UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Gilneia Mello do Amaral

AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO DE UM FRAGMENTO DE MATA CILIAR EM SANTA MARIA-RS

Santa Maria, RS

2017

Gilneia Mello do Amaral

AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO DE UM FRAGMENTO DE MATA CILIAR EM SANTA MARIA-RS

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Área de Concentração em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais**,** da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Ambiental.**

Orientadora: Profª. Drª. Andressa de Oliveira Silveira
Co-Orientadora: Profª. Drª. Denise Ester Ceconi

Santa Maria, RS
2017

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

Amaral, Gilneia Mello do
AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO DE UM FRAGMENTO DE MATA CILIAR EM SANTA MARIA-RS / Gilneia Mello do Amaral.- 2017.
75 p.; 30 cm

Orientadora: Andressa de Oliveira Silveira
Coorientadora: Denise Ester Ceconi
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, RS, 2017

1. Ecossistema ciliar 2. Monitoramento 3. Regeneração natural 4. Nucleação 5. Atividade enzimática I. de Oliveira Silveira, Andressa II. Ester Ceconi, Denise III. Título.

© 2017
Todos os direitos autorais reservados a Gilneia Mello do Amaral. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.
E-mail: gmello808@gmail.com

Gilneia Mello do Amaral

AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO DE UM FRAGMENTO DE MATA CILIAR NA REGIÃO DE SANTA MARIA-RS

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Área de Concentração em Recursos **Hídricos e Tecnologias Ambientais,** da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Ambiental.**

Aprovado em 15 de maio de 2017:

Andressa de Oliveira Silveira, Dra. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Suzane Bevilacqua Marcuzzo, Dra. (UFSM)

Danni Maisa da Silva, Dra. (UERGS)

Santa Maria, RS
2017

AGRADECIMENTOS

A Deus, origem de tudo, em quem agradeço a minha existência, lutas e vitórias.

À minha mãe, Maria Eloá dos Santos Mello, por sempre estar ao meu lado em todos os momentos e por ter me ensinado que aprender não ocupa espaço.

Aos meus avós, Vidal de Mello (**in memoriam**) *e Helena Kruel dos Santos Mello* ***(in memoriam)****, por serem os meus exemplos de vida. Que falta vocês me fazem!*

Ao meu namorado, amigo, parceiro e leal, Tiago Vinicios Strojaki, que sempre esteve ao meu lado me incentivando a seguir à carreira acadêmica.

À professora Andressa de Oliveira Silveira, pela orientação, parceria, apoio e confiança no desenvolvimento deste trabalho.

À professora Denise Ester Ceconi por todo o empenho dedicado a este trabalho, principalmente pela indicação da área de estudo, que foi crucial para o desenvolvimento deste projeto.

A todos os professores que contribuíram na minha formação. Obrigada pelos ensinamentos!

Aos colegas de curso, especialmente aos que me acompanham desde a graduação, Nathana Arboit, Tiago Liberalesso, Samara Decezaro, Keila Hedlund, Desirê Armborst e à Gracieli Fernandes, muito obrigada pelo auxílio e companheirismo de sempre e pelos momentos divididos juntos que tornaram mais leve meu dia a dia. E aos demais amigos da graduação e pós-graduação pelo auxílio nas coletas de campo e análises laboratoriais.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, e à Universidade Federal de Santa Maria, pelo ambiente acolhedor e por proporcionar toda a estrutura física e humana indispensável para a execução deste trabalho.

À CAPES, pela concessão de bolsa de estudos, permitindo dedicação integral à minha formação e ao fortalecimento do conhecimento científico.

A todos, meu mais sincero OBRIGADO!

"Quando a situação for boa, desfrute-a.

Quando a situação for ruim, transforme-a.

Quando a situação não puder ser transformada, transforme-se."

Viktor Frankl

RESUMO

AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO DE UM FRAGMENTO DE MATA CILIAR NA REGIÃO DE SANTA MARIA-RS

AUTORA: Gilneia Mello do Amaral
ORIENTADORA: Drª. Andressa de Oliveira Silveira

A mata ciliar é a vegetação presente no entorno dos corpos d'água e se prolongam por grandes extensões, a partir das margens. Essas áreas devem ser preservadas e em muitos casos é necessária a sua recuperação. Para avaliar a eficiência das técnicas de recuperação e verificar se está ocorrendo a restauração desses sistemas é necessário o monitoramento desses ambientes. Neste contexto, o estudo tem como objetivo avaliar a evolução da restauração em um fragmento da mata ciliar na Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS. O estudo foi realizado em quatro áreas de 300 m^2 cada, cada uma delas dividida em 4 subparcelas. As áreas avaliadas foram: área em processo de recuperação (AR), onde houve a implantação da técnica de nucleação por meio do plantio de espécies nativas em 2009; área em processo de regeneração natural (ARN), local que está isolado desde 2009 para avaliação da regeneração natural, área com povoamento de *Pinus* sp (AP) e área de vegetação nativa (MN). As técnicas utilizadas nas áreas AR e ARN fazem parte de um estudo implantado em 2009 por Ceconi (2010) e este trabalho faz parte da continuidade da avaliação do processo de restauração. Sendo assim, para avaliar as mudas que foram plantadas em 2009 na área AR mediu-se a altura (m), diâmetro do colo (cm), diâmetro à altura do peito (DAP), área da copa e a porcentagem da mortalidade das espécies. As espécies que apresentaram um rápido crescimento e uma boa cobertura de copa foram classificadas no grupo de Preenchimento, as demais foram classificadas no grupo de Diversidade. Com relação a avaliação da coberta com gramíneas; quantificação dos indivíduos regenerantes e o índice de Shannon (H') foram realizados nas áreas AR e ARN. A avaliação da composição da serapilheira, caracterização química do solo e a atividade enzimática das enzimas urease, β-glucosidase, fosfatase ácida e hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) no solo foram realizadas nas quatro áreas. Os resultados foram submetidos à análise de variância a 5% de probabilidade de erro. As espécies plantadas na área AR classificadas como de Preenchimento apresentaram uma altura, diâmetro do colo, DAP e uma área de copa maior que as espécies que estão no grupo de Diversidade, sendo elas: *Ateleia glazioveana, Schinus terebinthifolius, Enterolobium contortisiliquum, Pelthophorum dubium, Casearia sylvestris, Luehea divaricata* e *Parapiptadenia rígida*. A mortalidade na área AR foi de 49,47%, extinguindo-se cinco espécies, sendo estas: *Apuleia leiocarpa, Cabralea canjerana, Cedrela fissilis, Cupania vernalis* e *Diospyrus inconstans*. A área ARN apresentou a maior porcentagem de gramíneas, quando comparada com a área AR. A regeneração natural da área AR sofreu influência das espécies nativas plantadas, enquanto a área ARN apresentou maior quantidade de espécies invasoras. O índice de Shannon mostrou uma maior diversidade de espécies na área AR que na área ARN. A área AP apresentou maior quantidade de serapilheira, resultado influenciado pela grande quantidade de acículas, seguida das áreas AR, MN e ARN. Com relação a análise química, houve um aumento da matéria orgânica (MO) do solo nas duas áreas em recuperação em relação aos teores encontrados antes da implantação das mudas em 2009. O teor de MO na área AR ficou próximo do valor da MN, sem diferir estatisticamente, ao passo que a área ARN apresentou um valor menor de MO, porém superior ao valor da área AP. Deste modo, apesar das plantas utilizadas na área AR, estarem se desenvolvendo de forma lenta e com um alto índice de mortalidade, até este momento, a técnica de nucleação utilizada na área AR é mais adequada para recuperar o local, do que o isolamento da área que foi realizado na área ARN. Isto ocorreu devido ao baixo potencial de regeneração natural da mata ciliar e a competição com as gramíneas. A partir das espécies usadas na nucleação, recomenda-se, em situações semelhantes de degradação e para a mesma região, o uso das espécies classificadas como de Preenchimento, pelo seu crescimento mais rápido e capacidade de sobreviver e se estabelecer. Com relação a atividade enzimática de FDA, os maiores valores foram encontrados na área AR, ficando superior a área MN, que não diferiu estatisticamente da área ARN, sendo que a área AP apresentou a menor atividade de FDA. A β-glucosidase foi diferente estatisticamente em todas as áreas, sendo na área MN registrada a maior atividade, seguida das áreas AR, ARN e AP. A fosfatase foi estatisticamente maior para área MN, enquanto que as áreas AR e ARN não apresentaram diferença estatística e a área AP apresentou o menor valor. A urease não registrou diferença estatísticas entre as áreas. Assim sendo constatado que a análise da hidrólise do diacetato de fluoresceína, β-glicosidase, fosfatase foram eficientes na caracterização da atividade do solo de áreas em processo de restauração.

Palavras-chave: Ecossistema ciliar. Monitoramento. Regeneração natural. Nucleação. Atividade enzimática.

ABSTRACT

EVALUATION OF RESTORATION PROCESS IN A FRAGMENT OF A RIPARIAN FOREST IN THE REGION OF SANTA MARIA-RS

AUTHOR: Gilneia Mello do Amaral
SUPERVISOR: Drª. Andressa de Oliveira Silveira

Riparian forest is the vegetation adjacent to a body of water, which expands from slopes for large extensions. It is imperative that these areas are preserved and in many cases, is necessary its recovery. To evaluate the efficiency of recovery techniques and to verify if restoration is occurring is necessary to monitor these areas. In this context, the aim of this study is to evaluate the recovery evolution of a fragment of riparian forest in Santa Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS. The study was conducted in 4 areas with 300 m2 each, divided in 4 plots per treatment. The treatments tested were: area in recovery process (AR), where was implanted a nucleation technique through planting native species in 2009; naturally regeneration process area (ARN), isolated since 2009 to evaluate natural revegetation; area with *Pinus* sp (AP); and area with native vegetation (MN). Emphasizing that the techniques used in AR and ARN are part of a study implanted in 2009 by Ceconi (2010), this work is part of the continuity of evaluation of the restoration process. To evaluate plants introduced in AR in 2009 was measured height (m), neck diameter (cm), diameter at chest height (DAP), crown diameter and death percentage of species. Species that presented a fast growth and large crown diameter were classified as group of Fill, the others as group of Diversity. Also, in the treatments AR and ARN was performed an evaluation of coverage by grasses, number of regenerating individuals and Shannon index (H'). It was evaluated in all treatments the composition of field residues, soil quality and enzyme activity of urease, β-glucosidase, acid phosphatase and hydrolysis of diacetate of fluorescein (FDA). The results were submitted to variance analysis at the level of 5% of error. The species planted on AR classified as Fill presented a height, neck diameter, DAP and crown diameter higher than the species of the Diversity group, being them: *Ateleia glazioveana, Schinus terebinthifolius, Enterolobium contortisiliquum, Pelthophorum dubium, Casearia sylvestris, Luehea divaricata* and *Parapiptadenia rígida*. The mortality rate in AR was 49,47%, being extinguished 5 species: *Apuleia leiocarpa, Cabralea canjerana, Cedrela fissilis, Cupania vernalis* and *Diospyrus inconstans*. The treatment ARN presented a higher percentage of grasses when compared with AR. The natural regeneration in AR was influenced by native species planted, while ARN presented higher amounts of invasive species. The Shannon index showed a higher diversity of species in AR when compared with ARN. The species planted in AR and classified as species of fill presented a higher height, higher neck diameter, higher diameter at chest height and higher crown diameter in comparison with the species located in the diversity group, however the mortality was lower. The treatment AP presented higher amounts of field residues, which was influenced by the large amount of needles, being in sequence the treatments AR, MN and ARN. In relation with the soil chemical analysis, organic matter increased in both areas with recovery process when compared with the levels of 2009. The value of OM in AR was close to MN and did not differ statistically. The ARN presented a lower value of OM, but still superior then AP. Thus, even though the plants used in AR have been growing slowly and with a high mortality rate until this moment, the nucleation technique used in AR is more adequate to recovery the area than the isolation process used in ARN. It occurred because of the low regeneration potential of the natural riparian forest and also the competition with grasses. From the species used in nucleation, is recommended in similar situations in the area the use of species classified as Fill, mainly due to its fast growth and ability of survive and establishment. The activity of FDA was higher at AR, being superior of MN, which did not presented statistical differences in comparison with ARN. Also, AP presented the lowest activity of FDA. The β-glucosidase values were different in all treatments tested, where MN presented the higher activity, followed by AR, ARN and AP. The phosphatase was statistically higher in MN, while in AR and ARN it was not found differences and AP presented a lower value. The urease did not presented statistical differences among treatments. Thus, the analysis of hydrolysis of diacetate of fluorescein, β-glucosidase and phosphatase were efficient to characterize the soil activity in areas with restoration process.

Keywords: Riparian forest. Monitoring. Natural regeneration. Nucleation. Enzyme activity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Etapas da recuperação ecológica 19
Figura 2 - Fluxograma detalhado da metodologia empregada para avaliar a evolução de recuperação de um fragmento de mata nativa, Santa Maria – RS 28
Figura 3 - Cenário da área de estudo comprometida pela erosão (A) e vegetação (B) composta por gramíneas nas margens da Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS no ano de 2009..... 29
Figura 4 - Mapa de localização da Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS e das respectivas áreas Área recuperada (AR), Área em processo de regeneração natural (ARN); Área de mata nativa (MN); Área com povoamento de *Pinus* sp. (AP) 31
Figura 5 - Espécies regenerantes das áreas AR e ARN 37
Figura 6 - Altura das mudas de espécies nativas usadas na recuperação da mata ciliar da Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria - RS 39
Figura 7 - Diâmetro do colo das mudas de espécies nativas usadas na recuperação a mata ciliar da Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria - RS 40
Figura 8 - Imagem da atual situação das áreas AR e ARN 44
Figura 9 - Distribuição das espécies regenerantes da área AR e classificação sucessional das espécies nativas 45
Figura 10 - Distribuição das espécies desenvolvidas na área ARN e classificação sucessional das espécies nativas..... 46
Figura 11 - Formação da serapilheira nas áreas AR, ARN, AP e MN 49
Figura 12 - A) Presença de gramíneas invasoras na área AR; B) Presença de gramíneas invasoras na área ARN..... 51
Figura 13 - Valores da hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) (A), β-glucosidase (B), fosfatase (C) e da urease (D) em amostras de solo das áreas AR (Área recuperada), ARN (Área de regeneração natural), AP (Área de *Pinus* sp) e MN (Mata nativa).. 55
Figura 14 - Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) de acordo com o efeito dos parâmetros químicos e da serapilheira sobre a atividade enzimática do solo nas áreas AR (1-4), ARN (5-8), AP (9-12) e MN (13-16) 57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Altura (H), diâmetro do colo (D), diâmetro à altura do peito (DAP), área de copa (AC) e percentual de mortalidade (Mor) de espécies nativas de Preenchimento utilizadas na recuperação da mata ciliar da Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS 41
Tabela 2 - Altura (H), diâmetro do colo (D), diâmetro à altura do peito (DAP), área de copa (AC), percentual de mortalidade (Mor), de espécies nativas de Diversidade, utilizadas na recuperação da mata ciliar, Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS 42
Tabela 3 - Atributos químicos do solo na área em recuperação (AR), área em regeneração natural (ARN), área de *Pinus* sp e área de mata nativa (MN) 53

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL 12
1.1 OBJETIVOS 13
1.1.1 Objetivo Geral 13
1.1.2 Objetivos Específicos 13
2 REVISÃO DE LITERATURA 14
2.1 DEGRADAÇÃO DO SOLO 14
2.2 A MATA CILIAR E A SUA IMPORTÂNCIA 16
2.2.1 Restauração de Matas Ciliares 17
2.3 MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA 21
2.3.1 Monitoramento da vegetação 22
2.3.2 Indicadores de qualidade do solo 23
3 MATERIAL E MÉTODOS 27
3.1 CARACTERIZAÇÃO DO HISTÓRICO DE USO DA ÁREA 28
3.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 30
3.2 CARACTERIZAÇÃO DO ENTORNO 31
4 CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DE UMA MATA CILIAR EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA MARIA - RS 33
4.1 INTRODUÇÃO **33**
4.2 MATERIAL E MÉTODOS **35**
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO **37**
4.3.1 Área em processo de restauração 37
4.3.2 Área em processo de regeneração natural 45
4.3.3 Composição da serapilheira 48
4.3.4 Porcentagem de gramíneas 51
4.3.5 Análises químicas do solo 52
4.3.6 Análises enzimáticas do solo 54
5 CONCLUSÕES 58
REFERÊNCIAS 59
ANEXO A – ESPÉCIES NATIVAS USADAS NA RECUPERAÇÃO DA MATA CILIAR DA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA MARIA – RS 74
ANEXO B – ÁREA EM PROCESSO DE REGENERAÇÃO NATURAL E ÁREA EM RECUPERAÇÃO COM O PLANTIO DA MUDAS DE ESPÉCIES NATIVAS NA MARGEM DA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA MARIA – RS, (19 E 20 DE SETEMBRO DE 2009) 74

1 INTRODUÇÃO GERAL

Existem diversos fatores que causam a degradação do solo, entre estes, se destaca a retirada da cobertura vegetal, principalmente nas áreas de preservação permanente (APP's). Locais como estes, onde ocorrem desmatamentos, são mais susceptíveis a sofrer processos erosivos, uma vez que a água da chuva que escoa sobre o solo exposto ocasiona o assoreamento e o acúmulo do material nas regiões mais baixas, que por fim, reduzem o nível de infiltração da água nos lençóis freáticos e aumentam a ocorrência de enchentes (SIQUEIRA, 2002).

Muitas vezes a degradação está associada a justificativa do crescimento urbano e o desenvolvimento econômico, afetando principalmente as matas ciliares que sofrem com a redução da sua vegetação. As matas ciliares são as vegetações que estão localizadas em volta dos corpos d'água e que podem se prolongar por grandes extensões, a partir das margens. É fundamental a preservação dessas áreas para evitar impactos negativos sobre a fauna e flora, para melhorar a qualidade da água e controlar os desmoronamentos e erosão, entre outros fatores. Sendo assim, é imprescindível que as matas ciliares sejam preservadas e quando necessário se utilizem de técnicas de recuperação e/ou restauração para reverter tais impactos negativos.

A restauração é um processo complexo, que envolve diferentes conceitos de recuperação, reabilitação e restauração, porém são complementares e interagem entre si (ANDRADE, 2014). São processos que demandam um longo período de tempo e, em muitos casos, é necessário um alto investimento financeiro, pois são requeridas intervenções antrópicas nas áreas degradadas para obtenção de resultados satisfatórios na recuperação do solo. Um projeto de recuperação ecológica deve conter três etapas básicas: a caracterização da área, a implantação do método escolhido para recuperar o local e o monitoramento do ambiente após a aplicação do método.

O importante é escolher um sistema que tenha capacidade para desenvolver a sucessão ecológica, uma vez que neste processo ocorre a ciclagem dos nutrientes e o monitoramento dessas áreas permite acompanhar esses processos e conhecer melhor o seu fluxo, pois é o que ocorre em um sistema sustentável. O monitoramento e a avaliação da restauração florestal são realizados por análise da composição, estrutura e dinâmica da comunidade vegetal, ou ainda por meio da quantificação de parâmetros químicos, físicos e biológicos do solo, sendo que a definição de quais indicadores se deve utilizar depende das metas do projeto. Também é necessário o monitoramento e a avaliação das áreas em processo de recuperação para que

possam ocorrer progressos quanto às técnicas utilizadas. Todavia no Brasil, são poucos os projetos desenvolvidos com esta finalidade (BRANCALION et al., 2012).

Diante da necessidade de monitoramento e avaliação dos processos de recuperação e restauração, o presente trabalho avaliou um fragmento da mata ciliar da Sanga Lagoão do Ouro em Santa Maria – RS. Espera-se que após sete anos da implantação das técnicas de recuperação as áreas apresentem melhores condições de qualidade do solo, uma maior quantidade e diversidade de vegetação. Sendo assim, o objetivo principal deste estudo foi avaliar o andamento do processo de restauração da área degradada.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a evolução da restauração em um fragmento da mata ciliar após sete anos da implantação de técnicas de recuperação na Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o desenvolvimento da composição florística, estrutura da vegetação, processos ecológicos e diversidade em uma área onde foram utilizadas técnicas de recuperação e uma área em processo de regeneração natural;
- Analisar a influência do processo de restauração da mata ciliar sobre as principais características químicas do solo;
- Determinar a atividade enzimática no solo da área recuperada e em solos sob diferentes tipos de vegetação;
- Verificar se a restauração da área está ocorrendo de forma contínua e equilibrada, sendo capaz de auxiliar na estruturação das relações ecológicas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 DEGRADAÇÃO DO SOLO

Na passagem do século XIX para o século XX surgiram grandes avanços nos cultivos agrícolas e nas áreas urbanas, contudo algumas regiões do país já demonstravam grandes extensões de áreas degradadas, acarretando perda de biodiversidade (BARETTA et al., 2011). A degradação ambiental ganhou projeção somente na década de 1960, com estudos mostrando que alterações geradas em ecossistemas de um determinado local poderiam prejudicar regiões distantes geograficamente (ROVEDDER; SCHENATO, 2011).

A definição de degradação ambiental é variada (CHAVES et al., 2012) e consiste num conceito relativo associado à noção de modificações ambientais negativas, gerada na maioria das vezes, por atividades humanas (TAVARES, 2008). A Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981, que instituiu a Política Nacional de Meio Ambiente, apresenta o conceito como uma "alteração adversa das características do meio ambiente" (BRASIL, 1981). Enquanto que o Decreto Federal nº 97.632/1989, define a degradação ambiental como "conjunto de processos resultantes de danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como, a qualidade ou capacidade produtiva dos recursos ambientais" (BRASIL, 1989). A degradação do solo é tida pela NBR 10703, como "a alteração adversa das características do solo em relação aos seus diversos usos possíveis, tanto os estabelecidos em planejamento quanto aos potenciais" (ABNT, 1989). Neste sentido, o solo perde a capacidade de tolerar o desenvolvimento de plantas, reduzindo a produtividade agropecuária e a biodiversidade de uma região.

As áreas degradadas apresentam alterações em seu meio físico e biótico (ZUQUETTE et al., 2013) e as principais causas da degradação do solo estão relacionadas às atividades antrópicas (BARRIOS et al., 2006; ZUQUETTE et al., 2013) ou, em alguns casos, à processos naturais (ARAÚJO et al., 2005; BARETTA et al., 2011). Atividades como agricultura, pecuária, mineração, obras civis, urbanização (ZUQUETTE et al., 2013), poluição industrial e pastoreio excessivo (BARRIOS et al., 2006), são as principais atividades antrópicas potencialmente degradadoras (ARAÚJO et al., 2005). Estas atividades podem desencadear diversos processos de degradação do solo, como erosão, salinização, acidificação, desertificação, arenização e contaminação por substâncias químicas e biológicas.

Rovedder; Schenato (2011) classificam os resultados da degradação do solo em diretos e indiretos. Conforme os autores, resultados diretos geram efeitos como a modificação dos

níveis hídricos de aquíferos e lençóis freáticos, escoamento superficial de água no solo, deposição de sedimentos e diminuição da produtividade agrícola. Já os efeitos indiretos podem causar diminuição das áreas agricultáveis ao longo dos anos, aumentar os custos de produção e afetar a fauna local pela diminuição da migração gênica entre populações (ROVEDDER; SCHENATO, 2011). De toda a forma, estudos têm sido realizados em diversos locais para minimizar e até reverter a problemática relacionada a degradação do solo (KUHN; ARMSTRONG, 2012; LEHMAN et al., 2015; WILDEMEERSCH et al., 2015).

A erosão tem se mostrado como uma das principais formas de degradação do solo em regiões onde ocorreu o desmatamento de mata ciliar ou desmatamento da vegetação nativa para desenvolvimento de agricultura. Conforme a NBR 10703, a erosão pode ser conceituada como uma "desagregação e remoção do solo ou de fragmentos e partículas de rochas pela ação combinada da gravidade com a água, vento, gelo e organismos (plantas e animais)" (ABNT, 1989). Desta forma, Araújo et al., (2005) argumenta que a erosão é a forma mais conhecida de degradação do solo, principalmente devido ao carreamento de partículas de solo, matéria orgânica e restos de vegetais para outras regiões. Conforme Pruski (2009), a erosão ocasionada pela ação da água é, de modo geral, a principal forma de erosão observada em solos brasileiros.

A erosão hídrica, causada pelo impacto da gota da chuva somada ao escoamento superficial de água no solo tende a movimentar porções de solo para locais de baixada ou diretamente para cursos hídricos (ARAÚJO et al., 2013). Neste sentido, o agente causador do movimento de solo é a água, ao contrário da erosão eólica que apresenta como agente causal o vento, comum em regiões onde predominam solos de textura arenosa. Segundo Santos (2014), a erosão hídrica pode ser classificada em erosão laminar, erosão em sulcos ou voçorocas, sendo a intensidade deste processo dependente de múltiplos fatores.

Santos (2014) aponta que os impactos causados pela erosão hídrica ultrapassam os limites das propriedades rurais e, desta forma, não estão somente relacionados com a produção agropecuária, mas também com questões de ordem ambiental e social (TELLES et al., 2011). Barroso; Silva (1992), apud Pruski (2009) afirmam que os principais impactos da erosão em cursos de água estão relacionados com a diminuição do potencial de geração de energia elétrica, pela diminuição da capacidade de armazenamento de água dos reservatórios, aumento nos custos para tratar a água e desequilíbrio pela alteração do balanço de oxigênio em meio aquático.

De modo geral, a susceptibilidade de um solo de sofrer erosão está associada a diferentes fatores (SANTOS, 2014). Ceconi (2010) salienta que um desses fatores é a eliminação das matas ciliares, pois a retirada das raízes da vegetação ao longo das margens pode contribuir

para o desbarrancamento, aumentando a turbidez e o assoreamento. Segundo Brandão et al., (2010) a existência de cobertura vegetal permanente pode auxiliar na diminuição da erosão hídrica pelo aumento da taxa de infiltração de água no solo, além de colaborar para o aumento da agregação (CAMPOS et al., 1999). Além disso, fatores como a textura e o conteúdo de matéria orgânica do solo também desempenham papel importante na resistência que os solos apresentam quanto à sua desagregação (SANTOS, 2014). Conforme o mesmo autor, solos de textura arenosa mesmo apresentando maior conteúdo de poros e maiores taxas de infiltração de água são mais susceptíveis a sofrer erosão, principalmente pela menor coesão entre as partículas de silte e areia em comparação com a argila.

O processo de erosão quando não controlado pode se tornar irrecuperável (CECONI, 2010), trazendo prejuízos a todos em sua volta. Portanto é imprescindível a conservação do solo e a preservação das matas ciliares por meio de legislações rígida e conscientização dos produtores rurais e da população em geral.

2.2 A MATA CILIAR E A SUA IMPORTÂNCIA

Ao longo dos anos as florestas e demais formas de vegetações naturais foram perdendo espaço devido ao crescimento urbano e pelo desenvolvimento de atividades como a extração de recursos naturais, agricultura e pecuária (ARAÚJO et al., 2005; GEIST; LAMBIN, 2002; RUDEL; HOROWITZ, 1993). Neste processo, ocorreu também o desmatamento das matas ciliares, as quais são conceituadas como formações vegetais associadas a corpos d'água e que se estendem por centenas de metros a partir das margens (OLIVEIRA FILHO, 1994).

As matas ciliares desempenham funções ecológicas importantes e estão relacionadas com a conservação da fauna e flora de regiões onde ocorrem corpos d’água (CASTRO et al., 2012). Segundo Holanda et al., (2010) a vegetação ciliar conserva taludes, evita desmoronamentos e o desenvolvimento de erosão, a qual pode ser considerada uma das formas mais comuns de degradação do solo. Nunez et al., (1999) relata que além da erosão causar a perda de solo, colabora para poluição dos corpos d’água que muitas vezes são usados como fonte de abastecimento de água e irrigação. Assim sendo, além de conservar e/ou recuperar as áreas ciliares, faz-se necessário o uso de técnicas de preparo do solo que diminuam as perdas deste por erosão e consequentemente diminuam o potencial de poluição dos corpos d’água com metais pesados (NUNEZ et al., 1999).

Araújo et al., (2005) apontam que as matas ciliares também são importantes para evitar o desenvolvimento de processos de assoreamento de rios, por meio da retenção do solo gerado

pela inserção das raízes em grandes profundidades. De acordo com Castro et al., (2013) o impacto da gota da chuva sobre o solo diminui pela ação das folhas e pela formação de uma maior camada de serapilheira, o que também pode diminuir o escoamento superficial de grandes volumes de água. A maioria das cidades foram se estabelecendo às margens de rios, o que ocasionou a devastação das matas ciliares, e hoje como consequência destes atos, associados a outros fatores, ocorrem as enchentes que atingem as populações (PIOLLI et al., 2004).

A qualidade da água em regiões com mata ciliar preservada pode ser melhor em comparação com regiões onde existiu seu desmatamento. Isto ocorre devido à capacidade da mata ciliar de reduzir a entrada de fertilizantes usados na agricultura em rios e arroios (CASTRO et al., 2012). Além disso, as matas ciliares também podem funcionar como filtros para reter moléculas de agroquímicos (CASTRO et al., 2012), como observado por Bortoluzzi et al., (2006), estudando bacias hidrográficas na região de Agudo - RS, onde sub-bacias com a predominância de mata ciliar próxima aos córregos não apresentaram nas águas superficiais princípios ativos de agrotóxicos, mesmo sendo localizadas em regiões onde existia o cultivo de tabaco. Conforme os mesmos autores ocorreram a deterioração da qualidade da água pela contaminação com princípios ativos de produtos como atrazina, imidacloprid e clomazone em áreas onde os córregos não apresentavam mata ciliar.

Na legislação brasileira é assegurada a preservação da mata ciliar de todo o território nacional pela Lei Federal n˚12.651 de 25 maio de 2012 (BRASIL, 2012). Está lei é conhecida como o “novo” Código Florestal, apesar de ter sido bastante criticada, ela atualmente classifica as matas ciliares como Áreas de Preservação Permanente (APP’s). Nesta mesma lei é possível encontrar as definições de larguras específicas para faixas de vegetação, baseados na largura dos corpos d'água, com o intuito de minimizar e/ou prevenir os danos potenciais gerados pela degradação do solo. Ainda de acordo com a Lei 12.651/2012 é vedado o corte da vegetação em áreas de APP’s, sem autorização de órgãos competentes. No entanto, muitas propriedades rurais não atendem as exigências mínimas da legislação, sendo necessário que os proprietários dos imóveis que estão irregulares se comprometam com o desenvolvimento e execução de projetos para recomposição destas áreas evitando as perdas de solo por erosão e preservando dessa forma os recursos hídricos.

2.2.1 Restauração de Matas Ciliares

Muitas vezes é necessária a interferência humana para conseguir equilibrar e retroceder os processos de degradação, agilizando e orientando a sucessão por meio da restauração

ecológica (ENGEL; PARROTTA, 2003). Existem diversas definições a respeito da recuperação de áreas degradadas, que estão relacionadas aos diferentes objetivos que se busca atingir na recuperação, bem como em razão dos vários conceitos legais e técnicas utilizadas (ANDRADE, 2014). Segundo o mesmo autor os conceitos de recuperação e restauração tendem a trabalhar em conjunto e integrados na orientação de procedimentos, sendo que seus diferenciais estão relacionados as variações dos objetivos e metas e que irão direcionar práticas e ações diversas (TAVARES, 2008).

A Lei Federal nº 9.985/2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, tem como conceito de restauração a "restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original" (BRASIL, 2000). Segundo Rodrigues (2013) a definição de restauração ecológica estava relacionada com a obrigatoriedade da área de retornar ao estado original antes da degradação. No entanto, sabe-se que na prática isso é extremamente difícil ou até impossível. Por esse motivo a Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER, 2004) adotou um conceito mais abrangente, que define restauração como sendo um "processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado ou destruído".

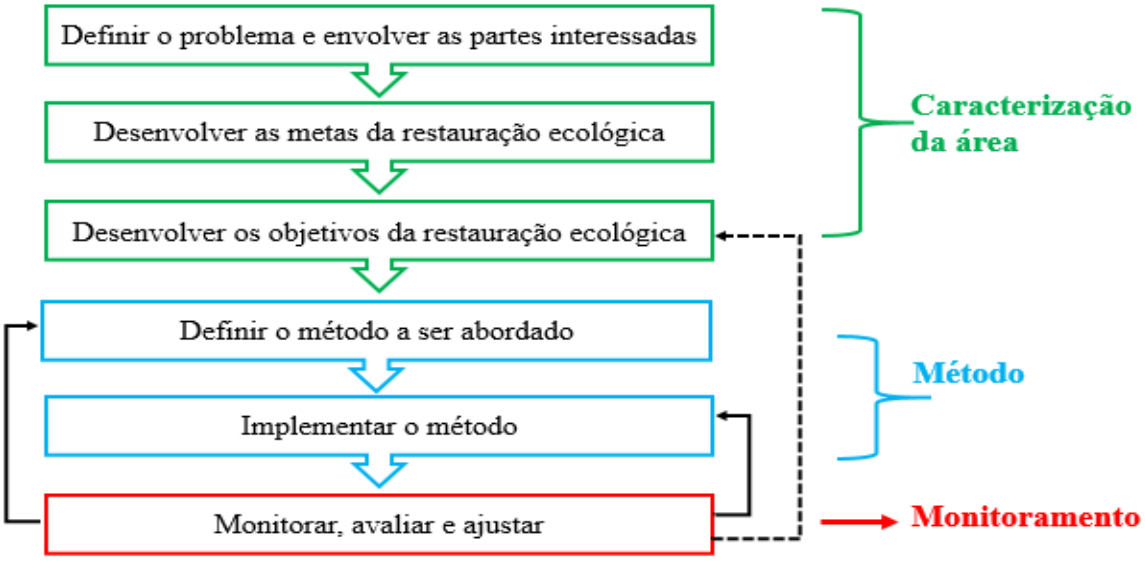
A restauração ecológica é essencial para o retorno da integridade ecológica dos ecossistemas (MARCUZZO et al., 2014). Sua finalidade é aumentar o desenvolvimento dos sucessores naturais, fornecendo meios para aumentar a biodiversidade e composição mais similar possível com as comunidades naturais (TRES et al., 2007a). Os processos de restauração ecológica são influenciados por vários fatores, tais como as condições de conservação da floresta e do solo, do nível de degradação, dos procedimentos ecológicos, da vegetação e dos efeitos de restauração almejados (LAMB et al., 2005).

Dessa maneira, a restauração consiste em um conjunto de métodos que precisam ser utilizados no sentido de nuclear atividade biológica e facilitar a recomposição da natureza (TRES et al., 2007a). O processo de nucleação consiste basicamente em acelerar o compasso de colonização, com base em uma espécie fomentadora (REIS et al., 2003). Os mesmos autores citam diversas técnicas nucleadoras que foram realizadas e avaliadas por vários trabalhos, tais como: transposição de solo, semeadura direta e hidrossemeadura, poleiros artificiais, transposição de galharia e coleta de sementes com manutenção da variabilidade genética (BIERAS et al., 2015; SILVA et al., 2015; TRES et al., 2007a; TRES et al., 2007b). Quanto maior for o número de técnicas nucleadoras utilizadas em uma área específica, mais rápido se formará uma comunidade consolidada e maiores serão as possibilidades de elevar o ritmo

sucessional (REIS et al., 2003). O princípio da nucleação usado nas atividades de restauração ambiental pode ser empregado na recuperação das matas ciliares (REIS et al., 2003).

O conceito de recuperação ambiental é variável em relação a sua origem (ZUQUETTE et al., 2013). Sendo habitual utilizar o conceito empregado na Lei Federal nº 9.985/2000, que em seu Art 2º define recuperação como a "restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original" (BRASIL, 2000). Zuquette et al., (2013) descreve duas possibilidades de ocorrer a recuperação do ambiente, isto é, de forma natural ou por meio de ações corretivas. O mesmo autor salienta que em alguns casos a recuperação natural pode ser a única forma de recomposição da área. Os elementos básicos para ocorrer a recuperação ecológica baseiam-se em três etapas (Figura 1), sendo elas: a caracterização da área, método e o monitoramento (SER, 2004).

Figura 1 - Etapas da recuperação ecológica



Fonte: Bravo (2012).

A "caracterização da área" baseia-se na identificação do ecossistema, por meio de um reconhecimento do local, onde será possível estipular os critérios que serão usados na sua recuperação (BRAVO, 2012). A exemplo pode-se citar o estudo executado por Brum et al., (2011), que durante o ano de 2006 realizou um levantamento das degradações ambientais que

ocorrem no entorno da Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria - RS, e atribui valores, baseados no “Dossiê de Ambiência” sugerido por Rocha (1997), que variaram de 1 (menor degradação) a 10 (maior degradação) para os principais impactos da localidade urbano/rural.

Os resultados demonstraram que na área urbana ocorre a retirada da mata ciliar (6,2), degradação de fragmentos de vegetação natural (5,4), enquanto na área rural as degradações ambientais mais relevantes foram a baixa fertilidade do solo (9,4), erosão hídrica (9,1), retirada da mata ciliar (8,8), entre outros. Os autores chegaram à conclusão de que era necessário implantar projetos de revegetação das matas ciliares entorno dos tributários e preservar as áreas de preservação permanente, buscando diminuir e evitar a continuidade dos processos erosivos e os assoreamentos existentes na região.

O “método” consiste na segunda etapa, que busca inserir técnicas para recuperar ou reabilitar ou restaurar a área (BRAVO, 2012). Ceconi (2010) aplicou alguns métodos para recuperar a mata ciliar da Sanga Lagoão do Ouro, sendo estes o isolamento da área permitindo a regeneração natural e revegetação com plantio de espécies nativas. Além disso, também utilizou no local, para a contenção do talude fluvial, de técnicas de bioengenharia de solos, conhecidas como esteira viva aliada a uma parede Krainer Simples. Neste estudo, foi possível observar que a regeneração natural da área experimental apresentou um potencial baixo para se estabelecer, e as espécies nativas utilizadas na recuperação apresentaram um bom crescimento inicial. Em relação as técnicas de bioengenharia usadas, estas se mostraram eficientes no controle da erosão das margens do curso d`água (CECONI, 2010).

A terceira e última etapa, refere-se a necessidade do “monitoramento” e avaliação da área como meio de constatar se as finalidades e os objetivos propostos foram alcançados (BRAVO, 2012). Daronco et al., (2013) menciona que a única forma para avaliar a eficiência de um ecossistema restaurado é por meio do monitoramento, mediante avaliação de indicadores. No estudo desenvolvido por Ceconi (2010), realizou-se o monitoramento de uma área de regeneração natural da mata ciliar por um ano, onde se observou o desenvolvimento de duas espécies. Porém, vale ressaltar que para este tipo de ecossistema faz-se necessário um maior período de monitoramento para que seja possível concluir sobre a restauração da área. Deste modo, o monitoramento é essencial para as atividades de restauração ecológica, merecendo uma maior atenção (BRANCALION et al., 2012).

2.3 MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Para efetuar o monitoramento de áreas restauradas são utilizados vários indicadores, entre eles a composição florística, estrutura do solo e indicadores de qualidade do solo. É importante salientar que é imprescindível a utilização de indicadores de obtenção simples, bem como é necessário que os métodos utilizados sejam rápidos e capazes de demonstrar o nível de recuperação da área (KAGEYAMA et al., 2002).

Segundo Brancalion et al., (2012), existem diversas formas de monitorar e avaliar um mesmo ecossistema, bem como uma grande parcela de indicadores que podem ser utilizados nestas avalições. Portanto, o critério para escolha da forma como vai ser feito o monitoramento e avaliação, e quais indicadores serão usados, depende das necessidades específicas do público que se quer atingir (BRANCALION et al., 2012).

Não existe um acordo em relação ao tempo necessário para o monitoramento de uma área restaurada, pois cada projeto de restauração tem suas peculiaridades (RIGUEIRA; NETO, 2013). No entanto, é consenso que os primeiros anos, entre dois a três, de instalações dos projetos de restauração é o período mais crítico (MELO, 2004). Passado o período crítico do projeto o acompanhamento da área é realizado com espaçamentos maiores de tempo ou até que os objetivos finais do projeto sejam alcançados (RIGUEIRA; NETO, 2013).

Uma maneira de realizar esse acompanhamento é contrapor a área em processo de restauração com as áreas vizinhas, com características semelhantes, inseridas na mesma paisagem (GISLER, 2000). Neste contexto, é onde são empregados os ecossistemas de referência (BRANCALION et al., 2012). Esta abordagem fornece informações da região, que são utilizadas de base para o planejamento da restauração, e posteriormente na avaliação e no monitoramento (SER, 2004). Deste modo, é possível correlacionar os resultados de diversos parâmetros das áreas que estão sendo restauradas com as áreas estáveis, e conforme o monitoramento é efetuado, os valores tendem a convergir aos resultados das áreas vizinhas (RIGUEIRA; NETO, 2013).

Daronco et al., (2013) em seu estudo na região de Cerrado, em Assis, SP, comparou a mata ciliar em restauração com a mata ciliar nativa e com o conjunto de espécies plantadas, pela densidade, riqueza, composição florística e atributos funcionais de indivíduos e espécies. Os resultados mostraram que aos dez anos, a comunidade em restauração aproximou-se da referência em riqueza, mas diferiu em composição florística e proporção de espécies para alguns atributos funcionais.

2.3.1 Monitoramento da vegetação

Existe uma enorme quantidade de indicadores que podem ser utilizados no monitoramento e avalição dos ecossistemas em restauração, porém na prática são utilizados um número restrito desses indicadores (BRANCALION et al., 2012). Em vista disso, a maior parte das pesquisas realizadas no acompanhamento da eficiência dos processos de restauração, tem optado pela avalição da composição, estrutura e dinâmica da comunidade vegetal (LEOPOLD et al., 2001; SIQUEIRA, 2002; SOUZA; BATISTA, 2004), em virtude das atividades da grande maioria dos processos de restauração serem interligados com a vegetação (YOUNG, 2000).

A comunidade vegetal pode ser analisada separadamente pelas suas características de estrutura, composição e funcionamento, porém suas relações estão interligadas (BRANCALION et al., 2012). A estrutura está relacionada com a forma do arranjo espacial da comunidade vegetal (BRANCALION et al., 2012). Sendo passível de avaliação por meio dos indicadores como a altura média do dossel, a presença de indivíduos emergentes, o número de estratos, a cobertura do solo pela copa das árvores, a densidade de indivíduos, entre outros (BRANCALION et al., 2012; DURIGAN, 2011). A composição do local em fase de restauração é formada pelas espécies e grupos funcionais que fazem parte da comunidade vegetal, sendo que os indicadores que podem avaliar esse atributo referem-se a riqueza, diversidade de espécies nativas regionais, a presença de indivíduos exóticos invasores e não invasores e a perda foliar, entre outros (BRANCALION et al., 2012; DURIGAN, 2011). O funcionamento refere-se ao retorno dos processos ecológicos que permitem a volta do desenvolvimento da comunidade vegetal, sendo assim avaliados por meio de indicadores, tal como a mortalidade, dispersão de sementes, chuva de sementes, ciclagem de nutrientes, a formação de serapilheira e o retorno da fauna, entre outros (BRANCALION et al., 2012).

Um indicador adequado para avaliar o desenvolvimento estrutural das áreas em restaurações é a cobertura de copas, uma vez que é de fácil avaliação, obtenção de dados e interpretação (MELO; DURIGAN, 2007). Outro indicador importante é a mortalidade das mudas plantadas, já que fornece informações sobre a qualidade do manejo realizada e adaptação das espécies ao clima da região (SCHIEVENIN et al., 2012).

A regeneração natural é uma técnica que ajuda na reconstrução da cobertura do solo e no desenvolvimento da biodiversidade da área, principalmente quando associada com plantios de árvores (SCHIEVENIN et al., 2012). Espécies que se desenvolvem em áreas de regeneração natural fornecem informações importantes para identificar a dinâmica do progresso do ecossistema original e as ações de manejo necessárias (SCHIEVENIN et al., 2012).

Um estudo realizado por Zanini (2011) analisou o progresso da regeneração natural da Floresta Atlântica, identificando as florestas de encostas em regeneração e comparou-as com os locais de florestas preservadas. O trabalho tinha como objetivo revelar padrões florísticos e estruturais ao longo do tempo. Optou-se pelas áreas com diferentes históricos de uso do solo e tempos de regeneração, que variaram entre 6 a 45 anos, além das áreas de referência. A identificação se deu por meio da avaliação da estrutura da floresta, tal como o número de árvores, altura e o espaço ocupadas por elas no terreno, bem como a sua composição. Os resultados desta pesquisa demonstraram que as áreas que estavam em processo de regeneração a mais de 26 anos as árvores atingiram porte (altura) semelhantes aos da floresta de referência, porém a cobertura basal, densidade de indivíduos e a composição mantiveram-se muito diferentes das áreas de referência.

2.3.2 Indicadores de qualidade do solo

O monitoramento da qualidade do solo em processo de restauração "auxilia na avaliação do seu desenvolvimento, na identificação de perturbações; na definição de medidas de manejo, condução ou replantio; na verificação da eficiência dos métodos e espécies empregadas e no aperfeiçoamento dos modelos" (SCHIEVENINO et al., 2012).

A medição dos atributos do solo ocorre de forma indireta, por meio de indicadores de qualidade que podem ser mensuráveis (TÓTOLA; CHAER, 2002), considerando uma espécie de medida ou um índice que evidência a saúde do sistema (BARETTA et al., 2011). Porém Tótola; Chaer (2002), destacam que o solo é um ambiente complexo, de difícil medição da qualidade. Os indicadores podem ser químicos, físicos ou biológicos (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007), ou ainda a ação mutua dessas propriedades, uma vez que resulta na qualidade e sustentabilidade do solo, sendo a matéria orgânica o epicentro (NOGUEIRA; HUNGRIA, 2013).

O solo sofre interferência de diversos fatores que alteram a sua fertilidade, e comprometem a sua capacidade produtiva (VIEIRO, 2015). Os indicadores físicos de qualidade do solo são comumente associados aos cultivos agrícolas por refletir na produtividade e componentes de rendimento (GOMES; FILIZOLA, 2006). Neste cenário, parâmetros como densidade (KORMANEK et al., 2015), porosidade (HALING et al., 2014), resistência à penetração de raízes (VEISITABAR et al., 2015) e estabilidade de agregados do solo (QIAO et al., 2014) são os mais comumente utilizados. Todavia, tais parâmetros também podem ser

utilizados como indicadores em áreas degradadas, sobretudo onde ocorre a implantação de estratégias de recuperação por meio da utilização de plantas.

Os atributos químicos do solo têm sido estudados por décadas em vários locais do mundo por apresentar estreita relação com o crescimento de plantas (HATFIELD; STEWART, 1992; MENGEL; KIRKBY, 2001; MILLER; DONAHUE, 1990). De modo geral, grande parte das pesquisas buscam avaliar a disponibilidade de nutrientes e identificar indicadores de qualidade. Porém, as características químicas de solos são bastante heterogêneas e dependem de fatores variados, como material de origem (MEURER, 2010), textura (TAN, 2011), cultivo de plantas (HINSINGER, 2001), o uso de fertilizantes (ABREU JÚNIOR et al., 2001; STROJAKI, 2013) e calcário (VITTI; LUZ, 2004).

Ainda em relação aos indicadores de qualidade química, estudos têm apresentado grande associação do pH do solo com a disponibilidade de elementos necessários para o crescimento de plantas (PETERSON, 1982). Em determinadas situações, solos muito ácidos podem apresentar baixa disponibilidade de elementos como o cálcio e magnésio, além de aumentar a disponibilidade de outros como o alumínio e manganês, que podem ser tóxicos para plantas (BISSANI et al., 2008). Além disso, Meurer (2010) argumenta que o pH do solo está relacionado com a formação de cargas elétricas negativas e positivas no solo, o que altera a capacidade do solo de reter cátions e ânions.

A matéria orgânica, associada à fração mineral do solo, é considerada por Meurer (2010) como um componente fundamental em estudos de química do solo. Sendo comumente utilizada como um indicador de qualidade (XAVIER et al., 2006), a matéria orgânica é constituída pela decomposição dos resíduos de plantas e animais, apresentando compostos orgânicos com diferentes níveis de alteração (MEURER, 2010). Geralmente, busca-se elevar os valores de matéria orgânica mediante ao cultivo de plantas e com uso de técnicas conservacionistas de manejo de solo, principalmente devido aos efeitos benéficos nas propriedades químicas, como o aumento da capacidade de troca de cátions (CIOTTA et al., 2003), aumento no poder tampão do solo (MEURER, 2010) e mineralização de nutrientes (MOREIRA; MALAVOLTA, 2004; TORRES et al., 2005).

O solo é um fornecedor de abrigo e nutrientes para os organismos que o tem como seu habitat (ANTONIOLLI et al., 2006). Alguns estudos estão utilizando indicadores microbianos e atividade enzimática do solo para monitorar a alteração ou a poluição dos solos devido a sua relevância no ambiente (HINOJOSA et al., 2004; PASCUAL et al., 2000). O aumento do uso de organismos do solo como indicador de qualidade deve-se ao fato de serem sensíveis a qualquer alteração física, química ou biológica que ocorre no ambiente (BARETTA et al.,

2011). Além disso, respondem rapidamente as alterações que ocorrem no ambiente, o que já não acontece com os indicadores químicos e físicos (ARAÚJO; MONTEIRO, 2007). Para Chaer; Tótola (2007) estas particularidades são muito relevantes na diferenciação de tratamento em trabalhos que monitoram distintas práticas de manejo do solo. Doran; Zeiss (2000), declaram que os atributos biológicos do solo satisfazem à maior parte dos requisitos necessários para ser um indicador de qualidade do solo.

Indicadores biológicos podem ser definidos como "uma espécie, conjunto de espécies ou comunidades biológicas que refletem as condições do ambiente no qual estão inseridos" (BARETTA et al., 2011). Para Buchs (2003), é importante identificar a taxonomia, duração e genética dos bioindicadores, bem como conhecer o seu comportamento em diversas condições ambientais e suas restrições. Ademais, o mesmo autor salienta que a realização da amostragem dos bioindicadores deve ser simples e fácil, com resultado nítido do dano.

Buchs (2003) considera os organismos do solo e da serapilheira ótimos bioindicadores, uma vez que possuem grande variedade e ligeira aptidão para se multiplicar, e com seus atributos ou funções distinguem e definem a qualidade ou o grau de degradação do solo. Essas condições podem ser analisadas pela existência de organismos singulares ou estudo da comunidade e métodos biológicos, tais como, a alteração da composição do solo e seus graus de decomposição (WINK et al., 2005). Portanto, os seres vivos presentes no solo são fundamentais, pois os graus de decomposição da serapilheira induzem mais rapidamente os níveis de ciclagem de nutrientes revelando a qualidade do solo (KNOEPP et al., 2000).

As áreas florestadas apresentam uma diversidade de espécies maior do que áreas desmatadas ou de pastagens (VASCONCELOS, 2001). Uma vez que, a grande variedade vegetal presente em áreas florestadas fornece vários recursos alimentares, influenciando de forma quantitativa e qualitativa a serapilheira que serve de alimento para fauna do solo (WARREN; ZOU, 2002). Deste modo, as interferências realizadas na superfície do solo acarretam modificações na densidade e na diversidade da fauna do solo (AZEVEDO et al., 2000), podendo ocasionar a extinção de certos grupos devido a interligação que ocorre entre a fauna edáfica e a variação dos recursos disponíveis, evidenciando casos de alterações ambientais (BROWN, 2001).

Um parâmetro biológico indicado para monitorar a qualidade do solo e as suas modificações que ocorre diante os distintos usos, são as enzimas do solo (MATSUOKA, 2006). Para Nielsen; Winding (2002) "as enzimas do solo são mediadoras diretas no catabolismo biológico do solo orgânico e dos componentes minerais. Segundo Tótola; Chaer (2002) sua variação está relacionada com os organismos vivos do solo, pois são consideradas a

expressividade das bactérias, fungos, plantas e raízes (SHAW; BURNS,2006). Sobretudo a capacidade enzimática da fauna do solo é restrita a digestão simples de proteínas, glicídios e lipídios, porém a relação da fauna com os microrganismos permite uma ação combinada no sistema de decomposição que permite o aumento de substratos energéticos a serem usufruídos (CORREIA; OLIVEIRA, 2005).

2.3.2.1 Atividade Enzimática

É importante compreender as origens das enzimas que estão presentes no solo e organismos que necessitam de determinados recursos de nutrientes, permitindo a compreensão da trajetória que a energia e os nutrientes fazem por meio da cadeia alimentar do solo (CALDWELL, 2005). Segundo Nogueira e Hungria (2013), "a atividade enzimática apresenta correlação positiva com o teor de matéria orgânica do solo e com sua atividade microbiana".

Os microrganismos do solo, mediante a utilização de enzimas, desempenham uma importante função de decomposição da matéria orgânica e demais compostos orgânicos que se encontram no solo, transformando compostos complexos em moléculas simples que podem ser mineralizadas (MATSUOKA, 2006; SILVEIRA, 2007).

As enzimas revelam informações sobre o metabolismo biológico, a autonomia dos recursos no ambiente (SINSABAUGH et al., 2012) e funções da fauna edáfica (GARAU et al., 2011). Além disso, aceleram as reações bioquímicas e fazem parte dos ciclos biogeoquímicos (SHAW; BURNS,2006; TÓTOLA; CHAER, 2002). Como exemplos pode-se citar a urease, a amidase; a fosfatase; e a arilsulfatase, que estão relacionadas, respectivamente, na disponibilização de nitrogênio, fósforo e enxofre (HAN et al., 2013).

Para Tótola; Chaer (2002), os critérios para seleção das enzimas referem-se a "sensibilidade do manejo, sua importância na ciclagem de nutrientes e na decomposição da matéria orgânica e na simplicidade da análise". Sua produção pode ser alterada por variações do ambiente, como pH, temperatura, umidade e manejo (ALLISON et al., 2007; BLAGODATSKAYA; KUZYAKOV, 2008; LISBOA et al., 2012). A quantificação das enzimas é realizada por meio da sua atividade e não quantidade, ou seja, de forma indireta já que sua concentração no solo é baixa (BOMBONATTO, 2014; LISBOA et al., 2012; SILVEIRA, 2007).

A avaliação da atividade enzimática como hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA), e enzimas associadas aos ciclos biogeoquímicos como como β-glucosidase, fosfatase ácida e urease (SILVEIRA, 2011), desidrogenase, celulase, amidase e arisulfatase (ARAÚJO;

MONTEIRO, 2007), são alguns dos indicadores mais utilizadas para analisar a atividade microbiana do solo.

A FDA é considerada um método geral de avaliar a ação hidrolítica (CORREA et al., 2009). Segundo Ribeiro et al., (2015), o método possui características de simplicidade, rapidez e economia. Sobretudo, a amostra não precisa de adaptação para o teste ser realizado, e nem de um inóculo bacteriano, bem como, os seus resultados apresentam poucas variações (RIBEIRO et al., 2015).

Para a análise da qualidade do solo a enzima β-glucosidase é bastante requerida, devido a sua sensibilidade às práticas de manipulação do solo (GIL-SOTRES et al., 2005). Também é de grande valia no monitoramento da qualidade do solo, movido pela sua importância na ciclagem de matéria orgânica (MELO et al., 2013). A enzima β-glucosidase é fundamental na ciclagem de carbono no solo e está conexa com a matéria orgânica, já que os organismos do solo são responsáveis pela sua síntese (PAZUTTI; CHAER, 2012).

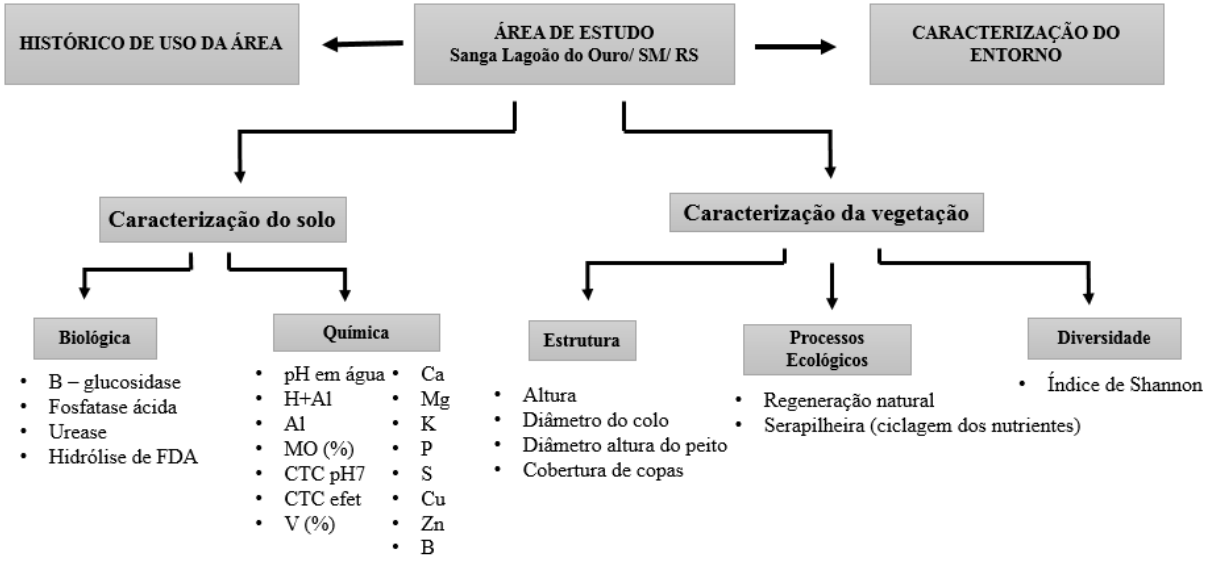
A fosfatase é essencial para o ciclo do fósforo no solo (LISBOA et al., 2012). Ela realiza a transformação de compostos de P orgânico em P inorgânico, sendo posteriormente incorporado pelas plantas (BAKER et al., 2011). Sua origem está atrelada a microrganismo, animais e raízes de plantas (CRIQUET; BRAUD, 2008).

A urease é uma enzima comum na natureza e sua atividade é maior em resíduos vegetais, sendo facilmente localizada em animais, plantas e microrganismos (SOARES, 2011). Sua atividade é aparentemente ótima em pH 8,5 a 9,0 (TABATABAI; BREMNER, 1972 apud LANNA et al., 2010, p. 1035). Ao quantificar a atividade da enzima urease se tem uma estimativa da capacidade do solo em transformar nitrogênio orgânico em mineral, iniciando a atividade de mineralização do nitrogênio (FACCI, 2008). Fatores como a umidade, tipo de vegetação e a capacidade de incorporar material orgânico podem influenciar a atividade enzimática da urease (MATSUOKA, 2006; SOARES, 2011).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Este tópico expõe uma síntese sobre a descrição da área, características do entorno, histórico de uso e os parâmetros utilizados para monitorar e avaliar o processo de recuperação da mata ciliar da Sanga Lagoão do Ouro/ Santa Maria - RS. Os resultados serão expostos em um capítulo, no qual a metodologia será também detalhada. O processo metodológico desenvolvido em cada etapa é apresentado na figura 2.

Figura 2 - Fluxograma detalhado da metodologia empregada para avaliar a evolução de recuperação de um fragmento de mata nativa, Santa Maria – RS



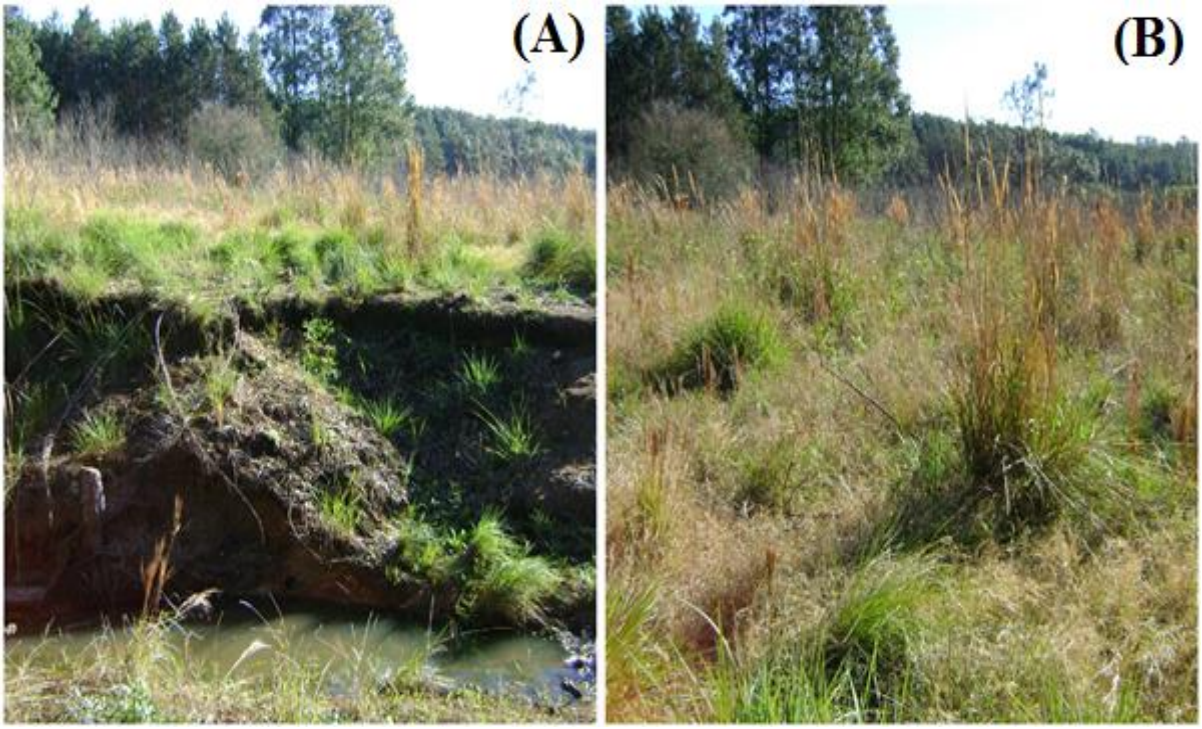
Fonte: A autora (2017).

3. 1 CARACTERIZAÇÃO DO HISTÓRICO DE USO DA ÁREA

Ao longo das margens da Sanga Lagoão do Ouro existem vários conflitos de uso, tais como urbanização, agricultura e a pecuária. Na área urbana os problemas mais comuns estão relacionados ao esgoto a céu aberto, a urbanização em locais inadequados e aos resíduos sólidos urbano espalhados. Enquanto que a área rural sofre principalmente com a erosão e com baixa fertilidade do solo (BRUN, et al., 2011).

De maneira geral o solo dessa região possui problemas com relação à acidez, alta saturação por alumínio, baixa saturação por bases, baixo teor de matéria orgânica e deficiência de nutrientes como fósforo, cobre e zinco (CECONI, 2010). Na área onde este estudo foi desenvolvido houve modificações para que ocorresse, a jusante, a construção de um reservatório de água de aproximadamente 4 ha. Na ocasião realizou-se uma dragagem no curso d'água a jusante, como medida preventiva de um possível rompimento do reservatório, mas que por sua vez eliminou a mata ciliar e soterrou o banco de sementes, provocando grandes perturbações que dificultaram a regeneração natural na área. Com isso, a área de estudo, anteriormente a 2009, caracterizava-se em sua grande maioria por gramíneas e por erosão junto ao talude da Sanga Lagoão do Ouro (Figura 3).

Figura 3 - Cenário da área de estudo comprometida pela erosão (A) e vegetação (B) composta por gramíneas nas margens da Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS no ano de 2009



Fonte: Ceconi (2010).

No trabalho desenvolvido por Ceconi (2010) é possível obter maiores detalhes sobre a implantação da técnica de recuperação na área. A seguir um breve resumo do processo realizado na área:

- Na área AR o plantio das mudas ocorreu nos dias 19 e 20 de setembro de 2009. A ordem do plantio das espécies foi determinada por sorteio, seguindo um espaçamento 1,5 x 1,5 m, sendo que em cada subparcela de 150 m^2 foram plantados 95 indivíduos de 19 espécies diferentes (Anexo A), totalizando 190 plantas distribuídas em 300 m^2. Para aumentar a diversidade de espécies plantadas e visando a nucleação com diferentes grupos sucessionais, foi necessário optar por mudas que possuíam tamanhos diferentes na parte aérea (entre 6,8 a 41,5 cm de altura) e na parte radicular (tubetes de 50 e 120 cm^3), essas mudas foram adquiridas no Viveiro Florestal do Departamento de Ciências Florestais da UFSM. As covas foram feitas com dimensões de 25 cm de diâmetro por 30 cm de profundidade, o espaçamento foi de 1,5 x 1,5 m, visando evitar o replantio causado pela mortalidade. Foram utilizadas estacas de bambu para realizar o tutoramento das mudas e no período de um ano realizou-se três capinas de coroamento. Além disso, controlou-se as formigas cortadeiras utilizando iscas granuladas por

três vezes durante um ano e após seis meses do plantio a área foi adubada com esterco de frango (300 g de esterco seco por planta).

- A área ARN é composta por 2 subparcelas de 5 x 30 m (150 m^2 cada), isoladas deste setembro de 2009. Nestas subparcelas nenhuma intervenção ocorreu desde então, apenas a avaliação das espécies que conseguiram se estabelecer via regeneração natural.

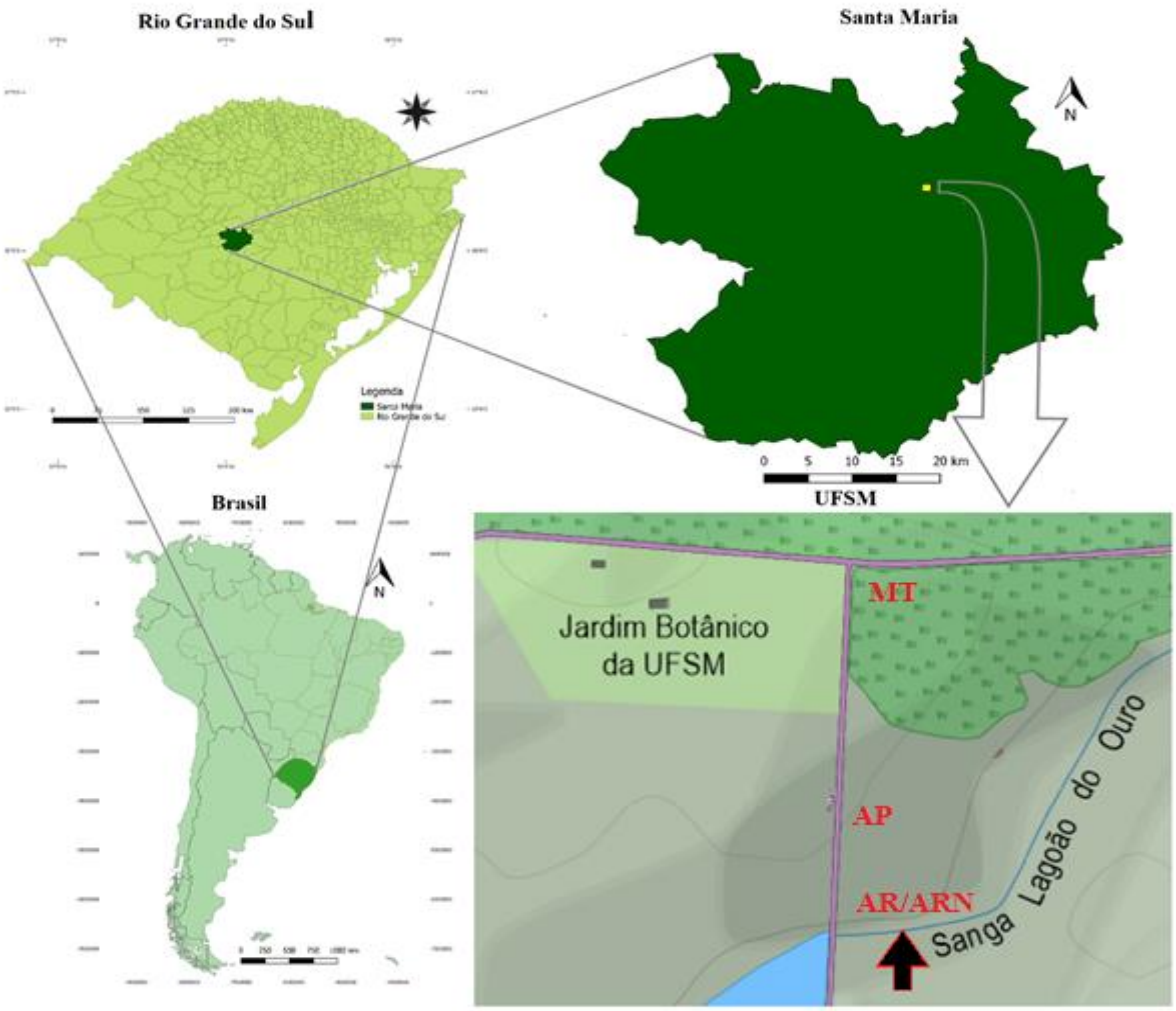
3.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A nascente da Sanga Lagoão do Ouro está localizada no Residencial Novo Horizonte, Bairro Camobi, Santa Maria – RS. O seu leito percorre aproximadamente 11 km, passando por uma área urbana e rural, até desaguar no rio Vacacaí-Mirim, que integra a Bacia do Rio Jacuí. É um rio de 3ª ordem que está localizado no município de Santa Maria – RS e o clima é classificado como subtropical I pouco úmido (ROSSATO, 2011). A região apresenta um relevo ligeiramente ondulado, com variação dos seguintes solos: Argissolo Bruno-Acizentado, Argissolo Vermelho-Amarelo, Argissolo Vermelho e Planossolo Háplico, sendo considerados solos com pouca fertilidade e muito sensíveis a erosão hídrica (STRECK, et al., 2002). A região de estudo está localizada no campus da Universidade Federal de Santa Maria – RS, cujas coordenadas geográficas são 29˚45’S e 53˚43’W (Figura 4).

Para fins comparativos e estatisticos com as áreas em processo de recuperação AR e ARN, foram selecionados uma área de mata nativa e uma área com povoamento de *Pinus* sp., com 300 m^2 cada, dividida em 4 subparcelas. Assim sendo denominadas de área recuperada (AR), área em processo de regeneração natural (ARN); área de mata nativa (MN) e a área com vegetação de *Pinus* sp. (AP).

Em setembro de 2009 iniciou-se um processo de recuperação das áreas AR e ARN, sendo desenvolvido por Ceconi (2010), enquanto que as áreas MN e AP foram selecionadas neste estudo para efeito de avaliação e comparação das características da serapilheira, solo e atividades enzimáticas.

Figura 4 - Mapa de localização da Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS e das respectivas áreas: Área recuperada (AR), Área em processo de regeneração natural (ARN); Área de mata nativa (MN); Área com povoamento de *Pinus* sp. (AP)



Fonte: A autora (2017).

3.2 CARACTERIZAÇÃO DO ENTORNO

A nascente da Sanga do Lagoão do Ouro está localizada no Bairro Camobi, a leste da cidade de Santa Maria, e seu leito percorre o Residencial Novo Horizonte, o Núcleo Habitacional Fernando Ferrari, Vila Santos Dumont, Vila Santa Tereza, Vila Assunção e o Campus da Universidade Federal de Santa Maria, além de uma extensa área em zona rural, até desaguar no Rio Vacacaí-mirim. Uma parte da área entorno da Sanga Lagoão do Ouro é formada por áreas urbanas, mas a maior parte da bacia hidrográfica encontra-se em área rural.

As áreas selecionadas para este estudo estão localizadas no território que pertence a Universidade Federal de Santa Maria, sendo que a caracterização do entorno da área de estudo é composta pelo Jardim Botânico da UFSM (JBSM), que foi fundado em 1981 e possui em seu acervo aproximadamente 349 espécies identificadas e 2500 indivíduos, em uma área de 13 ha. O entorno também apresenta um povoamento de *Pinus* sp,. que fica distante aproximadamente 130 m da área de estudo. Seguindo-se esta mesma direção, a cerca de 300 m, encontra-se uma área remanescente de vegetação nativa que faz divisa com um povoamento de Eucalipto. Os demais usos do entorno são com cultivo agrícola e pecuário.

4 CAPÍTULO 1 – AVALIAÇÃO DE UMA MATA CILIAR EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO NA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA MARIA - RS

4.1 INTRODUÇÃO

As áreas intactas de florestas mundiais, que não apresentam qualquer sinal de atividade antrópica, diminuíram cerca de 7,2 % (919,000 km^2) entre os anos 2000 a 2013, sendo que somente no Brasil houve uma perda de 157.000 km^2 de área preservada (POTAPOV et al., 2017). O uso intensivo de terras sem um planejamento adequado pode promover a degradação do solo e das matas ciliares, alterando suas características físicas, químicas e biológicas. Essas alterações podem ser originadas por processos naturais (ARAÚJO et al., 2005; BARETTA et al., 2011) ou por atividades antrópicas (BARRIOS et al., 2006; ZUQUETTE et al., 2013), sendo que as principais formas de alteração e fragmentação da floresta mundial está relacionada com a extração industrial de madeira, seguido da expansão agrícola e incêndios florestais (POTAPOV et al., 2017).

Quando uma área passa por um estresse ambiental intenso e perde a camada fértil do solo é essencial buscar sua recuperação mediante um processo de restauração ecológica (SOUZA, 2014). Segundo a Lei Federal nº 9.985/2000 o conceito de recuperação visa o retorno de uma área que apresenta uma condição degradada a uma condição não degradada, podendo ser distinta da característica original (BRASIL, 2000). Enquanto a Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (2004) define a restauração como um “processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado ou destruído” (SER, 2004), e tem como objetivo acelerar as mudanças que ocorrem na estrutura e composição das florestas (NAVES, 2013).

Segundo Martins (2007), atualmente os objetivos de recuperação e restauração estão mais próximos, pois além de retomar a revegetação da área degradada passou-se a buscar o aumento da diversidade de espécies nativas, almejando alcançar a sustentabilidade do meio natural ao longo do tempo. Diante disso, entender como ocorre a regeneração florestal é um passo importante para obter sucesso nos projetos de recuperação e restauração ecológica. Conforme Chazdon (2008) a regeneração florestal é dinâmica e sofre variação ao longo tempo e espaço, além disso, é integrante do ciclo de desenvolvimento de florestas naturais, sendo fundamental para a sobrevivência, desenvolvimento e manutenção da comunidade vegetal (CHAZDON, 2008).

As características do ambiente interferem na forma como ocorre a regeneração natural, que por sua vez atua no processo de sucessão florestal (SOUZA, 2014). A sucessão ecológica da área está relacionada com a capacidade de transformações e modificações que ocorrem na composição e estrutura de uma vegetação ao longo do tempo (GANDOLFI, 2007). Além disso, outros fatores fundamentais na sucessão ecológica são: conhecer a classificação das espécies em grupos ecológicos na área de estudo (PAULA, et al., 2004) e utilizar parâmetros fitossociológicos, tais como densidade de indivíduos por espécies, dominância, frequência, classe de tamanhos, índice de Shannon, entre outros, que caracterizem o estágio de sucessão dessas comunidades (HACK et al., 2005; JARDIN; HOSOKAWA, 1986; LONGHI et al., 1999).

A avaliação e o monitoramento dessas áreas são essenciais para obter sucesso nos projetos de recuperação ou restauração florestal, pois muitas vezes é necessário reformular as trajetórias sucessionais e modificar os objetivos iniciais (BRANCALION et al., 2012; SOUZA, 2014). Ademais, não realizar atividades de manutenção da área, sem dúvida, ocasiona a perda de investimento, sem contar que é nesta etapa que iniciam as condições para a autocondução da área em recuperação (JESUS; ROLIM, 2005).

Via de regra, os resultados das avaliações e monitoramento periódico são obtidos por meio do uso de indicadores ambientais (RODRIGUES et al., 2009), tais como: estrutura da vegetação, diversidade, mortalidade, porcentagem de cobertura de copas, gramíneas, regeneração natural, entres outros (SOUZA, 2014). Entretanto, é imprescindível conhecer o histórico da área, identificar quais os fatores que levaram a degradação do local e os seus níveis, assim sendo possível selecionar os melhores indicadores para o monitoramento (JESUS; ROLIM, 2005).

Um dos principais problemas dos solos às margens da Sanga Lagoão do Ouro é a erosão, além desta apresentam problemas com relação à acidez, alta saturação por alumínio, baixa saturação por bases, baixo teor de matéria orgânica e deficiência de nutrientes como fósforo, cobre e zinco (CECONI, 2010). Junto a este mesmo curso d’água, em área pertencente à UFSM, por ocasião da construção de um reservatório de água de aproximadamente 4 ha, ocorreu, a jusante deste, a dragagem do leito da sanga, o que eliminou a mata ciliar e provocou grandes perturbações que impediram a sua regeneração. Sendo assim, surgiu a necessidade de intervenção antrópica na área para sua recuperação. Neste sentido, Ceconi (2010) desenvolveu um estudo que tinha como objetivo o diagnóstico da degradação na sub-bacia Sanga Lagoão do Ouro e indicar formas de recuperação. As técnicas usadas consistiram de revegetação em

sistema de nucleação e regeneração natural. A revegetação com plantio de espécies nativas da região empregou 19 espécies em 5 repetições.

Na ocasião o monitoramento durou um ano, no entanto para avaliar a eficiência do uso dessas técnicas é necessário um tempo maior, de avaliação, para só assim poder inferir sobre sua eficiência. Acredita-se que após alguns anos da implantação de técnicas de recuperação a área apresente melhorias se comparada as características iniciais do projeto. Espera-se que a área que recebeu o plantio de espécies nativas esteja com uma maior quantidade e diversidade de vegetação e apresente uma melhor qualidade do solo quando comparada com a área que foi apenas isolada. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi monitorar a evolução da restauração, por meio do uso de indicadores ambientais, em um fragmento da mata ciliar, após sete anos da implantação de técnicas de recuperação, na Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado nas margens da Sanga Lagoão do Ouro, na bacia hidrográfica do Rio Vacacaí-Mirim, no município de Santa Maria - RS, cujas coordenadas geográficas são 29˚ 45’S e 53˚43’W. O clima é subtropical I pouco úmido (ROSSATO, 2011), com a temperatura média anual varia entre 17,9 a 19,2 ºC e a precipitação média anual varia de 1400 a 1760 mm (ROPPA, et al., 2007). O relevo revela-se levemente ondulado, evidenciado pelo aspecto de coxilhas e planícies aluviais onde ocorre variação das cotas altimétricas entre 40 a 200 m, demostrando uma paisagem com pouca variação (SPIAZZI, 2002). O local apresenta uma variação de solos classificados como Argissolo Bruno-Acizentado, Argissolo Vermelho-Amarelo, Argissolo Vermelho, e Planossolo Háplico, sendo considerados solos com pouca fertilidade e muito susceptíveis à erosão hídrica (STRECK, et al., 2002).

Para fins comparativos e estatísticos denominou-se os locais de estudo como áreas. Selecionou-se quatro áreas de 300 m^2 cada, divididas em 4 subparcelas para coletas de amostras de solo e serapilheira. As áreas foram classificadas em: área em processo de recuperação (AR), onde em 2009 devido a um projeto de recuperação, recebeu o plantio de espécies nativas da região, em um sistema de nucleação. No total foram utilizadas 19 espécies, com 5 repetições cada (Anexo B); área em processo de regeneração natural (ARN), onde desde setembro de 2009 não ocorreram intervenções antrópicas, com o intuito de avaliar a regeneração natural; as áreas remanescentes de mata nativa (MN) e área com povoamento de *Pinus* sp. (AP), foram utilizados

com o objetivo de avaliar e comparar as características do solo. Portanto, foram realizadas as avaliações sobre as características da vegetação somente nas áreas AR e ARN.

A avaliação da vegetação realizada na área AR considerou as medidas de altura (m) e diâmetro do colo (cm) de todas as mudas plantadas, sendo usado como critério de classificação os indivíduos do componente arbóreo com diâmetro da altura do peito (DAP) ≥ 3 cm e altura superior a 2,80 m e os demais foram classificados como indivíduos jovens. Mensurou-se também o diâmetro de copa (DP) das plantas, realizando-se duas medições perpendiculares (DP1 e DP2), com auxílio de uma trena, para posterior cálculo da área da copa (AC), pela fórmula: $AC= \pi.r^2$, onde r = (DP1+DP2) (RESENDE et al., 2015; WINK et al., 2012). Avaliou-se também a porcentagem da mortalidade, porcentagem da área coberta com gramíneas e quantificou-se os indivíduos desenvolvidos na área por regeneração natural. As espécies foram avaliadas e classificadas de acordo com dois grupos funcionais, sendo eles: grupo de Preenchimento e grupo de Diversidade. O primeiro é constituído principalmente por espécies pioneiras e algumas secundárias iniciais que apresentam rápido crescimento e uma ampla cobertura de copa, enquanto que no grupo de diversidade incluem-se as espécies que não se enquadram no grupo anterior e apresentam crescimento lento e/ou pequena cobertura de copa (RODRIGUES et al., 2009)

Na área ARN foi estimada a porcentagem da área coberta com gramíneas e quantificou-se os indivíduos que se desenvolveram na área devido a regeneração natural. Os indivíduos oriundos da regeneração natural, das áreas AR e ARN, foram classificados conforme seu grupo ecológico e calculou-se o índice de Shannon-eaver (H’) segundo Brower; Zar (1984).

As amostras de serapilheira foram coletadas manualmente com auxílio de um gabarito de 50 x 50 cm e acondicionadas em sacos plásticos, sendo considerados como componentes da serapilheira folhas e galhos com diâmetro menor que 2 cm. As separações das amostras foram feitas visualmente e levou em consideração as seguintes frações: folhas; galhos; gramíneas e miscelânea (fração menor que 2 cm). Em seguida, o material foi seco em estufa a 65 °C e pesado para determinar a biomassa seca das amostras.

A coleta do solo para análise química e enzimática foi realizada com pá de corte na profundidade 0-10 cm. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos e encaminhadas ao Laboratório Central de Análises de Solo da UFSM, onde foram homogeneizadas, peneiradas (2 mm) para avaliar os parâmetros de pH em água, acidez potencial (H+Al), alumínio trocável (Al), matéria orgânica, capacidade de troca de cátions em pH 7 (CTC pH 7), capacidade de troca de cátions efetiva (CTC efetiva), saturação por bases (V), Ca, Mg, K, P, S, Cu, Zn e B conforme metodologia proposta por Tedesco et al., (1995). Em relação a atividade enzimática

foram determinadas quatro enzimas do solo: urease, β-glucosidase, fosfatase ácida seguindo os procedimentos propostos por Dick et al., (1996), e hidrólise do diacetato de fluoresceína proposto por Green et al., (2006).

Os resultados foram submetidos à análise de variância a 5% de probabilidade de erro. Quando significativos, foram submetidos ao teste de Duncan mediante do uso do *software* Assistat, versão 7.7 (SILVA; AZEVEDO, 2016). Com o propósito de verificar a similaridade entre os parâmetros químicos, processos ecológicos (serapilheira) sob a atividade enzimática realizou-se uma análise NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling), um método que consiste na ordenação não paramétrica, que plota as parcelas em um gráfico de dispersão, de modo que as distâncias euclidianas entre as parcelas são proporcionais à dissimilaridade entre elas (BABWETEERA; BROWN, 2009). Utilizou-se o programa estatístico R para realização das análises (R Development Core Team, 2016), por meio da biblioteca Vegan (OKSANEN et al., 2016).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Área em processo de restauração

Dos 190 indivíduos de 19 diferentes espécies plantadas na área AR, se estabeleceram 96 indivíduos de 14 espécies, o que corresponde a 50,53% de sobrevivência. Com relação a indivíduos que se desenvolveram por meio da regeneração natural foram contabilizados 32 indivíduos de 9 diferentes espécies na área AR, já na área ARN foram identificados 136 indivíduos, distribuídos em 10 espécies (Figura 5).

Figura 5 - Espécies regenerantes das áreas AR e ARN

(continua)

Área AR	Nome comum	Nome científico	Nº Indivíduos
	Chal-Chal	*A. edulis* (A. St.-Hil. et al.) Radlk.	1
	Pessegueiro-do-mato	*Prunus myrtifolia* (L.) Urb.	4
	Aroeira-vermelha	*Schinus terebinthifolius* Raddi	9
	Chá-de-bugre	*Casearia sylvestris* Sw.	2
	Açoita-cavalo	*Luehea divaricata* Mart. et Zucc.	2
	Pinus	*Pinus* sp. Engelm	10
	Leitero	*Sapium glandulatum* (Vell.) Pax	2
	Jerivá	*S.romanzoffiana* (Cham.) Glassman	1
	Capororoca	*Myrsine ferruginea* Spreng.	1
Total			**32**

Figura 5 - Espécies regenerantes das áreas AR e ARN

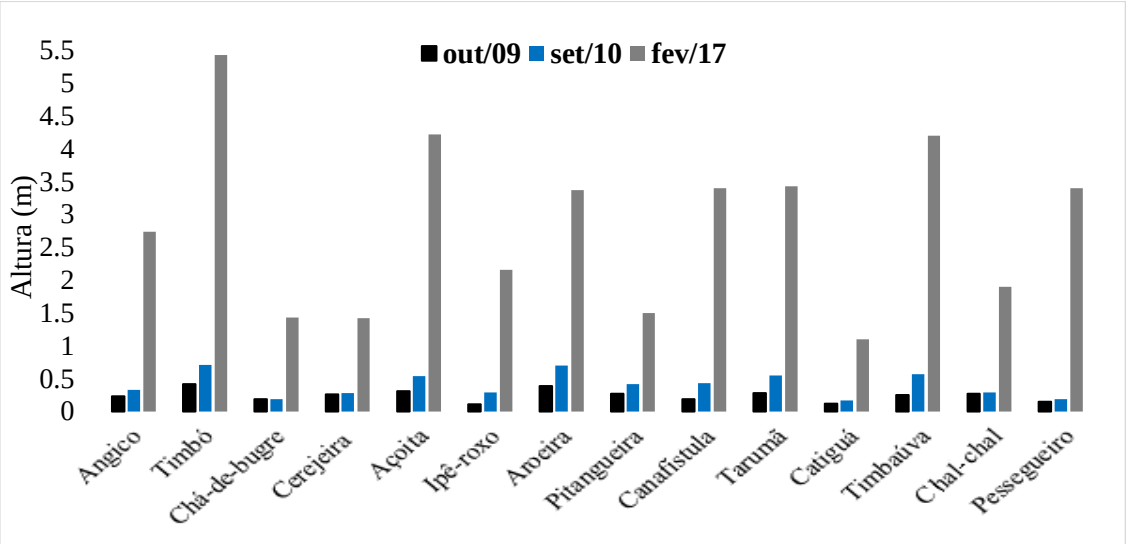
(conclusão)

Área ARN	Nome comum	Nome científico	Nº Indivíduos
	Chal-Chal	*A. edulis* (A. St.-Hil. et al.) Radlk.	4
	Pessegueiro-do-mato	*Prunus myrtifolia* (L.) Urb.	12
	Aroeira-vermelha	*Schinus terebinthifolius* Raddi	9
	Carobinha	*Tecoma stans* (L.) ex. Kunth	1
	Vassourão	*Baccharis draculculifolia* DC.	54
	Pinus	*Pinus* sp.	41
	Leiteiro	*Sapium glandulatum* (Vell.) Pax	11
	Jerivá	*S. romanzoffiana* (Cham.) Glassman	2
	Eucalipto	*Eucalyptus* sp.	1
	Goiabeira	*Psidium guayava* L.	1
Total			**136**

Fonte: A autora (2017).

A altura das mudas plantadas na área AR pode ser observada na Figura 6, que apresenta a altura média em três diferentes datas, sendo elas: logo após o plantio (out/09), mudas com um ano (set/10) e mudas com mais de sete anos de idade (fev/2017). Observa-se que houve variação no crescimento das espécies, onde algumas tiveram crescimento superior às outras desde o primeiro ano do plantio.

Figura 6 - Altura das mudas de espécies nativas usadas na recuperação da mata ciliar da Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria - RS



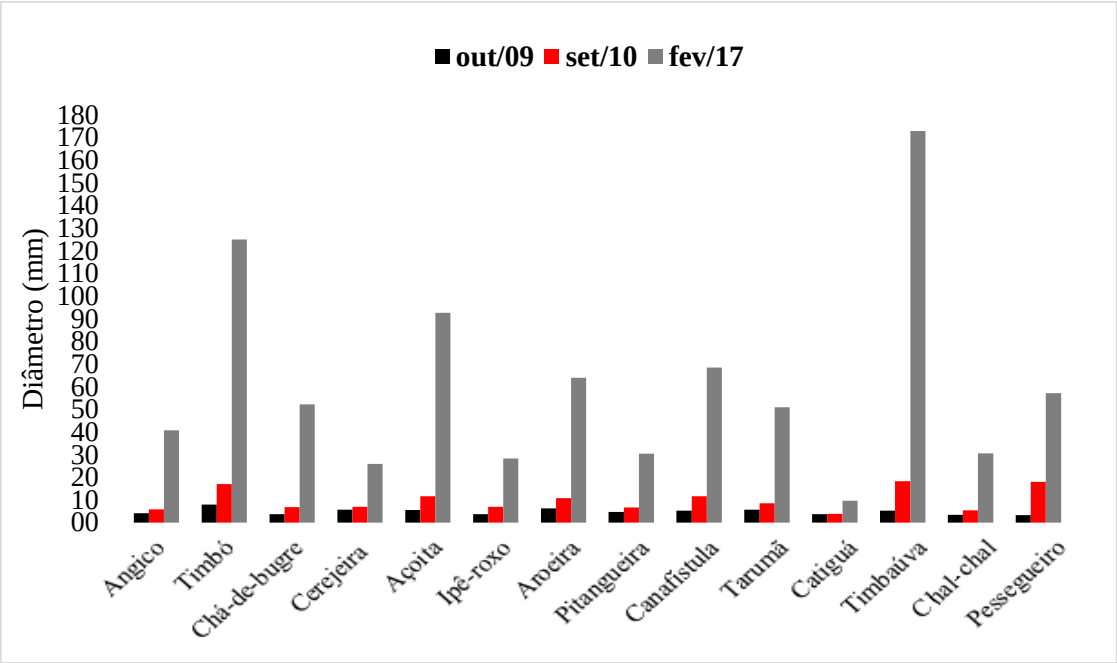
Fonte: A autora (2017).

A variação das alturas em out/09 sofreu influência pela falta de uniformidade das alturas das mudas utilizadas no plantio (variaram entre 6,8 a 41,5 cm). Já em set/10 percebeu-se que as espécies pioneiras e as secundárias inicias apresentavam um crescimento maior do que as espécies classificadas como secundárias tardias ou clímax, sendo que destas últimas, algumas não sobreviveram, sendo elas: *Apuleia leiocarpa* (Grápia), Cajerana, *Cedrela fissilis* Vell (Cedro), *Cupania vernalis* (Camboatá- vermelho) e *Diospyrus inconstans* (Maria-preta), isso demonstra a falta de resistência das espécies em tolerarem fatores limitantes, tais como a matocompetição, solo pobre em nutrientes e matéria orgânica, corte por formigas e outros insetos, queima pelo sol e geadas intensas, o que dificulta a adaptação ao ambiente, local esse extremamente degradado. Na avaliação de fev/17 constatou-se que após sete anos do plantio as espécies de *Ateleia glazioviana* (Timbó), *Luehea divaricata* (Açoita-cavalo), *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha), *Pelthophorum dubium* (Canafístula), Citharexylum myrianthum (Tarumã-de-espinho) e *Enterolobium contortisiliquum* (Timbaúva), que já apresentavam maiores alturas em set/10, mantiveram-se com o melhor desempenho e com um índice de 85% de sobrevivência, fato este que evidencia que quanto mais alto for o indivíduo maior será a chance de sobrevivência (Longhi et al., 1999).

As espécies *Ateleia glazioviana* (Timbó), *Luehea divaricata* (Açoita-cavalo), *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha), *Pelthophorum dubium* (Canafístula) e *Enterolobium contortisiliquum* (Timbaúva) foram as que apresentaram maior crescimento em altura e diâmetro. Essa condição é importante, pois, segundo Ritchie et al., (2010), as espécies que apresentam diâmetro do colo maior, são as mesmas que possuem um amplo sistema radicular, contribuindo assim com o seu desenvolvimento. O mesmo não aconteceu para o *Trichilia catiguá* (Catiguá), pois foi a espécie que apresentou a menor altura e diâmetro do colo, característico das espécies secundárias tardias ou clímax, que naturalmente possuem um crescimento mais lento. O diâmetro do colo apresentou desempenho semelhante ao da altura (Figura 7).

O processo de recuperação e/ou restauração florestal é muito mais complexo do que simplesmente buscar o retorno da vegetação de uma área degradada. Muitas espécies que são classificadas como pioneiras e possuem um rápido crescimento deixam a desejar no quesito sombreamento da área, o que favorece a invasão da local por gramíneas, elevando os gastos de manutenção e aumentando a probabilidade de insucesso dessas técnicas (NAVE, 2005; NAVE; RODRIGUES, 2007).

Figura 7 - Diâmetro do colo das mudas de espécies nativas usadas na recuperação a mata ciliar da Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria - RS



Fonte: A autora (2017).

No modelo de plantio estudado, as espécies que foram cultivadas na área AR foram agrupadas em grupos de Preenchimento (Tabela 1) e Diversidade (Tabela 2) e avaliou-se a média das alturas (H), diâmetro do colo (D), diâmetro à altura do peito (DAP), área de copa (AC) e percentual de mortalidade (Mor). De maneira geral, os resultados mostram que as espécies que estão no grupo de Preenchimento apresentam H, D, DAP e DC maiores e a Mor menor do que as espécies que estão no grupo de Diversidade, cumprindo o seu objetivo principal no processo de recuperação e restauração florestal.

As espécies *Ateleia glazioviana* (Timbó), *Luehea divaricata* (Açoita-cavalo), *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha), *Pelthophorum dubium* (Canafístula), *Citharexylum myrianthum* (Tarumã-de-espinho), *Enterolobium contortisiliquum* (Timbaúva) e *Prunus myrtifolia* (Pessegueiro-do-mato) fazem parte do componente arbóreo, e apresentaram DAP ≥ 3,0 cm e altura superior a 2,80 m. Observa-se que o grupo de Preenchimento contém a maioria das espécies do componente arbóreo, enquanto que a maior parte das espécies do grupo de Diversidade estão classificadas como juvenis, entretanto a área não possui dossel formado e apresenta grande quantidade de gramíneas.

As espécies que formam o grupo de Preenchimento são em sua maioria pioneiras, ou seja, precisam de luz para germinar e tem um crescimento muito rápido, porém com ciclo de vida curto (entre 10 a 25 anos) (SANTANA et al., 2009), o que contribui com o fornecimento de sombra para as não-pioneiras que as substituirão ao longo do tempo (RODRIGUES et al., 2009), também auxiliam com a maior parte do recobrimento do solo, quando comparada com as espécies do grupo de Diversidade. Devido a essas características elas promovem a atração e conservação da avifauna, pois as copas dão condição de poleiro para as aves, que ajudam no aumento da densidade de deposição de sementes (LABORDE et al., 2008). A *Enterolobium contortisiliquum* (Timbaúva) mostrou-se como uma espécie com potencial para preenchimento, uma vez que, juntamente com *Ateleia glazioviana* (Timbó) e *Luehea divaricata* (Açoita-cavalo), foram as que cresceram rapidamente em altura e diâmetro do colo, sendo capaz de sobreviver 96,6% dos indivíduos plantados, superando assim a matocompetição.

A mortalidade do primeiro ano de implantação das espécies na área AR (CECONI, 2010), mostrou que exatamente um ano após o plantio das mudas, havia 28,95% dos indivíduos mortos. Após mais de sete anos de implantação houve no geral um aumento na mortalidade dos indivíduos, chegando a 49,47 %, sendo que das espécies implantadas cinco tiveram 100% de mortalidade. Das espécies sobreviventes, as que estão no grupo de Preenchimento apresentaram em média uma mortalidade de 24,28% dos indivíduos (Tabela 1), sendo que *Parapiptadenia rígida* (Angico-vermelho) e *Pelthophorum dubium* (Canafístula) foram as espécies que obtiveram a maior porcentagem de mortalidade do seu grupo e *Ateleia glazioviana* (Timbó) e *Luehea divaricata* (Açoita-cavalo) sobreviveram 100%.

Tabela 1- Altura (H), diâmetro do colo (D), diâmetro à altura do peito (DAP), área de copa (AC) e percentual de mortalidade (Mor) das espécies nativas de Preenchimento utilizadas na recuperação da mata ciliar da Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS

Grupo Preenchimento	**H (m)**	**D (cm)**	**DAP (cm)**	**AC (m^2)**	**Mor (%)**
Ateleia glazioviana	5,63 a*	12,51 b	7,70 b	13,5 b	0% c
S.terebinthifolius Raddi	3,37 d	6,30 d	3,40 d	8,10 c	10% b
E. contortisiliquum	4,23 b	13,4 a	9,0 a	17,1 a	10% b
Pelthophorum dubium	3,40 d	6,80 d	4,40 c	4,50 d	60% a
Casearia sylvestris	1,55 f	4,20 e	–	0,70 e	30% b
Luehea divaricata	3,99 c	9,30 c	3,90 cd	4,20 d	0% c
Parapiptadenia rígida	2,48 e	2,30 f	–	0,60 e	60% a

*Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade de erro
Fonte: A autora (2017).

Já o grupo de Diversidade apresentou um percentual médio de mortalidade maior, em volta de 38,57%, resultado influenciado principalmente pela alta mortalidade de *Trichilia catiguá* (Catiguá) e *Prunus myrtifolia* (Pessegueiro-do-mato), por outro lado a *Eugenia uniflora* (Pitangueira) foi a única espécie do grupo a sobreviver com 100% dos indivíduos, mesmo apresentando um crescimento lento (Tabela 2). O *Prunus myrtifolia* (Pessegueiro-do-mato) e *Citharexylum myrianthum* (Tarumã-de-espinho) obtiveram um crescimento razoável em altura e diâmetro à altura do peito, sendo classificados como do componente arbóreo, porém, a mortalidade do *Prunus myrtifolia* (Pessegueiro-do-mato) foi bem superior ao do *Citharexylum myrianthum* (Tarumã-de-espinho). Resultado semelhante foi encontrado por Marcuzzo; Araújo; Gasparin, (2015), que observaram que o *Prunus myrtifolia* (Pessegueiro-do-mato) apresentou maior valor em altura e uma das maiores taxas de mortalidade. Os mesmos autores recomendam que essa espécie seja plantada na etapa seguinte, quando houver uma cobertura de copa maior e o solo apresentar leguminosas, o mesmo processo é indicado para *Cupania* vernalis (Camboatá- vermelho) e *Cabralea canjerana* (Canjerana).

Tabela 2- Altura (H), diâmetro do colo (D), diâmetro à altura do peito (DAP), área de copa (AC), percentual de mortalidade (Mor), de espécies nativas de Diversidade, utilizadas na recuperação da mata ciliar, Sanga Lagoão do Ouro, Santa Maria – RS

Grupo de diversidade	**H (m)**	**D (cm)**	**DAP (cm)**	**AC (m^2)**	**Mor (%)**
Timbó	3,40 a*	5,7 a	3,5 a	4,90 a	90% a
Aroeira-vermelha	3,43 a	5,1 b	3,1 a	3,99 a	10% cd
Timbaúva	2,16 b	2,8 c	–	1,40 b	10% cd
Canafístula	1,36 e	2,7 c	–	0,40 cd	30% bc
Chá-do-bugre	1,57 d	2,9 c	–	1,10 bc	0% d
Açoita-cavalo	1,13 f	1,0 d	–	0,20 d	90% a
Angico-vermelho	1,90 c	3,1 c	–	0,90 bc	40% b

*Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade de erro
Fonte: A autora (2017).

No geral as espécies implantadas na área AR apresentaram uma mortalidade acima do valor de 10%, tido como valor de referência (RODRIGUES et al., 2009). Isto pode ter sido causado, em parte, pela variação dos tamanhos das mudas conduzidas no campo, pois, segundo Ritchie et al., (2010), mudas com maiores dimensões (>30 cm) são mais resistentes a condições adversas, como a competição com gramíneas exóticas. Na literatura encontrou-se valores para mortalidade de mudas que variaram entre 30% a 70% (ALMEIDA; SÁNCHEZ, 2005; MARTINS, 2009). É importante compreender que a porcentagem de mortalidade acima do

valor aceitável, indica a necessidade imediata de ações de intervenções nos plantios, uma vez que a diminuição do número de espécies pode comprometer a comunidade arbórea a longo prazo.

O recobrimento do solo conferido pela cobertura de copa das espécies de Preenchimento e de Diversidade representou 20,53% da área AR, sendo que o grupo de Preenchimento apresentou uma porcentagem de cobertura significativamente maior que o grupo de Diversidade, sendo estas 16,16% e 4,29%, respectivamente. As espécies de *Ateleia glazioviana* (Timbó), *Enterolobium contortisiliquum* (Timbaúva) e a *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha), foram as que obtiveram o maior valor de cobertura, com 12,9% e estão classificadas no grupo de Preenchimento.

A baixa área coberta pelas copas dificulta a criação de condições adequadas de intensidade luminosa, umidade e temperatura. As áreas que apresentam uma porcentagem de cobertura de copa maior desfavorecem o crescimento de gramíneas competidoras, influenciada pela redução da disponibilidade de luz, reduzindo assim os custos de manutenção (BRANCALION et al., 2009; CHAZDON, 2008), caso ainda houvessem, e permitindo um ambiente mais adequado para o desenvolvimento de espécies tidas como secundárias tardias ou clímax, que nestas condições poderiam sobreviver A cobertura de copas também influencia na quantidade de serapilheira, pois quanto maior a porcentagem de cobertura de copas do local maior será o fornecimento de folhas, galhos secos e matéria orgânica em vários níveis de decomposição.

Ao comparar a área AR, onde houve o plantio de espécies, com a área ARN, onde apenas realizou-se um isolamento da área, é possível observar (Figura 8) pela imagem panorâmica o desenvolvimento da vegetação na área AR, enquanto ao centro da imagem (ARN) fica visível a grande quantidade de espécies invasoras como gramíneas, eucalipto e pinus, evidenciando ainda mais a necessidade de replantio com espécies nativas para a recuperação desta mata ciliar.

A área AR está sendo recuperada, mas de forma lenta e com grande resistência, apresenta baixa cobertura de copa e um alto índice de mortalidade, principalmente à medida que se afasta do curso d'água, o que impede a diminuição de gramíneas invasoras. Isto pode estar relacionado com as espécies escolhidas para o replantio, sendo que o mérito do uso da técnica de nucleação está na escolha das espécies que constituirão a nova comunidade e que auxiliarão no retorno da biodiversidade local (SANT'ANNA; TRES; REIS, 2011). Outro fator é o clima da região, pois baixas temperaturas no inverno comprometem o desenvolvimento da vegetação, sendo necessário um tempo maior para que as espécies do grupo de Preenchimento se desenvolvam satisfatoriamente (MARCUZZO; ARAÚJO; GASPARIN, 2015). Segundo

Reis; Nakazono; Matos (1996) quando o objetivo é usar a revegetalização de um local para alcançar a sucessão ecológica e o aumento da biodiversidade é imprescindível escolher criteriosamente as espécies vegetais que irão compor a área, para obter sucesso no reinício dos processos ecológicos.

Figura 8 - Imagem da atual situação das áreas AR e ARN

Fonte: A autora (2017).

Buscar o retorno da vegetação em uma área degradada é muito mais complexo que simplesmente escolher as espécies que serão plantadas na área pelo seu grupo ecológico (pioneira, secundária ou clímax). Isto porque é necessário almejar a autoperpetuação destas comunidades para que sigam o fluxo natural da sucessão ecológica, caso contrário, será perda de tempo, mão de obra e investimento em um projeto que não irá atingir o equilíbrio ecológico. Barbosa et al., (2003) realizaram um levantamento em 98 projetos com mais de 10 anos para avaliar as metodologias empregadas nos reflorestamentos no Estado de São Paulo e constataram que a grande maioria das áreas com mais de 15 anos não se formaram completamente e apresentavam grande quantidade de gramíneas.

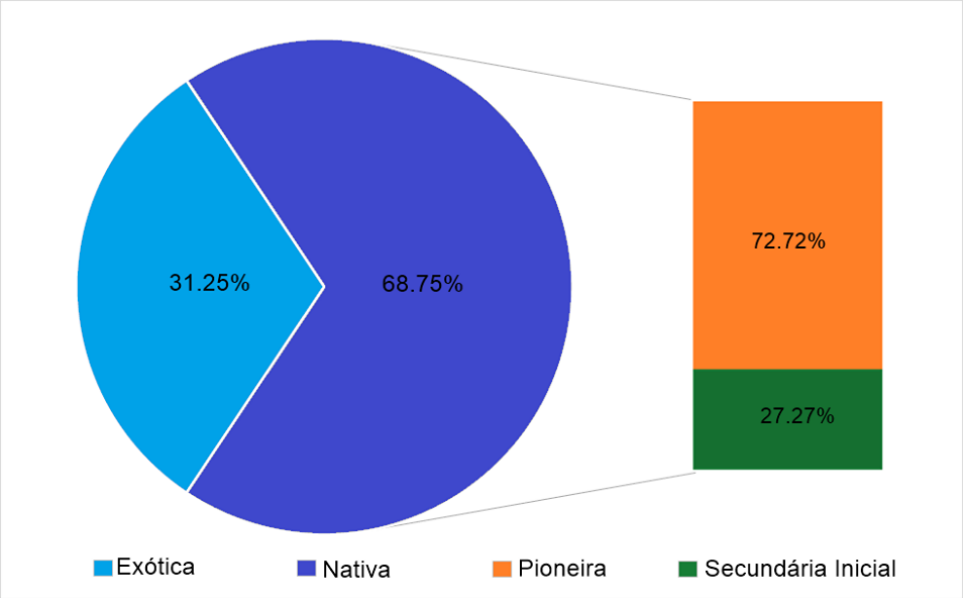
Para Rodrigues et al., (2009) ao escolher as espécies que serão utilizadas na recuperação da área degradada deve-se levar em consideração o seu grupo funcional (Preenchimento ou Diversidade), pois existem espécies que são pioneiras mas não são espécies indicadas para o sombreamento, o que contribui para o desenvolvimento de gramíneas. O mesmo autor

recomenda que o plantio deve ser feito numa proporção em que metade das mudas contenham no mínimo 10 espécies do grupo de Preenchimento e a outra metade deve ser constituída por no mínimo 70 espécies do grupo de Diversidade. Assim, levando em consideração o que foi exposto e as condições em que este estudo foi implantado, verifica-se que nem todas as espécies utilizadas no grupo de Preenchimento foram adequadas, uma vez que após sete anos ainda não ocorreu o fechamento do dossel.

4.3.2 Área em processo de regeneração natural

Com relação à regeneração natural na área AR, foram contabilizados 32 indivíduos de 9 espécies, destas, cerca de 31,25% são espécies exóticas e 68,75% são espécies nativas (Figura 9). Segundo Funk; Vitousek (2007), as espécies exóticas se desenvolvem mais rapidamente por apresentarem um desempenho melhor em pouco tempo, devido a maior eficiência na utilização de recursos disponíveis na área.

Figura 9 - Distribuição das espécies regenerantes da área AR e classificação sucessional das espécies nativas



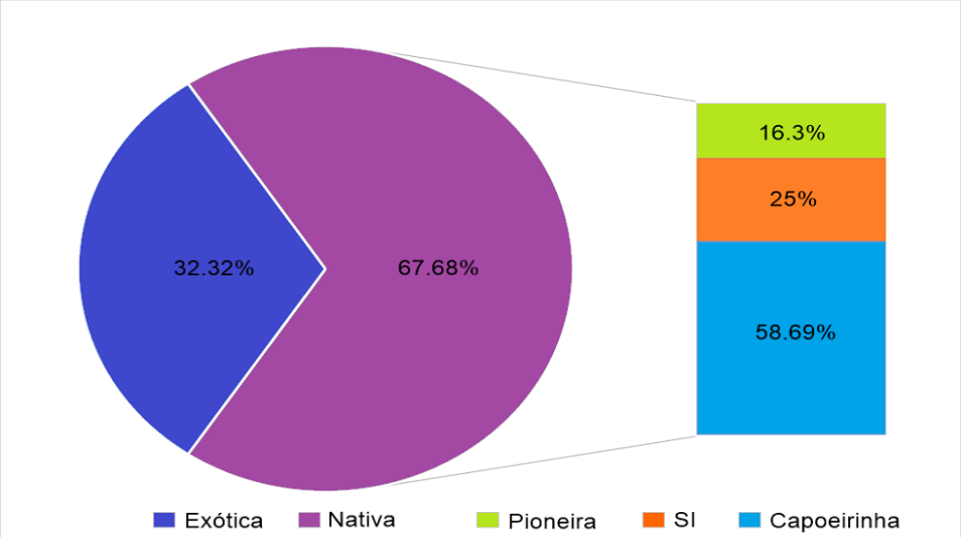
Fonte: A autora (2017).

Dentre as espécies nativas da área AR, 72,72% são classificadas como pioneiras, sendo elas: *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha), *Casearia sylvestris* (Chá-de-bugre),

Allophylus edulis Radlk (Chal-chal), *Sapium glandulatum* (Vell.) Pax (Leiteiro) e *Myrsine ferruginea* Spreng. (Capororoca) e 27,27% são espécies classificadas como secundárias iniciais, sendo elas: *Prunus myrtifolia* (Pessegueiro-do-mato), *Syagrus romanzoffiana* (Jerivá), e *Luehea divaricata* (Açoita-cavalo). Somente as espécies de *Sapium glandulatum* (Vell.) Pax (Leiteiro), *Syagrus romanzoffiana* (Jerivá) e *Myrsine ferruginea* Spreng. (Capororoca) não foram plantadas na área no início da recuperação. Isso demonstra a importância e a influência que as espécies nativas escolhidas para o plantio tem sobre a regeneração natural do local, que após produzirem sementes passam a se regenerar.

Com relação à regeneração natural, a área ARN apresentou maiores números de indivíduos (136) de 10 diferentes espécies, das quais 67,68% nativas e 32,32% são exóticas (Figura 10). A distribuição das espécies nativas mostrou que 58,69% é formada por *Baccharis draculculifolia*, espécies de capoeirinha, conhecida como vassourão, 25% por espécies secundárias iniciais, sendo elas: *Prunus myrtifolia* (Pessegueiro-do-mato) e *Syagrus romanzoffiana* (Jerivá) e 16,3% por espécies pioneiras, sendo elas: *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha), *Sapium glandulatum* (Vell.) Pax (Leiteiro) e *Allophylus edulis* Radlk (Chal-chal). Já as espécies exóticas são constituídas basicamente por *Pinus* sp (97%), *Tecoma stans* (Carobinha), *Eucalyptus* sp e *Psidium guajava* L (Goiabeira) (1% cada).

Figura 10 - Distribuição das espécies desenvolvidas na área ARN e classificação sucessional das espécies nativas



Fonte: A autora (2017).

O potencial de regeneração é maior nos primeiros anos, sendo que a vegetação que prevalece constitui-se principalmente de ervas, samambaias e gramíneas (MULLER, 2012).

Segundo Reis et al., (1996) os estádios da sucessão florestal são formados por matagal (1-5 anos), capoeirinha (5-10 anos), capoeira (10-15 anos), capoeirão (15-30 anos), floresta secundária (50-90 anos) e por último a floresta climácica (> 90 anos). A área de estudo deste trabalho já completou sete anos, portanto estaria no estádio da sucessão ecológica conhecida como capoeirinha, onde as vassouras e as carquejas (*Baccharis* spp.) são as espécies predominantes (REIS et al., 1996). Essas espécies de capoeirinha possuem ciclo de vida curto, mas contribuem na melhora das condições microclimáticas locais, fornecendo sombra e umidade, promovendo o desenvolvimento das espécies florestais (MULLER, 2012).

As espécies que foram plantadas na área AR estão contribuindo com a regeneração natural do local, inclusive auxiliando (com sementes) na área ARN em menor intensidade, pois nesta área há maior concorrência de gramíneas, que dificultam o desenvolvimento de outras espécies podendo comprometer o processo de sucessão ecológica e até mesmo alterar a fitofisionomia desejada. De modo geral, tanto a área AR como a área ARN apresentaram grande quantidade de indivíduos *Pinus* sp., o que demonstra a influência que as áreas sofrem com a proximidade da região do estudo com um povoamento desta espécie.

Allophylus edulis Radlk (Chal-chal), *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha) e *Prunus myrtifolia* (Pessegueiro-do-mato) foram as únicas espécies regenerantes comuns as áreas AR e ARN, sendo que no primeiro ano de monitoramento Ceconi (2010) já observou que a *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha) e o *Prunus myrtifolia* (Pessegueiro-do-mato) tinham potencial de se regenerar naturalmente na área avaliada. Essas espécies possuem elevada porcentagem de germinação e dispersão zoocórica, o que as torna atrativas à avifauna da região, sobretudo, o aumento das espécies zoocóricas são um importante indicativo do estabelecimento da floresta (NUNES et al., 2003; SOUTO; BOEGER, 2011). Das espécies nativas com maior quantidade de indivíduos, destaca-se a *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha), com uma soma de 27 indivíduos. Sendo que desses 9 foram plantados na área AR e o restante é originado pela influência da regeneração natural, que estão distribuídas igualmente nas áreas AR e ARN.

Essa grande quantidade de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha) pode estar associada a sua floração precoce, que pode ocorrer desde o primeiro ano de vida (CARVALHO, 1994), bem como à sua capacidade de sobreviver com baixo nível de nutrientes (GRIZI, 2010). Isto ocorre devido à espécie não ser muito exigente, estando adaptada a germinar e demonstrar um bom desenvolvimento em locais abertos e de pequenas clareiras (SILVA; NAKAGAWA; FIGLIOLIA, 2001). Um estudo desenvolvido por Grizi (2010) identificou uma influência positiva do cultivo da *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha) em áreas de

recuperação, sobre os aspectos de fertilidade do solo a partir do segundo ano de implantação da espécie.

Contudo, Donnelly; Green; Walters, (2008) salientam que essa espécie é considerada uma invasora na Flórida, pois tomou conta de grande parte dos hábitats do estado, comprometendo o crescimento de outras espécies próximas. Isto pode estar relacionado com a atividade alelopática da *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha) causada pelas substâncias flavonóides, taninos e terpenos (SANTOS et al., 2010), que pode afetar o desenvolvimento, sucessão ecológica, dominância, diversidade e produtividade das plantas vizinhas (PAWLOWSKI; SOARES, 2007; OLIVEIRA et al., 2012; YAMAGUSHI et al., 2011).

O índice de diversidade de Shannon encontrado para as espécies que se desenvolveram na área AR devido a regeneração natural do local, foi de 1,71. Já na área ARN o valor cai para 1,60, este resultado foi devido a baixa diversidade florística da área. Apesar dos valores estarem coerentes com o exposto por Vaccaro (1997), que descreveu que o valor desse índice normalmente fica entre 1,5 e 3,5, estudos apontam que para amostras menores que 50 indivíduos a diversidade é subestimada e que o índice perde a capacidade de discriminar comunidades (HUBÁLEK, 2000). Portanto, a utilização apenas do índice de diversidade de Shannon para os dados de áreas com características bem diferentes não foi suficiente para obter resultados coerentes.

Como a qualidade do solo (química e biológica) e a quantidade de serapilheira sofre influência do tipo de composição da vegetação, a partir desta etapa foram considerados as quatros áreas (AR, ARN, AP, MN), para efeito de comparações, sendo que a área MN seria uma referência e a área AP um solo considerado pobre.

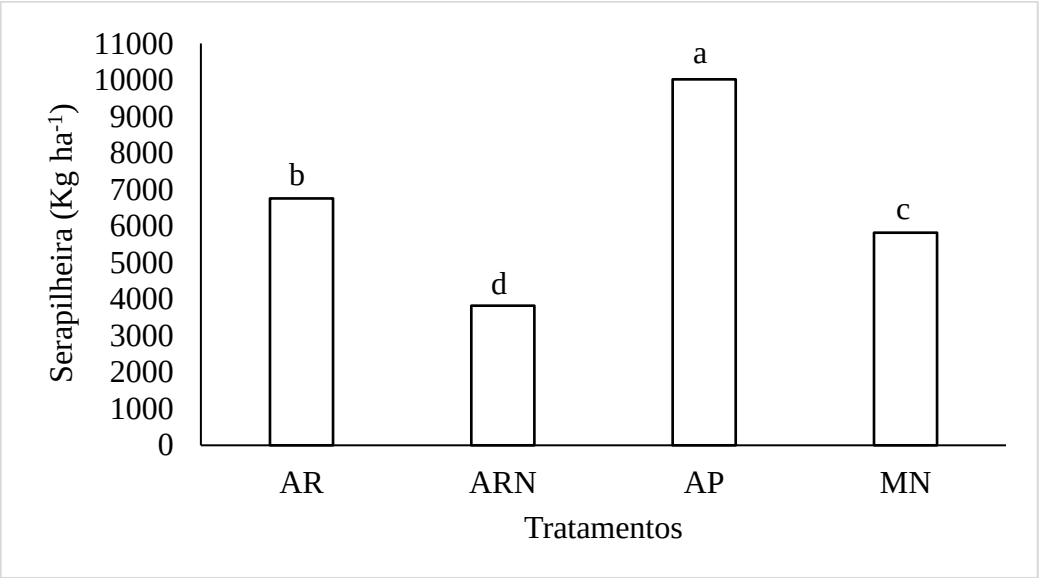
4.3.3 Composição da serapilheira

A formação da serapilheira faz parte do retorno de matéria orgânica e de elementos essenciais para o solo, sendo a principal forma de deslocamento de nutrientes da vegetação para o solo florestal (BRUN, 2008; LARCHER, 2000). A média de produção de serapilheira em massa seca em ordem decrescente foi: 10.021 kg ha^{-1} na área AP (5% folhas, 11% galhos, 6% gramíneas e 78% acícula), 6.761 kg ha^{-1} na área AR (12% folhas, 7% galhos, 41% gramíneas e 40% miscelânea), seguido por 5.824 kg ha^{-1} na área MN (33% folhas, 31% galhos, 36% miscelânea) e por 3.820 kg ha^{-1} na área ARN (11% folhas, 6% galhos, 50% gramíneas e 33%

miscelânea). Resultados semelhantes foram encontrados por Arato et al., (2003); Caló (2014); Silva et al., (2009) e Vital et al., (2004).

Estatisticamente as áreas apresentaram diferenças (Figura 11). A área AP apresentou a maior produção de serapilheira, porém isto não significa que a área apresenta uma boa fertilidade. Este valor pode estar relacionado com a elevada quantidade de acículas, pois se trata de um material de difícil degradação devido à grande quantidade de lignina (CARVALHO, 2008). Assim, quanto maior a velocidade de deposição deste material sobre o solo e menor a velocidade da sua decomposição, maior será a quantidade de serapilheira depositada na área (PEGADO et al., 2008; VALENTINI, 2004), influenciando o modo da ciclagem de nutrientes (COSTA et al., 2005). Um estudo desenvolvido por Brun (2008) demonstrou que normalmente as áreas com *Pinus* sp, proporcionam uma maior produção e acúmulo de serapilheira, quando comparada com outras áreas que possuem espécies diferentes.

Figura 11- Formação da serapilheira nas áreas AR, ARN, AP e MN



*Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade de erro
Fonte: A autora (2017).

A área AR apresentou valores menores de serapilheira quando comparado com a área AP e valor superior as áreas MN e ARN. Destaca-se também a semelhança na composição do material da serapilheira das áreas AR e ARN, que apresentaram proximidades no valor de folhas e galhos, contudo verifica-se que a área AR possui menores quantidades de gramíneas e uma maior contribuição na fração de miscelânea. Isto possivelmente esteja associado a maior

presença de espécies nativas que foram plantadas e que contribuiram com a maior quantidade de serapilheira, e consequentemente para uma maior ciclagem de nutrientes no local. A medida que vai ocorrendo a decomposição da serapilheira acumulada no solo, geralmente ocorre um contínuo aumento da fertilidade (LARCHER, 2000), principalmente devido ao restabelecimento de nutrientes presentes na matéria orgânica (ARATO et al., 2003; MOREIRA; SILVA, 2004), o que também beneficia o incremento de biomassa microbiana do solo e da biodiversidade edáfica (SINGH et al., 2001).

A área MN acumulou 5.824 kg/ha massa seca de serapilheira, valor esse compatível com os valores encontrado por Brun (2002), que estudando estágios sucessionais de regeneração, constatou um acúmulo de 5,2; 5,7 e 7,1 Mg ha^{-1} de serapilheira para os estágios médio, avançado e floresta primária, respectivamente. Enquanto Koning et al., (2001) relatam um acúmulo de 6,9 Mg ha^{-1}, para uma Floresta Estacional Decidual em Santa Maria, RS, ficando este valor acima do encontrado para a área MN. Cunha et al., (1993) encontraram o valor de 6,7 Mg ha^{-1} de serapilheira acumulada para uma floresta Estacional Decidual em um nível avançado de regeneração. Em contrapartida, a área MN registrou uma ligeira queda no acúmulo da serapilheira quando comparada com a área AR, podendo estar associado à alta atividade decompositora da amostra, o que justificaria um maior valor de matéria orgânica.

A análise da composição foliar é considerada a fração mais adequada para comparar as áreas, uma vez que fornece a maior quantidade de nutrientes para o solo, contribuindo de forma efetiva com a ciclagem de nutrientes (CUNHA et al., 1993; SELLE, 2008). Visto dessa forma, verifica-se que a área MN, apesar de não ter o maior acúmulo de serapilheira, apresentou a maior porcentagem de folhas, com 33%, seguido pela área AR com 12%, ARN com 11% e por fim a área AP com 5%. A composição da serapilheira acumulada nas mais diversas florestas, na maioria das vezes, é formada principalmente por folhas, cerca de 60% a 80% e o restante é composto por ramos e cascas (BRAY; GORHAN, 1964; FIGUEIREDO FILHO et al., 2003). Entretanto, neste estudo verificou-se valores mais baixos para a fração das folhas e valores mais elevados para a fração de gramíneas nas áreas AR (41%) e ARN (50%) e para a fração miscelânea, sendo encontrados os seguintes valores para as áreas AR 40%, MN 36% e no ARN 33%.

4.3.4 Porcentagem de gramíneas

As gramíneas presentes em grande quantidade na camada de serapilheira na área ARN, contribuem com a parcela de material em decomposição e ajudam a manter a umidade do solo. Por outro lado pode impedir a formação de um banco de sementes e/ou plântulas no solo, causado pela manta que se forma sobre o mesmo e ocasiona o abafamento abaixo desta cobertura (CASTELLI, 2014). Deste modo, é fundamental monitorar e controlar as gramíneas invasoras em áreas de recuperação impedindo a sua influência negativa na regeneração natural.

A porcentagem de cobertura do solo por gramíneas mostrou-se com incidência elevada na área ARN, com 85,5% do solo coberto por estas, enquanto a área AR apresentou um valor de 50% (Figura 12). Estes altos percentuais correspondem aos resultados obtidos na análise da composição da serapilheira já discutidos anteriormente. Provavelmente, esses altos valores estão relacionados à baixa cobertura de copas, a falta de algum tipo de intervenção de limpeza da área e influência do histórico, visto que, as características do entorno demonstram alta incidência de gramíneas. Assim, é importante que o desenvolvimento da cobertura de copa seja rápido para dominar a competição por gramíneas, bem como buscar práticas inovadoras de controle da competição e utilizar as espécies florestais mais adaptáveis às condições reais do campo, tais como as espécies zoocóricas que possuem uma maior resistência a gramíneas (CARPANEZZI, 2005).

Figura 12 - A) Presença de gramíneas invasoras na área AR; B) Presença de gramíneas invasoras na área ARN

Fonte: A autora 2017.

4.3.5 Análises químicas do solo

Os valores obtidos para os teores de matéria orgânica do solo em relação as áreas estudadas, seguiu a mesma sequência da ordem da fração foliar, vista anteriormente, sendo: 4,82% (MN), 4,70% (AR), 4,13% (ARN) e 3,70% (AP). Isto pode ter sido causado pelo fato do fornecimento de nutrientes ao solo estar mais relacionado com a quantidade de folhas produzidas do que à qualidade da mesma ao longo do ano (CARPANEZZI,1997; CUNHA et al., 1993). Brun; Schumacher, Vaccaro, (2011) expõem que a produção de material orgânico é influenciada pela ciclagem de nutrientes, que por sua vez, é influenciada pela deposição e decomposição da serapilheira. As áreas MN e AR não diferiram estatisticamente. Houve um aumento nos teores da matéria orgânica nas áreas AR e ARN quando comparados com os valores encontrados por CECONI (2010), ficando próximos aos valores obtidos para a área MN e superiores a área AP. Isto é reflexo do aumento na quantidade e diversidade de plantas e dos microrganismos nas áreas (MOREIRA; SIQUEIRA, 2002). Contudo, este é um processo lento que necessita de estratégias de aceleração do incremento de matéria orgânica.

Os resultados da análise química estão apresentados na Tabela 3. A CTC potencial e efetiva foi significativamente alterada pelas áreas testadas. A área AR e ARN foram estatisticamente superiores nas áreas AP e MN (Tabela 3). Isto provavelmente ocorreu pela maior concentração de potássio, cálcio e magnésio do solo. Entretanto a matéria orgânica do solo na área AR (4,7%) foi estatisticamente diferente apenas nas áreas ARN (4,13%) e AP (3,7%), provavelmente pelas diferenças de vegetação estabelecidas nos locais.

O solo amostrado apresentou variação de pH entre 4,86 a 5,15 e não apresentou alterações significativas em função das áreas avaliadas. Desta forma, também não ocorreu alteração na acidez potencial e na concentração de alumínio trocável. Os valores encontrados de fósforo foram baixos para todas as áreas (Tabela 3). Contudo, a maioria dos solos brasileiros apresentam uma deficiência de fósforo, sendo este um elemento limitante para o crescimento das plantas, pois é responsável por impulsionar o desenvolvimento das raízes (SCHUMCHER et al., 2004).

Tabela 3- Atributos químicos do solo na área em recuperação (AR), área em regeneração natural (ARN), área de *Pinus* sp (AP) e área de mata nativa (MN)

Atributo	**AR**	**ARN**	**AP**	**MN**
pH em água	5,15* a	5,08 a	5,13 a	4,86 a
H+Al ($cmol_c$ dm^{-3})	14,35 a	15,48 a	10,60 a	16,88 a
Al ($cmol_c$ dm^{-3})	1,45 a	2,03 a	1,05 a	1,75 a
MO (%)	4,70 a	4,13 b	3,70 c	4,82 a
CTC pH7 ($cmol_c$ dm^{-3})	27,73 a	27,23 a	20,38 b	23,78 ab
CTC efet ($cmol_c$ dm^{-3})	14,83 a	13,78 a	10,83 b	8,65 c
V (%)	49,73 a	43,95 ab	48,48 a	29,08 b
Ca ($cmol_c$ dm^{-3})	8,76 a	7,78 a	6,70 ab	4,93 b
Mg ($cmol_c$ dm^{-3})	4,43 a	3,78 ab	2,90 b	1,83 c
K (mg dm^{-3})	86,0 a	84,0 ab	64,0 b	53,0 c
P (mg dm^{-3})	2,08 a	2,20 a	2,63 a	2,23 a
S (mg dm^{-3})	14,80 a	16,35 a	15,83 a	16,93 a
Cu (mg dm^{-3})	0,84 b	0,88 ab	1,04 a	0,77 b
Zn (mg dm^{-3})	1,39 a	1,42 a	0,66 b	1,18 a
B (mg dm^{-3})	0,28 a	0,28 a	0,23 a	0,23 a

*Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade de erro. H+Al: acidez potencial; Al: alumínio trocável; MO: matéria orgânica; CTC pH7: capacidade de troca de cátions potencial; CTC efet: capacidade de troca de cátions efetiva; V: saturação por bases; Ca: cálcio trocável; Mg: magnésio trocável; K: potássio disponível; P: fósforo disponível; S: enxofre disponível; Cu: cobre disponível; Zn: zinco disponível; B: boro disponível.
Fonte: A autora 2017.

Estudos desenvolvidos por vários pesquisadores têm mostrado a relação do crescimento de algumas espécies com a concentração de fósforo. Souza et al., (2009), por exemplo, desenvolveu uma pesquisa com o objetivo de identificar as exigências nutricionais do *Cedrela fissilis* Vell (Cedro) onde avaliou os efeitos da fertilização completa e da omissão de nutrientes no desenvolvimento de plântulas dessa espécie. Os resultados obtidos neste estudo mostraram que o N e P foram os nutrientes mais limitantes para o desenvolvimento da espécie. Outra pesquisa sobre fósforo foi realizada por Nicoloso et al., (1999), que tinham como objetivo pesquisar as exigências nutricionais da *Apuleia leiocarpa* (Grápia), usando a técnica do nutriente faltante em um solo Argissolo Vermelho Amarelo verificaram que a altura da planta, número de nós, número de folhas, comprimento do sistema radicular, produção de massa seca e a concentração de nutrientes diminuem acentuadamente pela omissão de P, S, N e K da adubação.

Os teores de S e B no solo não apresentaram diferenças significativas de acordo as áreas testadas. Provavelmente isto ocorreu pelo pouco tempo de estabelecimento do estudo (7 anos). Todavia, parâmetros biológicos e microbiológicos são indicadores de respostas mais rápida que o teor de nutrientes para indicar a qualidade do solo. Sendo também considerados ótimos

indicadores da qualidade do solo, com respostas rápidas sob as ações antrópicas e climáticas, o que favorece o monitoramento de recuperação de áreas degradadas (COSTA; SIQUEIRA, 2004; NOGUEIRA; HUNGRIA, 2013; ZILLI et al., 2003).

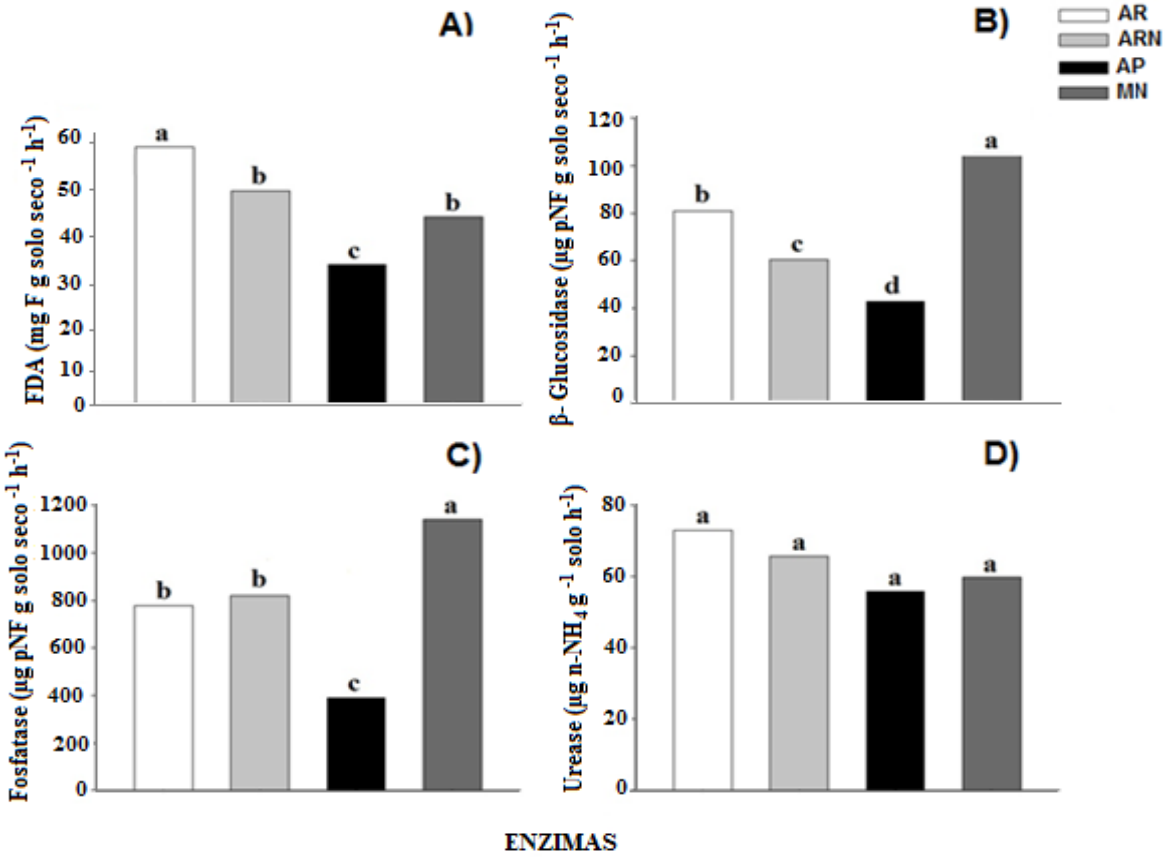
4.3.6 Análises enzimáticas do solo

A área AR apresentou a maior quantidade de serapilheira e uma maior atividade de FDA, em volta de 59,48 mg F g solo seco^{-1} h^{-1}. Já a área ARN e MN não apresentaram diferenças estatísticas, com valores de 49,54 mg e 45,36 mg F g solo seco^{-1} h^{-1}, respectivamente, e por último a área AP com 35,22 mg F g solo seco^{-1} h^{-1} (Figura 13 A). Apesar da área ARN apresentar valores de FDA maiores que a área MN e AP, este foi o que obteve o menor valor de serapilheira entre todas as áreas. Entretanto, 50% da composição da serapilheira desta área é formada por gramíneas e o seu sistema radicular pode ter contribuido com o material orgânico, aumentando a atividade da FDA, pois a mesma atua na decomposição da matéria orgânica do solo (CARMO et al., 2012; LOPES et al., 2010).

Os valores da β-glucosidase (106,95 µg pNF g solo seco^{-1} h^{-1}) e fosfatase (1141 µg pNF g solo seco^{-1} h^{-1}) foram maiores para a área MN (Figura 13 B e 13 C). Este comportamento deve ter ocorrido em resposta a fração foliar, pois apesar de não ser a área com maior quantidade de serapilheira foi a área que apresentou a maior porcentagem foliar, com 33%. A área AR teve a maior quantidade de serapilheira e a segunda maior porcentagem de folhas, o que influenciou na maior atividade da β-glucosidase (80,86 µg pNF g solo seco^{-1} h^{-1}), quando comparado a área ARN (60,54 µg pNF g solo seco^{-1} h^{-1}) apresentado diferenças estatísticas. Porém a área AR apresentou uma menor atividade da fosfatase (777 µg pNF g solo seco^{-1} h^{-1}), enquanto as áreas ARN (818 µg pNF g solo seco^{1} h^{-1}) e a área MN (1141 µg pNF g solo seco^{-1} h^{-1}) apresentaram valores maiores, porém não diferiram estatisticamente. A área AP apresentou a maior quantidade de serapilheira, isto influenciado pela grande quantidade de acículas, que é de difícil degradação, originando menores valores para porcentagem de folhas, matéria orgânica, FDA, β-glucosidase e fosfatase.

Na análise enzimática do solo não foram registradas diferenças significativas entre as áreas estudadas para os valores da urease (Figura 13 D). Este resultado era o esperado, tendo em vista que atividade desta enzima tende a ser mais baixa no início da sucessão ecológica e aumentar conforme ocorrem melhorias na vegetação e o aumento da matéria orgânica, sendo na fase do clímax o ponto auge da sua atividade (PANCHOLY; RICE, 1973).

Figura 13 - Valores da hidrólise do diacetato de fluoresceína (FDA) (A), β-glucosidase (B), fosfatase (C) e da urease (D) em amostras de solo das áreas AR (Área recuperada), ARN (Área de regeneração natural), AP (Área de *Pinus* sp) e MN (Mata nativa)



* As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade de erro

Fonte: A autora 2017.

Estudos comprovam que as enzimas são bons indicadores da qualidade do solo. Por exemplo, Marcuzzo et al., (2014) analisaram duas áreas com sete anos de restauração e compararam seus resultados com uma área de referência de floresta natural com intuito de avaliar a atividade enzimática como indicador biológico. Os autores concluíram que as enzimas amidase, urease, fosfatase e arilsulfatase se manifestaram como um bom indicador de restauração ecológica, confirmando que as duas áreas restauradas resgataram o processo de sucessão, contudo não alcançaram a condição da floresta natural (área de referência).

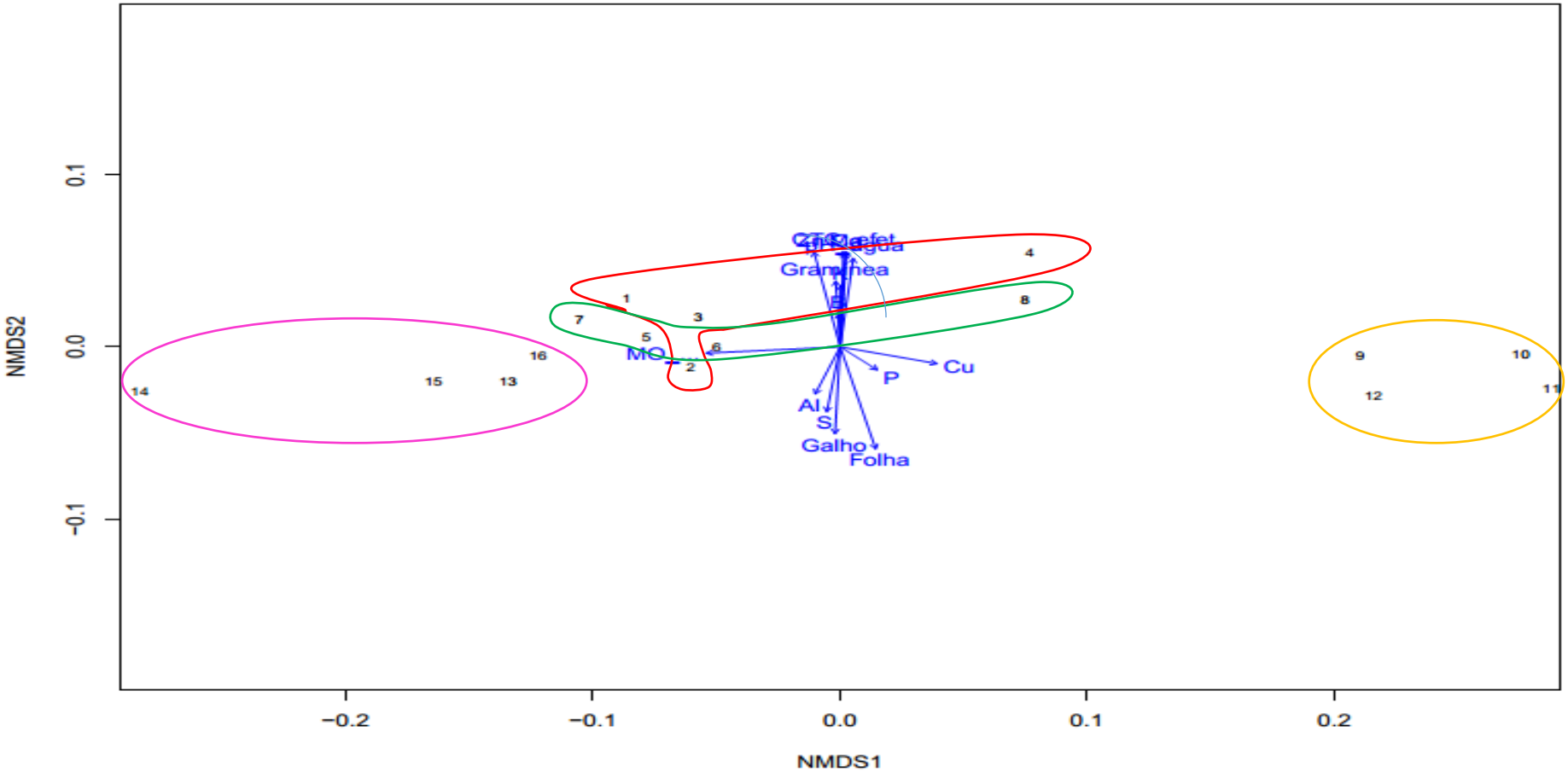
O trabalho de Silva (2004) teve como finalidade determinar a atividade microbiológica de um solo submetido a quatro tratamentos: reflorestamento com espécies nativas da mata atlântica, reflorestamento com espécies exóticas, reflorestamento com nim, sucupira e pau pombo, solo não submetido a reflorestamento, além de solo sob mata atlântica nativa que foi

utilizada como padrão de comparação, por meio do método de hidrólise de FDA. Os resultados demonstraram que os solos reflorestados com espécies nativas e exóticas exibiram uma maior atividade microbiológica. Com relação à hidrólise de FDA, constatou-se que é um indicador eficiente da atividade microbiológica, principalmente em solos reflorestados.

A ordenação pela análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) (Figura 14) separou as amostras de acordo com o efeito dos parâmetros químicos e da serapilheira sobre a atividade enzimática do solo. Por meio dessa ordenação pode-se observar que a matéria orgânica foi o parâmetro que mais influenciou os agrupamentos dos pontos referentes as áreas AR (1-3), ARN (5-7) e MN (13-16), enquanto a área de AP (9-12) e os pontos 4, 8 e 14 não se obteve similaridade com as unidades amostrais.

Por meio desta análise ficou evidente a importância de promover o aumento da matéria orgânica nas áreas que sofreram algum processo de degradação. Para que isso ocorra é necessário o retorno da vegetação e aumento da cobertura vegetal, assim ocorrerá uma maior deposição de serapilheira sobre o solo, que ao se decomporem elevariam o teor de matéria orgânica, que resultaria na ciclagem de nutrientes ocasionado pela atividade enzimática deste solo.

Figura 14 - Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) de acordo com o efeito dos parâmetros químicos e da serapilheira sobre a atividade enzimática do solo nas áreas AR (1-4), ARN (5-8), AP (9-12) e MN (13-16)



Fonte: A autora (2017).

5 CONCLUSÕES

A partir do desenvolvimento dos objetivos propostos chegou-se as seguintes conclusões:

- O monitoramento da área em processo de restauração foi fundamental, pois permitiu identificar uma necessidade de interferência nas áreas AR e ARN;
- Considerando as condições deste estudo e o baixo potencial de regeneração natural da região, até o presente momento, a técnica de nucleação utilizada na área AR apresenta-se como alternativa que melhor se adequa ao processo de restauração;
- As espécies *Ateleia glazioviana* (Timbó), *Luehea divaricata* (Açoita-cavalo), *Schinus terebinthifolius* Raddi (Aroeira-vermelha), *Pelthophorum dubium* (Canafístula) e *Enterolobium contortisiliquum* (Timbaúva) foram as que apresentaram maior crescimento em altura e diâmetro, sendo indicadas para uso na restauração de áreas degradadas nessa região;
- Todos os individuos das espécies *Ateleia glazioviana* (Timbó), *Luehea divaricata* (Açoita-cavalo) e *Eugenia uniflora* (Pitangueira) sobreviveram. Enquanto que as espécies de *Apuleia leiocarpa* (Grápia), Cajerana, *Cedrela fissilis* Vell (Cedro), *Cupania vernalis* (Camboatá-vermelho) e *Diospyrus inconstans* (Maria-preta) tiveram mortalidade de 100%, o que demonstra a falta de resistência das mesmas em tolerarem fatores limitantes, recomenda-se que essas espécies sejam plantadas quando houver uma cobertura de copa maior e o solo apresente espécies leguminosas;
- A área AR está sendo recuperada de forma lenta e com grande resistência, devido a baixa cobertura de copa e a elevada mortalidade das espécies, o que impede a diminuição de gramíneas invasoras, principalmente à medida que se afasta do curso d'água;
- A matéria orgânica foi o fator químico que mais influenciou no comportamento da atividade enzimática;
- As análises das enzimas hidrólise do diacetato de fluoresceína, β-glicosidase e a fosfatase foram eficientes na caracterização da atividade do solo das áreas em processo de restauração.

Nesse sentindo, foi notória a importância do desenvolvimento desta pesquisa como uma ferramenta de auxílio que visa maximizar a restauração das área degradadas e seu estabelecimento definitivo, de maneira que o se alcance a sucessão ecológica.

REFERÊNCIAS

ABREU JÚNIOR, C. H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação por bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. **Scientia Agricola**, vol. 58, n. 4, p. 813-824. 2001.

ALLISON, V. J. Changes in enzyme activities and soil microbial community composition along carbon and nutrient gradients at the Franz Josef chronosequence, New Zealand. Soil **Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 1779-1781. 2007.

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação de desempenho. **Revista Árvore**, Viçosa – Minas Gerais, V.29, n.1, p.47-54. 2005.

ANDRADE, G. F. de. **Proposta Metodológica de Indicadores para Recuperação de Áreas Degradadas.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica e Escola de Química, Programa de Engenharia Ambiental, Rio de Janeiro. 2014.

ANTONIOLLI, Z.I. et al. Método alternativo para estudar a fauna do solo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.16, n.4, p.407-417. 2006.

ARATO, H.D.; MARTINS, S.V.; FERRARI, S.H.S. Produção e decomposição de serapilheira em um sistema agroflorestal implantado para a recuperação de área degradada em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.5, p.715-721. 2003.

ARAÚJO, A. S. F. et al. Soil microbial properties and temporal stability in degraded and restored lands of Northeast Brazil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 66, p. 175-181. 2013.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, p. 23. 2007.

ARAÚJO, G. H. S.; ALMEIDA, J. R.; GUERRA, A. J. T. **Gestão Ambiental de Áreas Degradadas**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10703**. Degradação do solo – Terminologia. São Paulo, 1989.

AZEVEDO, V.F. de. et al. Fauna do solo em diferentes sistemas de plantio e manejo no Planalto Médio do Rio Grande do Sul. Santa Maria/RS: **Fertbio.** 2000.

BABWETEERA, F.; BROWN, N. **Can remnant frugivore species effectively disperse tree seeds in secondary tropical rain forests**. Biodiversity and Conservation, p.1611-1627. 2009.

BAKER, L. R.; WHITE, P. M.; PIERZYNSKI, G. M. Changes in microbial properties after manure, lime, and bentonite application to a heavy metal-contaminated mine waste. **Applied Soil Ecology.** v. 48, p. 1-10, 2011.

BARBOSA, L. M. et al. Recuperação florestal com espécies nativas no estado de São Paulo: Pesquisas apontam mudanças necessárias. **Florestar Estatístico**, v.6, n.1, p.28-34, 2003.

BARRIOS, E. et al. Indicators of soil quality: A South–South development of a methodological guide for linking local and technical knowledge. **Geoderma**, v.135, p.248-259. 2006.

BARETTA, D. et al. Fauna edáfica e qualidade do solo. Tópicos Ciência do Solo. p. 141-192. 2011.

BIERAS, A. C. et al. O uso de técnicas de nucleação na restauração de áreas degradadas no Polo Centro Norte-APTA, Pindorama-SP e no IMES-Catanduva-SP. **Revista Verde**. v. 10, n.3, p 14 – 25. 2015.

BISSANI, C. A. et al. **Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas**. 2ª ed. Porto Alegre: Metrópole. p. 344. 2008.

BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: critical review. **Biology Fertility of Soils**, v. 45, p. 115-131, 2008.

BOMBONATTO, A. K. G. **Uso de enzimas como indicadores biológicos da qualidade de solos do Cerrado com cultivo de cana-de-açúcar**. 2014. Trabalho de conclusão de curso (Química licenciatura). Universidade Estadual de Goiás. p. 59. 2014.

BORTOLUZZI, E. C. et al. Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos em função do uso do solo numa microbacia hidrográfica de Agudo, RS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, vol. 10, n. 4, p. 881-887, 2006.

BRANCALION, P. H. S. et al. Avaliação e Monitoramento de Áreas em Processo de Restauração. In: MARTINS, S.V. (Org.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa: Editora UFV, Cap. 9, p. 262-293.7. 2012.

BRANCALION, P. H. S. et al. Plantio de árvores nativas brasileiras fundamentada na sucessão florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Org). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ ESALQ, Instituto BioAtlântica, p. 37-54. 2009.

BRANDÃO, V. S. et al. **Infiltração de Água no Solo**. Viçosa: UFV, 3° ed., p.120. 2010.

BRASIL. **Decreto n. 97.632 de 10 abril de 1989**: Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. D*isponível* em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm>. Acessado em: 27 de Dez. 2016.

BRASIL. **Lei Federal n. 6.938 de 31 de agosto de 1981**: Define a Política Nacional do Meio Ambiente. D*isponível* em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>. Acessado em: 27 de Dez. 2016.

BRASIL. **Lei Federal n. 9.985 de 18 de Julho de 2000**. Instituiu o Sistema Nacional de Unidade de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm>. Acessado em: 27 de Dez. 2016.

BRASIL. **Lei Federal n. 12.651 de 25 de maio de 2012**: Define o Código Florestal Brasileiro. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acessado em: 27 de Dez. 2016.

BRAVO, L. K. B. **Abordagens metodológicas utilizadas na recuperação de áreas degradadas – o caso das matas ciliares.** 2012. 29 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) Faculdade de Ciências da Educação e Saúde FACES, Brasília, 2012.

BRAY, J.R.; GHORAN, E. Litter production in forest of the world. **Advances Ecology of Research.** v.2, p.101-157, 1964.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. Field and laboratory methods for general ecology. 2.ed. **Iowa: Brow Publishers**, p. 226. 1984.

BROWN, G.G. Diversidade e função da macrofauna no sistema edáfico agrícola. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO**, 28, 2001, Londrina. Anais...Londrina: Sociedade Brasileira de Ciência do solo. p. 56. 2001.

BRUN, E. J. **Matéria orgânica do solo em plantios de Pinus *taeda* e P. *elliotti* em duas regiões do Rio Grande do Sul.** Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS. 2008.

BRUN, E. J. **Dinâmica da deposição de serapilheira em três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual no município de Santa Tereza, RS**. 2002. 61 f. Relatório de Estágio (Graduação em Engenharia Florestal) - Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2002.

BRUN, F. G. K. et al. Impactos ambientais no entorno da sanga "Lagoão do Ouro" – bairro Camobi, Santa Maria (RS). Ambiência - **Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**. v. 7. n.. 3. 2011.

BUCHS, W. **Biodiversity and agri-environmental indicators-general scopes and skills with special reference to the habitat level**. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.98, p.35-78, 2003.

CALDWELL, B. A. Enzyme activities as a component of soil biodiversity: A review. **Department of Forest Science**, v. 49, n 6, p. 637-644, 2005.

CALÓ, L. O. **Atributos químicos e biológicos do solo em áreas de restauração florestal.** (Dissertação) Mestrado em Ciências Florestais. Universidade Federal do Espírito Santo. p. 110. 2014.

CAMPOS, B. C. et al. Dinâmica da agregação induzida pelo uso de plantas de inverno para cobertura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 23, n. 2, p. 383-391, 1999.

CARMO, F. F. et al. Frações granulométricas da matéria orgânica em latossolo sob plantio direto com gramíneas. **Biosci. J.,** Uberlândia, v. 28, n. 3, p. 420-431, 2012.

CARPANEZZI, A. A. **Banco de sementes e deposição de folhedo e seus nutrientes em povoamentos de Bracatinga (*Mimosa scabrella Bentham*) na região metropolitana de Curitiba-PR**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1997. p. 177. 1997.

CARPANEZZI, A. A. Fundamentos para a reabilitação de ecossistemas florestais. **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso. Colombo: Embrapa Florestas**, p. 27-45, 2005.

CARVALHO, P, E. R. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. Colombo: Embrapa – Florestas, p. 640. 1994.

CASTELLI, K. R. Análise comparativa de técnicas de recuperação ambiental em áreas degradadas no município de Bofete/SP. 2014.

CASTRO, D.; MELLO, R. S. P.; POESTER, G. **Práticas para restauração da mata ciliar**. Porto Alegre: Catarse – Coletivo de Comunicação, 2012. 64 p.

CASTRO, M. N.; CASTRO, R. M.; SOUZA, P. C. A importância da mata ciliar no contexto da conservação do solo. **Revista Eletrônica de Educação da Faculdade de Araguaia**, vol. 4, n. 4, p.230-241, 2013.

CECONI, D. E. **Diagnóstico e recuperação da mata ciliar da Sanga Lagoão do Ouro na microbacia hidrográfica do Vacacaí-mirim, Santa Maria –RS**. 2010. 132f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2009.

CHAER, G. M.; TÓTOLA, M. R. Impacto do manejo de resíduos orgânicos durante a reforma de plantios de eucalipto sobre indicadores de qualidade do solo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 31, p. 1381-1396, 2007.

CHAZDON, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. **Tropical forest community ecology**, p. 384-408, 2008.

CHAVES, T. de. A, et al. **Recuperação de áreas degradadas por erosão no meio rural**. Programa Rio Rural. Manual técnico. p. 21. 2012.

CIOTTA, M. N. et al. **Ciência Rural**, vol. 33, n. 6, p. 1161-1164, 2003.

CORREA, M. L. P. et al. Atividade Microbiana Enzimática (Fda) como Indicador Microbiológico da Qualidade de Solos em Sistemas de Plantio Direto de Milho Orgânico e Convencional. **Revista Brasileira de Agroecologia**. v. 4, n. 2. 2009.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. D. **Importância da fauna de solo para a ciclagem de nutrientes.** Processos biológicos no sistema solo-planta: ferramentas para uma agricultura sustentável. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 77-99. 2005.

COSTA, G.S.; GAMA-RODRIGUES, A. C. da.; CUNHA, G. de M. Decomposição e liberação de nutrientes da serapilheira foliar em povoamentos de Eucalyptus grandis no norte fluminense. **Revista Árvore**, v. 29, n. 4, p. 563-570, 2005.

COSTA, L. J; SIQUEIRA, R. E. Análise de DNA dos solos e atividade enzimática como bioindicadores de diversidade microbiana em sistemas de restauração florestal na Mata Atlântica. **Embrapa Tabuleiros Costeiros**. II Seminário de Pesquisa FAP-SE. Aracaju, 2004.

CRIQUET, S.; BRAUD, A. Effects of organic and mineral amendments on available P and phosphatase activities in a degraded Mediterranean soil under short-term incubation experiment. **Soil and Tillage Research.** v. 98, p. 164-174, 2008.

CUNHA, G. C. et al. Dinâmica nutricional em floresta estacional decidual com ênfase aos minerais provenientes da deposição da serapilheira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 3, n. 1, p. 35-64, 1993.

DARONCO, C.; MELO, A. C. G de.; DURIGAN, G. **Ecossistema em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil.** Hoehnea, p.485-498, 2013.

DICK, R. P.; BREACKWELL, D. P.; TURCO, R. F. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: Doran, J. W.; JONES, A. J. (eds) **Methods for assessing soil quality.** Madison: SSSA, p. 247-271. 1996.

DONNELLY, M. J; GREEN, D. M; WALTERS, L. J. Allelopathic effects of fruits of the brazilian pepper *schinus terebinthifolius* on growth, leaf production and biomass of seedlings of the red mangrove *rhizophora mangle* and the black mangrove *avicennia germinans*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.** V.357, p 149-156. 2008.

DORAN, J. W.; ZEISS, M. R. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 15. N.1, p.3-11, 2000.

DURIGAN, G. **O uso de indicadores para o monitoramento de áreas em recuperação**. Cadernos da Mata Ciliar. Monitoramento de áreas em recuperação. n 4, 2011.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Serviço Nacional de Levantamento de Solos, Rio de Janeiro. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2 ed. p. 212. 1997.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: P.Y. Kageyama, R.E. Oliveira, L.F.D. Moraes, V.L. Engel & F.B. Gandara (orgs). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais.** FEPAF, Botucatu, pp.1-26. 2003.

FACCI, L. D. 2008. **Variáveis microbiológicas como indicadoras da qualidade do solo sob diferentes usos**. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical), Instituto Agronômico, Campinas. p. 104. 2008.

FIGUEIREDO, F. A. et al. Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do estado do Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 11-18. 2003.

FUNK, J.; VITOUSEK, P. Resource-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. **Nature,** v.446, p.1079-1081, 2007.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. Theoretical bases of the forest ecological restoration. In: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (eds.). **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, p. 286. 2007.

GARAU, G.; SILVETTI, M.; DEIANA, S.; DEIANA, P.; CASTALDI, P. Long-term influence of red mud on As mobilityand soil physico-chemical and microbial parameters in a polluted sub-acidic soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 1241-1248, 2011.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. **BioScience**, vol. 52, n. 2, p. 143-150, 2002.

GIL-SOTRES, F.; CEPEDA-TRASAR, C.; LEIRÓS, M. C.; SEOANE, S. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v.37, p.877-877. 2005.

GISLER, C. V. T. **Estrutura e função das matas ciliares remanescentes e implantadas em Santa Cruz das Palmeiras, SP**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro. P.167. 2000.

GOMES, M. A. F.; FILIZOLA, H. F. **Indicadores físicos e químicos da qualidade de solo de interesse agrícola**. Jaguariúna: Embrapa, p.8. 2006.

GRIZI, F. A. **Aspectos fisiológicos de aroeira (*Schinus terebinthifolius* Raddi*)*, sob níveis distintos de saturação hídrica em ambiente protegido, e área ciliar em processo de recuperação.** Tese (Doutorado Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2010.

GREEN, V,; STOTT, D. E.; MIACK, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, n.3, p. 693-701, 2006.

HACK, C. et al. Análise fitossociológica de um fragmento de floresta estacional decidual no município de Jaguari, RS. **Ciência Rural,** Santa Maria, v.35, n.5, p. 1083-1091. 2005.

HALING, R.; BROWN, L.; BENGOUGH, A; VALENTINE, T.; WHITE, P.; YOUNG, I.; GEORGE, T. Root hair length and rhizosheath mass depend on soil porosity, strength and water content in barley genotypes. **Planta**, vol. 239, n. 3, p. 643-651, 2014.

HAN, X; TSUNEKAWA, A; TSUBO, M; SHAO, H. Responses of plant-soil properties to increasing N deposition and implication for largescale eco-restoration in the semiarid grassland of the northern Loess Plateau, China. **Ecological Engineering**, v.60, p.1-9, 2013.

HATFIELD, J. L.; STEWART, B. A. **Advances in Soil Sciences: Limitations to Plant Growth**. New York: Springer, p. 236. 1992.

HINOJOSA, M. B.; CARREIRA, J. A.; GARCÍA-RUÍZ, R.; DICK, R. P. Soil moisture pre-treatment effects on enzyme activities as indicators of heavy metal contaminated and reclaimed soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 1559-1568, 2004.

HINSINGER, P. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. **Plant and Soil**, vol. 237, p. 173-195, 2001.

HOLANDA, F. S. R.; GOMES, L. G. N.; ROCHA, I. P.; SANTOS, T. T.; ARAÚJO FILHO, R. N.; VIEIRA, T. R. S.; MESQUITA, J. B. Crescimento inicial de espécies florestais na recomposição da mata ciliar em taludes submetidos à técnica da bioengenharia de solos. **Ciência Florestal**, vol. 20, n. 1, p. 157-166, 2010.

HUBÁLEK, Z. Measures of species diversity in ecology: an evaluation. **FOLIA ZOOLOGICA-PRAHA-**, v. 49, n. 4, p. 241-260, 2000.

JARDIM, F.C.S.; HOSOKAWA, R.T. Estrutura da floresta equatorial úmida da estação experimental de silvicultura tropical. **Acta Amazônica**, Manaus, v.16/17, p.411-508, 1986.

JESUS, R. M.; ROLIM, S. G. **Fitossociologia da Mata Atlântica de Tabuleiro**. Viçosa, MG: SIF, (Boletim técnico SIF, 19), 2005.

KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração da mata ciliar - manual para recuperação de áreas ciliares e microbacias.** Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. Rio de Janeiro. 2002.

KNOEPP, J.D. et al. Biological indices of Soil quality: an ecosystem case study of their use. **Forest Ecology and Management**, v.138, p.357- 368, 2000.

KÖNIG, F. G. et al. Tempo médio para a decomposição da serapilheira produzida em uma Floresta Estacional Decidual em Santa Maria, RS. In: SIMPÓSIO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL, 1. 2001. Santa Maria. **Anais...** Santa Maria: Imprensa Universitária, p. 234-246. 2001.

KORMANEK, M. et al. Effects of soil bulk density on sessile oak Quercus petraea Liebl. Seedlings. **European Journal of Forest Research**, vol. 134, p. 969-979, 2015.

KUHN, N. J.; ARMSTRONG, E. K. Erosion of organic matter from sandy soils: Solving the mass balance. **Catena**, vol. 98, p. 87-95, 2012.

LABORDE, J.; GUEVARA, S.; SÁNCHEZ-RÍOS, G. Tree and shrub seed dispersal in pastures: The importance of rainforest trees outside forest fragments. **Ecoscience**, v. 15, n. 1, p. 6-16, 2008.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. **Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes.** Rainforest Cooperative Research Center and School of Integrative Biology, University of Queensland, Brisbane, Austrália. 2005.

LANNA, A. C. et al. Atividade de uréase no solo com feijoeiro influenciada pela cobertura vegetal e sistemas de plantio. **Revista Brasileira da Ciência do Solo**, p. 1933-1939, 2010.

LARCHER, W. A utilização dos elementos minerais. **Ecofisiologia vegetal.** São Carlos: Editora RIMA, p. 183-230, 2000.

LEHMAN, R. M. et al. Understanding and enhancing soil biological health: The solution for reversing soil degradation. **Sustainability**, vol. 7, n. 1, p. 988-1027, 2015.

LEOPOLD, A.C. et al. Attempting restoration of wet tropical forest in Costa Rica. **Forest Ecology and Management,** v.142, p.243-49, 2001.

LISBOA, B. B. et al. Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**. p. 45-55. 2012.

LONGHI, S. J. et al. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal no município de Santa Maria-Brasil. **Ciência Florestal**, v. 9, n. 1, p. 115-33, 1999.

LOPES, M.M. et al. Changes in soil microbial biomass and activity in different Brazilian pastures. **Spanish J**. Agric. Res., v. 8(4):1253-1259, 2010.

MARCUZZO, S. B.; ARAÚJO, M. M.; GASPARIN, E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidade de conservação: Um estudo de caso no sul do Brasil. **Floresta**. Curitiba. 2014.

MARCUZZO, S. B. et al. Comparação entre áreas em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore,** Viçosa-MG, v.38, n.6, p.961-972, 2014.

MARTINS, A. M. **O processo de regeneração natural e a restauração de ecossistemas em antigas áreas de produção florestal.** Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2009.

MARTINS, S.V. **Restauração de matas Ciliares**. 2.ed. Viçosa: aprenda fácil, p. 255. 2007.

MARTINS, S. V. Recuperação de matas ciliares. Viçosa: **Aprenda Fácil**. p.143. 2001.

MATSUOKA, M. **Atributos biológicos de solos cultivados com videira na região da serra gaúcha.** 2006. 173 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. 2006.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no MédioVale do Paranapanema. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, n. 73, p. 101-111, 2007.

MELO, A. C. G. 2004. **Reflorestamentos de restauração de matas ciliares: análise estrutural e método de monitoramento no médio Vale do Paranapanema (SP).** 2004. p. 141. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo, São Carlos. 2004.

MELO, E. N. P. et al. **Avaliação sazonal da atividade β-glicosidase em solos do Cerrado.** In: 53º Congresso Brasileiro de Química. Rio de Janeiro, RJ. 2013.

MENGEL, K,; KIRKBY, E. A. **Principles of Plant Nutrition**. 5ª ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 849. 2001.

MEURER, E. J. **Fundamentos de Química do Solo**. 4ª ed. Porto Alegre: Evangraf, p. 266. 2010.

MILLER, R. W.; DONAHUE, R. L. **Soils: an introduction to soils and plant growth**. 6ª ed. Englewood Cliffs: Prentice Hall, p. 1431. P.849. 1990.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, vol. 39, n. 11, p. 1103-1110, 2004.

MOREIRA, F. M. S; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e Bioquímica do solo. Lavras: UFLA, p. 625. 2002.

MOREIRA, P.R.; SILVA, O.A. Produção de serapilheira em área reflorestada. **Revista Árvore,** v.28, n.1, p.49-59, 2004.

MORENO, J. A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura. p. 41. 1961.

NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R. Combination Of Species Into Filling And Diversity Groups As Forest Restoration Methodology. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (org.). High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas: Methods and Projects in Brazil. 1. ed. New York: **Nova Science Publishers**, p. 103-126. 2007.

NAVE, A.G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na Fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP**. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba. p.218. 2005.

NICOLOSO, F. T. et al. Exigências nutricionais da Grápia (*Apuleia leiocarpa* Vog. Macbride) em solo podzólico vermelho amarelo. **Ciência Rural**, v. 29, n. 2, 1999.

NIELSEN, M.N.; WINDING, A. **Microorganisms as indicators of soil health.** National Environmental Reserch Institute, Denmark. Technical Report No. 388, 2002.

NOGUEIRA, M. A.; HUNGRIA, M. Indicadores Microbiológicos da Qualidade do Solo. Embrapa Soja-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: **REUNIÃO PARANAENSE DE CIÊNCIA DO SOLO, 3.** Londrina. Sistemas conservacionistas de produção e sua interação com a Ciência do Solo: resumos. Londrina: IAPAR, 2013. p. 539-544., 2013.

NUNES, Y. R. F. et al. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento arbóreo de um fragmento de floresta Estacional em Lavras, MG. **Acta Botânica Brasilica,** Porto Alegre, v.17, n.2, p.213-229, 2003.

NUNEZ, J. E. V. et al. Consequências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre a contaminação do solo, sedimentos e água por metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 23, p. 981-990, 1999.

OLIVEIRA FILHO, A.T. Estudos ecológicos da vegetação como subsídios para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodológica. **Cerne**, vol. 1, n. 1, p. 64-72, 1994.

OLIVEIRA, A. K. et al. Atividade alelopática de extratos de diferentes órgãos de *Caesalpinia férrea* na germinação de alface. Ciência Rural. v.42. n.8. **Santa Maria**, 2012.

OKSANEN J. et al. ***V*egan: Community Ecology Package. R Package Version 2.3-5.** *2016.* Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acessado em: 18. Abr. 2016.

PANCHOLY, S. K.; RICE, E. Soil enzymes in relation to old field succession: amilase, celulase, invertase, dehydrogenase, and urease. **Soil Science Society of America Journal**, v.37, n.1, p.47-50, 1973.

PASCUAL, J. A. et al. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1877-1883, 2000.

PAULA, A.et al. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil1. **Acta bot. bras**, v. 18, n. 3, p. 407-423, 2004.

PAWLOWSKI, A.; SOARES, G. L. G. Inibição da germinação e do crescimento radicial de alface (Lactuca sativa cv. Grand Rapids) por extratos alcoólicos de espécies de Schinus L. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl. 2, p. 666-668, 2007.

PAZUTTI, L. V. B.; CHAER, G. M. Desenvolvimento de metodologia de baixo custo para a análise de β-glicosidase em solos. Seropédica: **Embrapa Agrobiologia.** Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. p. 28. 2012.

PEGADO, A. et al. Decomposição superficial e subsuperficial de folhas de fava (Phaseolus lunatus L.) na região do brejo da Paraíba, Brasil. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 1. p. 218-223. 2008.

PETERSON, J. C. Effects of pH upon nutrient availability in a commercial soilless root medium utilized for floral crop production. **Ornamental Plants**, vol 268, p. 16-29, 1982.

PIOLLI, A. L.; CELESTINI, R. M.; MAGON, R. Teoria e Prática em Recuperação de Áreas Degradadas: Plantando a semente de um mundo melhor. **Planeta água** – Associação de Defesa do Meio Ambiente. Serra Negra – SP, p.31, 2004.

PRUSKI, F.F. **Conservação de solo e água: práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica**. 2ed. Viçosa: UFV, p.279. 2009.

POTAPOV, P. et al. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. **Science Advances**. v3. 2017.

QIAO, Y. et al. Spatial distribution of rhyzodeposit carbon of mayze (Zea mays L.) in soil aggregates assessed by multiple pulse 13 C labeling in the field. **Plant and Soil**, vol. 375, n. 1, p. 317-329, 2014.

REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**. vol 1 . nº 1. pp. 28-36, 2003.

REIS. A.; NAKAZONO, E. M.; MATOS, J. Z. Utilização da sucessão e das interações planta-animal na recuperação de áreas florestais degradadas. In: **Recuperação de áreas degradadas, 1996,** Curitiba/ PR. p.141. 1996.

RESENDE, L. A. et al. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio na recuperação de área degradada por disposição de resíduos sólidos urbanos. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.39, n.1, p.147-157. 2015.

RIBEIRO, T. da. S.; CUNHA, P. O.; SILVA, L. A. P. Avaliação do Potencial de Biorremediação de Solos Contaminados: Método de Hidrólise de Diacetato de Fluoresceína (FDA) como Indicador de Atividade Microbiana. **Revista interdisciplinar da Universidade de Veiga de Almeida.** p. 106. 2015.

RITCHIE, G, A. et al. Assessing plant quality. In: **The container tree nursery manual**, v. 7, Seedling Processing, Storage, and Outplanting.Whashington,DC:Agric. Handbk. p. 19 - 81. 2010.

RIGUEIRA, D. M. G,; NETO, E. M. Monitoramento: uma proposta integrada para avaliação do sucesso em projetos de restauração ecológica em áreas florestais brasileiras. **Revista Caititu.** v1.n1, 2013.

ROCHA, J. S. M. **Manual de Projetos Ambientais**. Imprensa Universitária da UFSM-RS, Santa Maria - RS, p.423. 1997.

RODRIGUES, E. **Ecologia da restauração**. Editora: Planta-Londrina. 2013.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal. V. **Instituto BioAtlântica**. 2009.

ROPPA, C. et al. Diagnóstico da percepção dos moradores sobre a arborização urbana na vila Estação Colônia – Bairro Camobi, Santa Maria – RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana,** v.2, n.2, 2007.

ROSSATO, M. S. Os climas do Rio Grande do Sul: Variabilidade, tendências e tipologia. Tese (Doutorado em geografia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS. 2011.

ROVEDDER, A.P.M.; SCHENATO, R.B. **Conservação do solo em sistemas de produção e práticas de recuperação**. In: Rovedder, A.P.M. et al. (orgs.) Suporte tecnológico para o desenvolvimento regional: registros de uma experiência em extensão universitária. Santa Maria: Editora Pallotti, 2011.

RUDEL, T. K.; HOROWITZ, B. **Tropical deforestation: Small farmers and land clearing in the Ecuadorian Amazon**. New York: Columbia University Press, p.240. 1993.

SANTOS, A. C. **Análise de custo da erosão do solo na microbacia hidrográfica do Ceveiro**. 2014. 98 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, 2014.

SANTOS, A. C. A. et al. Efeito fungicida dos óleos essenciais de *Schinus molle* L. e *Schinus terebinthifolius* Raddi, Anacardiaceae, do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Farmacognosia,** v. 20, n. 2, p. 154-159, 2010.

SANTANA, C. A. de A.; SILVA, V. G da.; SILVA, A. T. Manual de identificação de mudas de espécies florestais. 2. ed. Rio de Janeiro, p. 122. 2009.

SANT'ANNA, C. S.; TRES, D. R.; REIS, A. **Restauração ecológica: Sistemas de Nucleação.** Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Unidade de Coordenação do Projeto de Recuperação das Matas Ciliares. São Paulo, 2011.

SCHIEVENINO, D. F. et al. THIERSCH, C. R. Monitoramento de indicadores de uma área de restauração florestal em Sorocaba-SP. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**. V. 19, n1, 2012.

SCHUMACHER, M. V.; CECONI, D. E.; SANTANA, C. A. Influência de diferentes doses de fósforo no crescimento de mudas de Angico-vermelho (*Parapiptadenia rígida* (Bentham) Brenan). **Revista Árvore, MG**, v. 28, n.1, p.149-155, 2004.

SELLE, G. L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 4, 2008.

SER. **Science and Policy working Group 2004**. The SER Primer on Ecological Restoration. Disponível em: https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/PAG-018.pdf . Acessado em: Fev. 2017.

SHAW, L. J.; BURNS, R. G. (2006). ***Enzyme activity profiles and soil quality***. In: Bloem, J., Hopkins, D. and Benedetti, A. Microbiological Methods for Assessing Soil Quality. CABI, Wallingford, pp. 158-172. 2006.

SILVA, D. M da. **Biota do solo em pastagem sob aplicação sucessiva de dejetos de suínos.** 2015. p 66. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, 2015.

SILVA, F.; AZEVEDO, CAV. **The assistat software version 7.7 and its use in the analysis of experimental data.** Afr. J. Agric. Res. V. 11, p. 3733-3740. 2016.

SILVA, K. de A. et al. Semeadura direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.39, n.5, p.811-820, 2015.

SILVA, M.C.C. da; NAKAGAWA, J.; FIGLIOLIA, M.B. Influência da temperatura, da luz e do teor de água na germinação de sementes de *Schinus terebinthifolius* Raddi – Anacardiaceae (aroeira-vermelha). **Revista do Instituto Florestal, São Paulo**, v. 13, n. 2, p. 135-146, 2001.

SILVA, M.; SIQUEIRA, E. R.; COSTA, J. L. da S. Hidrólise de diacetato de fluoresceína como bioindicador da atividade microbiológica de um solo submetido a reflorestamento. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria. v.34, n.5, 2004.

SILVEIRA, A. de. O. **Atividades enzimáticas como indicadores biológicos da qualidade dos solos agrícolas do Rio Grande do Sul.** 2007. 94 p. Dissertações (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2007.

SILVEIRA, A. de. O. **Avaliação de metodologias para o monitoramento da qualidade do solo.** 2011. 101 p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2011.

SINGH, K.P.; MANDAL, T.N.; TRIPATHI, S.K. Patterns of restoration of soil physiochemical properties and microbial biomass in different landslide sites in the sal forest ecosystem of Nepal Himalaya. **Ecological Engineering**, v.17, n.4, p.385-401, 2001.

SINSABAUGH, R. L. et al. Ecoenzymatic stoichiometry of stream sediments with comparison to terrestrial soils. **Biogeochemistry**, v. 111, p. 455-467, 2012.

SIQUEIRA, L. P de. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do estado de São Paulo, Brasil.** 2002. 128 p. Dissertações (Mestrado em Recursos Florestais) -Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2002.

SOARES, J. R**. Efeito de inibidores de uréase e de nitrificação na volatilização de NH_3 pela aplicação superficial de ureia no solo.** Brasil. 2011. 90 p. Dissertações (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agronômico Curso de Pós – Graduação em Agricultura Tropical e Subtropical, Campinas, SP, 2011.

SOUTO, M. A.G.; BOEGER, M. R. T. Estrutura e composição do estado regeneração e vegetação associada de diferentes estádios sucessionais no leste do Paraná. **Revista Ciência Florestal**, Santa Maria, v.21, n.3, p. 393-407, 2011.

SOUZA, F.M.; BATISTA, J.L.F. Restoration of seasonal semideciduous Forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, p.185-200, 2004.

SOUZA, H. M. **Atributos microbiológicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária no ecótono cerrado-amazônia**. (Dissertação). Mestrado em Agricultura Tropical-Universidade. Federal de Mato Grosso. Cuiabá. P. 78. 2014.

SOUZA, P. A. et al. Nutritional assessment of cedar seedlings (*Cedrela fissillis*; Vell.) gron in a greenhouse. **Cerne**, Lavras, v. 15, n.2, p. 236-243. P.8. 2009.

SPIAZZI, C. F. T. **Análise dos aspectos populacionais, infra-estrutura e equipamentos urbanos das Vilas Soares do Canto, Jardim e Aparício de Moraes no Bairro Camobi, Santa Maria – RS.** 2002. f. 67. Monografia (Bacharelado em Geografia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

STRECK, E.V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul. Porto Alegre**: EMATER/RS; URGS, p.107. 2002.

STROJAKI, T. V. et al. Atributos químicos do solo e produtividade de girassol e milho em função da aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 43, n. 3, p. 278-285, 2013.

TAVARES, S.R.L. Áreas Degradadas: Conceitos e Caracterização do Problema. In: TAVARES, S. R. de L. et al. **Curso de recuperação de áreas degradadas**: A Visão da Ciência do Solo no Contexto do Diagnóstico, Manejo, Indicadores de Monitoramento e Estratégias de Recuperação. Série Documentos / Embrapa Solos, 103. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2008.

TAN, K. H. **Principles of Soil Chemistry**. 4ª ed. Boca Raton: Taylor & Francis, p.362. 2011.

TEDESCO, M.J., GIANELLO, C., BISSANI, C.A. **Análises de solos, plantas e outros materiais.** Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 1995.

TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. D. F.; DECHEN, S. C. F. The costs of soil erosion. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 35, n. 2, p. 287-298, 2011.

TORRES, J. L. R. et al. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 29, p. 609-618, 2005.

TÓTOLA, M.R.; CHAER, G.M. Microrganismos e processos microbiológicos com indicadores da qualidade do solo. In: ALVAREZ, V.H.; SCHAEFER, C.E.G.R.; BARROS, N.F.; MELLO, J.W.V.; COSTA, L.M. **Tópicos em Ciência do Solo.** Viçosa: SBCS. v.2, p. 195-276. 2002.

TRES, D. R. et al. Banco e chuva de sementes como indicadores para a restauração ecológica de matas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, *5*(S1), pg-309, (2007a).

TRES, D. R. et al. Poleiros artificiais e transposição de solo para a restauração nucleadora em áreas ciliares. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, p. 312-314, (2007) b.

VACCARO, S. **Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual, no município de Santa Tereza - RS**. 1997. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1997.

VALENTINI, C. M. A**. Efluxo de co$_2$ do solo de uma área de floresta de transição no noroeste de Mato grosso.** (Dissertação) Mestrado em física e meio ambiente. Universidade Federal do Mato Grosso. Cuiabá. p. 94. 2004.

VASCONCELOS, H. L. Impactos antrópicos sobre diversidade de formigas na Amazônia. In: ENCONTRO DE MIRMECOLOGIA, 15, 2001. Londrina. **Resumos**. Londrina: IAPAR. p. 53-54. 2001.

VEISITABAR, A.; A. HEMMAT.; MOSADDRGHI, M. R. **Soil compaction assessment in sugarcane fields under different planting conditions using soil bulk density, relative bulk density and cone index.** Department of Farm Machinery, College of Agric., Isf. University of Technology, Isfahan, Iran. 2015.

VIEIRO, FERNANDO. Características químicas e indicadores de qualidade de solos em sistemas conservacionistas de manejo de longa duração. Tese (Doutorado em Ciência do solo) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS. 2015.

VITAL, A.R.T. et al. Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. **Revista árvore**. 2004.

VITTI, G. C.; LUZ, P. H. C. **Utilização Agronômica de Corretivos Agrícolas**. Piracicaba: FEALQ, p.120. 2004.

WARREN, M. W.; ZOU, X. Soil macrofauna and litter nutrients in three tropical tree plantations on a disturbed site in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management.** v.170, p.161-171, 2002.

WILDEMEERSCH, J. C. J. et al. Assessing the constraints to adopt water and soil conservation techniques in Tillaberi, Niger. **Land Degradation & Development**, vol. 26, n. 5, p. 491-501, 2015.

WINK, C. et al. Parâmetros da copa e a sua relação com o diâmetro e altura das árvores de eucalipto em diferentes idades. **Scientia Forestales**, Piracicaba, v. 40, n. 93, p. 057-067, mar. 2012.

WINK, C. et al. Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**. v. 4, n 1, p. 60-71, 2005.

XAVIER, F. A. S. et al. Biomassa microbiana e matéria orgânica leve em solos sob sistemas agrícolas orgânico e convencional na chapada da Ibiapaba - CE. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 30, p. 247-258, 2006.

YAMAGUSHI, M. Q.; GUSMAN, G. S.; VESTENA, S. Allelopathic effect of aqueous extracts of Eucalyptus globulus Labill. and of Casearia sylvestris Sw. on crops. Semina: **Ciências Agrárias**, v. 32, n. 4, p. 1361-1374, 2011.

YONG, T.P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, v.92, p.73-83, 2000.

ZILLI, J. E. et al. Diversidade microbiana como indicador da qualidade do solo. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**. Brasília, v.20, n.3: 391-411. 2003.

ZANINI, K. J. **Dinâmica de regeneração da Mata Atlântica: análise funcional da composição de espécies vegetais em diferentes estágios sucessionais.** 2011. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. RS, 2011.

ZUQUETTE, L. V.; RODRIGUES, V. G. S.; PEJON, O. J. Recuperação de áreas degradadas. In: **Engenharia ambiental: Conceitos, tecnologia e gestão**. CALIJURI, M. do. C.; CUNHA, D. G. F. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

ANEXO

ANEXO A – ESPÉCIES NATIVAS USADAS NA RECUPERAÇÃO DA MATA CILIAR DA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA MARIA – RS

Nome Científico	Nome comum	Família	Classificação Sucessional
Allophylus edulis (A. St.- Hil. Et al.,)Radlk	Chal-chal	Sapindaceae	PI, SI
Apuleta letocarpa (Vogel) J. F. Macbr.	Grápia	Fabaceae	ST, C
Ateleia glazioveana Baillon	Timbó	Fabaceae	PI
Cabralea canjerana (Vell.) Mart.	Canjerana	Meliaceae	ST
Casearia sylvestris Sw.	Chá-de-bugre	Malvaceae	PI, SI, ST
Cedrela fissths Vell.	Cedro	Meliaceae	SI, ST
Citharexylum myrianthum Cham	Tarumã-de-espinho	Verbenaceae	ST
Cupania vernalis Cambess.	Camboatá-vermelho	Sapindaceae	ST
Diospyrus inconstans Jacq.	Maria-preta	Ebenaceae	ST
Enterolobium contortisiliquum (Vell.) Morong.	Timbaúva	Fabaceae	PI, SI, ST
Eugenia involucrata DC.	Cerejeira-do-mato	Myrtaceae	ST
Eugenia uniflora L.	Pitangueira	Myrtaceae	PI, SI
Luehea divaricata Mart. Et Z.	Açoita-cavalo	Tiliaceae	SI
Parapiptadenia rígida (Benth.) Brenan.	Angico-vermelho	Fabaceae	SI
Pelthophorum dubium (Spreng.) Taub.	Canafístula	Fabaceae	PI, SI
Prunus myrtifolia (L.) Urb.	Pessegueiro-do-mato	Rosaceae	SI, ST
Schinus terebinthifolius Raddi	Aroeira-vermelha	Anacardiaceae	PI
Handroanthus heptaphyllus (Vell.) *Toledo*	Ipê-roxo	Bignoniaceae	SI, ST
Trichilia catinguá A. Juss.	Catiguá	Meliaceae	ST, C

Onde: PI: Pioneira. SI: Secundária Inicial Tardia e C: Clímax.
Fonte: Ceconi (2010).

ANEXO B – ÁREA EM PROCESSO DE REGENERAÇÃO NATURAL E ÁREA EM RECUPERAÇÃO COM O PLANTIO DA MUDAS DE ESPÉCIES NATIVAS NA MARGEM DA SANGA LAGOÃO DO OURO, SANTA MARIA – RS, (19 E 20 DE SETEMBRO DE 2009)

Fonte: Ceconi (2010).