</i> A área foi cercada e aplicou-se a técnica de plantio de mudas em área total . |
| N3 | 0,78 ha | <i>Perturbação:</i> Povoamentos de eucalipto e influência do gado (pastejo e pisoteio). <i>Tratamento:</i> Nascente testemunha degradada , não foi realizada nenhuma intervenção, do tipo cercamento, plantio, etc. |
| N4 | 0,78 ha | Nascente testemunha preservada . A área foi cercada para a manter a conservação e preservação do local. |
| N5 | 0,78 ha | <i>Perturbação:</i> Pastejo e pisoteio do gado e cortes seletivos. <i>Tratamento:</i> Técnica de restauração aplicada foi a condução da regeneração natural , que consiste em isolar a área através do cercamento. |
| N6 | 0,78 ha | <i>Tratamento:</i> Condução da regeneração natural em nascente isolada a 8 anos , apresenta-se em estágio de sucessão inicial a médio. Área já encontra-se isolada. |
| MATA CILIAR | 0,13 ha | <i>Perturbação:</i> Área de mata ciliar que se encontra em estágio inicial de sucessão, caracterizada como capoeira. <i>Tratamento:</i> Foi feita a semeadura direta de espécies florestais nativas. |

N1: nascente com plantio em núcleos; N2: nascente com plantio em área total; N3: nascente degradada; N4: nascente preservada; N5: nascente isolada; N6: nascente com isolamento de 8 anos.

Além de testar as técnicas de restauração e monitoramento das áreas, foram realizadas ações extensionistas como palestras, dia de campo, interação com grupos de educação ambiental, curso de capacitação em restauração, com o objetivo de divulgar e disseminar à comunidade e agricultores as práticas de restauração ecológica e os resultados obtidos, retratando a importância de restaurar e preservar as matas ciliares para a manutenção dos recursos hídricos locais.

ARTIGO I – DINÂMICA FLORÍSTICA E ESTRUTURAL DA REGENERAÇÃO NATURAL DE NASCENTES EM RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA, ITAARA - RS

FLORISTIC AND STRUCTURAL DYNAMICS OF NATURAL REGENERATION OF SPRINGS IN ECOLOGICAL RESTORATION, ITAARA - RS

Idiane Fátima Giacomini, Ana Paula Moreira Rovedder

RESUMO

O presente estudo teve por objetivo avaliar a estrutura e diversidade florística da regeneração florestal em seis nascentes sob diferentes tratamentos restaurativos, no município de Itaara, Rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul. Foram realizados dois levantamentos, em 2014 e 2015. Cada nascente constitui-se em um tratamento: nascente 1: isolamento da área + plantio de mudas em núcleos (N1), nascente 2: isolamento da área + plantio de mudas em área total (N2), nascente 3: testemunha degradada (N3), nascente 4: testemunha mais preservada (N4), nascente 5: isolamento da área (N5) e nascente 6: isolamento da área à 8 anos (N6). Os indivíduos regenerantes foram amostrados em parcelas de 2x2 m alocadas em forma de transecto cruzado, no entorno das nascentes, identificando e mensurando todos os que apresentassem altura >30cm e diâmetro à altura do solo < 5 cm. Os dados foram analisados através de parâmetros fitossociológicos, distribuição diamétrica e índices de diversidade e similaridade. A comparação da composição florística entre nascentes foi feita por análise de correspondência retificada (DCA). Foram registrados 420 indivíduos pertencentes a 20 famílias e 43 espécies no ano de 2014 e, 620 indivíduos, 30 famílias e 63 espécies em 2015. A família Myrtaceae apresentou o maior número de espécies (14), seguida de Fabaceae (5), Sapindaceae (4) e Euphorbiaceae (4). A espécie *Blepharocalyx salicifolius* foi espécie mais representativa no estrato regenerante, verificada na maioria das nascentes. Todas as nascentes apresentaram distribuição diamétrica em forma de “J invertido”, indicando potencial regenerativo. Quanto a DCA, ao final do monitoramento, formaram-se quatro grupos florísticos distintos, em parte explicados pela presença de espécies exclusivas em cada área. Quanto à diversidade e similaridade houve aumento nos Índices de Shannon (H'), Pielou (J') e Simpson, com maior valor de H' em N6 (3,04). Os resultados indicam que as estratégias testadas favoreceram a regeneração natural em todas as nascentes, uma vez que houve tendência do número de indivíduos e espécies aumentar gradativamente no decorrer do monitoramento. O isolamento da nascente foi suficiente para melhorar os índices de diversidade, o que pode ter sido influenciada pela boa conectividade entre habitats florestais, demonstrando que esta pode ser uma técnica viável a ser recomendada para a região do corredor ecológico da Quarta Colônia e suas adjacências.

Palavras-chaves: recursos hídricos, áreas de preservação permanente, restauração ecológica.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the structure and floristic diversity of forest regeneration in six springs under different restorative treatments, in the municipality of Itaara, Southern Plateau

edge of the Rio Grande do Sul. There were two surveys in 2014 and 2015. Each spring It was reported as a treatment: rising 1: isolation of the area + planting seedlings in nuclei (N1), rising 2: isolation of the area + planting seedlings in total area (N2), rising 3: degraded witness (N3), spring 4: more preserved witness (N4), rising 5: isolation of the area (N5) and spring 6: isolation of the area for 8 years (N6). The regenerating individuals were sampled in 2x2 m plots allocated in the form of cross-transect in around the springs, identifying and measuring all to submit height > 30 cm diameter and the height from the ground < 5 cm. Data were analyzed using phytosociological parameters, diameter distribution and diversity indexes and similarity. The comparison of the floristic composition of springs was made by detrended correspondence analysis (DCA). 420 individuals were recorded belonging to 20 families and 43 species in 2014, and 620 individuals, 30 families and 63 species in 2015. The Myrtaceae family presented the highest number of species (14), followed by Fabaceae (5), Sapindaceae (4) and Euphorbiaceae (4). The species *Blepharocalyx salicifolius* was the most representative species in regenerating strata observed in most springs. All springs presented diameter distribution in the form of "inverted J" indicating regenerative potential. The DCA, the end of the monitoring, formed four different groups flora, in part explained by the presence of unique species within each area. As to the diversity and similarity there was an increase in the Shannon Index (H'), evenness (J') and Simpson, with higher value H' in N6 (3.04). The results indicate that the tested strategies favoring the natural regeneration of all the springs, once the number of individuals and species increased gradually during the monitoring. The isolation of spring was enough to improve the diversity indices, which may have been influenced by good connectivity between forest habitats, demonstrating that this might be a viable technique to be recommended for the region of the ecological corridor of the Fourth Cologne and its surroundings.

Keywords: water resources, areas of permanent preservation, ecological restoration.

INTRODUÇÃO

As áreas ciliares e nascentes são consideradas áreas de preservação permanente, conforme a legislação ambiental. A lei 12.651/2012, estabelece que a área de preservação permanente no entorno de nascentes deve ter um raio mínimo de 50 m, a partir do olho d'água. Caso, sejam áreas consolidadas, que apresentam atividades agrícolas ou de turismo rural antes de 22/07/2008, este raio mínimo obrigatório passa a ser de 15 m (BRASIL, 2012).

A degradação das formações florestais em áreas de nascentes, além de desrespeitar a legislação, traz inúmeros problemas ambientais. Uma vez que, tais florestas, desempenham importantes funções hidrológicas, pois ocupam locais dinâmicos da paisagem com função de filtragem e retenção de nutrientes e sedimentos provenientes do solo garantindo a proteção da qualidade da água, além de, proporcionar condições favoráveis para a maior infiltração da água da chuva, fundamentais para a recarga de nascentes e manutenção dos cursos d'água. (RODRIGUES; GANDOLFI 2000). Do ponto de vista ecológico, áreas ciliares funcionam

como corredores ecológicos, importantes para ligar e manter o fluxo gênico em fragmentos florestais (NEVES et al., 2014).

Em decorrência disso, essas áreas têm se tornado alvos recorrentes de restauração ecológica, devido a sua grande importância para a manutenção de serviços ecossistêmicos, principalmente os relacionados aos recursos hídricos. A restauração ecológica é a prática usada para iniciar ou acelerar o restabelecimento de um ecossistema degradado com aspectos da estrutura e funções ecológicas semelhantes ao original, ou seja, auxiliar no retorno à sua trajetória histórica (SER,2004).

As ações de restauração devem propor medidas que restabeçam o retorno dos processos ecológicos, e, para tal, devem ser adotadas técnicas que possibilitem o fim das fontes de impacto, condições para o estabelecimento das fontes de propágulos, e superar limitações para que a cobertura natural retorne, para assim, a área degradada ou perturbada ter a capacidade de restabelecer suas funções e perpetuar no tempo (RODRIGUES; GANDOLFI, 2000; NERY et al., 2013). Para a recuperação dos passivos, a regeneração natural é a alternativa de menor custo, mas é viável apenas em locais que apresentem potencial de resiliência.

O estudo da regeneração natural em áreas que foram aplicadas técnicas de restauração ecológica se torna uma importante ferramenta para identificar barreiras ecológicas de determinadas espécies regenerantes, que acarretam na diminuição do potencial de resiliência e restauração do ecossistema, bem como, para analisar a evolução temporal das comunidades em restauração (MELO et al., 2007). Além disso, possibilita conhecer a relação e quantidade de espécies que constituem seu estoque, que por sua vez, permitem realizar previsões quanto ao comportamento e desenvolvimento da floresta, e ações de planos futuros (CARVALHO, 1982).

SER (2004) recomenda alguns indicadores para avaliar o potencial de regeneração, dentre eles, a recuperação da composição de espécies e estrutura da comunidade, bem como, de produtividade, processos ecológicos e serviços ecossistêmicos. Além disso, uma das maneiras mais empregadas é por meio de estudos que envolvam a variação espacial na estrutura, composição e diversidade de espécies (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

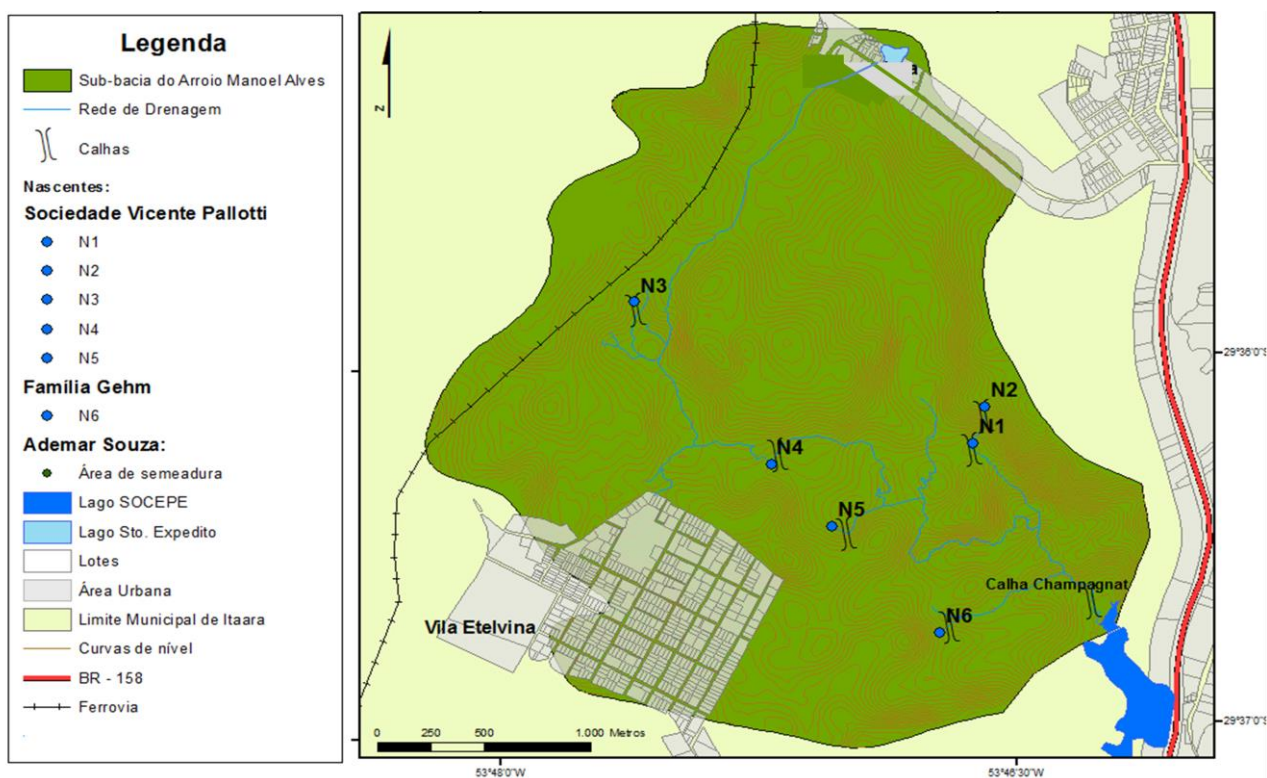
Neste contexto, o objetivo do presente estudo é avaliar o potencial da regeneração natural como mecanismo em estratégias de restauração ecológica, no município de Itaara, Rio Grande do Sul e no âmbito regional.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado em seis nascentes pertencentes à Sub-bacia do Arroio Manoel Alves, no município de Itaara, rebordo do Planalto Regional do Rio Grande do Sul (FIGURA 1). A sub-bacia está inserida na Bacia do Vacacaí-Mirim, que possui uma área total de 1200Km², e abrange cinco municípios: Santa Maria, Restinga Seca, Itaara, São João do Polêsine e Silveira Martins.

Figura 1 – Mapa de localização das seis nascentes em estudo, localizadas na sub-bacia do Arroio Manoel Alves, Itaara, RS.



** N1: nascente com plantio em núcleos; N2: nascente com plantio em área total; N3: nascente degradada; N4: nascente preservada; N5: nascente isolada; N6: nascente com isolamento de 8 anos; SOCEPE: Sociedade Concórdia de Caça e Pesca.

Esta sub-bacia é responsável pela recarga do lago do Balneário da Sociedade Concórdia de Caça e Pesca (SOCEPE), em Itaara que, por sua vez, abastece todo o município através da captação de água pela Companhia RioGrandense de Saneamento (CORSAN).

O clima da região é do tipo subtropical úmido – Cfa, segundo a classificação de Köppen, com verões quentes e sem estação seca definida. A temperatura média do mês mais quente é 22°C e a do mês mais frio é de 12,2°.

De acordo com Martins (2004), na região de Itaara o principal tipo fitogeográfico é a Floresta Estadual Decidual, sendo que a maior parte da área florestal se situa no Rebordo do Planalto Meridional, localizada na metade sul. Ocorrem também, em pequenas proporções, áreas de Floresta Ombrófila Mista, verificadas principalmente no topo do planalto, onde a vegetação arbórea forma capões e matas de galeria (MARCHIORI, 2002).

A região apresenta relevo forte-ondulado a montanhoso, onde o tipo de solo predominante é Neossolos Litólicos (STRECK et al., 2008). Segundo Dalmolin et al. 2006, os solos situados no Rebordo do Planalto, são fracamente desenvolvidos e pouco profundos, devido a taxa de formação ser semelhante à erosão natural, e a classe dos neossolos litólicos se caracterizam pela sequência de horizontes ou camadas A-R ou A-C-R, com pequena profundidade efetiva (EMBRAPA, 2006).

A base de economia do município é a atividade agropecuária, e as diferenças morfológicas entre o Topo e o Rebordo do Planalto estabeleceram usos e ocupação do solo diferentes no município. No Topo do Planalto, predominam a produção de milho, soja, forragens e o pastoreio, devido à presença de grandes produtores. Já no Rebordo do Planalto, predominam pequenas propriedades rurais de subsistência, com produção de hortifrutigranjeiros, leite, criação de aves, entre outros, devido à ocorrência de relevos íngremes (MARION, 2007). Na porção sul do município, também vem se destacando o recente avanço do eco-turismo, em locais onde os recursos naturais ainda encontram-se preservados, tornando excelentes áreas de lazer (FOLETO et al., 2011).

Procedimentos de campo

A pesquisa foi realizada em seis nascentes sob diferentes estados de conservação e aplicações de técnicas de restauração, abrangendo uma área de 0,78 ha por nascente, de forma a representar a área de preservação permanente, conforme a legislação ambiental.

Para a classificação do estado de conservação das seis nascentes, utilizou-se a metodologia proposta por Pinto et al. (2004), em que a área foi dividida em 4 quadrantes, a

partir do olho d'água da nascente, com raio de 50 m cada, a fim de caracterizar a vegetação das nascentes. Visualmente, classificou-se as nascentes em três categorias: Preservada, quando a área no entorno da nascente apresenta pelo menos 50 m de vegetação nativa; Perturbada, quando as nascentes não apresentam um raio de 50 m de vegetação nativa em seu entorno, e um pequeno grau de perturbação; e Degradada, quando as nascentes apresentavam-se com faixa estreita ou nenhuma vegetação nativa no seu entorno, e com algum fator de alto grau de perturbação, como erosões, presença de gado, dentre outros. Para avaliação da fonte de impacto sobre as nascentes constituiu-se num prognóstico de uso e ocupação do solo nas áreas do entorno das nascentes, de acordo com a realidade local.

A nascente 1 (N1) era constituída por uma faixa de aproximadamente 10 m de vegetação nativa a partir do olho d'água e povoamento de eucalipto no seu entorno, apresentava acesso contínuo do gado para pastagem e exibia baixa declividade. A intervenção nesta área foi o isolamento por meio do cercamento da área e o plantio de mudas em núcleos.

A nascente 2 (N2) se localizava bem próximo da N1, não apresentava vegetação nativa no entorno do olho d'água, sendo constituída somente por povoamento de eucalipto, mas continha remanescentes florestais próximos. Seu relevo era plano e a área havia acesso contínuo do gado como local de pastagem. A técnica aplicada nesta nascente foi o isolamento seguida do plantio de mudas em área total.

Nascente 3 (N3) era constituída por povoamento de eucalipto e capim *Brachiaria* sp. e não apresentava vegetação nativa no seu entorno, apenas escassos remanescentes nas suas proximidades. O acesso do gado no local era constante servindo de pastagem, e a área exibia relevo plano. Esta nascente não recebeu nenhuma intervenção de restauração, servindo como testemunha degradada.

A nascente 4 (N4) apresentava mais de 50 metros de vegetação nativa no seu entorno e sem acesso a entrada de gado e exibia relevo plano. Nesta área foi realizado o cercamento, a fim de manter a conservação do local, servindo como a nascente testemunha em condições mais preservada.

Nascente 5 (N5) era constituída por 40 metros de vegetação nativa à esquerda do curso da água a partir do olho, e por povoamento de eucalipto à direita, apresentava acesso contínuo do gado e relevo com baixa declividade. Esta nascente ficava mais distante das demais áreas e próxima de um fragmento de araucárias. Foi realizado um isolamento através de cercamento, a fim de possibilitar o desenvolvimento do estrato regenerante.

Já a nascente 6 (N6) encontrava-se isolada pelos proprietários, por meio de cercamento, há 8 anos, e apresentava-se em estágio sucessional inicial a médio. Anteriormente, esta área era

constituída por plantios de *Pinus* sp. e pelo acesso contínuo do gado. Exibia relevo com pequena declividade. Esta área foi apenas monitorada, sem a necessidade de intervenção.

De acordo com esta análise inicial, são apresentadas na Tabela 1, a classificação do estado de conservação de acordo com a metodologia proposta por Pinto et al. (2004), as fontes de impacto e os tratamentos de restauração aplicadas nas seis nascentes em estudo.

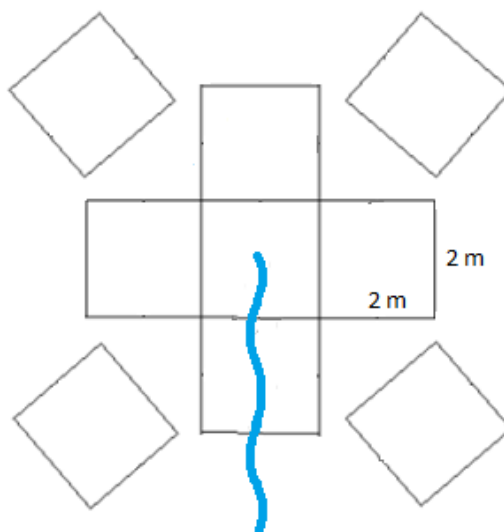
Tabela 1 – Classificação das nascentes em estudo quanto ao seu estado de conservação, fonte de impacto e técnica de restauração aplicada.

| Nascente | Estado de conservação | Fonte de impacto | Técnica aplicada |
|-----------------|------------------------------|-----------------------------|------------------------------------|
| N1 | Perturbada | Plantio de eucalipto e gado | Isolamento e plantio em área total |
| N2 | Degradada | Plantio de eucalipto e gado | Isolamento e plantio em núcleos |
| N3 | Degradada | Plantio de eucalipto e gado | Nenhuma intervenção |
| N4 | Preservada | - | Isolamento |
| N5 | Perturbada | Gado | Isolamento |
| N6 | Perturbada | Gado | Isolamento a 8 anos |

Foi realizado análises das características físicas e químicas do solo, cujos resultados encontram-se no Anexo 1 e 2.

A amostragem dos dados de vegetação foi realizada em 8 unidades amostrais de 2 x 2 m² por nascente, instaladas de forma sistemática, formando um transecto cruzado, tendo como ponto central o olho d'água. Quatro parcelas foram instaladas a 5 metros do olho d'água em cada uma das quatro direções (acima, abaixo, direita e esquerda) e outras 4 parcelas a 30 metros em cada direção, com um ângulo de 45°, entre as parcelas descritas acima (FIGURA 2). Foram medidos e identificados todos os indivíduos regenerantes que apresentassem altura maior ou igual a 30 cm e diâmetro à altura do solo (DAS) menor ou igual a 5 cm.

Figura 2 – Croqui da distribuição das oito parcelas (2m x 2m) em cada nascente em estudo para a amostragem dos dados de vegetação, no município de Itaara, RS.



As espécies foram identificadas a campo e, quando isso não foi possível, coletou-se material botânico para posterior identificação, com auxílio de especialistas do Herbário do Departamento de Ciências Florestais, da Universidade Federal de Santa Maria. A nomenclatura utilizada para a classificação das espécies e famílias segue a proposta do *Angiosperm Phylogeny Group III* (APG III, 2009). Os dados foram coletados durante dois levantamentos: o primeiro antes da aplicação das técnicas de restauração, setembro de 2014, e o segundo em outubro de 2015, após um ano da implantação das técnicas.

Análise dos dados

Para descrever a composição florística foram determinados os parâmetros fitossiológicos: número de indivíduos (NI), densidade absoluta (DA) e frequência absoluta (FA) para cada espécie amostrada, de acordo com Mueller-Dombois e Elleberg (1974). A fim de comparar se houve aumento significativo no decorrer da avaliação, aplicou-se o teste t de Student, a nível de 5% de erro para o parâmetro NI, através do programa SISVAR. Para descrever a diversidade e similaridade determinou-se os seguintes índices: Diversidade de Shannon (H') e Equabilidade de Pielou (J') (MAGURRAN, 1988), dominância de Simpson (C) (BROWER; ZARR, 1984), índice de Sorensen (S_s) e a diversidade alfa, dentro de um habitat, que corresponde a riqueza de espécies de uma determinada comunidade, utilizando o software

PAST, versão 1.79 (HAMMER et al., 2001). Os valores de Shannon (H') das seis nascentes em estudo foram comparados pelo teste-*t* de Hutcheson, com comparações foram feitas aos pares (HUTCHESON, 1970).

Para a verificação da formação de grupos florísticos e a comparação da composição florística entre as nascentes estudadas, foi constituída uma matriz de abundância de espécies por parcela contendo dados de presença e ausência para os dois levantamentos, e após foi realizada a análise de correspondência retificada (DCA). Além disso, aplicou-se uma análise de correspondência canônica (CCA), a fim de verificar a associação entre as espécies e as variáveis físico-químicas do solo, para tal, foram organizadas duas matrizes, uma contendo as espécies florestais por nascente e a outra com as variáveis ambientais. As duas análises foram realizadas através do *software* estatístico CANOCO 4.5 (TER BRAAK; SMILAUER, 2002).

Foi realizada uma análise da distribuição diamétrica, confeccionando-se histogramas de classes de diâmetro referente aos dois inventários nas nascentes estudadas, obtidos conforme metodologia proposta por Felfili & Resende (2003).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Parâmetros fitossociológicos

No levantamento florístico da regeneração natural, considerando-se as seis nascentes estudadas, foram amostrados 420 indivíduos pertencentes a 20 famílias e 43 espécies no ano de 2014 e, 618 indivíduos, 30 famílias e 63 espécies em 2015, esse indicativo de aumento foi verificada em todas as nascentes entre os dois inventários, conforme a Tabela 2. Myrtaceae foi a família com maior número de espécies (14) e mais representativa entre as nascentes, seguida de Fabaceae (5), Sapindaceae (4) e Euphorbiaceae (4). Essas famílias também se destacaram em relação ao número de espécies registradas em outros trabalhos desenvolvidos por Ferreira et al. (2009) e Pinto et al. (2005), avaliando nascentes na região de Minas Gerais. Segundo Sobral (2003), a família Myrtaceae é a que apresenta maior número de representantes na flora arbórea

de todos os tipos fitogeográficos do Rio Grande do Sul., e é bem conhecida por sua elevada representatividade nas comunidades arbóreas de Floresta Estacional Decidual em áreas de rebordo do Planalto Meridional, bem como, as famílias Fabaceae, Euphorbiaceae e Sapindaceae (SCIPIONI, 2008; FAVERO; LONGHI, 2015). Na Tabela 2 são apresentadas as cinco espécies mais frequentes por nascente e os seus respectivos números de indivíduos, densidade e frequência absoluta.

Com relação à estrutura fitossociológica do fragmento florestal verifica-se que *Blepharocalyx salicifolius* é uma das espécies mais representativas no estrato regenerante, encontrada na maioria das nascentes em estudo no ano de 2014 e 2015, apresentando os maiores valores em NI, DA e FA, sendo seguida por *Eugenia uniflora* e *Daphnopsis racemosa* (Tabela 2). Estas encontravam-se distribuídas em todas as parcelas, ou seja, ocorrendo nos locais mais próximos e mais afastados do olho d'água, não se adaptando somente a regiões mais hidromórficas.

AB. salicifolius e *D. racemosa* são espécies típicas de matas ciliares, e têm se destacado em vários estudos, como uma das espécies mais representativas em áreas ripárias (NASCIMENTO et al., 2001; GOULART et al., 2010; RORATO, 2012).

Em estudo realizado por Curcio et al. (2007), sobre a adaptação de espécies considerando diferentes grau de hidromorfia no Rio Iraí, Paraná, as espécies, *B. salicifolius*, *G. klotzschiana*, *M. tenella* são algumas que apresentaram boa adaptação aos solos hidromórficos. O mesmo autor salienta que, muito embora, sejam de caráter higrófilo, estas apresentam bom desenvolvimento em campo em solos não-hidromórficos. A espécie *E. uniflora* é observada entre as espécies predominantes nos estágios iniciais da tipologia de Floresta Estacional Decidual, no Inventário Florístico Contínuo do RS (RIO GRANDE DO SUL, 2001) e considerada abundante em áreas de capões de solos úmidos e matas de galeria (REITZ et al., 1983).

Tabela 2 – Parâmetros fitossociológicos das cinco espécies mais frequentes nos anos de 2014 e 2015, para as seis nascentes em restauração, no município de Itaara, RS.

| 2014 | | | | | |
|------|--|---------------|----|----------------|-------|
| | Espécie | Família | NI | DA(árvores/ha) | FA(%) |
| N1 | <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg | Myrtaceae | 18 | 0,563 | 75,00 |
| | <i>Eugenia uniflora</i> L. | Myrtaceae | 8 | 0,250 | 37,50 |
| | <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg. | Euphorbiaceae | 7 | 0,219 | 37,50 |
| | <i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb. | Thymelaeaceae | 7 | 0,219 | 25,00 |

[Continuação...]

| | | | | | |
|-------------|---|-----------------|-----|-------|--------|
| | <i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk. | Sapindaceae | 5 | 0,156 | 12,50 |
| | Total** | | 70 | 2,185 | 387,50 |
| N2 | <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg | Myrtaceae | 22 | 0,688 | 87,50 |
| | <i>Rubus brasiliensis</i> Mart. | Rosaceae | 7 | 0,219 | 37,50 |
| | <i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg | Myrtaceae | 7 | 0,219 | 12,50 |
| | <i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb. | Thymelaeaceae | 7 | 0,219 | 25,00 |
| | <i>Calyptanthes concinna</i> DC. | Myrtaceae | 4 | 0,125 | 12,50 |
| | Total | | 84 | 2,625 | 462,50 |
| N3* | <i>Miconia hiemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin | Melastomataceae | 1 | 0,031 | 12,50 |
| | <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | Rutaceae | 1 | 0,031 | 12,50 |
| | Total | | 4 | 0,125 | 50 |
| N4 | <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg | Myrtaceae | 19 | 0,594 | 87,50 |
| | <i>Eugenia uniflora</i> L. | Myrtaceae | 19 | 0,594 | 75,00 |
| | <i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb. | Thymelaeaceae | 16 | 0,500 | 75,00 |
| | <i>Eugenia involucrata</i> DC. | Myrtaceae | 12 | 0,375 | 50,00 |
| | <i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg | Myrtaceae | 9 | 0,281 | 37,50 |
| | Total | | 110 | 3,438 | 562,5 |
| N5 | <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng. | Euphorbiaceae | 12 | 0,375 | 50,00 |
| | <i>Eugenia uniflora</i> L. | Myrtaceae | 8 | 0,250 | 62,50 |
| | <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg. | Euphorbiaceae | 6 | 0,188 | 12,50 |
| | <i>Miconia hiemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin | Melastomataceae | 5 | 0,156 | 25,00 |
| | <i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg. | Myrtaceae | 5 | 0,125 | 37,50 |
| | Total | | 66 | 2,065 | 487,5 |
| N6 | <i>Cestrum euanthes</i> Schtdl. | Solanaceae | 16 | 0,500 | 25,00 |
| | <i>Styrax leprosus</i> Hook.& Arn. | Styracaceae | 9 | 0,281 | 37,50 |
| | <i>Eugenia uniflora</i> L. | Myrtaceae | 7 | 0,219 | 37,50 |
| | <i>Myrcia oblongata</i> DC. | Myrtaceae | 7 | 0,219 | 37,50 |
| | <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. | Sapindaceae | 6 | 0,188 | 37,50 |
| | Total | | 86 | 2,688 | 437,5 |
| Total geral | | | 420 | - | - |

2015

| | | | | | |
|----|---|-----------------|-----|-------|-------|
| N1 | <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg | Myrtaceae | 18 | 0,562 | 75,00 |
| | <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg. | Euphorbiaceae | 16 | 0,500 | 50,00 |
| | <i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb. | Thymelaeaceae | 10 | 0,312 | 25,00 |
| | <i>Eugenia uniflora</i> L. | Myrtaceae | 8 | 0,250 | 37,50 |
| | <i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk. | Sapindaceae | 7 | 0,218 | 37,50 |
| | Total | | 103 | 3,218 | 537,5 |
| N2 | <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg | Myrtaceae | 23 | 0,718 | 87,50 |
| | <i>Calyptanthes concinna</i> DC. | Myrtaceae | 12 | 0,375 | 12,50 |
| | <i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb. | Thymelaeaceae | 9 | 0,281 | 25,00 |
| | <i>Miconia hiemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin | Melastomataceae | 8 | 0,250 | 37,50 |
| | <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg. | Euphorbiaceae | 6 | 0,188 | 37,50 |

[Continuação...]

| | | | | | |
|-------------|---|-----------------|-----|-------|--------|
| | Total | | 103 | 3,218 | 512,5 |
| N3 | <i>Miconia hiemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin | Melastomataceae | 17 | 0,531 | 12,50 |
| | <i>Solanum compressum</i> L.B. Sm. & Downs | Solanaceae | 4 | 0,125 | 12,50 |
| | <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | Rutaceae | 3 | 0,093 | 25,00 |
| | <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. | Primulaceae | 2 | 0,062 | 25,00 |
| | <i>Solanum mauritianum</i> Scop. | Solanaceae | 1 | 0,031 | 12,50 |
| | Total | | 33 | 1,031 | 162,5 |
| N4 | <i>Eugenia uniflora</i> L. | Myrtaceae | 25 | 0,781 | 100,00 |
| | <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg | Myrtaceae | 21 | 0,656 | 37,50 |
| | <i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg | Myrtaceae | 21 | 0,656 | 50,00 |
| | <i>Calyptranthes concinna</i> DC. | Myrtaceae | 15 | 0,468 | 62,50 |
| | <i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb. | Thymelaeaceae | 9 | 0,281 | 62,50 |
| | Total | | 162 | 5,062 | 950 |
| N5 | <i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng. | Euphorbiaceae | 13 | 0,406 | 37,50 |
| | <i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg. | Euphorbiaceae | 12 | 0,375 | 12,50 |
| | <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg | Myrtaceae | 8 | 0,250 | 50,00 |
| | <i>Miconia hiemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin ex Naudin | Melastomataceae | 7 | 0,218 | 25,00 |
| | <i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera | Asteraceae | 5 | 0,156 | 25,00 |
| | Total | | 91 | 2,843 | 587,5 |
| N6 | <i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb. | Rosaceae | 17 | 0,531 | 62,50 |
| | <i>Cestrum euanthes</i> Schtdl. | Solanaceae | 14 | 0,437 | 12,50 |
| | <i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. | Sapindaceae | 13 | 0,406 | 75,00 |
| | <i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi | Anacardiaceae | 11 | 0,343 | 62,50 |
| | <i>Eugenia uniflora</i> L. | Myrtaceae | 10 | 0,315 | 50,00 |
| | Total | | 126 | 4,00 | 725,0 |
| Total geral | | | 618 | - | - |

N1: nascente com plantio em núcleos; N2: nascente com plantio em área total; N3: nascente degradada; N4: nascente preservada; N5: nascente isolada; N6: nascente com isolamento de 8 anos; NI: número de indivíduos amostrados; DA: densidade absoluta; FA: frequência absoluta. * Para as nascentes que não apresentarem as cinco espécies mais frequentes, foi porque não continham espécies suficientes ou estas não puderam ser identificadas taxonomicamente; ** Total de espécies florestais levantadas em cada nascente.

A comparação do número total de indivíduos por nascente de 2014 para 2015 não apresentou diferenças estatisticamente significativas pelo teste t de Student ($p < 0,05$). Mesmo assim, é possível notar-se uma tendência de aumento, o que pode ser atribuído ao cercamento das áreas. Apenas a N3 não foi cercada, no entanto, no período entre inventários, os proprietários retiraram o gado e cessaram as roçadas de limpeza nos povoamentos de eucalipto, o que permitiu um efeito de mais indivíduos arbóreos em 2015.

A ausência de resultados estatisticamente significativo pode ser devido ao curto intervalo entre inventários, o que atesta a necessidade de períodos maiores de monitoramento quando se trata de estratégias de restauração ecológica. Brancolion et al. (2012), consideram o

monitoramento periódico em longos períodos como uma das etapas essenciais em termos de restauração, a fim de obter aferições mais precisas de como a área a ser restaurada vem reagindo aos tratamentos aplicados e quantificar os serviços ecossistêmicos prestados pelos ecossistemas florestais após restaurados (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005 apud BELLOTTO et al., 2009).

Conforme Guariguata & Ostertag (2001), a recuperação da estrutura horizontal das florestas secundárias ocorre mais rapidamente do que a da composição e riqueza de espécies. Para Alves & Metzger (2006), a intensidade do nível de perturbação afeta a sucessão florestal, resultando em estruturas diferentes. Estas mudanças são dirigidas pela modificação das condições físicas e químicas do solo ocasionadas pelo histórico de perturbação e uso da terra, além da disponibilidade de remanescentes que funcionam como fontes de sementes para a regeneração (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001).

De acordo com os parâmetros fitossociológicos obtidos para as seis nascentes analisadas, observou-se que as espécies com maior ocorrência foram: *Blepharocalyx salicifolius*, *Eugenia uniflora*, *Calyptanthes concinna*, *Daphnopsis racemosa*, *Miconia hiemalis*, *Prunus myrtifolia*, *Allophylus guaraniticus*, *Myrceugenia myrcioides*, *Gymnanthes klotzschiana* e *Sebastiania brasiliensis*. Dessa forma, essas espécies poderiam ser indicadas para a aplicação em projetos de restauração ecológica em nascentes e matas ciliares na localidade do projeto, indicando adaptabilidade às diferentes condições da área estudada.

Rodrigues & Nave (2000), em uma revisão de 43 levantamentos de matas ciliares no Brasil extra-amozônico, verificaram que as espécies que mais ocorreram foram *B. salicifolius* (30,4%), *M. elaeagnoides* (39,1%), *Z. rhoifolium* (34,8%), *P. myrtifolia* (52,2%), *S. romanzoffiana* (54,3%), *C. vernalis* (54%), e em menores proporções, *S. brasiliensis* (21%), *S. terebentifolius* (10%), *G. klotzschiana* (2,2%), *E. uniflora* (21%), *S. leprosus* (2,2%) e *A. guaraniticus* (6,5%), confrontando com boa parte das espécies amostradas e mais frequentes desta pesquisa.

Em estudo realizado por Budke et al. (2004) em um afluente do rio Vacacaí-Mirim no município de Santa Maria, RS, as espécies consideradas estruturalmente importantes foram *Gymnanthes concolor*, *Eugenia uniflora*, *Gymnanthes klotzschiana* e *Sebastiania brasiliensis*, sendo que a maioria destas espécies foram levantadas em todas as nascentes perturbadas ao final do monitoramento no presente estudo, o que demonstra o potencial regenerativo em todas as áreas.

Apesar de a nascente N3 apresentar maiores acréscimos nos valores de NI entre os dois inventários, os valores encontrados nos dois levantamentos se mostram muito aquém se comparado às demais nascentes. A matriz na qual está inserida a nascente não apresenta vegetação nativa, sendo constituída principalmente por povoamentos de eucalipto e possui acesso constante do gado, o que contribui para que os regenerantes tenham dificuldade de estabelecimento no decorrer do tempo.

Em trabalho realizado por Kilca (2014), o autor confirmou que o gado acarreta mudanças maiores na estrutura e composição florística do componente arbóreo regenerante e herbáceo, e que pouco afeta a estrutura do porte arbóreo. O mesmo autor, salienta que florestas jovens após o isolamento da presença contínua do gado, ocasionam o rápido crescimento de espécies invasoras, via defecação do gado.

Outro fator que pode ter contribuído para os valores encontrados é a presença de capim *Brachiariasp.* em praticamente todo o entornoda nascente, dificultando o estabelecimento das espécies por meio da regeneração natural. Botelho e Davide (2002) afirmam que a presença de plantas invasoras impede a germinação e emergência das plântulas e sementes presentes no banco do solo, comprometendo o estabelecimento e crescimento inicial da regeneração natural.

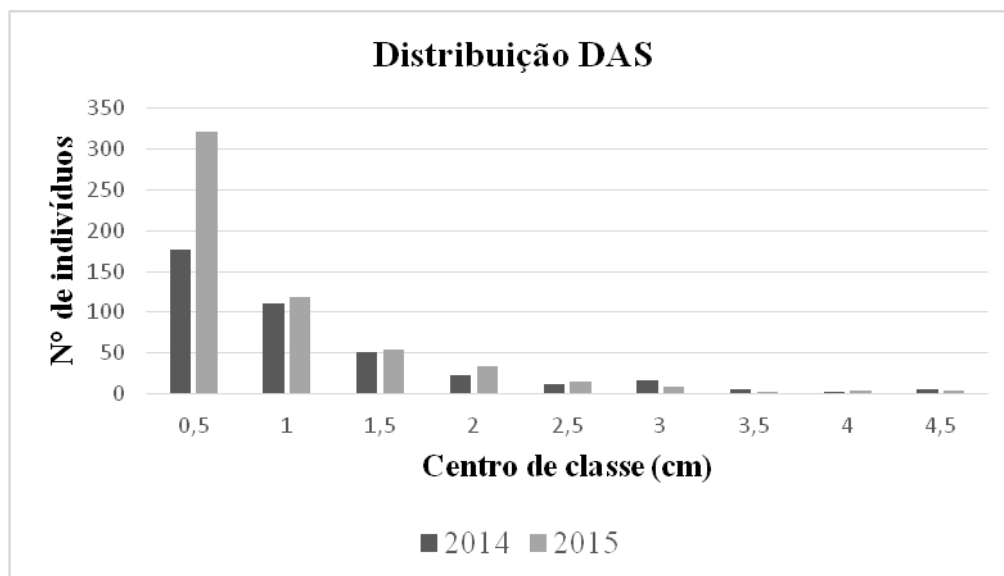
Observa-se que, no final do período de monitoramento, o número de indivíduos aumentou de 420 para 618 indivíduos num período de um ano, após o isolamento e aplicação das técnicas de restauração nas nascentes em estudo. A nascente N1 apresentou 33 novos indivíduos na segunda avaliação, a nascente N2, 20, a nascente N3, 29, a nascente N4, 52, a nascente N5, 25, e a nascente N6, 42 novos indivíduos, representando um aumento de 32,04%, 19,42%, 87,88%, 32,09%, 27,47% e 32,8% respectivamente.

Em estudo realizado por Antares et al. (2012), avaliando a regeneração natural em uma nascente em processo de restauração no município de Lavras, verificou o aumento significativo no número de indivíduos e espécies aos 80 meses após o isolamento da área, e que tais resultados reforçam o potencial que a regeneração natural apresenta para restauração de nascentes, esta tendência pode ser evidenciada neste estudo.

Distribuição diamétrica

Analisando a distribuição diamétrica para a regeneração é possível observar o aumento proporcional no número de indivíduos na maioria das classes de tamanho nas nascentes em estudo, ao final do período de monitoramento (FIGURA 3).

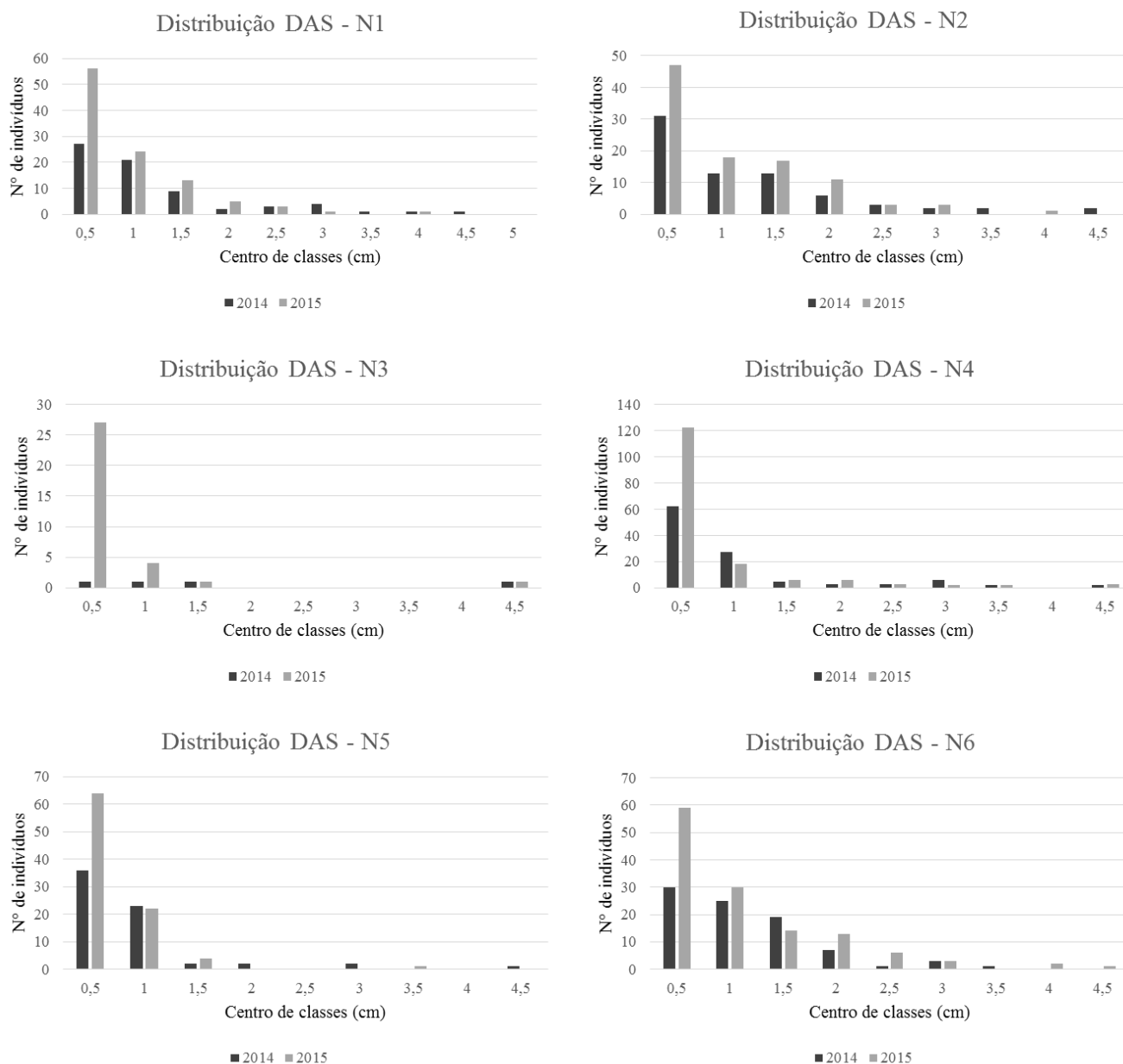
Figura 3 – Distribuição em classes de diâmetro à altura do solo (DAS) das espécies regenerantes nas nascentes em vias de restauração no município de Itaara, RS.



Houve maior concentração de indivíduos no centro de classe de 0,5 cm e uma diminuição gradual conforme aumento do diâmetro.

Com exceção da N3, as demais nascentes apresentaram distribuição em forma de “J invertido”, típica de florestas inequiâneas, nos anos de 2014 e 2015 (Figura 4), apresentando alta concentração de indivíduos nas classes menores e redução acentuada no sentido das classes maiores, sobressaindo-se a classe de 0,5cm em todas as nascentes nos dois levantamentos.

Figura 4 – Distribuição em classes de diâmetro das espécies regenerantes por nascente sob diferentes tratamentos de restauração no município de Itaara, RS.



A N3 (testemunha degradada), no ano de 2014, não acompanhou a tendência observada nas outras nascentes, e a distribuição mostrou-se descontínua em todas as classes de diâmetro, fazendo com que o padrão “J invertido” não seja aparente no histograma. Tal nascente continha presença assídua de gado e manutenção de limpeza periódica no plantio de eucaliptos no ano de 2014, antes da realização desta pesquisa, o que pode ser um dos fatores preponderantes para

essa condição. Em estudo realizado por Oliveira et al. (2013), os autores constataram que as nascentes degradadas apresentavam uma distribuição descontínua no decorrer das classes de diâmetros, não apresentando a forma padrão “J invertido”, concordando com o resultado encontrado na nascente degradada em estudo.

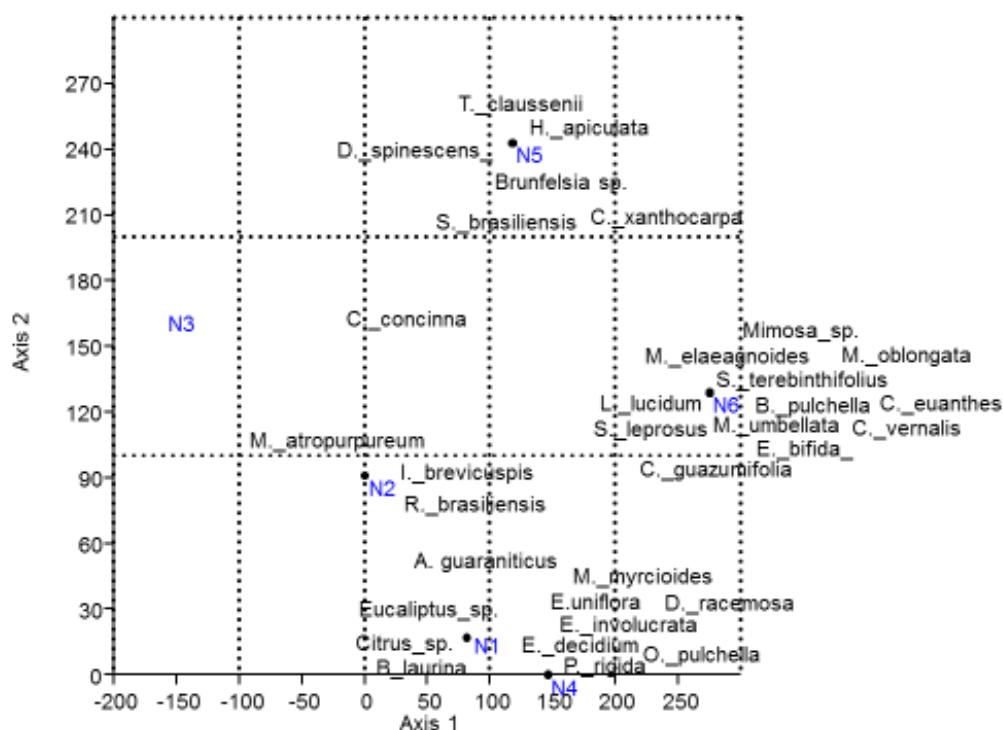
Observou-se que em algumas nascentes houve a descontinuidade e ausência de indivíduos nos maiores centros de classe, principalmente em 2014, o que não significa que a floresta tenha problemas de recrutamento, considerando-se o curto intervalo de tempo entre os dois inventários. Tal fato pode ser verificado ao avaliar os resultados para o ano de 2015, onde houve uma tendência de aumento no número de indivíduos, evidenciando os resultados positivos após o isolamento das áreas. Wright (2002) afirma que indivíduos podem permanecer em classes menores por longos períodos até que ocorra uma alteração ambiental, a partir de causas naturais ou antrópicas, que favoreça o crescimento de indivíduos pela entrada de luminosidade na área.

Segundo Machado et al. (2010), as diferenças entre as distribuições diamétricas podem estar relacionadas a diversos fatores, incluindo a ecologia de cada espécie e o histórico de perturbações sobre a área. Assim, pode-se inferir que os resultados observados na distribuição acompanham a classificação das nascentes quanto ao estado de conservação, principalmente, da nascente degradada.

Análise de correspondência retificada (DCA)

A DCA no estrato regenerativo (FIGURA 5) mostrou tendência de separação das nascentes em cinco grupos distintos no levantamento de 2014, os quais vão ao encontro da classificação das nascentes nas respectivas categorias. O primeiro eixo de ordenação separou mais da metade da variação encontrada (68,42%). O elevado autovalor encontrado para este eixo indica elevada substituição de espécies ao longo do gradiente ambiental (TER BRAAK, 1995).

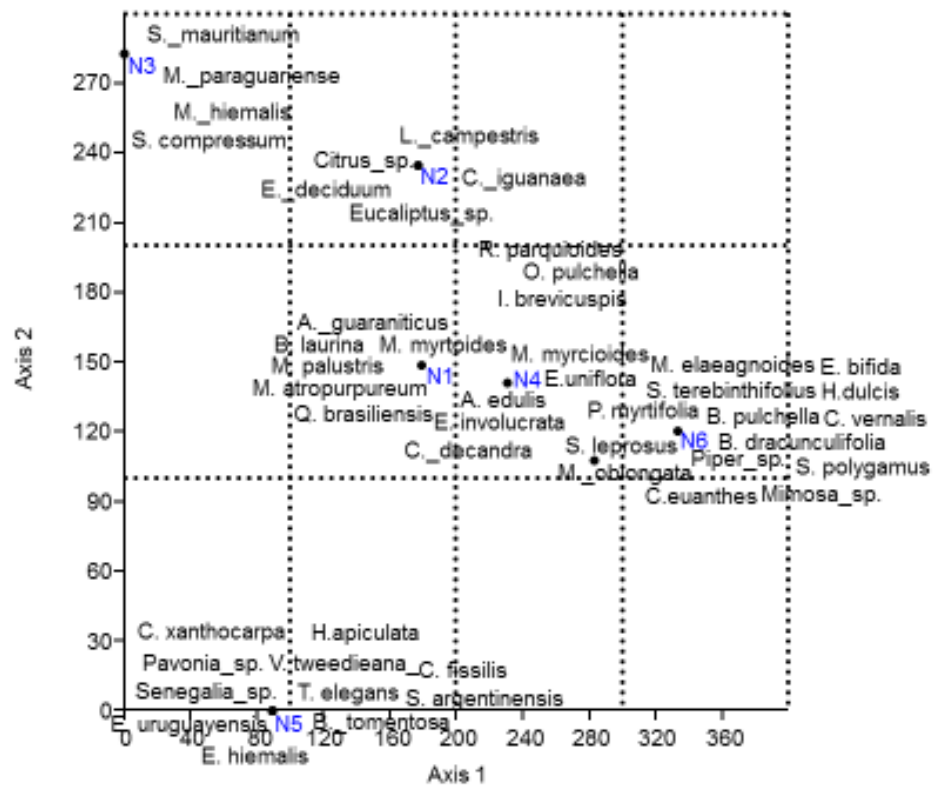
Figura 5 – Análise de correspondência retificada para a relação entre as espécies amostradas e as nascentes avaliadas, no levantamento realizado em 2014.



O gráfico da DCA para o segundo levantamento realizado em 2015, demonstra a distinção de 4 grupos florísticos (FIGURA 6). O autovalor para o primeiro eixo foi de 56,93%, sintetizando mais da metade da variação dos dados.

Nota-se que as semelhanças na composição florística e estrutural das nascentes N1 e N4 se tornaram mais próximas da N6, no decorrer do tempo do monitoramento, o que pode ser demonstrado pelas espécies em comum, onde se destacam, *Blepharocalyx salicifolius*, *Zanthoxylum rhoifolium*, *Daphnopsis racemosa* e *Calypttranthes concinna*. Todas estas apresentaram densidades consideráveis nas referidas nascentes (Tabela 2), sendo típicas de matas ciliares (ARAÚJO et al., 2004). O isolamento para evitar o acesso do gado nestas áreas e a presença de vegetação nativa foi o fator que mais contribuiu para que estas áreas se tornassem mais similares entre os inventários, uma vez que, os remanescentes florestais contribuíram para o desenvolvimento destas espécies no estrato regenerativo.

Figura 6 – Análise de correspondência retificada para a relação entre as espécies amostradas e as nascentes avaliadas, no segundo levantamento realizado em 2015.



Esta distinção entre as nascentes para os dois inventários é em parte explicada pela ocorrência de espécies exclusivas em cada área, como pode ser verificado em N5 e N2. Dentre as espécies exclusivas para a nascente 5 cita-se a *Trichilia elegans*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Cedrela fissilis*, *Banara tomentosa*, *Eugenia hiemalis*, *Eugenia uruguayensis* e *Helietta apiculata*, típicas de florestas secundárias estacionais mais abertas (REITZ et al., 1983). Esta nascente, se caracteriza por conter um remanescente próximo de muitas araucárias, e a espécie *Campomanesia xanthocarpa* e *Cedrella fissilis* são algumas das espécies que geralmente vêm associadas a essa espécie na Floresta Ombrófila Mista (CORDEIRO, 2005). Na nascente N2, podemos citar *Celtis iguanaea*, *Lonchocarpus campestris* e *Erythroxylum deciduum*.

Se observarmos as condições físicas do solo (Anexo 1) estas se mostram bem semelhantes entre as áreas de nascentes, apenas a N3 apresenta certas distinções nos parâmetros de resistência à penetração (RP) e condutividade hidráulica (K), provavelmente ocasionadas pela maior perturbação sobre o local, condizente com a sua classificação prévia quanto ao estado de conservação. Tendo isto em vista, provavelmente, o fator que mais influenciou para

essa exclusividade de espécies, seja ocasionada pela fonte de propágulos advindas da vegetação nativa próxima das nascentes.

As áreas ciliares apresentam alta heterogeneidade florística em comparativos, ocasionadas por vários fatores que influenciam no estabelecimento das espécies, dentre eles, condições específicas do ambiente em escala local e regional, nível do lençol freático que interage com aspectos, como relevo, condições físico-químicas do solo, profundidade e ciclagem dos nutrientes (RODRIGUES; NAVES, 2009).

Com relação à nascente testemunha degradada (N3), foi possível notar que o primeiro eixo de ordenação separou-a das nascentes perturbadas nos dois levantamentos. Observou-se que no ano de 2014, a nascente não apresentou nenhuma espécie correlacionada. Acredita-se que a presença assídua do gado e a manutenção periódica de limpeza na área de plantio de eucaliptos impedia que o estrato regenerativo se estabelecesse.

No levantamento de 2015, nota-se o estabelecimento de algumas espécies do gênero *Solanum* sp. e a *Miconia hiemalis*, espécies típicas de sucessão inicial. Os gêneros *Miconia* e *Solanum* são arbustos pioneiros e de ciclo de vida curto, colonizadoras de grandes clareiras (TABARELLI; MANTOVANI, 1999), situação encontrada nesta área de estudo. A retirada temporária do gado durante o período de monitoramento e a suspensão da manutenção de limpeza no povoamento de eucalipto são fatores que possivelmente favoreceram o estabelecimento destas espécies na regeneração.

Em pesquisa realizada por Pinto et al. (2005), avaliando a composição florística em nascentes degradadas e perturbadas em Minas Gerais, a ordenação pela DCA separou as nascentes degradadas de perturbadas, corroborando com os resultados desta análise.

A N6, nascente que foi isolada há 8 anos, apresentou correlação com inúmeras espécies, sendo algumas exclusivas da área, o que possivelmente tenha influenciado para que no primeiro levantamento ela não apresentasse similaridade com nenhuma nascente. Como espécies exclusivas, cita-se a *Escallonia bifida*, *Cupania vernalis* e *Mimosa* sp.. Dentre as espécies exclusivas exóticas destacaram-se a *Hovenia dulcis* e *Ligustrum lucidum*, refletindo sinais da ação antrópica sobre a área. Esta nascente encontra-se bem próxima à casa de agricultores, que de acordo com os proprietários, introduziram nos arredores para uso ornamental, o que acarretou na propagação destas espécies no entorno da nascente.

Além disso, as espécies invasoras são também muitas vezes associadas a distúrbios. Clareiras e bordas representam distúrbios comuns em ecossistemas e constituem ambientes favoráveis ao desenvolvimento de invasoras, especialmente manchas secundárias isoladas de

campos agrícolas (ARAGÓN; GROOM, 2003), situação verificada na área de estudo. Em estudo realizado por Hummel (2014), quanto à dinâmica da espécie *Ligustrum lucidum* no Parque Estadual da Quarta Colônia, Região Central do Rio Grande do Sul, foi constatado que a disseminação da espécie vem aumentando, principalmente, no estrato regenerante, o que pode ser considerado uma ameaça às espécies nativas locais. Para as espécies *Hovenia dulcis* e *L. lucidum* um fator que pode influenciar na sua dispersão é a facilidade de multiplicação por sementes e a frutificação consistente, no caso da *H. dulcis* pode ser consumida por pessoas e animais, além de ser uma espécie bastante rústica e de rápido crescimento (LORENZI et al., 2003; ROSA et al., 2008).

As espécies mais correlacionadas com a nascente N6 foram *Schinus terebinthifolius*, *Matayba elaeagnoides*, *Prunus myrtifolia*, *Styrax leprosus*, *Cestrum euanthes* e *Bernardia pulchella*. As espécies presentes nesta nascente apresentam comportamento de pioneiro a secundário (REITZ et al., 1983; ARAÚJO et al., 2004), indicando que a nascente se encontra num estágio intermediário de sucessão.

Dentre as espécies mais correlacionadas com a nascente N4, classificada como preservada, cita-se: *Allophylus edulis*, *Casearia decandra*, *Eugenia uniflora*, *Myrceugenia myrcioides*, *Eugenia involucrata*. Estas em sua maioria apresentam comportamento secundário (REITZ et al., 1983; GANDOLFI et al., 1995), indicando que se apresenta num estágio de sucessão mais avançado, refletindo a formação florestal mais conservada desta área.

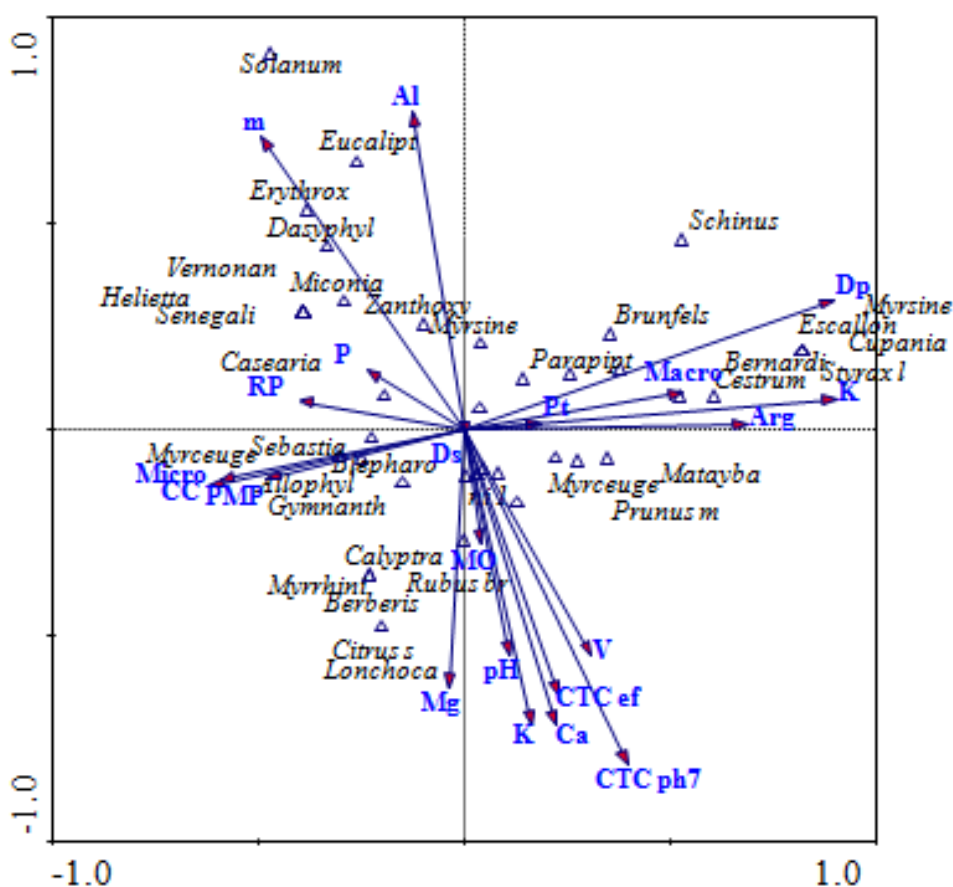
O resultado apresentado na DCA indica que fatores ambientais, tais como luminosidade, condições físicas e químicas do solo, e a fonte de propágulos advindos das matrizes florestais próximas e a existência de banco de sementes no solo parecem ser os principais responsáveis pelo agrupamento preferencial e exclusivo das espécies nas nascentes em estudo.

Análise de correspondência canônica (CCA)

Na análise da relação solo-vegetação por correspondência canônica (Figura 7), dentre as variáveis ambientais, 15 delas apresentaram correlação acima de 0,4 com ao menos um dos dois primeiros eixos e chegaram a explicar um total de 33,9% da variabilidade dos dados no primeiro eixo e 22,4% no segundo. Essa baixa correlação (variância dos dados) é esperada em ordenações quando se trata de dados ecológicos, tendo em vista a complexidade dos fatores envolvidos na determinação da composição florística e estrutural de formações vegetais, como

fatores de dispersão de espécies, condições ambientais e entre outros que não podem ser mensurados (TER BRAAK, 1988; ASSIS, 2010).

Figura 7 – Análise de correspondência canônica para a relação entre as espécies amostradas e as variáveis ambientais, ao final do monitoramento realizado em 2015.



Abreviações: CC: Capacidade de campo (cm^3/cm^3); PMP: ponto de murcha permanente (cm^3/cm^3); k: condutividade hidráulica (mm/h); Dp: densidade de partícula (g/cm^3); Ds: densidade do solo (g/cm^3); Macro: macroporosidade (cm^3/cm^3); Micro: microporosidade (cm^3/cm^3); Pt: porosidade total (cm^3/cm^3); RP: resistência à penetração (Mpa); Ca: Cálcio; Mg: Magnésio; K: potássio; Al: alumínio; m: saturação por alumínio (%); V: saturação por base (%); CTC. ef.: Capacidade de troca de cátions efetiva; CTC pH 7: Capacidade de troca de catiônica potencial; MO: matéria orgânica; P: fósforo.

Com relação à análise da matriz de espécies com a de variáveis ambientais, analisada pelo teste de Monte Carlo, verificou-se que foi significativa a relação espécie-ambiente para

todos os eixos ($p < 0,05$). Segundo Felfili et al. (2007), nesse caso observa-se que se está refletindo a estrutura real dos dados.

Podemos observar que o eixo 1 (FIGURA 7), separa principalmente as espécies em função de diferenças granulométricas do solo, estando as espécies relacionadas com maiores teores de argila e a microporosidade, denotando a influência da granulometria na distribuição das espécies nas áreas em estudo. Já no eixo 2 (FIGURA 7), as variáveis com maior correlação foram os teores de Al, K, Ca, Mg, m, CTC pH 7, apontando a influência da fertilidade do solo na discriminação das espécies florestais entre as nascentes, ou seja, indica que a fertilidade do solo e a toxidez do Al parecem estar relacionadas com a composição de diferentes espécies dentro das matas ciliares, e diferenciando as matrizes florestais. Lima et al. (2003), em seu trabalho identificou diferentes grupos de espécies arbóreas em florestas tropicais, com base em teores de Ca, Mg, K e Al presentes no solo.

Quando se observa o gráfico verifica-se uma discriminação das espécies florestais pelas variáveis físico-químicas do solo, e novamente houve a formação de 4 grupos. Um dos grupos foi ocasionado pela correlação de três espécies, *C. euanthes*, *B.pulchella* e *S.leprosus*, respondendo aos teores de argila.

Nota-se uma forte correlação das espécies *L. campestris* e *Citrus* sp influenciados pelos teores de Mg, e uma alta correlação das espécies *Eucaliptus* sp., *E. deciduum*, *D. spinescens* e *S. compressum* com os teores de Al e saturação de alumínio (m%), formando mais dois grupos. Algumas das espécies citadas nestes grupos foram exclusivas nas nascentes em estudo, o que demonstra que sua ocorrência pode ter sido influenciada por determinadas condições físicas e químicas presentes no solo destas áreas ciliares. Curcio et al. (2007) retrata que a formação vegetal de comunidades ribeirinhas são influenciadas, principalmente, pelas características do substrato do solo.

No último grupo formado, as espécies *S. brasiliensis*, *G. klotzschiana*, *M. myrcioides*, *A. guaraniticus* e *B. salicifolius* apresentaram uma associação com as variáveis macroporosidade, PMP e CC. Nota-se que, estas espécies florestais foram as que apresentaram maior ocorrência nas áreas ciliares em estudo, e que tal resultado, pode ter sido ocasionado por se tratar de espécies típicas de ambientes ciliares (REITZ et al., 1983), e apresentarem uma maior associação com as variáveis relacionadas à umidade do solo.

O resultado da CCA ao final do monitoramento reforça a ideia da predileção de algumas espécies, exclusivas neste estudo, por variáveis ambientais associadas à fertilidade do solo, o que pode ter possibilitado e favorecido o desenvolvimento dessas espécies nas matrizes

florestais em estudo. Isso retrata que, a distribuição das espécies florestais está mais relacionada com o solo a ela associado que ao estágio sucessional em que a floresta se encontra (BRAGA et al., 2015).

Diversidade e similaridade florística

Na Tabela 3 são apresentados os índices de diversidade florística para as nascentes em restauração, para os anos de 2014 e 2015. Os maiores valores de índice de Shannon H' foram registrados na nascente N5 (3,074), seguida da nascente N6 (2,955) e N4 (2,846) no segundo levantamento, essas áreas foram estatisticamente iguais pelo teste t Hutcheson ($p < 0,05$) (TABELA 4).

Tabela 3 – Índices de diversidade e similaridade florística para as seis nascentes em restauração, no Arroio Manoel Alves, Itaara, RS, nos levantamentos de 2014 e 2015.

| | 2014 | | | | | | | | |
|-----------|-------|--------|--------|----------|------|------|------|------|--|
| | H' | D | J' | Sorensen | | | | | |
| | | | | N1 | N2 | N3 | N4 | N5 | |
| N1 | 2,411 | 0,8677 | 0,8341 | | | | | | |
| N2 | 2,466 | 0,8784 | 0,8376 | 0,56 | | | | | |
| N3 | 1,04 | 0,625 | 0,9464 | 0,18 | 0,17 | | | | |
| N4 | 2,40 | 0,8866 | 0,8472 | 0,50 | 0,65 | 0,10 | | | |
| N5 | 2,757 | 0,9178 | 0,9056 | 0,55 | 0,54 | 0,17 | 0,47 | | |
| N6 | 2,763 | 0,9186 | 0,9075 | 0,30 | 0,29 | 0,00 | 0,38 | 0,42 | |
| | 2015 | | | | | | | | |
| N1 | 2,704 | 0,9109 | 0,8747 | | | | | | |
| N2 | 2,648 | 0,9028 | 0,8697 | 0,64 | | | | | |
| N3 | 1,727 | 0,7016 | 0,7202 | 0,24 | 0,19 | | | | |
| N4 | 2,846 | 0,9188 | 0,8452 | 0,58 | 0,68 | 0,25 | | | |
| N5 | 3,074 | 0,9335 | 0,8791 | 0,39 | 0,41 | 0,23 | 0,58 | | |
| N6 | 2,955 | 0,932 | 0,8776 | 0,38 | 0,40 | 0,15 | 0,55 | 0,33 | |

N1: nascente com plantio em núcleos; N2: nascente com plantio em área total; N3: nascente degradada; N4: nascente preservada; N5: nascente isolada; N6: nascente com isolamento de 8 anos; H' : índice de Shannon; D: índice de Simpson; J' : índice de Equabilidade de Pielou.

Em trabalho realizado por Scipioni et al. (2011) em regeneração natural em floresta estacional decidual no noroeste do RS, encontrou diversidade de Shannon de 3,49, valor um pouco acima do que o encontrado neste trabalho. No entanto o autor relata que valores no entorno desta faixa refletem um alto índice de diversidade para esta tipologia florestal. De

acordo com Felfili e Resende (2003), os valores de H' , na maioria das vezes, situam-se entre 1,3 e 3,5, podendo alcançar 4,5 em ambientes florestais tropicais.

Em estudo sobre regeneração natural em sub-bosque de plantios de eucalipto de seis anos, sob domínio de Floresta Estacional Semidecidual, o valor de índice de Shannon encontrado foi de 2,20, considerada razoável para áreas com domínio de exóticas (ALENCAR et al., 2011), tal valor se mostrou muito próximo aos encontrados nesta pesquisa em nascentes com presença de eucalipto (N1, N2, N3). Segundo Dias (2005), florestas muito impactadas por ações antrópicas apresentam ecossistemas ameaçados incapazes muitas vezes de manterem a biodiversidade existente.

Observa-se que N3, testemunha degradada, apresentou os menores índices de Shannon (1,727), Pielou (0,7202) e Simpson (0,7016) nos dois levantamentos, e diferindo estatisticamente dos H' das demais nascentes pelo teste-t de Hutcheson ($p < 0,05$). Com isso, podemos inferir que a nascente apresenta a menor diversidade florística, menor uniformidade de espécies e sem dominância de alguma espécie na área, o que era esperado por se tratar da nascente que encontra-se com alto grau de degradação e com poucas espécies estabelecidas na área.

Tabela 4 – Significância do teste-t de Hutcheson ($p < 0,05$) para o índice de diversidade de Shannon H' , para as seis nascentes em restauração no Arroio Manoel Alves, Itaara – RS.

| | | 2014 | | | | | |
|----------|-------|------|----|---|----|----|---|
| Nascente | H' | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| 1 | 2,411 | - | | | | | |
| 2 | 2,466 | ns | - | | | | |
| 3 | 1,04 | s | s | - | | | |
| 4 | 2,757 | ns | ns | s | - | | |
| 5 | 2,4 | ns | ns | s | S | - | |
| 6 | 2,763 | ns | ns | s | ns | s | - |
| | | 2015 | | | | | |
| Nascente | H' | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| 1 | 2,704 | - | | | | | |
| 2 | 2,648 | ns | | | | | |
| 3 | 1,727 | s | s | - | | | |
| 4 | 2,846 | ns | ns | s | - | | |
| 5 | 3,074 | ns | ns | s | ns | - | |
| 6 | 2,955 | ns | ns | s | ns | ns | - |

** s= diferem estatisticamente; ns= não diferem estatisticamente.

Ferreira et al. (2009), ao avaliar a dinâmica de duas nascentes em processo de restauração no estado de Minas Gerais, encontraram baixos valores para os índices H' e J' , associando esses resultados às poucas espécies que representaram a maioria dos indivíduos amostrados no entorno da nascente, dentre elas, *Baccharis dracunculifolia* e *Vernonia ferruginea*, que totalizam juntas 72,68% dos indivíduos da amostra. Situação semelhante foi encontrada na N3, em que a espécie *Miconia hiemalis*, representa 51% do total de indivíduos.

Considerando-se que a amplitude da Equabilidade de Pielou (J) varia de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima), observou-se que as nascentes apresentaram variações pouco pronunciadas entre si e entre o período monitorado. Tais resultados, permitem inferir que a proximidade e as condições ambientais semelhantes entre as áreas, como nos componentes físicos do solo, contribuíram para a valores serem muito próximos. Além disso, o curto período de tempo de monitoramento, faz que não contrastem maiores diferenças entre as áreas de nascentes.

Os valores J' considerados médios, denotam uma relativa uniformidade na composição das espécies. Esses valores corroboram com o encontrado nos índices de Simpson para a maioria das nascentes, exceto a N3, relativamente altos, variando de 0,90 a 0,93. Este resultado permitiu inferir que há dominância ecológica de algumas espécies nestas nascentes. Segundo Pinto (2003), valores baixos de Pielou determinam certa dominância ecológica de poucas espécies predominando na comunidade.

As espécies *Blepharocalyx salicifolius* e *Gymnanthes klotzschiana* foram dominantes na nascente N1, totalizando 33% de indivíduos. Na nascente N2, a dominância foi da espécie *Blepharocalyx salicifolius* representando 22%. Em N4, *Eugenia uniflora*, *Myrceugenia myrcioides* e *Blepharocalyx salicifolius* representaram 42% do total de indivíduos. Em N5 houve dominância de *Sebastiania brasiliensis* e *Gymnanthes klotzschiana*, 27% dos indivíduos levantados, já para N6 foi *Prunus myrtifolia*, representando 13%, dos indivíduos amostrados.

Ao se comparar a similaridade florística entre as seis nascentes pelo índice de Sorensen, verifica-se que os índices apresentaram um indicativo de aumento no decorrer do monitoramento. O maior valor encontrado foi entre a nascente N2 e N4, com valor de 0,65 e 0,68, para as avaliações 1 e 2 respectivamente, contrastando com valores bem abaixo entre as demais nascentes. Os menores valores encontrados foram observados na nascente N3 com as demais nascentes, variando de 0 a 0,18.

Esses baixos valores podem ser explicados em razão dos pequenos fragmentos próximos das nascentes N1, N2, N4, N5 e N6 funcionando como fonte de propágulos à dispersão de diversas espécies exclusivas registradas em cada nascente, ao passo que, no entorno da N3 encontram-se apenas povoamentos de *Eucaliptus* sp, e presença de capim *Brachiaria* sp., além do histórico de maior pisoteio e roçadas, impedindo a regeneração de várias espécies (ANEXO 3).

Em estudo realizado por Piaia et al. (2015), sobre o estado atual da composição do estrato arbóreo nestas mesmas nascentes, concluiu-se que o que mais causou alterações na composição florística local foi a introdução de povoamentos de *Eucaliptus* sp. sobre as áreas de matas ciliares.

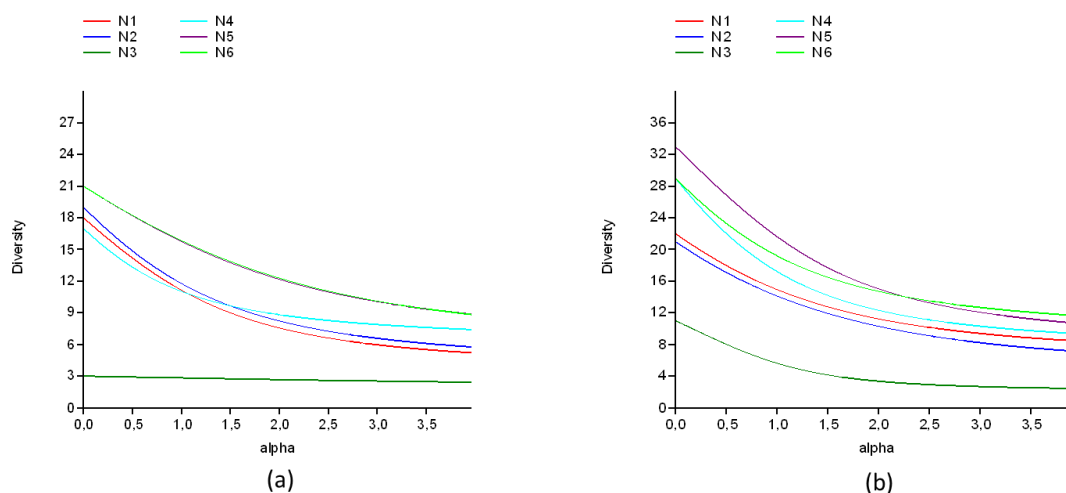
Ferreira et al. (2009), em estudo quanto à dinâmica de duas nascentes em processo de restauração no estado de Minas Gerais, também encontrou baixos índices de similaridade entre as nascentes, com valores próximos de 0,20, apontando que esse resultado seja reflexo da presença de capim *Brachiaria* sp em grande parte de uma das áreas, exercendo forte competição à regeneração, a mesma situação em N3. Os mesmos autores finalizam dizendo que, se o objetivo for a restauração pelo método de regeneração natural, devem ser tomadas medidas de contenção e erradicação desta espécie.

Quando uma floresta de *Eucaliptos* sp. é plantada em área de vegetação natural pode prejudicar o fluxo do ecossistema local, visto que, sendo uma espécie exótica de rápido crescimento irá competir com a vegetação nativa local. De acordo com Poore & Fries (1985) esta competição está relacionada com o rápido fechamento do dossel, competição por água e nutrientes, perturbações no solo, alelopatia ou efeitos cumulativos sobre o solo, Aliás, quando a vegetação natural é substituída por florestas plantadas ocorre, evidentemente, uma quebra da biodiversidade (POGGIANI, 1996).

Conforme Gomide et al. (2006) um dos fatores que contribuem na redução da diversidade em fragmentos florestais é o grau de impacto sofrido por ações antrópicas a que se encontra submetido. A presente pesquisa, por meio da aplicação de técnicas de restauração nas nascentes estudadas, favoreceu a redução de alguns fatores de impacto após as áreas terem sido isoladas. Com isso, entende-se que, a tendência seria um aumento dos índices avaliados nos próximos anos de monitoramento.

A diversidade alfa, que corresponde à diversidade dentro de um habitat, demonstrou que N6, N5 e N4 apresentaram a maior diversidade florística nos dois monitoramentos (FIGURA 8).

Figura 8 – Diversidade alfa encontrada nas nascentes em estudo, no levantamento realizado em 2014 (a) e de 2015 (b), no Arroio Manoel Alves, Itaara – RS.



Tal resultado pode ser atribuído pela maior faixa de vegetação nativa no entorno dessas nascentes que proporcionou maior riqueza de espécies, enquanto N3 apresentou a menor diversidade florística, confirmando a classificação de nascentes realizada.

CONCLUSÃO

Os índices encontrados confirmaram a classificação prévia do estado de conservação das nascentes.

O período de doze meses de monitoramento foi eficiente para demonstrar tendências de recuperação, no entanto, não foi suficiente para demonstrar um indicativo de restauração ecológica efetiva.

O histórico de uso, nível de conectividade e a cobertura vegetal do entorno das nascentes influenciaram a regeneração natural, ocasionando diferenças na resposta das nascentes ao isolamento.

A prática de isolamento das nascentes contribuiu para o início da restauração da regeneração natural. Tanto o isolamento quanto a retirada do gado na nascente degradada foram

eficientes para favorecer a regeneração natural das espécies florestais, mesmo em um curto período de tempo.

O isolamento por cercamento pode ser uma técnica eficiente, desde que, haja níveis de resiliência adequados, principalmente, em relação à fonte de propágulos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALENCAR, A. L. et al, 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, n. 2, p. 183-192, abr,-jun, 2011.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil, **Meteorologische Zeitschrift**, Gebrüder Borntraeger, Stuttgart, v.22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, L. F.; METZGER, J. P. A regeneração florestal em áreas de floresta secundária na Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, maio/ago, 2006.

ANTARES, T. B. et al. Avaliação da regeneração natural como processo de recuperação do entorno de nascente perturbada. **Encicoplédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v.8, n.14; p. 1019-2012, 2012.

APG III, Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n. 2, p. 105-121, 2009.

ARAGÓN, R.; GROOM, M. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stage characteristics in different habitat types. **Revista Biología Tropical**, San José, Costa Rica, v.51, n.1, p.59-70, 2003.

ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A.; DE BARROS, P. L. C.; FRANCO, S. Análise de agrupamento da vegetação de um fragmento de floresta Estacional Decidual Aluvial, Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, n. 1, p. 133- 147. 2004.

ASSIS, A. C. C. **Parâmetros e classes de solo na diferenciação da fisionomia do Cerrado em Assis, SP**. 2015, 78f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto agrônômico, Campinas, SP, 2015.

AVILA, A. L. et al. Caracterização da vegetação e espécies para recuperação de mata ciliar, Ijuí, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n.2, p. 251-260, 2011.

BELLOTO, A. et al. Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para a definição metodológica. In: **Pacto para a**

restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. 1. ed. São Paulo: Instituto BioAtlântica, v.1, 256p, 2009.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5, 2002, Belo Horizonte, **Anais...** Belo Horizonte, 2002, p. 123-145.

BRAGA, A. J. T.; BORGES, E. E. L.; MARTINS, S. V. Influência dos fatores edáficos na variação florística de Floresta Estacional Semidecidual, em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa – MG, v.39, n.4, p.623-633, 2015.

BRANCALION, P.H.S., VIANI, R.A.G., RODRIGUES, R.R.R. & GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: S.V. MARTINS (ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Editora UFV, Viçosa - MG, pp. 262-293, 2012.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012, Revoga a Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, DF, 25 mai, 2012. Disponível em :<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 16 agosto, 2015.

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

BUDKE, J. C. et al. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v.18, n.3, p.581-589, 2004.

CARVALHO, J. O. P. **Inventário diagnóstico da regeneração natural da vegetação em áreas da floresta nacional de Tapajós Estado do Pará**. 1982, 128f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1982.

CORDEIRO, J. **Levantamento florístico de caracterização fitossociológica de remanescente de Floresta Ombrófila mista em Guarapuava, PR**. 2005, 130f. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CURCIO, G. R. et al. Recomendação de espécies arbóreas nativas, por tipo de solo, para recuperação ambiental das margens da represa do Rio Iraí, Pinhais, PR. **Floresta**. Curitiba, PR. v. 37, n.1, p. 113-122, 2007.

DALMOLIN, R.S.D.; PEDRON, F.A; KLAMT, E. Relação solo-paisagem no Rebordo do Planalto do RS. In: Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água, 16, 2006, Aracajú - SE. **Anais...** Aracajú, 2006. (CD-ROM).

DIAS, A. C. **Composição florística, fitossociológica e diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual Carlos Botelho – SP, Brasil**. 2005, 184f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, São Paulo, 2005.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p.

FAVERO A. A.; LONGHI, S. J. Florística e contingente fitogeográfico da vegetação arbórea do morro do Botucaraí, Rio Grande do Sul. **Balduínia**, Santa Maria, v. 30, n.48, p. 01-22, 2015.

FELFILI, J. M. et al. **Análise multivariada em estudos de vegetação**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 2007, 60p.

FELFILI, J. M.; RESENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 2003, v.5, 38 p.

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

FOLETO, E. M.; SILVA, F.; SILVEIRA, V. F. Mapeamento das áreas de incompatibilidade legal na microbacia hidrográfica do Arroio Manoel Alves em Itaara/RS, sob a perspectiva para a recuperação das áreas degradadas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19, 2011, Maceió, AL, **Anais...** Maceió, AL, 2011, p. 1-19.

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

GIACOMINI, I. F. et al. Conservação de nascentes na sub-bacia do Arroio Manoel Alves, Itaara, RS. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 10, 2014, Foz do Iguaçu, **Anais...** Foz do Iguaçu: Sociedade Brasileira de Restauração Ecológica, 2014, 1 CD-ROM.

GOMIDE, L. R.; SCOLFORO, J. R. S.; OLIVEIRA, A. D. Análise da Diversidade e Similaridade de Fragmentos Florestais Nativos na Bacia do Rio São Francisco, em Minas Gerais. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 2, p. 127-144, 2006.

GOULART, N. M.; VILELA, T. S.; CLEMENTE, J. F. Estrutura populacional de *Blephorocalyx salicifolius* (Kunth) O. Berg em um Cerrado restrito do município de Monte Carmelo – MG. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 10, 2010, São Lourenço, **Anais...** São Lourenço, 2010, p. 77-78.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.148, n. 1, p.185-206, 2001.

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

HUMMEL, R. B. **Invasão biológica por *Ligustrum lucidum* W, T, Aiton no Parque Estadual Quarta Colônia, RS.** 2015, 74f. Dissertação (Mestrado Engenharia em Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal Theory Biology**, v.29, n.1, p.151-154, 1970.

KILCA, R. V. **A sucessão secundária na Floresta Estacional Subtropical do Rio Grande do Sul, Brasil.** 2014, 177f. Tese (Doutorado, em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

LIMA, J. A. S. et al. Agrupamento de espécies arbóreas de uma floresta tropical. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.38, n.1, p.109-116, 2003.

LORENZI, H. et al. **Árvores exóticas no Brasil: madeiras, ornamentais e aromáticas.** São Paulo: Nova Odessa, 2003, 368p.

MACHADO, E. L. M. et al. Flutuações temporais nos padrões de distribuição diamétrica da comunidade arbóreo-arbustivo e de 15 populações em um fragmento florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 723-732, 2010.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurements.** Princeton: Princeton University Press, 1988, 192p.

MARCHIORI, J. N.C. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul: enfoque histórico e sistemas de classificação.** Porto Alegre: EST, 2002, 118 p.

MARION, F. A. **Levantamento da situação atual dos recursos hídricos subterrâneos em Itaara-RS e sua vulnerabilidade natural.** 2007, 47f. Monografia (Curso de Geografia Bacharelado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

MARTINS, V. C. **Uso da terra no município de Itaara – RS: com imagens do satélite CBERS – 2.** 2004, 54 f. Trabalho de Graduação B (Curso de Geografia Bacharelado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

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

NASCIMENTO, A. T.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.11, n.1, p.105-119, 2001.

NERY, E. R. A. et al. O conceito de restauração na literatura científica e na legislação brasileira. **Revista Caititu**, Salvador, v.1, n.1, p.43-56, 2013.

NEVES, L. S. et al. Nascentes, áreas de preservação permanente e restauração florestal: histórico da degradação e conservação no Brasil. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v.7, n. 3, p.747-760, 2014.

OLIVEIRA, D. G. et al. Análise da vegetação em nascentes da Bacia Hidrográfica do rio Piauitinga, Salgado, SE. **Revista Árvore**, Viçosa, v.36, n.1, p.127-141, 2012.

OLIVEIRA, D. G. et al. Estrutura diamétrica da vegetação arbustiva-arbórea no entorno de nascentes da bacia hidrográfica do rio Piauitinga, Salgado – SE, Brasil. **Biotemas**, Santa Catarina, v.20, n.2, p.19-31, 2013.

PIAIA, B. B. et al. Florística de áreas de preservação permanente em nascentes com diferentes níveis de conservação na sub-bacia do Arroio Manoel Alves, em Itaara, RS. **Enciclopédia Biosfera**. Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 11, n. 22, p. 1306, 2015.

PINTO, L. V. A. **Caracterização física da sub-bacia do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG, e propostas de recuperação de suas nascentes**. 2003, 180 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

PINTO, L. V. A. et al. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.1, n. 65, p. 197-206, 2004.

PINTO, L. V. A. et al. Estudo da vegetação como subsídios para propostas de recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.29, n.5, p. 775-793, 2005.

POGGIANI, F. Monitoramento ambiental de plantações florestais e áreas naturais adjacentes, **Série Técnica Ipef**, Piracicaba, v.10, n.29, p. 22, 1996.

POORE, M. E. D.; FRIES, C. **The ecological effects of eucalyptus**, FAO, 1985, 83p.

REITZ, P. et al. **Projeto Madeira do Rio Grande do Sul**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1983, 525 p.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.), **Matas ciliares: conservação e recuperação**, 3 ed, São Paulo: Universidade de São Paulo/FAPESP, 2000, 235-247p.

RODRIGUES, R. R., NAVE, A. G. Heterogeneidade florística de matas ciliares. In: R.R. RODRIGUES & H.F. LEITÃO FILHO (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2 ed., São Paulo: Universidade de São Paulo/Fapesp, 2000, cap. 4, 45-71p.

RORATO, D. G. **Fitossociologia de espécies nativas de mata ciliar no entorno do Reservatório Divisa, São Francisco de Paula, RS**. 2012, 109 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

ROSA, S. F.; LONGHI, S. J.; LUDWIG, M. P. Aspectos florísticos e fitossociológicos da Reserva Capão Tupanciretã, Tupanciretã, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 1, p. 15-25, 2008.

RUBIN, B. D.; MANIO, N. P. D.; FABER-LANGENDOEN, D. Diameter distributions and structural sustainability in forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.222, n.1-3, p. 427-438, 2006.

RUIZ-JAÉN, M.C.; AIDE, T.M. Restoration success: How is it being measured? **Restoration Ecology**, Whashington, v.13, n.3, p.569-577, 2005.

SCIPIONI, M. C. et al. Fitossociologia em fragmento florestal no noroeste do estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 3, p. 409-419, jul,-set, 2011.

SER - Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group, 2004, The SER primer in ecological restoration, Society for Ecological Restoration International, Tucson, v.2, p. 1-15, 2004.

SOBRAL, M. S. **A família das Myrtaceae no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Unisinos, 2003, 215p.

STRECK, E. V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS; 2 ed, UFRGS, 2008, 222 p.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 59, n. 2, p. 251-261, 1999.

TER BRAAK, C. J. F. Ordination, In: JONGMAN, R. H. G.; TER BRAAK, C. J. F.; VAN TONGEREN, O. F. R. **Data analysis in community and landscape ecology**, University Press: Cambrigde, 1995, 91-173 p.

TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. **Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4,5)**. Ithaca, Microcomputer Power, 2002, 500 p.

WRIGHT, S. J. Plant diversity in tropical for ests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v.130, n.1, p. 1-14, 2002.

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C.; CONDIT, R. & HUBBELL, S. P. Gapdependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, Washington, v.84, n.12, p. 3174-3185, 2003.

ARTIGO II– SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES FLORESTAIS NA REGIÃO CENTRAL DO RIO GRANDE DO SUL

SEEDING SPECIES DIRECTLY FOREST IN CENTRAL REGION OF RIO GRANDE DO SUL

Idiane Fátima Giacomini, Ana Paula Moreira Rovedder

RESUMO

Este estudo teve por objetivo analisar o comportamento inicial de seis espécies florestais nativas, introduzidas via semeadura direta num trecho de mata ciliar, no município de Itaara, Rio Grande do Sul. As espécies selecionadas foram: *Schinus terebentifolius* Raddi, *Psidium cattleianum* Sabine, *Eugenia uniflora* L., *Cupania vernalis* Cambess., *Prunus myrtifolia* L.(Urb.), *Zanthoxylum rhoifolium* Lam, semeadas em covas, num arranjo de linhas de 2 m x 1 m. Os parâmetros mensurados foram: Percentual de germinação; taxa de sobrevivência aos 180 e 360 dias após semeadura e medições de altura e de diâmetro do colo, em seguida aplicou-se análise de variância (ANOVA) e as médias dos dados foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância ($p \leq 0,05$). A análise dos dados biométricos foi avaliada pela taxa de crescimento relativo (TCR(%)) aos 180 e 360 dias, Em relação à germinação, *E. uniflora* apresentou bons resultados, atingindo níveis próximos de 68%, seguida da *C. vernalis* (18,58%) e com níveis baixíssimos *P. cattleianum*(0,05%). As demais espécies não tiveram respostas quanto à germinação para o período avaliado. Quanto a taxa de sobrevivência e o desenvolvimento inicial, *E. uniflora* e *C. vernalis* apresentaram, respectivamente, 83%, 6,18 cm em altura e 40%, 5,75cm em altura aos 360 dias, e não houve diferença significativa entre as duas espécies. A semeadura direta de espécies florestais precisa de maiores esforços experimentais para ser validada para a região do estudo. *Cupania vernalis* e *E. uniflora* podem ser consideradas com potencial para a técnica.

Palavras-chaves: germinação, sementes florestais, mata ciliar, recursos hídricos.

ABSTRACT

This study aimed to analyze the initial response of six native species, introduced direct seeding in a riparian forest stretch in the municipality of Itaara, Rio Grande do Sul The species selected were: *Schinus terebentifolius* Raddi, *Psidium cattleianum* Sabine, *Eugenia uniflora* L. *Cupania vernalis* Cambess., *Prunus myrtifolia* L. (Urb.), *Zanthoxylum rhoifolium* Lam, sown in pits, in an arrangement of lines 2 mx 1 m. The parameters measured were: germination percentage; survival rate at 180 and 360 days after sowing and measurements of height and stem diameter, then applied to the analysis of variance (ANOVA) and the means of data were compared by Tukey test at 5% significance ($p \leq 0.05$). The analysis of biometric data was assessed by relative growth rate (RGR (%)) after 180 and 360 days for germination, *E. uniflora* showed good results, reaching levels close to 68%, followed by *C. vernalis* (18, 58%) and low levels *P. cattleianum* (0.05%). the other species did not have answers for germination to the study period. the survival rate and early development, *E. uniflora* and *C. vernalis* showed,

respectively, 83%, 6.18 cm in height and 40%, 5,75cm in height at 360 days, and there was no significant difference between the two species. the direct seeding of forest species need larger experimental efforts to be validated for the region of the study. *Cupania vernalis* and *Eugenia uniflora* can be considered as having potential for the technique.

Keywords: germination, seed forest, riparian forest, water resources.

INTRODUÇÃO

A degradação e destruição dos ecossistemas têm aumentado rapidamente em todo o mundo pela falta de planejamento do uso racional dos recursos naturais disponíveis (SANTOS et al., 2012). Recentemente, no Brasil, a crise hídrica enfrentada resgatou a importância da conservação e restauração das matas ciliares, a fim de preservar os inúmeros serviços ecossistêmicos. Entre esses serviços, destaca-se principalmente sua importância na manutenção da qualidade e quantidade dos recursos hídricos ao longo de rios e no entorno das nascentes, e a proteção da biodiversidade (PIAIA et al., 2015).

A preservação da vegetação natural no decorrer das margens dos rios e ao redor das nascentes e reservatórios é regulamentada pela Lei nº 12,651, de 25 de maio de 2012, em que as matas ciliares são consideradas áreas de preservação permanente. Nesta lei é especificado e classificado, a faixa ciliar mínima exigida de acordo com a largura do leito do rio (BRASIL, 2012).

Na tentativa de reverter o processo de aceleração da degradação ambiental sobre as matas ciliares é imprescindível a realização de pesquisas abrangendo as espécies mais adequadas a estes ambientes e as técnicas e modelos mais eficazes, visando a redução de custos na implementação de práticas de restauração ecológica em ecossistemas degradados (JESUS; ROLIM, 2005). Zanzarine & Roselen (2007), frisam que pesquisas sobre métodos de restauração ecológica em áreas ciliares são essenciais, pois trabalham diretamente na função protetora que estas exercem sobre os mananciais.

Segundo Ferreira (2002), estudos visando menores custos na restauração de ecossistemas degradados se tornam indispensáveis, em virtude de que, a maioria destas áreas se encontram nas mãos de pequenos proprietários rurais, o que dificulta no investimento em ações restaurativas.

Uma alternativa pouco utilizada na estratégia de restauração, frente a uma série de gargalos ainda sobre sua implantação, é a semeadura direta, técnica que requer menores custos

na introdução de espécies florestais, geralmente recomendada para áreas de elevada declividade, de difícil acesso e com custos elevados de produção de plântulas (SAMPAIO et al., 2007; BONILLA-MOHENO; HOLL, 2010; COLE et al., 2011).

Entretanto, quando se trata das dificuldades enfrentadas na aplicação da semeadura direta, estão entre os principais fatores, a falta de informações sobre as espécies florestais mais adequadas para cada região e as demandas necessárias para o surgimento e desenvolvimento das plântulas (ENGEL; PARROTA, 2001), bem como fatores relacionados ao poder germinativo, sobrevivência e comportamento das espécies introduzidas via semeadura direta (FERREIRA, 2002).

Neste contexto, o presente estudo teve por objetivo avaliar a germinação, sobrevivência e o comportamento inicial de espécies florestais introduzidas via semeadura direta, a fim de auxiliar em projetos de restauração ecológica em áreas de nascentes e matas ciliares na região central do Rio Grande do Sul.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em mata ciliar de uma pequena propriedade rural, localizada na sub-bacia do Arroio Manoel Alves, do município de Itaara, rebordo do Planalto Meridional do Rio Grande do Sul. A sub-bacia do Arroio Manoel Alves está inserida na Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí- Mirim, que possui área total de 1120 km².

O abastecimento de água do município é captada pela Companhia RioGrandense de Saneamento (CORSAN), que utiliza como reservatório o lago do Balneário da Sociedade Concórdia de Caça e Pesca (SOCEPE) e, por sua vez, tem sua recarga oriunda em função da contribuição hídrica da sub-bacia do Arroio Manoel Alves.

De acordo com a classificação climática de Köppen (ALVARES et al., 2013), a região se enquadra no tipo Cfa, clima subtropical úmido, que tem como principais características chuvas bem distribuídas ao longo do ano e com verões quentes. Apresenta uma temperatura média anual de 18,2°C, média mensal de 156 mm de pluviosidade e anual de 1723 mm (CLIMATE-DATA.ORG, 2016).

O principal tipo fitogeográfico é a Floresta Estadual Decidual, sendo que, a maior parte da área florestal se situa no Rebordo do Planalto, localizada na metade sul (MARTINS, 2004). Para Marchiori (2002), também ocorrem em pequenas proporções, áreas de Floresta Ombrófila

Mista, verificadas principalmente no topo do planalto, onde a vegetação arbórea forma capões e matas de galeria.

O tipo de solo predominante na região é Neossolo Litólico típico (STRECK et al., 2008), caracterizados pela pequena espessura de material orgânico, não apresentar horizonte B (IBGE, 2007; STRECK et al., 2008).

A atividade agrícola representa a base da economia do município de Itaara, e o que a torna dependente direta dos recursos naturais. Entretanto, verifica-se um avanço do eco-turismo, na porção sul do município, onde parte desses locais encontram-se preservados, o que torna excelentes áreas de lazer (FOLETO et al., 2011).

Procedimento de campo

Para a implantação da técnica de semeadura direta, foram selecionadas seis espécies florestais nativas, especificadas na Tabela 1. A escolha das espécies florestais a serem semeadas foi com base nas que apresentavam maior ocorrência nas matas remanescentes, verificadas em levantamento das espécies arbóreas da mata ciliar do Arroio Manoel Alves (Piaia et al., 2015). Consideradas colonizadoras iniciais e em sua maioria espécies de rápido crescimento, florescimento e frutificação precoces, atrativas para fauna polinizadora e dispersora de sementes, contribuindo para rápida recomposição da vegetação arbórea (CORADIN et al., 2011). Além da disponibilidade de sementes durante o período de implantação deste estudo. Dentre as espécies selecionadas, nenhuma necessitava da realização de quebra de dormência para sua emergência.

Tabela 1 – Relação das espécies arbóreas nativas utilizadas, densidade utilizada e o período da implantação da semeadura direta, Itaara, Rio Grande do Sul.

| Nome científico | Família | GE | Densidade | Semeadura |
|--------------------------------------|---------------|----|-----------|-----------|
| <i>Schinus terebentifolius</i> Raddi | Anacardiaceae | P | 5 | Jan/2015 |
| <i>Psidium cattleianum</i> Sabine | Myrtaceae | CS | 5 | Nov/2014 |
| <i>Eugenia uniflora</i> L. | Myrtaceae | P | 3 | Dez/2014 |
| <i>Cupania vernalis</i> Cambess. | Sapindaceae | CS | 3 | Dez/2014 |
| <i>Prunus myrtifolia</i> L. (Urb.) | Rosaceae | CL | 5 | Jan/2015 |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | Rutaceae | CL | 5 | Nov/2014 |

Em que: GE = Grupo ecológico; P = Pioneira; CL = clímax exigente em luz; CS = clímax tolerante à sombra (OLIVEIRA-FILHO et al., 1995).

As sementes foram obtidas por doação no viveiro da Universidade Federal de Santa Maria e a semeadura foi feita em intervalos conforme a frutificação e maturação das espécies introduzidas (TABELA 1). A densidade de sementes utilizadas para cada espécie por cova foram baseadas em proporções maiores das que são utilizadas na semeadura no viveiro da UFSM.

Para o preparo da área, primeiramente, foi realizado a passagem do subsolador, a fim de descompactar a camada superficial do solo e para limpeza parcial da área. Antes da realização da semeadura, de forma manual, realizou-se o coroamento e coveamento num raio de 60 cm.

A semeadura direta foi realizada em covas, o arranjo foi em linhas com espaçamento de 2 m x 1m, em uma área total de 0,13 há. As espécies foram semeadas em linha de forma aleatória, aproximadamente a 2 cm de profundidade da superfície, num total de 20 linhas de semeadura, ou seja, 20 repetições por cada espécie no decorrer da área em estudo. Optou-se em realizar este experimento sem adubação, uma vez que, por se tratar de espécies nativas a ideia era testar pensando na redução de custos para a implantação da técnica, além de evitar a lixiviação de fertilizantes em áreas consideradas APP. Foram coletados dados do volume de chuva mensal, no período de Dezembro de 2015 a Setembro de 2015, através de pluviômetros instalados nas nascentes em estudo pelo Projeto Saúde da Água, a fim de abranger todo o Arroio Manoel Alves. Estes dados encontram-se dispostos no Anexo 4.

A fim de evitar a entrada de gado na área de semeadura, realizou-se o isolamento através do cercamento.

O monitoramento e manutenção da semeadura direta para o controle de formigas e de plantas daninhas, ocorreram periodicamente, num intervalo de 3 em 3 meses. Para o controle das plantas daninhas, foram realizadas capinas manuais num raio de 60 cm.

Análise de dados

A avaliação da germinação das espécies semeadas deram-se pela contabilização de sementes emergidas por cova, ocorreram quinzenalmente nos três primeiros meses, e nos meses subsequentes ocorreram em intervalos mensais, sendo obtidos o percentual de germinação e sobrevivência das espécies semeadas.

Para avaliação do desenvolvimento das espécies foram coletados dados de altura da plântula e diâmetro do colo, após atingirem uma altura maior ou igual a 3 cm. Estas foram

etiquetadas por placas metálicas, para monitoramento de seu crescimento, obtidas pela seguinte equação, respectivamente:

$$TCR = [(Mf - Mi) / Mf] \times 100$$

Em que:

TCR = taxa de crescimento relativo;

Mf = média final do parâmetro de interesse;

Mi = média inicial do parâmetro

Através dos dados obtidos de germinação, calculou-se o índice de velocidade de emergência (IVE), adaptado da fórmula proposta por Popinigs (1977) para índice de velocidade de germinação (IVG):

$$IVE = X1/Y1 + X2/Y2 + X3/Y3 + \dots + Xn/Yn$$

Em que:

X= número de sementes germinadas em cada avaliação;

Y= tempo transcorrido a partir da data da semeadura.

Para análise dos resultados obtidos aplicou-se a análise da variância (ANOVA) nas características: porcentagem de germinação e sobrevivência, altura total e diâmetro do colo, cujos valores da porcentagem de sobrevivência foram comparados após a transformação em $\arcsin\sqrt{x}/100$. As médias dos dados foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância ($P \leq 0,05$) utilizando o programa SISVAR.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Germinação e sobrevivência

Na Tabela 2 são apresentados os valores das taxas de germinação acumulada das espécies em estudo, aos 90, 180 e 360 dias após a semeadura direta. A espécie que apresentou melhor taxa de germinação foi *E. uniflora*, atingindo 67,92% aos 360 dias após a implantação. *C. vernalis*, atingiu 18,58% ao final da avaliação, seguida da espécie *P. cattleianum*, que apresentou níveis baixíssimos quanto a germinação (0,05%), ou seja, apenas uma semente teve

respostas quanto à emergência. Se considerarmos a germinação e o desenvolvimento de pelo menos uma plântula por cova, a taxa de germinação em nível de cova seria de 90% para a espécie *E. uniflora*. As demais espécies não germinaram.

Em estudo realizado por Ceccon et al. (2015), os autores avaliaram o sucesso de germinação de 86 espécies florestais via semeadura direta, expostos em 30 trabalhos de 13 países diferentes, sendo a maioria destes realizados no Brasil. Os maiores valores encontrados foram de 90 % para a espécie *Garcinia intermedia*, espécie não pioneira da Costa Rica, e 86% para a espécie *Enterolobium contortisiliquum*, não pioneira da região Subtropical do Brasil, os valores médios obtidos para a taxa de germinação foram de 23,9% para 47% das espécies em estudo, valor semelhante ao encontrado para *Cupania vernalis* neste estudo.

A ausência de respostas para as espécies *S. terebentifolius*, *P. myrtifolia*, *Z. rhoifolium* pode estar relacionada com a viabilidade e vigor do lote de sementes, uma vez que, no momento da implantação, encontravam-se no período final de armazenamento para manutenção do poder germinativo, apresentando baixa qualidade fisiológica. Acredita-se que, este mesmo motivo tenha impedido a espécie *P. cattleianum* de atingir melhores resultados na germinação.

Botelho & Davide (2002) ressaltam que a qualidade do vigor da semente se torna fundamental para alcançar sucesso na germinação a campo. E muito embora, as sementes de baixa qualidade viessem a germinar não se tornariam mudas robustas.

A disponibilidade de sementes com níveis de qualidade fisiológica e quantidades suficientes para suprir todas as demandas atuais para restauração de ecossistemas, ainda é um desafio no Brasil e em vários países do mundo (SHIMIZU, 2012).

Tabela 2 – Valores acumulados de germinação das plântulas das espécies estudadas aos 90, 180 e 360 dias após a semeadura direta, no município de Itaara, RS.

| Espécies | Germinação (%) | | |
|--------------------------------|----------------|----------|----------|
| | 90 dias | 180 dias | 360 dias |
| <i>Schinus terebentifolius</i> | 0 b | 0 c | 0 c |
| <i>Psidium cattleianum</i> | 0,05 b | 0,05 c | 0,05 c |
| <i>Eugenia uniflora</i> | 41,64 a | 64,93 a | 67,92 a |
| <i>Cupania vernalis</i> | 1,76 b | 16,82 b | 18,58 b |
| <i>Prunus myrtifolia</i> | 0 b | 0 c | 0 c |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> | 0 b | 0 c | 0 c |

**Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Estudos com *S. terebinthifolius* em semeadura direta corroboram que a mesma apresentou maiores dificuldades no estabelecimento inicial, como em Ferreira et al. (2009), a espécie atingiu níveis de germinação de 35% aos 30 dias após semeadura, decaindo para 23% aos 90 dias, com taxas de sobrevivência igual a 57,67% aos 90 dias. Em trabalho realizado por Hüller (2011), os níveis de sobrevivência caíram de 21% para 12% dos 30 para os 360 dias após a semeadura direta. Os fatores que mais influenciaram para tais resultados foram massa específica, tamanho e vigor das sementes, e este último, em geral, é o que garante o desenvolvimento inicial das plântulas (BARBOSA et al., 1994). Em função disto, se torna fundamental o uso de sementes com alta qualidade fisiológica desta espécie quando usada em ações que envolvem a técnica da semeadura direta (FERREIRA et al., 2009).

Além disso, outro fator que pode ter influenciado neste resultado foi a alta pluviosidade ocorrida poucos dias após a realização da semeadura das espécies, atingindo volumes mensais muito acima da média anual do município (ver Anexo 4), o que acarretou no possível carreamento das sementes, deixando a semente exposta ao consumo da fauna ou até mesmo no seu enterramento.

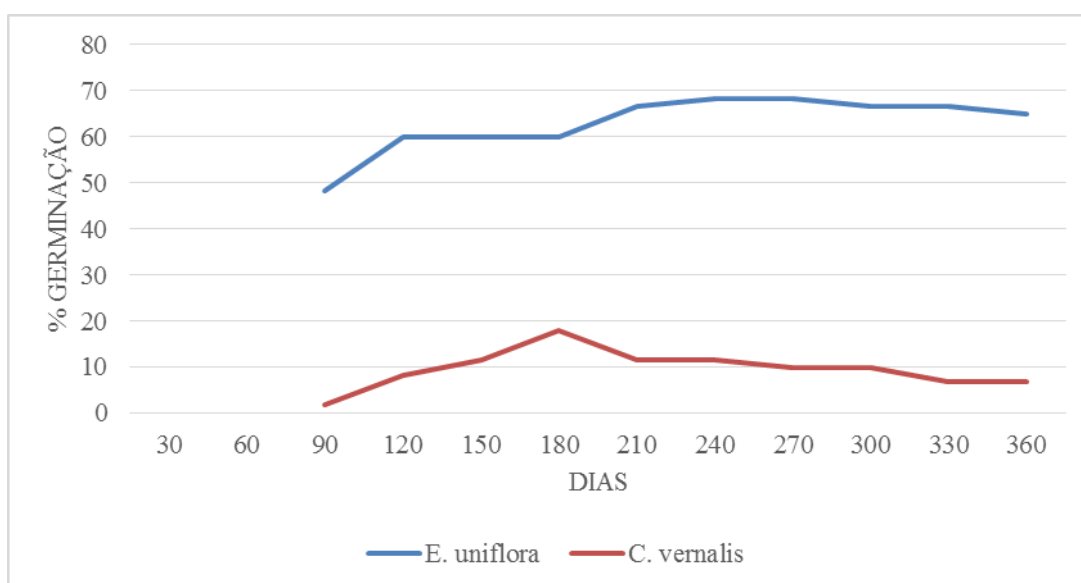
Ferreira et al. (2009) relataram que diferenças nas taxas de germinação e sobrevivência das espécies semeadas podem estar associadas com o tamanho das sementes, que através das suas reservas acumuladas influenciam no surgimento e desenvolvimento das plântulas. Na presente pesquisa, as sementes de *Eugenia uniflora* e *Cupania vernalis* por serem maiores que as demais espécies plantadas podem ter apresentado vantagens.

Ceccon et al. (2015) fez uma análise da eficácia da técnica da semeadura direta em 30 trabalhos científicos e 89 espécies, tendo como medidas de sucesso de restauração a probabilidade de germinação e a probabilidade de sucesso da germinação. Quanto ao tamanho da semente, os autores verificaram que o tamanho não tem efeito significativo na germinação, entretanto, a probabilidade de sucesso das sementes maiores germinarem é de duas vezes maior que as sementes menores. Sementes grandes possuem grandes reservas de nutrientes e armazenamento de energia e, portanto, apresentam a capacidade de desenvolver suas raízes principais rapidamente. Isto lhes permite sobreviver curtos períodos de seca ou outros tipos de stress (BECKAGE; CLARK, 2003; WILLOUGHBY et al., 2004 apud CECCON et al., 2015).

Na Figura 1 são apresentadas as variações da taxa de germinação mensal para as espécies que tiveram resultados positivos/significativos quanto à germinação. Nota-se que para as espécies *E. uniflora* e *C. vernalis* o intervalo em que se obteve os maiores picos de

porcentagem nas respostas de germinação foi dos 90 aos 180 dias, atingindo os níveis próximos de 60% e 18% de germinação para as espécies *Euniflora* e *C. vernalis*, respectivamente.

Figura 1 – Porcentagem de germinação não acumulada mensal durante 360 dias após a realização da semeadura direta, Itaara, RS.



Ferreira et al. (2009), destaca que existe um período crítico para alcançar os objetivos da semeadura direta, a chamada fase de emergência. Nesta fase, é fundamental que estejam disponíveis as condições ambientais necessárias quanto à umidade, temperatura e disponibilidade de água, para que ocorra a germinação e estabelecimento das sementes germinadas.

A germinação em curto espaço de tempo traz uma série de vantagens, uma vez que, quanto maior a rapidez da germinação das sementes, por menos tempo estas ficarão sujeitas às condições adversas, como variação extrema da umidade do solo e ação dos microorganismos (MARTINS; NAKAGAWA; BOVI, 1999).

São apresentadas na Tabela 3, as taxas de sobrevivência acumulada das espécies que obtiveram sucesso na germinação, *E. uniflora*, *C. vernalis* e *P. cattleianum*, aos 180 e 360 dias após a semeadura. Estatisticamente, houve diferença significativa entre as espécies, em função da espécie *P. cattleianum* apresentar mortalidade total das sementes vingadas. Entre as espécies *E. uniflora* e *C. vernalis* não houve diferença estatística quanto as taxas de sobrevivência,

atingindo valores de 80% e 75% aos 180 dias após a semeadura, respectivamente, obtendo uma média total de 77,5%.

Tabela 3 – Médias da taxa de sobrevivência acumulativa para as espécies germinadas, aos 180 e 360 dias após a implantação da semeadura direta.

| Espécies | Sobrevivência (%) | |
|----------------------------|-------------------|----------|
| | 180 dias | 360 dias |
| <i>Psidium cattleianum</i> | 0 b | 0 c |
| <i>Eugenia uniflora</i> | 80,0 a | 83,0a |
| <i>Cupania vernalis</i> | 75,0 a | 40,0b |
| Média | 77,5 | 61,2 |

**Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Aos 360 dias notou-se uma diminuição na taxa de sobrevivência para *C. vernalis* no decorrer da avaliação. Acredita-se que, o fato da área do experimento apresentar forte exposição solar, e a espécie ser secundária tardia (VILELA et al., 1993), tenha favorecido tal resultado, pela queima do meristema apical. Além disso, observa-se que a taxa de pluviosidade não foi muito elevada nos meses subsequentes à germinação (Anexo 4), e provavelmente o estresse hídrico e a luminosa intensa, impediram a sobrevivência da espécie no campo. Vieira et al. (2008) afirmam que a semente da espécie possui germinação lenta, além de ser necessária sua semeadura logo após a colheita, devido a sua recalcitrância.

Observou-se na área de experimento focos do ataque de formiga cortadeira ou de outro herbívoro, aos 150 dias após a semeadura direta, que ocasionaram na mortandade de algumas sementes germinadas (Anexo 5). Conforme relatado por Stanton (1975) e Newbery & Foresta (1985) é no período do desenvolvimento inicial que as espécies florestais sofrem forte pressão de herbivoria, sendo o atributo que mais limita a sobrevivência da espécie em campo.

Além disso, notou-se a presença de ação antrópica pela entrada e passagem de veículo agrícola, uma única vez, sobre parte da área experimental onde não havia cercamento, e que após o incidente verificou-se a mortandade de plântulas já estabelecidas e que, provavelmente provocou o maior enterramento das sementes que ainda não haviam germinado (Anexo 5). Isto pode ter contribuído na diminuição da taxa de sobrevivência da *C. vernalis*, bem como não ter proporcionado melhores resultados com a espécie *E. uniflora*.

Algumas pesquisas no Brasil têm testado o uso de protetores físicos na semeadura direta, para atingir melhores resultados na germinação das espécies florestais, pois os mesmos

criam um microambiente, favorecendo a aceleração da germinação e estabelecimento das espécies florestais, além de impedir a predação por sementes, principalmente, via herbivoria, pássaros ou formigas (FERREIRA et al., 2009).

Uma pesquisa realizada por Santos Júnior et al. (2004) em Lavras - MG, confirmou que o microambiente formado pelo protetor favoreceu a germinação e estabelecimento das mudas de espécies tardias. O mesmo foi evidenciado por Mattei (1997) em pesquisa realizada em Pelotas – RS na semeadura direta de *Pinus elliotti* e que, além de favorecer no aumento da germinação, propiciou a redução da ocorrência de enterramento e carreamento das sementes pela água da chuva.

O índice de velocidade de emergência (IVE) aos 360 dias para as espécies que obtiveram sucesso na germinação e sobrevivência foram de 0,40 para *E. uniflora* e de 0,09 para *C. vernalis*. Os maiores valores encontrados pela espécie *E. uniflora*, justificam-se em parte, pela rapidez e maior taxa de germinação da espécie, bem como, pelo desenvolvimento maior em altura e diâmetro. Em outras pesquisas sobre a viabilidade de espécies florestais via semeadura direta, observa-se que os valores de IVE foram semelhantes aos encontrados na presente pesquisa, valores variando de 0,06 a 0,70, dependendo da espécie (SANTOS JÚNIOR et al., 2004; HÜLLER, 2011).

Desenvolvimento Inicial

Os valores de altura e diâmetro de colo não apresentaram diferença significativa em nível de 5 % de probabilidade (TABELA 4).

Tabela 4 – Valores médios de altura e diâmetro do colo aos 180 e 360 dias após a semeadura direta.

| Nome científico | 180 dias | | 360 dias | |
|-------------------------|-------------|-----------------------|-------------|-----------------------|
| | Altura (cm) | Diâmetro do colo (cm) | Altura (cm) | Diâmetro do colo (cm) |
| <i>Cupania vernalis</i> | 4,98 a | 0,07 a | 5,75 a | 0,12 a |
| <i>Eugenia uniflora</i> | 4,47 a | 0,08 a | 6,18 a | 0,13 a |
| Média | 4,73 | 0,075 | 5,97 | 0,125 |

**Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Aos 360 dias após a semeadura direta, observa-se que *E. uniflora* atingiu valores médios de altura e diâmetro, 6,18 cm e 0,13 cm, respectivamente. *C. vernalis* não ficou atrás, alcançando 5,75 cm de altura média e 0,12 cm de diâmetro do colo médio (Anexo 6).

A variável altura permitiu uma melhor distinção entre as espécies comparado a variável diâmetro, provavelmente, isto ocorra por que é típico do arranque inicial na fase juvenil (crescimento primário da plântula), apresentando um maior crescimento em altura pela competição inicial das espécies por luz (ENCINAS et al., 2005).

O crescimento em altura e a taxa de germinação da *Eugenia uniflora* no período de avaliação podem estar associados ao seu grupo ecológico e suas características ecológicas, que por se tratar de espécie pioneira, apresenta rápido crescimento inicial em campo e melhor estabelecimento no local da implantação, além de suportar bem o frio e sem restrições quanto ao tipo de solo (CORADIN et al., 2011).

Os resultados experimentais obtidos para a taxa de crescimento relativo em porcentagem (TCR(%)) encontram-se dispostos na Tabela 5. Observa-se que a espécie *E. uniflora* obteve maiores taxas de incremento em altura, tanto aos 180 (13,95%) e 360 dias (36,84%), se comparada a espécie *C. vernalis*.

Tabela 5– Taxa de crescimento relativo, em porcentagem (TCR(%)) para as espécies *E. uniflora* e *C. vernalis*, aos 180 e 360 dias após a semeadura direta.

| Nome científico | 180 dias | | 360 dias | |
|-------------------------|----------|----------|----------|----------|
| | TCR (%) | | TCR (%) | |
| | Altura | Diâmetro | Altura | Diâmetro |
| <i>Cupania vernalis</i> | -5,12 | 4,08 | 15,45 | 50,55 |
| <i>Eugenia uniflora</i> | 13,95 | 4,32 | 36,84 | 37,60 |
| Média | 4,42 | 4,2 | 26,15 | 44,08 |

Notou-se que a espécie *C. vernalis* aos 180 dias teve uma TCR (%) negativa e depois voltou a ter uma TCR(%) positiva. Vários fatores podem ter contribuído, como a alta exposição solar e direta logo após a germinação, ou pelas geadas no período de inverno no estado, que ocasionaram a danificação do meristema apical e, posterior, queda das folhas, impedindo o desenvolvimento em altura.

Segundo Felfili et al. (2001a), a maioria dos estudos que envolvem espécies de ambientes ciliares, verifica-se que estas exibem alta plasticidade com relação ao crescimento e

sobrevivência, além de, apresentar ampla adaptação das espécies com relação a intensidade luminosa. Portanto, apontando para uma grande vantagem da introdução de espécies de mata ciliar em projetos de restauração ecológica.

Além das condições climáticas, as edáficas se tornam decisivas no desenvolvimento inicial das espécies florestais utilizadas em ações de restauração ecológica, se a técnica da sementeira direta se der em locais com solo de melhor qualidade, o resultado obtido pode ser mais satisfatório, tanto em germinação quanto em desenvolvimento (FERREIRA, 2002).

Muito embora os escassos resultados satisfatórios da presente pesquisa, um dos principais motivos para o uso da sementeira direta como técnica de restauração é o baixo custo no momento da implantação. É nesse sentido, que se torna fundamental investigar as causas que levam à germinação, sobrevivência e desenvolvimento inicial de espécies para dar suporte em projetos de restauração ecológica, visto que revelam aspectos ecológicos e silviculturais das espécies florestais (FERREIRA et al., 2007). Além disso, quando se trata de restauração de matas ciliares, deve-se levar em conta as condições socioeconômicas das comunidades locais e que as mesmas precisam estar envolvidas no processo (FERREIRA, 2002).

CONCLUSÃO

Eugenia uniflora e *Cupania vernalis* apresentaram potencial para sementeira direta na região. A qualidade da semente, o tempo de armazenamento e a reserva de nutrientes são fatores decisivos para o desenvolvimento da técnica.

Novos estudos com a técnicas de sementeira direta de espécies florestais devem ser realizados para que se possa validar procedimentos e espécies recomendadas para a região central do Rio Grande do Sul.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A sementeira direta de espécies florestais constitui-se em técnica inovadora no campo da ecologia da restauração. Nas regiões tropicais do Brasil já se encontra mais desenvolvida, atingindo resultados promissores, embora a maioria seja experimental.

No Brasil Subtropical, a restauração ecológica de ecossistemas florestais encontra-se em estágio menos avançado, embora caminhe a passos rápidos, principalmente, nos últimos anos. O presente trabalho é uma das primeiras tentativas (se não a primeira) da técnica nas condições

da região central do Rio Grande do Sul. Portanto, como todo trabalho pioneiro, sofre com a ausência de comparativos regionais e de um embasamento técnico focado para as condições locais e da carência de uma cadeia regional de restauração ecológica fortalecida. Algumas variáveis que influenciaram o presente trabalho poderiam ter sido mais eficientes, caso a restauração ecológica fosse mais desenvolvida em âmbito regional como, por exemplo, a disponibilidade de sementes florestais. Os obstáculos encontrados devem ser vistos como desafios a fomentar novas pesquisas neste campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Gebrüder Borntraeger, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

BARBOSA, J. M. et al. Capacidade de estabelecimento de indivíduos de espécies da sucessão secundária a partir de sementes em sub-bosque de uma mata ciliar degradada do Rio Moji-Guaçu/SP. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2, 1994, Curitiba. **Anais...** Curitiba: UFPR, 1994. p.400-406.

BECKAGE, B.; CLARK, J. S. Seedling survival and growth of three forest tree species: the role of spatial heterogeneity. **Ecology**, Washington, v. 84, n. 7, p. 1849 – 1861, 2003.

BONILLA-MOHENO, M.; HOLL, K. D. Direct Seeding to Restore Tropical Mature-Forest Species in Areas of Slash-and-Burn Agriculture. **Restoration Ecology**, Washington, v. 18, n. 2, p. 438-445, 2010.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. 2002. Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 2002.p.123-145.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Revoga a Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 25 mai. 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 16nov. 2015.

CAMPOS, J. B. O papel dos corredores de biodiversidade. In: CONGRESSO MUNDIAL SOBRE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA, 2, 2003, Foz do Iguaçu. **Anais...** Ponta Grossa: FEBRAPDP, 2003. p. 81-82.

CECCON, E.; GONZÁLEZ, E.J.; MARTORELL, C. Is direct seeding a biologically viable strategy for restoring forest ecosystems? Evidences from a meta-analysis. **Land Degradation & Development**, p. 1-27, 18 ago. 2015.

CLIMATE-DATA.ORG. **Dados climáticos para cidades mundiais.**Gernsbach, Alemanha, 2016. Disponível em: <<http://pt.climate-data.org/location/313445/>>. Acesso em: 22/01/2016.

COLE, R. J. et al. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 10, p. 1590-1597, 2011.

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

ENCINAS, J. I; SILVA, G. F.; PINTO, J. R. R. **Idade e crescimento das árvores.** Comunicações técnicas Florestais: Universidade Federal de Brasília, Brasília, v.7, n.1, 2005, 43p.

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

FILFILI, J. M. et al. Desenvolvimento inicial da espécie de Mata de galeria. In: FONSECA, C. E. L., RIBEIRO, J. F., SOUZA-SILVA, J. C. (Edts.) **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria.** Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001a. 779-811 p.

FERREIRA, R. A. **Estudo da semeadura direta visando à implantação de matas ciliares.**2002. 138 f. Tese (Doutorado em Agronomia)- Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2002.

FERREIRA, R.A. et al. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. **Revista Cerne**, Lavras, v.13, n.3, p.21-279, 2007.

FERREIRA, R. A. et al. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.37, n.81, p.37-46, 2009.

FOLETO, E. M.; SILVA, F.; SILVEIRA, V. F. Mapeamento das áreas de incompatibilidade legal na microbacia hidrográfica do Arroio Manoel Alves em Itaara/RS, sob a perspectiva para a recuperação das áreas degradadas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19., 2011,Maceió, AL. **Anais...** Maceió, AL, 2011.p.1-19.

HÜLLER, A. **Restauração florestal através de semeadura direta de duas espécies nativas.** 2011.75 f.Dissertação (Mestrado em Agronomia)- Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2011.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Manual técnico de Pedologia. 2ª ed. **Manuais técnicos de Geociências**, n. 4, Rio de Janeiro, p. 22, 2007.

JESUS, R. M.; ROLIM, S. G. Experiências relevantes na restauração da Mata Atlântica. In: GALVÃO, A.P.M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso.** Colombo: Embrapa Florestas, 2005. 59-86p.

MARCHIORI, J. N. C. **Fitogeografia do Rio Grande do Sul: enfoque histórico e sistemas de classificação**. Porto Alegre: EST, p.118, 2002.

MARTINS, C. C.; NAKAGAWA, J.; BOVI, M. L. Efeito da posição da semente no substrato e no crescimento inicial das plântulas de palmito vermelho (*Euterpe espirosantensis* Fernades – Palmae). **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina. v. 1,n. 1, p. 164-173, 1999.

MARTINS, V. C. **Uso da terra no município de Itaara – RS: com imagens do satélite CBERS– 2**. 2004. 54 f. Trabalho de Graduação B (Curso de Geografia Bacharelado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.

MATTEI, L.V. Avaliação de Protetores Físicos em sementeira Direta de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 7, n. 1, p. 91-100, 1997.

NEWBERY, D. M.; FORESTA, H. Herbivory and defense in pioneer, gap and understory trees of tropical rain forest in French Guiana. **Biotropica**, St. Louis, v. 17, n. 3, p. 238-244, Sept. 1985.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. **Estudos florísticos e fitossociológicos em remanescentes de matas ciliares do alto médio Rio Grande**. Belo Horizonte. CEMIG, 1995. 27 p.

PIAIA, B. B.; GIACOMINI, I. F.; ROVEDDER, A. P. M. Restauração ecológica de nascentes e matas ciliares: **cartilha**. Itaara, RS, Fundação Mo³Ã, 2015. 52 p.

POPINIGS, F. **Fisiologia da semente**. Brasília: Ministério da Agricultura, 1977. 232 p.

SAMPAIO, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? **Restoration Ecology**, v. 15, n. 1, p. 462 – 471, 2007.

SANTOS JÚNIOR, N. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de sementeira direta, visando à recomposição de mata ciliar, **Cernea**, Lavras, v.10, n.1, p.103-117, 2004.

SANTOS, P. L. et al. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de sementeira direta para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, Viçosa – MG, v. 36, n.2, p. 237-245, 2012.

SHIMIZU, J. Y. Produção e qualidade de sementes de espécies florestais nativas. In: CONGRESSO FLORESTAL PARANAENSE, 4., 2012, Curitiba. **Anais...** Curitiba – PR, Nov. 2012. p. 1-5.

STANTON, N. Herbivore pressure on two types of tropical forests. **Biotropica**, St. Louis, v. 7, n. 1, p. 8-11, Mar. 1975.

STRECK, E. V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS; 2 ed., UFRGS, 2008. 222 p.

VIEIRA, C. V. et al. Germinação E Armazenamento De Sementes De Camboatã (*Cupania Vernalis* Cambess.) Sapindaceae. **Ciência Agrotecnica**, Lavras, v. 32, n. 2, p.444-449, 2008.

VILELA, E. A. et al. Espécies de matas ciliares com potencial para estudos de revegetação no Alto Rio Grande, sul de Minas. **Revista Árvore**. Viçosa-MG, v.17, n.2, p.117-128, 1993.

ZANZARINE, R. M; ROSELEN, V. **Mata ciliar e nascente no cerrado brasileiro – análise e recuperação ambiental**. Araguari-Minas Gerais, 2007. Disponível em: <<http://www.observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal12/Procesosambientales/Impactoambiental/72.pdf>>. Acesso em: 12 dez. 2015.

WILLOUGHBY, I. et al. Factors affecting the success of direct seeding for lowland afforestation in the UK. **Forestry**, Edinburgh, v. 77, n. 5, p. 467-482, 2004.

DISCUSSÃO

A partir dos resultados obtidos, pode-se entender que a dinâmica estrutural e composição florística nas nascentes revelam que as áreas possuem certo grau de resiliência, apesar dos impactos negativos sofridos, uma vez que o número de regenerantes e espécies tiveram um indicativo e tendência de aumento no decorrer do período avaliado, demonstrando o potencial da regeneração natural após o isolamento do fator de degradação, pelo cercamento.

Apesar dos resultados demonstrarem tendência à recuperação, a maioria das nascentes apresenta, em seu entorno, plantios de eucalipto, espécie exótica de fácil estabelecimento, que com o tempo podem causar mudanças ecológicas no funcionamento do ecossistema e dificultar o estabelecimento de espécies nativas. Tal situação requer medidas de manejo adequado para a erradicação desta espécie em áreas de preservação permanente, permitindo o maior desenvolvimento de espécies nativas locais.

Através da análise da dinâmica da regeneração natural, foi possível perceber que o potencial regenerativo está basicamente centrado na chuva de sementes, banco de sementes, e beneficiou-se do nível de conectividade e proximidade de remanescentes, uma vez que a região encontra-se em um importante corredor ecológico e verificou-se exclusividade de algumas espécies correlacionadas em cada nascente, possível causa da formação de 4 grupos florísticos distintos.

Ao testar o comportamento e a viabilidade de algumas espécies florestais nativas via semeadura direta, inferiu-se que as espécies *Eugenia uniflora* e *Cupania vernalis* apresentaram bom desempenho a campo quanto à germinação, sobrevivência e desenvolvimento inicial, no período de tempo avaliado, enquanto as demais espécies não tiveram respostas. O tamanho das sementes pode ser um fator preponderante na escolha de espécies florestais nativas a serem introduzidas via semeadura direta, uma vez que a reserva acumulada presente nas sementes permite promover seu surgimento e estabelecimento, ideal para aumentar as chances de sucesso na restauração.

Outro fator determinante para atingir resultados positivos na semeadura em campo é a qualidade e vigor do lote de sementes das espécies florestais, fundamental para que ocorra a germinação, o que reforça o pressuposto de que as espécies *Schinus terebentifolius*, *Psidium cattleianum*, *Prunus myrtifolia*, *Zanthoxylum rhoifolium* não tiveram respostas quanto à germinação em campo, uma vez que, todas encontravam-se no período final de armazenamento.

Embora os resultados não tenham sido satisfatórios, a técnica da semeadura direta demonstrou-se promissora e potencial para ser aplicada em projetos de restauração, com o intuito de acelerar o restabelecimento e diversidade em áreas de nascentes degradadas e fragmentadas pela ação antrópica, uma vez que a definição de modelos de restauração ecológica, mais aprimorados e acessíveis ao pequeno produtor rural, se torna cada vez mais fundamental.

Entretanto, deve-se considerar que, esses estudos são de apenas um ano após a aplicação dos tratamentos, e que este é considerado um período curto de monitoramento para se fazer previsões precisas acerca da possível trajetória sucessional das áreas em restauração. Portanto, a continuidade do monitoramento das áreas experimentais é que indicará a efetividade real do isolamento, bem como a necessidade de novas intervenções nas áreas de nascentes e matas ciliares.

As matas ciliares, diante dos inúmeros serviços ambientais prestados, devem ser consideradas áreas prioritárias para conservação e restauração. Através do presente estudo foi possível perceber que o simples isolamento das áreas, de acordo com a legislação, favorece o estabelecimento da regeneração natural, podendo outras intervenções como a semeadura direta, serem aplicadas, a fim de acelerar o processo de restauração destas áreas, imprescindíveis para a manutenção dos processos ecológicos e preservação dos recursos hídricos e da biodiversidade da região.

CONCLUSÃO

Os resultados quanto à dinâmica da estrutura ecossistêmica nas nascentes em vias de restauração, indicam o potencial da regeneração natural, pois o simples isolamento da área do fator de degradação proporcionou um indicativo de aumento do número de indivíduos e espécies, densidade e frequência absoluta no estrato regenerante, demonstrando a capacidade de resiliência nas áreas de estudo.

Quanto ao comportamento das espécies florestais via semeadura direta, *Eugenia uniflora* e *Cupania vernalis* atingiram bons resultados no desenvolvimento a campo, ao contrário das demais espécies, demonstrando que o tamanho das sementes, possa ser um fator determinante para facilitar o estabelecimento das mudas quando introduzidas em campo, bem como o vigor do lote de sementes.

De forma geral observou-se que as técnicas de isolamento e semeadura direta, apresentam potencial para serem aplicadas em ações de restauração ecológica em matas ciliares e nascentes na sub-bacia do Arroio Manoel Alves, o que pode ser considerado um fator positivo do ponto de vista do pequeno agricultor que requer restaurar essas áreas com menores custos.

RECOMENDAÇÕES

Estratégias de restauração das matas ciliares e nascentes devem ser vistas num contexto de paisagem, levando em consideração não só aspectos ecológicos, mas também sociais e econômicos. Os planos de gestão devem ter em mente que, para a melhoria da qualidade e quantidade de água, pode ser necessário um período de tempo maior para que o ecossistema seja restaurado. Desta forma, estes planos necessitam propor ações e medidas rápidas para estagnar a degradação sobre as áreas de nascentes e matas ciliares, bem como restaurar os locais já impactados, baseadas em diagnósticos em nível de bacia hidrográficas, para que seja alcançado o sucesso nas iniciativas de restauração.

Em relação ao monitoramento da restauração ecológica sugere-se que o período dos primeiros doze meses seja monitorado, mas que este também seja realizado em períodos maiores de tempo, para que se possa observar uma efetiva restauração dos processos de autopropagação. Os resultados obtidos em um período de doze meses sugerem que monitoramentos em intervalos de tempo menores como, por exemplo, monitoramentos semestrais, não sejam eficientes em encontrar respostas das práticas adotadas. Portanto, não se recomenda monitoramentos menores que doze meses, devido a uma possível relação custo/benefício maior.

O cercamento de nascentes, sem aliar-se a outras práticas de restauração/recomposição florestal, pode ser recomendado aos produtores rurais, desde que os níveis de resiliência da paisagem sejam adequados, efetivando-se assim uma prática de restauração com menores custos.

É importante inserir novos estudos que avaliem o desempenho de espécies florestais nativas via semeadura direta, para o estado do Rio Grande do Sul, buscando o entendimento de características ecológicas, fisiológicas e silviculturais destas espécies para aprimorar a introdução direta no campo e potencializar a restauração ecológica com menores custos.

Sugere-se propor ações de restauração ecológica acessíveis aos produtores rurais da região, alertando sobre as importantes funções ecológicas desempenhadas pelas áreas de preservação permanente, principalmente, para a manutenção dos recursos hídricos locais e da biodiversidade local, como os corredores ecológicos. Além disso, as autoridades ambientais devem adotar uma postura rígida no sentido de preservar as florestas ciliares, bem como, criar programas que incentivem a preservação em pequenas propriedades, através de pagamento por serviços ambientais, que já vem sendo utilizada pelo país.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALARCON, G. G. et al. Weakening the Brazilian legislation for forest conservation has severe impacts for ecosystem services in the Atlantic Southern Forest. **Land Use Policy**, v. 47, p. 1-11, 2015.
- ALMEIDA, N.O. **Implantação de matas ciliares por plantio direto utilizando-se sementes peletizadas**. 2004. 269 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.
- ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural, na recomposição de matas ciliares em nascentes da região sul de Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v.12, n.4, p. 360-372, 2006.
- ALVES, J. M. **Água e conservação ambiental: uso, cuidado e conhecimento na microbacia do Ribeirão Santa Cruz, lavras e Ijaci – MG**.2008. 283 f.Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.
- BARBOSA, J. M. et al. Capacidade de estabelecimento de indivíduos de espécies da sucessão secundária a partir de sementes em sub-bosque de uma mata ciliar degradada do rio Mogi-Guaçu, SP. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2, Curitiba, 1994. **Anais...** Curitiba: UFPR, 1994. p. 400-406.
- BARBOSA, J.M. et al. Estabelecimento de *Inga uruguensis* Hook. et Arn. A partir do plantio de sementes em uma área ciliar degradada, considerando diferentes condições de luz e umidade do solo. **Anais...FOREST**, 1996. p. 354- 356.
- BARNETT, J. P.; BAKER, J. B. Regeneration methods. In: DURYEA, M.L.; DOUGHERTY, P.M. (eds.). **Forest regeneration manual**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1991. 35-50 p.
- BASTOS, S. C. **Aplicação de indicadores de avaliação e monitoramento em um projeto de restauração florestal, Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Fazenda Bulcão, Aimorés, MG**. 2010. 118 f. Dissertação (Mestrado em Botânica)– Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.
- BASTOS NETO, J. **As Áreas de Preservação Permanente do rio Itapicuru-açu: impasses e pertinência legal**. 2008. 223 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável/Política e Gestão Ambiental)–Centro em Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, Brasília, 2008.
- BERTOLINI, I. C.; KREFTA, S. M.; PEREIRA, P. H.; SALLA, V. P.; BRUN, E. J. Crescimento inicial em altura de 16 espécies florestais nativas plantadas na região sudeste do Paraná. In: CONGRESSO FLORESTAL PARANAENSE, 4., 2012. Curitiba. **Anais...** Curitiba, 2012. 67-76 p.
- BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 5., 2002, Belo Horizonte.**Anais...** Belo Horizonte, 2002.p. 123-145.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Revoga a Lei nº 4.771 de 15 de setembro de 1965, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 25 mai. 2012. Disponível em :<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 14jul. 2015.

CAMARGO, J. L. C. et al. Rehabilitation of degraded areas of Central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration Ecology**, Tokyo, v. 10, n. 4, p. 636-644, 2002.

CASTRO, P.S. **Recuperação e conservação de nascentes**. Viçosa: CPT, 2007, 272 p.

CALHEIROS, R. O. et al. **Cadernos da mata ciliar: Preservação e recuperação de nascentes de água e de vida**. São Paulo: SMA. 2 ed., 2009. 36 p.

CARPANEZZI, A. A. Benefícios indiretos da floresta. In: GALVÃO, A. P. M. **Reflorestamento de propriedades rurais para fins produtivos e ambientais: um guia para ações municipais e regionais**. Colombo: Embrapa Florestas, 2000, p. 19-55.

CARVALHO, J. O. P. **Inventário diagnóstico da regeneração natural da vegetação em áreas da floresta nacional de Tapajós Estado do Pará**. 1982. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 1982.

CHAMI, L. B. et al. Mecanismos da regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente da Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Florestal**. Santa Maria, RS, v. 41, n.2, p. 251-259, 2011.

COSTA, S.S.B. **Estudo da bacia do Ribeirão Jaguará – MG, como base para o planejamento da conservação e recuperação das nascentes e matas ciliares**. 2004. 214f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

DAVIDE, A.C. et al. Restauração de matas ciliares. **Informe Agropecuário**, Minas Gerais, v.21, n.207, p.65-74, 2000.

DONADIO, N. M. M. **A influência da manutenção de remanescentes florestais na qualidade da água e na estrutura da vegetação**. 2003. 114 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Produção Vegetal) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2003.

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

FERREIRA, R.A. **Estudo da semeadura direta visando à implantação de matas ciliares**. 2002. 138f. Tese (Doutorado em Fitotecnia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2002.

FERREIRA, R.A. et al. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. **Revista Cerne**, Lavras, v.13, n.3, p.21-279, 2007.

FERREIRA, R.A. et al. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 37, n. 81, p. 037-046, 2009.

FERREIRA; R. A. et al. Nascentes da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, estado de Sergipe: da degradação à restauração. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n.2, p. 265-277, 2011.

FIGUEIREDO, R. O. Processos hidrológicos e biogeoquímicos em bacias hidrográficas sob uso agrícola e agroflorestal na Amazônia brasileira. In: PORRO, R. (Ed.). **Alternativa agroflorestal na Amazônia em transformação**. Brasília-DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2009. 478-500 p.

GIACOMINI, I. F. et al. Conservação de nascentes na sub-bacia do Arroio Manoel Alves, Itaara, RS. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 10.,2014, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: Sociedade Brasileira de Restauração Ecológica, 2014. 1 CD-ROM.

GUILHERME, L. R. G. et al. Contaminação de sub-bacia hidrográfica pelo uso de pesticidas. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 21, n. 207, p. 40-50, 2000.

HINKEL, R. SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, 1., 2003, Santa Catarina. **Anais Eletrônicos...** Santa Catarina, 2003. Disponível em: <<http://www.labhidro.ufsc.br/Eventos/I%20SHF/ZONAS%20RIPARIAS-versao%20final-revisao2.pdf>>. Acesso em: 13 de jul. de 2014.

LACERDA, L. Ilhas Verdes: Uma alternativa de recuperação florestal a baixos custos. Ilhas Verdes: **cartilha**. 1ªed. Instituto das Águas da Serra da Bodoquena, Bonito – MS, 2012. 52 p.

LACERDA, A. V.; NORDI, N.; BARBOSA, F. M.; WATANABE, T. Levantamento florístico do componente arbustivo-arbóreo da vegetação ciliar na bacia do rio Taperoá, PB, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v.19, n.3,p. 647-656, 2005.

LAZIA. B. **A importância da recuperação e renovação de nascentes**. (online). 2012. Disponível em: <<http://www.portalagropecuario.com.br/meio-ambiente/a-importancia-da-recuperacao-e-renovacao-de-nascentes/>>. Acesso em: 19 jun. 2014.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Universidade de São Paulo /FAPESP, 2004. 249-269 p.

KOBIYAMA, M.; MINELLA, J.P.G.; FABRIS, R. Áreas degradadas e sua recuperação. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.22, n.210, p.10-17, 2001.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2001. 146p.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, p. 33-38, 2002.

- MESQUITA, R. C. G. et al. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Ecology**, Washington, v.89, n.1, p.528-537, 2001.
- MUCHAILH, M. C. et al. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **Floresta**. Curitiba, PR, v. 40, n. 1, p. 147-162, 2010.
- PARROTA, J. A. Secondary Forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as “Foster ecosystems”. In: LIETH, H.; LOHMANN, M. (Eds.). **Restoration of tropical forest ecosystem**. The Hague: Kluwer Academic Publishers, 1993. 63-73 p.
- PIAIA, B. B.; GIACOMINI, I. F.; ROVEDDER, A. P. M. Restauração ecológica de nascentes e matas ciliares: **cartilha**. Itara, RS, Fundação Mo'Á, 2015. 52 p.
- PINTO, L. V. A. **Caracterização física da sub-bacia do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG, e propostas de recuperação de suas nascentes**. 2003. 180 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.
- PINTO, L. V. A. et al. Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.1,n. 65, p. 197-206, 2004.
- PIRES, F.R.; SOUZA, C.M. **Práticas mecânicas de conservação do solo e da água**. Viçosa: UFV, 176p., 2003.
- PRIMAVESI, O. et al. Water quality of the Canchim's Creek watershed in São Carlos, SP, Brazil, occupied by beef and dairy cattle activities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 45, n. 2, p. 209-218, 2002.
- REIS, A.; TRES, D. R. Nucleação como proposta sistêmica para a restauração da conectividade da paisagem. In: TRES, D. R.; REIS, A. 1(Ed.) **Perspectivas sistêmicas para a conservação e restauração ambiental: do pontual ao contexto**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 2009. 11 – 98 p.
- RODRIGUES, R.R.. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (2Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. 91-99 p.
- RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V., BARROS, L. C. Tropical rain forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**. Amsterdam, v.190, n.1, p.323-333, 2004.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. 235-247 p.
- RODRIGUES, R. R., NAVE, A. G. Heterogeneidade florística de matas ciliares. In: R.R. RODRIGUES & H.F. LEITÃO FILHO (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2 ed., São Paulo: Universidade de São Paulo/Fapesp, 2000, cap. 4, 45-71p.

- RODRIGUES, V. A. Recuperação de nascentes em microbacias da cuesta de Botucatu. In: RODRIGUES, V. A.; BUCCI, L. A. (Orgs.). **Manejo de microbacias hidrográficas: experiências nacionais e internacionais**. Botucatu: FEPAF, 2006. 1-5 p.
- ROSA, E. M.; BUFFON, I.; KEHL, L. G. H. Avaliação da qualidade de áreas de preservação permanente ripárias em São Francisco de Paula – RS: uma abordagem metodológica. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v.4, n.2, p. 17-30, 2010.
- ROVEDDER, A. P. M. et al. Perspectivas da restauração ecológica de ecossistemas para o Rio Grande do Sul. In: DÖRR, A. C.; ROSSATO, M. V.; ROVEDDER, A. P. M.; PIAIA, B. B. (Org.) **Práticas e saberes em meio ambiente**. Curitiba, Appris, 2014. 360p.
- SANTOS, T. I. S. **Estado de conservação e aspectos da vegetação de nascentes do Riacho Grilo – SE**. 2009.84 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, 2009.
- SANTOS, W. L.; NASCIMENTO, F. I. C.; ARCOS, F. O. Uso da terra versus áreas de nascentes: análise de impactos com utilização de geotecnologias no sudoeste amazônico – Acre – Brasil. **Revista Geonorte**, Edição Especial, Acre, v. 2, n. 4, p. 1777-1787, 2012.
- SANTOS JÚNIOR, N. **Estabelecimento inicial de espécies florestais nativas em sistemas de semeadura direta**. 2000. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000.
- SER - Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group**. 2004. The SER primer in ecological restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson, v.2, p. 1-15. 2004.
- SILVA, I. A. **Avaliação das técnicas de nucleação para a restauração ecológica das matas ciliares do Corrêgo Santo Antônio**. 2011. 71 f. Monografia (Técnico em meio-ambiente) - Faculdade de Tecnologia de Jahu, Jaú, 2011.
- SIMÕES, L. B. **Integração entre um modelo de simulação hidrológica e sistema de informação geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias**. 2001. 168 f. Tese (Doutorado em Agronomia)–Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.
- SOARES, P. G.; RODRIGUES, R. R. Semeadura direta de leguminosas florestais: efeito de inoculação com rizóbio na emergência de plântulas e crescimento inicial no campo. **Revista Scientia Forestalis**. Piracicaba, v.36, n.78, p. 115-121, 2008.
- TOUMEY, J.W.; KORSTIAN, C.F. Natural versus artificial regeneration. In: **Seeding and planting in the practice of forestry**. New york: John Wiley & Sons, 1967a, v.2, cap.6, 80-93 p.
- VALERI, S. V.; SENÔ, M. A. A. F. A importância dos corredores ecológicos para a fauna e a sustentabilidade de remanescentes florestais. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE DIREITO AMBIENTAL, 7, 2004, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Imprensaoficial, v. 1, p. 699-709, 2004.

VEIGA, M. P. et al. Influência da mata ciliar sobre a qualidade da água do ribeirão aurora, no município de Astorga, Paraná. **Arquivo de Ciências Veterinárias e Zoologia**, Umuarama, v. 6, n. 2, p. 149-152, 2003.

ANEXOS

ANEXO 1

Artigo I – Médias das variáveis físicas do solo da camada de 0 – 20 cm de profundidade, nas seis nascentes em estudo, na sub-bacia do Arroio Manoel Alves, Itaara, RS.

| Áreas | CC (cm ³ cm ⁻³) | PMP (cm ³ cm ⁻³) | K (mm h ⁻¹) | Dp (g cm ⁻³) | Ds (g cm ⁻³) | Macro (cm ³ cm ⁻³) | Micro (cm ³ cm ⁻³) | Pt (cm ³ cm ⁻³) | RP (Mpa) | Classe textural |
|-------|---|--|----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|--|--|---|-------------|-----------------|
| N1 | 0,445 | 0,18 | 84,66 | 2,46 | 1,225 | 0,055 | 0,46 | 0,51 | 2,31 | Franco Argiloso |
| N2 | 0,445 | 0,19 | 219,90 | 2,415 | 1,21 | 0,055 | 0,465 | 0,51 | 3,71 | Franco Siltoso |
| N3 | 0,415 | 0,195 | 1,915 | 2,47 | 1,275 | 0,06 | 0,425 | 0,48 | 4,55 | Franco Siltoso |
| N4 | 0,415 | 0,165 | 171,90 | 2,445 | 1,01 | 0,145 | 0,43 | 0,57 | 1,56 | Franco Siltoso |
| N5 | 0,475 | 0,165 | 74,04 | 2,425 | 1,03 | 0,075 | 0,49 | 0,57 | 1,56 | Franco Siltoso |
| N6 | 0,415 | 0,16 | 117,42 | 2,555 | 1,15 | 0,11 | 0,43 | 0,545 | 1,68 | Franco Siltoso |

Abreviações: N1: nascente isolada + plantio em núcleos; N2: nascente isolada + plantio em área total; N3: testemunha degradada; N4: nascente isolada, servindo de testemunha mais preservada; N5: nascente isolada (cercamento); N5: nascente isolada a 8 anos; CC: Capacidade de campo (cm³/cm³); PMP: ponto de murcha permanente (cm³/cm³); k: condutividade hidráulica (mm/h); Dp: densidade de partícula (g/ cm³); Ds: densidade do solo (g/ cm³); Macro: macroporosidade (cm³/cm³); Micro: microporosidade (cm³/cm³); Pt: porosidade total (cm³/cm³); RP: resistência à penetração (Mpa).

ANEXO 2

Artigo I – Médias das variáveis químicas do solo da camada de 0 – 20 cm de profundidade, nas seis nascentes em estudo, na sub-bacia do Arroio Manoel Alves, Itaara, RS.

| Áreas | pH | P | K | Al | Ca | Mg | CTC ef | CTC pH7 | V | m | MO | Arg |
|-------|------|-------|--------|------|------|------|---------|---------|-------|-------|------|-------|
| | | mg/L | | | | | cmolc/L | | | % | | |
| N1 | 4,83 | 5,38 | 67,50 | 1,69 | 4,01 | 0,99 | 6,88 | 13,84 | 37,31 | 29,74 | 2,75 | 24,25 |
| N2 | 5,13 | 5,29 | 115,00 | 0,74 | 6,72 | 1,89 | 9,66 | 14,29 | 57,63 | 16,63 | 2,94 | 20,13 |
| N3 | 4,75 | 3,93 | 92,00 | 2,39 | 1,64 | 0,79 | 5,04 | 8,93 | 30,93 | 49,35 | 1,69 | 24,25 |
| N4 | 4,75 | 6,80 | 97,00 | 1,36 | 3,49 | 1,07 | 6,16 | 13,09 | 36,01 | 27,89 | 3,79 | 24,38 |
| N5 | 4,56 | 10,50 | 66,50 | 1,73 | 2,57 | 0,69 | 5,16 | 13,24 | 25,10 | 47,23 | 3,75 | 16,00 |
| N6 | 4,81 | 5,95 | 166,00 | 1,51 | 4,35 | 0,97 | 7,28 | 14,05 | 43,34 | 24,11 | 3,05 | 26,75 |

Abreviações: N1: nascente isolada + plantio em núcleos; N2: nascente isolada + plantio em área total; N3: testemunha degradada; N4: nascente isolada, servindo de testemunha mais preservada; N5: nascente isolada (cercamento); N5: nascente isolada a 8 anos; Ca: Cálcio; Mg: Magnésio; K: potássio; Al: alumínio; m: saturação por alumínio (%); V: saturação por base (%); CTC. ef.: Capacidade de troca de cátions efetiva; CTC pH 7: Capacidade de troca de catiônica potencial; MO: matéria orgânica; P: fósforo.

ANEXO 3

ARTIGO I – Memorial fotográfico da estrutura horizontal na nascente testemunha degradada (N3), constituída por povoamentos de eucalipto e *Brachiaria* sp. no seu entorno.



ANEXO 4

ARTIGO II – Valores do volume mensal da pluviosidade na Sub-bacia do Arroio Manoel Alves, Itaara, RS, no período de Dezembro de 2014 a Setembro de 2015.

| | Dez/14 | Jan/15 | Fev/15 | Mar/15 | Abr/15 | Mai/15 | Jun/15 | Jul/15 | Ago/15 | Set/15 |
|--------------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Pluviosidade mensal (mm) | 314 | 251 | 37 | 108 | 123 | 152 | 139 | 158 | 85 | 194 |

ANEXO 5

ARTIGO II –Memorial fotográfico do ataque de formigas e passagem de veículas agrícolas sobre a área experimental, danificando o estabelecimento das espécies semeadas.



ANEXO 6

ARTIGO II –Memorial fotográfico do desenvolvimento em altura das espécies *Eugenia uniflora* e *Cupania vernalis*, após germinação via semeadura direta.

