

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

Fabício Schneider Colusso

**COMPARAÇÃO DO PROCESSO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM
ÁREAS COM DIFERENTES USOS DO SOLO**

Santa Maria, RS
2019

Fabício Schneider Colusso

**COMPARAÇÃO DO PROCESSO DA REGENERAÇÃO NATURAL EM
ÁREAS COM DIFERENTES USOS DO SOLO**

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: Prof^a Dr^a. Andressa de Oliveira Silveira
Coorientadora: Prof^a Dr^a. Suzane Bevilacqua Marcuzzo

Santa Maria, RS
2019

Colusso, Fabrício Schneider

Comparação do processo de regeneração natural em áreas com diferentes usos do solo / Fabrício Schneider Colusso. 2019.

84 p.; 30 cm

Orientadora: Andressa de Oliveira Silveira

Coorientadora: Suzane Bevilacqua Marcuzzo

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, RS, 2019

1. Monitoramento 2. Áreas degradadas 3. Regeneração natural 4. indicadores ecológicos I. de Oliveira Silveira, Andressa II. Bevilacqua Marcuzzo, Suzane III. Título.

Fabício Schneider Colusso

**COMPARAÇÃO DO PROCESSO DE REGENERAÇÃO NATURAL EM
ÁREAS COM DIFERENTES USOS DO SOLO**

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 Março de 2019:

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

Fernando Campanhã Bechara, Dr. (UTFPR)

Alberto Senra Gonçalves, Dr. (EXTERNO)

Marilise Mendonça Krügel, Dra. (UFSM)

Santa Maria, RS
2019

AGRADECIMENTOS

A concretização deste trabalho ocorreu, primeiramente, pelo auxílio, compreensão e dedicação de várias pessoas. Agradeço a todos, de que alguma forma, contribuíram para a conclusão deste estudo e, de uma maneira especial, agradeço:

- À professora Andressa de Oliveira Silveira, pela orientação, apoio, parceria, troca de conhecimento e informações, e confiança no desenvolvimento deste trabalho.
- À professa Suzane Bevilacqua Marcuzzo, pela coorientação, apoio, parceria, troca de conhecimento e informações, além da ajuda nas escolhas das áreas de estudo.
- À professora Marilise Mendonça Krügel, pela ajuda na orientação, apoio, parceria e por compartilhar comigo o vasto conhecimento que tem sobre aves.
- Aos inúmeros amigos(as) parceiros de saída de campo: Mário Pinto, Henrique Haas, Eduardo Paslauski, Uillian Kemmrich, Lucas Murari, Thomas Sanfelice, Felipe Bissacott, Cícero Colusso, Murilo Hoppe, Guilherme Fontoura, Camila Pollet, Bianca Schindler e Maurício Figueira, meu muitoobrigado.
- Ao amigo biólogo Nicolás Figueiredo, vai meu agradecimento especial pelas saídas de campo para avaliação da avifauna, obrigado pela companhia nas “passarinhas” nas manhãs congelantes de inverno e no restante do ano, aprendi muito contigo.
- Aos colegas e amigos de mestrados Fernanda Tamiozzo, Fernando Pasini, Thiago Liberalesso, Érica Vitalli, Luiza Conte e Luis Gustavo Marchioro pelo companheirismo, almoços no RU e bons momentos compartilhados.
- À toda minha família, por estarem sempre ao meu lado apoiando em todos os momentos.
- A todos os professores durante esta minha caminhada, obrigado pelos ensinamentos.
- Ao programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPGEAMB), e à Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) pela estrutura oferecida, a qual possibilitou a realização deste trabalho.
- À CAPES, pela concessão de bolsa de estudos, permitindo dedicação integral ao estudo realizado.

Usa a capacidade que tens. A floresta ficaria mais silenciosa se só o melhor pássaro cantasse.

(Henry Van Dyke)

RESUMO

COMPARAÇÃO DO PROCESSO DE REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS COM DIFERENTES USOS DO SOLO

AUTOR: Fabrício Schneider Colusso
ORIENTADORA: Andressa de Oliveira Silveira

A regeneração natural é fundamental para a recuperação de áreas degradadas e manutenção das florestas, pois através dela ocorre a reposição de espécies locais e o surgimento de outras, garantindo a continuidade da sucessão ecológica. É por meio da regeneração que as florestas se recuperam de eventos naturais ou antrópicos. A forma como a floresta se regenera depende de mecanismos que auxiliem na chegada de novos propágulos na área e no estabelecimento de novos indivíduos, dentre eles, destacam-se: produção de frutos, banco de sementes, banco de plântulas, presença de dispersores e características do solo. Através do monitoramento da regeneração e dos mecanismos citados anteriormente, tem-se uma resposta sobre o funcionamento do sistema e do desenvolvimento da floresta. O objetivo desta dissertação foi avaliar os mecanismos que atuam na regeneração natural. Além dos regenerantes, foram avaliados os seguintes indicadores: chuva de sementes, fauna epiedáfica, serapilheira estocada, presença de avifauna dispersora e caracterização química do solo. O estudo foi realizado em uma parcela de 20 x 45 m (900 m²) delimitada dentro de cada área de estudo. A regeneração natural foi avaliada em três transectos instalados em cada parcela, e o restante dos indicadores em locais próximos aos transectos. O acúmulo de acículas de *P.elliotti* na área 1 pode estar sendo um fator limitante, representando uma barreira na germinação de espécies arbóreas que irão formar futuramente a regeneração natural local. O fato de a espécie *E. bifida* ser a principal colonizadora na área 3, demonstra seu potencial na colonização de áreas abertas e na retomada da sucessão florestal, porém, a presença de indivíduos de *P. elliotti* na área é um fator negativo, demonstrando o potencial de contaminação da espécie, a qual deve ser retirada. A prevalência de espécies de aves de hábito onívoro nas três áreas de estudo é um fator positivo, indicando que espécies generalistas persistem em ambientes alterados, sendo importantes na dispersão de propágulos que irão formar a regeneração natural futuramente. As coberturas vegetais influenciaram na população da faunaepiedáfica, sendo as cedidas pelas espécies *P. elliotti* e *E. saligna* restritivas, desfavorecendo a abundância da maioria das ordens encontradas. As folhas e características melíferas da espécie *E. bifida* foram favoráveis para uma melhor distribuição entre as ordens na área 3. Outro fator que pode ter interferido na abundância foi a umidade do solo, sendo favorável para o predomínio de indivíduos da ordem collembola nas áreas 1 e 2. De modo geral, os solos das três áreas não apresentaram valores muito distintos quanto aos indicadores químicos do solo, apresentando pH ácido típicos de regiões subtropicais. Os resultados demonstraram que atributos como um sub-bosque mais bem desenvolvido, juntamente com as 11 espécies catalogadas na regeneração natural, com destaque para *Eugenia uniflora* e *Solanum mauritanum*, indicam que a área 2 está sendo recuperada de forma mais rápida que as demais.

Palavras-chave: monitoramento, indicadores, áreas degradadas.

ABSTRACT

COMPARISON OF NATURAL REGENERATION PROCESS IN AREAS WITH DIFFERENT SOIL USES

AUTHOR: Fabrício Schneider Colusso
ADVISOR: Andressa de Oliveira Silveira

Natural regeneration is fundamental for the recovery of degraded areas and maintenance of forests, because through it occurs the replacement of local species and the emergence of others, guaranteeing the continuity of ecological succession. In addition, it is through regeneration that forests recover from natural or anthropogenic events. The way in which the forest regenerates depends on mechanisms that help in the arrival of new propagules in the area and in the establishment of new individuals, such as: fruit production, seed bank, seedlings bank, presence of dispersers and chemical properties of the soil. With the monitoring of the regeneration and the mechanisms mentioned above, there is an answer about the functioning of the system and the development of the forest. The objective of this dissertation is to evaluate the mechanisms that act in the natural regeneration. In addition to natural regeneration, the following indicators were evaluated: seed rain, evaluation of the epiedaphic fauna, litter litter, presence of dispersing avifauna and chemical characterization of the soil. The study was carried out in a plot of 20 m x 45 m (900 m²) delimited within each study area. The natural regeneration was evaluated in three transects installed in each plot, and the rest of the indicators in places near the transects. The results showed that attributes as a better developed understorey combined with the 11 species cataloged in natural regeneration, especially *Eugenia uniflora* and *Solanum mauritianum*, indicate that area 2 is being recovered faster than the others. The accumulation of *P.elliotti* needles in area 1 may be a limiting factor, representing a barrier in the germination of arboreal species that will form the local natural regeneration in the future. The fact that the species *E. bifida* is the main colonizer in area 3, demonstrates its potential in the colonization of open areas and the resumption of forest succession, however, the presence of *P. elliotti* individuals in the area is a negative factor, demonstrating the potential of contamination of the species, which must be removed. The prevalence of species of birds of omnivorous habit in the three study areas is a positive factor, indicating that generalist species persist in altered environments, being important in the dispersion of propagules that will form the natural regeneration in the future. The vegetation cover influenced the populations of the fauna and fauna, being yielded by the species *P. elliotti* and *E. saligna* restrictive, impairing the abundance of most of the orders found. The leaves and melliferous characteristics of the species *E. bifida* were favorable for a better distribution among the orders in area 3. Another factor that interfered in the abundance was soil moisture, being favorable for the predominance of individuals of the order colembola in areas 1 and 2. In general, the soils of the three areas did not present very different values for the soil chemical indicators, presenting acidic pH typical of subtropical regions.

Key words: monitoring, indicators, degraded areas

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema de localização do local de estudo e as respectivas áreas de estudo, com Área 1 (A1) parcela laranja, área 2 (A2) – parcela vermelho e área 3 (A3) - parcela azul, no município de Itaara –RS.....	28
Figura 2 - Vista parcial de cada área de estudo: Plantio de <i>Pinus elliottii</i> Engelm – Área 1 (A), plantio de <i>Eucalyptus Saligna</i> Smith – Área 2 (B); e área em estágio inicial de sucessão - Área 3 (C).....	29
Figura 3 – Imagem de satélite com os diferentes usos do solo no local de estudo, com Área 1 (A1) laranja, área 2 (A2) – vermelho e área 3 (A3) – azul, no município de Itaara –RS.....	29
Figura 4 – Áreas de estudo com seus respectivos transectos, com Área 1 (A1) - laranja, área 2 (A2)- vermelho e área 3 (A3) - azul, Itaara – RS.....	29
Figura 5 – Distribuição dos coletores ao longo dos transectos nas áreas de estudo, em Itaara,RS.....	32
Figura 6 – Coletor de sementes instalado no interior de uma das áreas de estudo.....	32
Figura 7 - Organismo da Ordem Acarina identificado na lupa binocular (A) e armadilha Provid instalada em campo (B).....	34
Figura 8 – Detalhe da serapilheira triada em folhas (7A) e ramos (7B).....	35
Figura 9 – Perfil de diversidade de Rényi indicando as diferenças na diversidade de entre as espécies arbóreas encontradas na regeneração natural das áreas de estudo, onde: área 1 (A1), área 2 (A2) e área 3 (A3), Riqueza de espécies ($\alpha = 0$), índice de diversidade de Shannon ($\alpha = 1$) e inverso do índice de Simpson (1/D), para ($\alpha = 2$).....	38
Figura 10 – Perfil de diversidade de Rényi indicando as diferenças na diversidade de entre as espécies encontradas na chuva de sementes das áreas de estudo, onde: área 1 (A1), área 2 (A2) e área 3 (A3), Riqueza de espécies ($\alpha = 0$), índice de diversidade de Shannon ($\alpha = 1$) e inverso do índice de Simpson (1/D), para ($\alpha = 2$).....	43
Figura 11 – Número de indivíduos da fauna epiedáfica coletados nas três áreas e suas respectivas ordens.....	50
Figura 12 – Perfil de diversidade de Rényi indicando as diferenças na diversidade de ordens da faunaepiedáfica encontrada entre as áreas de estudo, onde: área 1 (A1), área 2 (A2) e área 3 (A3), Riqueza de espécies ($\alpha = 0$), índice de diversidade de Shannon ($\alpha = 1$) e inverso do índice de Simpson (1/D), para ($\alpha = 2$).....	51
Figura 13 - Resultado da análise de variância particionada dos dados.....	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Relação das espécies arbóreas amostradas na regeneração natural. SD = Síndrome de Dispersão (SD): ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica, AUT = autocórica. Categoria Sucessional (CS) = P = pioneira, SI = secundária inicial, ST = secundária tardia, NC = não classificada. n = número de indivíduos encontrados em 120 m ² DA = Densidade Absoluta (ind/ha).....	36
Tabela 2 – Relação das espécies da produção de frutos entre dezembro de 2017 e novembro de 2018 em áreas de Plantio de Pinus (Pi), Plantio de Eucalipto (Eu) e área em Estágio inicial de sucessão (Ei), em Itaara-RS. DA = Densidade Absoluta (frutos/m ² .ano), CS = Categoria Sucessional, SD = Síndrome de Dispersão, ANE = Anemocórica, AUT = Autocórica, ZOO = Zoocórica, BAR = Barocórica.....	41
Tabela 3 – Lista de espécies de aves considerando a dieta alimentar (INS – insetívoro, GRA – granívoro, ONI – onívoro, NEC – nectarívoro, CAR – carnívoro), grau de sensibilidade a perturbação do hábitat (M - média, B – baixa), área de ocorrência (A1 - plantio de pinus, A2 – plantio de eucalipto, A3 – estágio inicial) e Frequência de Ocorrência (F.O).....	44
Tabela 4 – Deposição de serapilheira (Mg/ha) por estação e fração, contribuição percentual de cada fração e total nas três áreas de estudo.....	53
Tabela 5 – Caracterização química das amostras de solo nas diferentes áreas de estudo.....	56

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
1.1 OBJETIVOS	14
1.1.1 Objetivo geral	14
1.1.2 Objetivos específicos	14
2 REVISÃO	15
2.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1.1 Restauração ecológica	15
2.1.2 Indicadores ecológicos	16
2.1.3 Regeneração natural	18
2.1.3.1 Regeneração natural em áreas de plantio com espécies exóticas	20
2.1.4 Chuva de sementes	22
2.1.5 Serapilheira	22
2.1.6 Fauna edáfica	23
2.1.7 Avifauna	24
3 MATERIAL E MÉTODOS	27
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	27
3.2 AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL	30
3.3 PRODUÇÃO DE FRUTOS	31
3.4 LEVANTAMENTO QUALITATIVO DA AVIFAUNA	33
3.5 AVALIAÇÃO DA FAUNA EPIEDÁFICA	33
3.6 SERAPILHEIRA	34
3.7 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DE SOLO	35
3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	35
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.1 REGENERAÇÃO NATURAL	36
4.2 CHUVA DE SEMENTES	40
4.3 AVIFAUNA	43

4.4 FAUNA EPIEDÁFICA	48
4.5 SERAPILHEIRA.....	53
4.6 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO SOLO	56
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	59
6 CONCLUSÃO.....	62
REFERÊNCIAS	64
APÊNDICE A – Gavião-bombachinha-grande (<i>Accipiter bicolor</i> (Vieillot, 1817)) registrado na área 2.....	79
APÊNDICE B – Beija-flor-de-topete-azul (<i>Stephanoxis loddigesii</i> (Gould, 1831)) registrado na área 1.....	80
APÊNDICE C – Saíra-viúva (<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)) registrada na área 2.....	80
APÊNDICE D – Borboletinha-do-mato (<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)) registrado na área 3.....	81
APÊNDICE E – Quete-do-sul (<i>Microspingus cabanisi</i> (Bonaparte, 1850)) registrado na área 3.....	81
APÊNDICE F – Pula-pula-assobiador (<i>Myiothlypis leucoblephara</i> (Vieillot, 1817)) registrado na área 2.....	82
APÊNDICE G – Saíra-preciosa (<i>Tangara preciosa</i> (Cabanis, 1850)) registrado na área 3.	82
APÊNDICE H – Coleirinho (<i>Sporophila caerulescens</i> (Vieillot, 1823)) registrado na área 3.....	83
APÊNDICE I – Tico-tico (<i>Zonotrichia capensis</i> (Status Muller, 1776)) registrado na área 1.....	84

1 INTRODUÇÃO

Durante os dois últimos séculos ocorreu uma intensa fragmentação e supressão das formações florestais primárias devido a sua substituição por plantios de monoculturas florestais e agrícolas para fim comercial. Porém, uma vez alteradas, essas áreas teriam condições de se recuperarem através da regeneração natural e processos ecológicos, formando assim futuras florestas secundárias?

Florestas primárias são aquelas intocadas ou que a ação humana não provocou grandes danos, sendo relativamente estáveis em estrutura e composição. As florestas secundárias são as que se regeneram espontaneamente após serem suprimidas por alguma atividade humana ou natural (CHAZDON, 2016). Hoje, vive-se na era da “vegetação secundária”, e isto já é suficiente para justificar qualquer estudo sobre regeneração natural em ecossistemas florestais, pois as atuais florestas clímax já foram um dia iniciais, e as iniciais de hoje serão as clímax do futuro (CHAZDON, 2016; VACCARO, 1999).

A regeneração natural é resultado da interação de processos naturais de restabelecimento de ecossistemas florestais. Refere-se às fases iniciais e de desenvolvimento das florestas, e é formada pela distribuição e quantidade das espécies que fazem parte do ciclo de crescimento das florestas (GAMA et al., 2002). O estudo da regeneração natural permite conhecer o desenvolvimento e comportamento de uma floresta através da riqueza e distribuição das espécies na área estudada (NORDEN et al., 2009).

Uma vez degradadas e substituídas por plantios comerciais e agrícolas, antigas áreas florestais podem ser recuperadas a partir de mecanismos naturais, como chuva de sementes, banco de sementes e regeneração natural estabelecida (SCCOTI et al., 2011). Além dos já citados na frase anterior, outros aspectos naturais como presença de dispersores, qualidade do solo, presença de fauna edáfica para ciclagem de nutrientes, e serapilheira estocada também influenciam no comportamento da regeneração natural (PARKER, 1997; VIANI et al., 2010).

Na prática, a restauração ecológica busca retornar um ecossistema degradado à uma melhor condição através da recuperação da biodiversidade, dos processos ecológicos, como ciclagem de nutrientes, dispersão de sementes e polinização, como também estruturais, destacando-se heterogeneidade do habitat e conectividade entre fragmentos. As técnicas adotadas na restauração dividem-se em ativa, quando ações diretas como o plantio de mudas são utilizadas, e as passivas, quando ocorre o acompanhamento do processo de restauração sem intervenção qualquer intervenção na área (MITCHELL et al., 2000).

A prática da restauração ecológica é dividida, basicamente, em três etapas: caracterização da área de estudo, método e monitoramento. É no monitoramento que indicadores ecológicos são utilizados para a verificação do andamento do processo de restauração ecológica, e os mesmos são avaliados em intervalos de tempo determinados dentro da área estudada (BRAVO, 2012). Entre os indicadores utilizados destacam-se os referentes a processos ecológicos, como por exemplo restabelecimento da regeneração natural e dispersão de sementes (BENNETT et al., 2009).

Dessa forma, o presente trabalho procura responder as seguintes hipóteses: Como a regeneração natural se comporta em cada área, em número de espécies e indivíduos regenerantes? Como os indicadores: frutos dispersados, espécies da avifauna, diversidade da fauna epiedáfica, serapilheira estocada e características químicas do solo influenciam na regeneração natural e atuam em cada área?

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

- Avaliar os mecanismos que atuam na regeneração natural em três áreas com diferentes usos do solo: plantio de *P. elliotti*, plantio de *E. saligna* e área em processo inicial de sucessão ecológica.

1.1.2 Objetivos específicos

- Investigar a produção de frutos de espécies dispersos nos coletores instalados.
- Apontar as espécies ocorrentes na avifauna, identificado possíveis dispersores de sementes.
- Quantificar e classificar a nível de ordem os organismos da fauna epiedáfica, verificando possíveis diferenças de população conforme o uso do solo.
- Quantificar o estoque de serapilheira para a verificação de sua influência na regeneração através de seu acúmulo e decomposição.
- Verificar as propriedades químicas do solo e sua relação com a regeneração natural.

2 REVISÃO

2.1 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1.1 Restauração ecológica

A restauração ecológica é uma atividade antiga, sendo praticada por diferentes povos em diferentes épocas e regiões. No Brasil, a prática e o estudo da restauração ecológica tem apresentado um crescimento devido à necessidade da regularização ambiental das atividades produtivas e da mitigação de impactos ambientais diversos (BRANCALION et al., 2012). Esse crescimento possibilitou uma revisão dos projetos de restauração, que passaram de reflorestamentos compostos por espécies arbóreas exóticas para o uso de espécies nativas regionais, além da utilização de outras formas para auxiliar a auto recuperação da área a ser restaurada (RODRIGUES; GANDOLFI, 2004; RODRIGUES et al., 2009).

Além de reconstruir a floresta, a restauração busca também o restabelecimento da biodiversidade, da estrutura e relações ecológicas da comunidade (HARRIS; VAN DIGGELEN, 2006; RODRIGUES; GANDOLFI, 2004). A restauração ecológica, portanto, ocorre de forma gradual através da recuperação da biodiversidade, função ecológica e sustentabilidade, e depende diretamente da função que cada espécie animal ou vegetal desempenha na floresta, de forma isolada ou em conjunto (RODRIGUES. et al., 2007a).

Conforme Rodrigues (2013), em um primeiro momento, a restauração ecológica era definida como um retorno a uma condição ambiental original. Porém, com essa definição surgiram dois problemas: a escolha do período em que ocorreu essa condição original e a certeza de que na prática, o retorno de um ecossistema degradado para seu estado original é praticamente impossível de ocorrer. Após, outras definições sobre restauração ecológica foram surgindo. Segundo a Society for Ecological Restoration – SER (SER, 2004, p.3), a restauração ecológica é: “o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído”, conceito este menos rígido, que reconhece que qualquer prática visando a restauração coopera para a saúde, integridade e sustentabilidade de ecossistemas.

A restauração ecológica divide-se em três etapas: caracterização da área, método e monitoramento (SER, 2004). Na etapa de caracterização da área, um diagnóstico ambiental da área é realizado, através dele, é possível identificar o problema, definir objetivos e critérios a serem utilizados. A segunda etapa é composta pela escolha e aplicação do método que irá auxiliar na restauração da área. Entre os utilizados, destacam-se: plantio de espécies nativas,

técnicas de nucleação, regeneração natural e indução de banco de sementes. Por último, ocorre o monitoramento para o acompanhamento do processo de restauração (BRAVO, 2012).

Neste sentido, a restauração ecológica pode requerer acompanhamentos ativos e contínuos, já áreas em restauração são influenciadas por processos internos como herbivoria foliar e predação de sementes, e externos como dispersão de sementes provenientes de outras áreas, e por eventos estocásticos, como tempestades e queimadas. É através do monitoramento que ocorre esse acompanhamento, visto que tem a função de determinar se os objetivos previamente estabelecidos na restauração ecológica de uma área foram ou estão sendo atingidos (BRANCALION et al., 2012).

2.1.2 Indicadores ecológicos

Uma importante etapa dos projetos de restauração ecológica é o monitoramento. Geralmente, essa etapa começa após a implementação do projeto ou estudo da regeneração natural, devendo conter as informações dos diagnósticos iniciais (RODRIGUES, R. et al., 2009). O monitoramento deve ser feito periodicamente na área a ser restaurada. Nele, indicadores mensuráveis previamente estabelecidos são utilizados para revelar se os objetivos estão sendo cumpridos (UEHARA; GANDARA, 2009).

O indicador representa uma análise científica, com caracterização descritiva ou numérica dos dados ambientais, podendo auxiliar na detecção de mudanças ambientais nos estágios iniciais da restauração como também avaliar a eficiência de atitudes tomadas (MANOLIADIS, 2002; VAN STRAALLEN, 1998). A escolha dos indicadores para o monitoramento está diretamente ligada com as técnicas de restauro escolhidas e com o objetivo final da restauração. Um bom indicador deve ter uma relação estreita com os problemas ambientais e os objetivos do projeto, ser claramente definido, prático, realista, de alta qualidade, confiabilidade e utilizado em escalas temporal e espacial adequadas (MANDETTA, 2006; MANOLIADIS, 2002).

De forma geral, dois tipos de indicadores podem ser obtidos através da medição e coleta dos dados: indicadores quantitativos e qualitativos. Os indicadores qualitativos são aqueles obtidos com base na observação e julgamento do observador, de forma não mensurável, como por exemplo uma verificação visual da conservação de solo do local. Os indicadores quantitativos, resultam de mensuração de determinados parâmetros para avaliar a área em processo de restauração (BRANCALION et al., 2012).

Dentre os indicadores utilizados, destacam-se os focados em estrutura da vegetação, como altura média do dossel, DAP (diâmetro de altura do peito), estrutura do sub-bosque; e de composição vegetal, tais como: riqueza e diversidade de espécies, forma de vida e grupos sucessionais (BRANCALION et al., 2012). Além dos já citados, a ocorrência de espécies de animais (CAES, 2009; DAMASCENO, 2005; LONGCORE, 2003), de processos ecológicos (GISLER, 2000), e de características físico-químicas do solo também tem sido propostos (BENTHAM et al., 1992; CHAER, 2008).

Os indicadores de estrutura da vegetação mostram como a comunidade vegetal está organizada espacialmente. O DAP é utilizado para medir o diâmetro de uma árvore em pé a 1,3 m de altura. O indicador de estrutura do sub-bosque descreve e estuda a distribuição de estratos herbáceos ou arbustivos em sub-bosques.

Indicadores de composição vegetal dizem respeito às espécies e aos grupos funcionais da comunidade vegetal. Nele, as espécies amostradas são classificadas como nativas e exóticas, herbáceas, arbustivas, ou arbóreas e pioneiras, secundárias ou clímax. Também, poderão ser avaliadas a riqueza específica da flora amostrada ou índices de diversidade (BRANCALION et al., 2012). São também exemplos de indicadores de processos ecológicos a ciclagem de nutrientes e a decomposição foliar (GISLER, 2000). O indicador de avaliação das características físico-químicas do solo acompanha os processos de desagregação e decomposição mineralógica das rochas encontradas na superfície da crosta terrestre, como também busca caracterizar físico-quimicamente o solo (CHAER, 2008).

Devido à especificidade de cada projeto de restauração e área a ser restaurada, não existe na literatura um consenso em relação ao tempo necessário de monitoramento (RIGUEIRA; NETO, 2003). Entretanto, é recomendado que o monitoramento seja feito no período de dois a três anos após início do projeto de restauração, pois trata-se do intervalo de tempo crítico para a verificação do sucesso ou não do projeto (MELO, 2004). Após o período crítico, o monitoramento deve ser realizado com intervalos de tempo maiores, entre cinco, 10 e 15 anos, ou até que o objetivo final do projeto seja alcançado (RIGUEIRA; NETO, 2003). A SER (2004) também destaca que um ecossistema é considerado restaurado quando possui recurso biótico e abiótico suficientes para se desenvolver sem assistência ou subsídio, ou seja, neste momento o objetivo principal foi alcançado e não será mais necessário o monitoramento da área.

Diferentes trabalhos de monitoramento do processo da restauração ecológica com o uso de distintos indicadores têm sido realizados no Brasil:

a) Sperandio et al. (2012), monitorou a serapilheira acumulada em áreas de consórcio de eucalipto e acácias, e em sistema com espécies diversas em Alegre-ES. Os resultados

demonstraram que em ambas as áreas a serapilheira acumulada foi satisfatória, melhorando as condições do solo e ciclagem de nutrientes, sendo assim um bom indicador a ser estudado.

b) Bastos (2010), monitorou os indicadores de banco de sementes e a regeneração natural em quatro áreas degradadas de Floresta Estacional Semidecidual na RPPN Fazenda Bulcão, Aimorés, MG. Os resultados do banco de sementes demonstraram que *Setaria vulpiseta* (Lam.) Roem. & Schult foi uma espécie extremamente agressiva e dominante, desfavorecendo a chegada de propágulos e a sucessão natural. Sendo assim, o uso do indicador banco de sementes foi útil, elucidando barreiras para a regeneração natural do local.

c) Melo et al. (2007), avaliou a cobertura de copa, o DAP, altura e área basal no monitoramento de seis áreas em restauração, em trechos de Floresta Estacional Semidecidual em Paranapanema, SP. Os resultados mostraram que a cobertura de copas estimada pelo método de intersecção de linhas é um indicador adequado para avaliação dos reflorestamentos de restauração.

Apesar de estudos sobre monitoramento do processo de restauração ecológica apresentar crescimento nas últimas décadas, são poucos os realizados no sul do Brasil em trechos de Floresta Estacional Decidual. Contudo, Scipioni et al. (2009) avaliaram a regeneração natural de um fragmento de Floresta Estacional Decidual no município de São Martinho da Serra, encontrando 698 indivíduos, distribuídos em 28 famílias, 49 gêneros e 59 espécies. Scoti et al. (2011) avaliaram o potencial dos mecanismos de regeneração natural (chuva de sementes, banco de sementes do solo, banco de plântulas e regeneração natural estabelecida) em um remanescente de Floresta Estacional Decidual no município de Santa Maria – RS., encontrando 73 espécies na chuva de sementes, 108 espécies no banco de sementes, 48 no banco de plântulas e 37 na regeneração natural estabelecida.

2.1.3 Regeneração natural

Regeneração natural é o processo de reconstrução da comunidade florestal. Ocorre por intermédio do crescimento de indivíduos jovens herbáceos, arbustivos e arbóreos, os quais crescem sob o dossel das árvores e atingem os estratos superiores da floresta (FRANCO et al., 2014). Refere-se às fases iniciais de estabelecimento e desenvolvimento do ciclo de crescimento de uma floresta (GAMA et al., 2002). A regeneração propriamente dita é representada pelo banco de plântulas, isto é, a vegetação em desenvolvimento na floresta (ARAUJO et al., 2004).

Para o processo de regeneração natural ocorrer, primeiramente deve-se iniciar a sucessão secundária da área, onde a fauna e flora locais obedecem às dinâmicas de ocupação e

estruturação ao longo do tempo (KIMMINS; MAILLY, 1996). Para que a sucessão, e consequentemente a regeneração natural ocorram, os mecanismos que permitem a chegada e o estabelecimento de novas espécies, como o banco de sementes, chuva de sementes, agentes de dispersão e características físico-químicas do solo, devem estar presentes (CAMPELLO, 1998).

A chuva de sementes é a maior fonte de propágulos para a regeneração. Dentro de uma floresta, a disseminação de sementes ocorre por espécies presentes no local, contribuindo com a auto-regeneração da floresta, como também por sementes provenientes de áreas vizinhas, auxiliando no aumento da diversidade florística e genética (MARTINEZ-RAMOS; SOTO-CASTRO, 1993; SCOTTI et al., 2011).

Um banco de sementes diverso, alimentado pela chuva de sementes, pode conter espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas responsáveis pelo sucesso da sucessão ecológica e da regeneração natural (MARTINS, 2009). A regeneração e o crescimento das plântulas são resultado da dinâmica do banco de sementes, permitindo que os indivíduos mortos sejam substituídos por novas espécies (CAMPOS; SOUZA, 2003; SIMPSON et al., 1989).

A dinâmica do processo de regeneração natural depende de diferentes aspectos, tais como características fenológicas das espécies nativas, condições microclimáticas e edáficas, além da localização de fontes de propágulos perante a área a ser regenerada (SARTORI, 2002). Além dos fatores citados anteriormente, outros como a disponibilidade de agentes dispersores, herbivoria de plântulas, doenças, predação de sementes, competição com gramíneas invasoras, compactação do solo e seus aspectos físicos e químicos, que também regulam a regeneração natural (HOLL; KAPELLE, 1999; PARROTA, 1993; TARIOLA et al., 1998).

A regeneração natural é importante para fragmentos de florestas estabelecidos como também para áreas que necessitam recuperarem-se de distúrbios, uma vez que possui o papel de renovação de espécies nativas e manutenção da composição florística de determinado local (HÜLLER et al., 2011). Seu estudo permite responder o estado de conservação de um fragmento e uma possível necessidade de manejo, já que representa os indivíduos que irão compor a estrutura da floresta em estágios posteriores (SILVA et al., 2010). Além disso, fornece informações da quantidade de espécies que constituem seu estoque, a distribuição dos indivíduos regenerantes na área e previsões sobre o futuro comportamento e desenvolvimento das florestas (CARVALHO, J.O., 1982).

Assim sendo, a matriz de entorno, condições do substrato, presença de fauna dispersora, banco e chuva de sementes, e entendimento dos processos de sucessão são fundamentais para o sucesso e o acompanhamento da regeneração natural.

2.1.3.1 Regeneração natural em áreas de plantio com espécies exóticas

Segundo o relatório anual da Indústria Brasileira de Árvores referente ao ano de 2016 (IBA, 2017), a área total de árvores plantadas no Brasil atingiu a marca de 7,84 milhões de hectares. No mesmo ano, os plantios de eucalipto ocuparam 5,7 milhões de hectares, estando situados principalmente nos estados de Minas Gerais (24%) e São Paulo (17%). No Rio Grande do Sul, os plantios representam 6% (308.178 ha). No mesmo ano, os plantios de pinus abrangeram uma área de 1,6 milhão de hectares, concentrando-se principalmente nos estados do Paraná (42%), Santa Catarina (34%) e Rio Grande do Sul (12%), ocupando neste último uma área de 184.595 ha. As taxas de crescimento dos plantios de eucalipto entre 2011 e 2016 foram de 2,4% ao ano, enquanto que para o pinus houve uma redução de 0,7% (IBA, 2017).

No estado do Rio Grande do Sul, a fragmentação das florestas ocasionada pelas atividades humanas geraram uma perda de diversidade biológica de comunidades animais e vegetais e de ambientes naturais. Uma alternativa para recuperação das áreas degradadas são projetos de reflorestamento, entretanto, os mesmos nem sempre são necessários, pois as florestas possuem mecanismos próprios para sua auto recuperação, como a regeneração natural, por exemplo (SCOTTI et al., 2011).

Apesar da existência da regeneração natural para auto recuperação, plantios puros com espécies exóticas tem sido adotados como catalisadores da sucessão florestal, já que projetos de reflorestamento utilizando espécies nativas são onerosos e existem dificuldades técnicas na restauração de grandes áreas fragmentadas pelas atividades humanas (VIANI et al., 2010). Em vista disso, o estudo da regeneração natural sob plantios de espécies exóticas pode fornecer informações sobre a capacidade de desenvolvimento de povoamentos heterogêneos (CALEGARIO, 1993).

A regeneração natural de espécies vegetais nativas sob plantio comercial de exóticas tem sido estudada no Brasil e em outros países (DURIGAN et al., 2004; KEENAN et al., 1997; MODNA, 2010). Alguns estudos demonstram que a vegetação nativa se regenera com êxito sob plantios de monoculturas exóticas, sendo assim facilitadores em projetos de restauração (CARNEIRO; RODRIGUES, R., 2007; CARVALHO et al., 2016; ONOFRE et al., 2010; TURCHETTO, 2015;). Porém, fatores como a distância de uma fonte de propágulos e heterogeneidade ambiental são determinantes para o sucesso da regeneração natural em ambientes degradados, pois quanto mais distante está a fonte de propágulos, menor é a probabilidade de estruturas reprodutivas atingirem e se estabelecerem nesses ambientes (GRIME, 1985). Segundo Tabarelli et al. (1993), a regeneração natural em plantios

homogêneos segue um padrão espacial agrupado, com a proporção e densidade de indivíduos variando no espaço, oscilando entre áreas com ausência ou pouca regeneração para outras com uma densidade elevada de indivíduos. Essa distribuição em mosaico é resultado de alguns fatores, como: dispersão de sementes ocorrida em volta da planta-mãe, melhores níveis de fertilidade e disponibilidade de água em algumas áreas, aberturas de clareira, propiciando a germinação de indivíduos pioneiros (RODRIGUES, R. et al, 2007b). Com isso, a regeneração natural sob plantios florestais geralmente apresenta poucas espécies destacando-se com elevada densidade de indivíduos, ao contrário de outras espécies, em maior número, com baixa densidade (YIRDAW; LUKKANEN, 2003).

Alguns fatores que influenciam na regeneração natural sob plantios de espécies exóticas têm sido estudados, entre eles, destacam-se: a idade do plantio (GELDENHUYS, 1997; SOUZA, 2014), distância de remanescentes florestais (BARBOSA et al., 2007; CHADA et al., 2004; YIRDAW; LUKKANEN, 2003), densidade de copas (ARÉVALO; FERNÁNDEZ-PALACIOS, 2005). O espaçamento escolhido para o plantio de espécies exóticas pode atuar como um filtro ecológico para a regeneração natural do sub-bosque. Plantios com espaçamentos menores propiciam um maior sombreamento do solo, e conseqüente redução de gramíneas, as quais que exercem ação inibidora no desenvolvimento de espécies arbóreas da regeneração natural (MODNA, 2010).

Em seu estudo, Modna (2010) verificou se o plantio de *P. elliottii* facilita a regeneração natural de espécies nativas sob suas copas. Para isso, o plantio experimental compreendeu quatro tratamentos: plantio de *P. elliottii* nos espaçamentos 2 x 2 m, 3 x 2 m e 3 x 3 m e controle (sem plantio de *P. elliottii*). O experimento foi monitorado após um (1996), três (1998), quatro (1999), seis (2001) e onze anos (2006) da data de plantio (1995). Os resultados demonstraram que a densidade das plantas em regeneração, bem como a riqueza e diversidade de espécies, foram maiores quanto menor a densidade das árvores de Pinus, demonstrando que, até onze anos após o plantio, as árvores da espécie exótica facilitaram os processos de regeneração da vegetação nativa. Sartori et al. (2002), avaliaram a regeneração natural de espécies nativas no sub-bosque de um povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith no estado de São Paulo. Mesmo o experimento sendo realizado em dois sítios distantes 250 m entre si e com características topográficas e edáficas distintas, os resultados obtidos demonstraram que o eucalipto possibilita a regeneração de espécies nativas no sub-bosque.

Entretanto, plantios compostos por espécies exóticas podem acarretar em problemas para o solo e estabelecimento de novas espécies. Estudos em laboratório apontaram que a serapilheira de eucalipto apresentou potencial alelopático para espécies como *Eucalyptus*

camaldulensis Dehn. e *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden (SANGINGA; SWIFT, 1992) e *Eucalyptus tereticornis* Smith (SIVAGURUNATHAN et al., 1997). Estudos em campo também demonstraram que *Eucalyptus grandis* (ZHANG et al., 2010) e *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake (ZHANG; FU, 2009) contribuíram para a baixa diversidade de plantas nativas devido aos seus efeitos alelopáticos. Conforme Everett (2000), espécies de *Eucalyptus* spp. podem causar desequilíbrio hidrológico e na ciclagem de nutrientes, afetando o desenvolvimento de plantas e microorganismos próximos.

2.1.4 Chuva de sementes

Segundo Scoti et al. (2016), a chuva de sementes é constituída pela dispersão de diásporos, sendo avaliada pela quantidade de sementes depositadas em um determinado tempo em uma área estipulada. A dispersão de sementes é definida como o movimento de uma semente para longe do seu local de nascimento. Em uma floresta, a dispersão ocorre por animais (zoocórica), água (hidrocórica), vento (anemocórica), pela própria planta (autocórica) ou gravidade (barocórica) (LEVIN et al., 2003; SIMPSON et al., 1989)

É composta por sementes produzidas pelas próprias plantas do local, como também as provenientes de outros lugares, trazidas pelos agentes de dispersão. É uma importante fonte de propágulos para a regeneração natural e para a estrutura da floresta, sendo estas, resultados da combinação da dispersão local e de arredores (MARTÍNEZ-RAMOS, SOTO-CASTRO, 1993).

A chegada de sementes via dispersão em locais frequentemente mais isolados representa um mecanismo de perpetuação de plantas, permitindo uma manutenção ou mudança na composição biótica desses lugares (SILVA et al., 2016). O recrutamento das populações florestais é influenciado pela variação anual de frutos e sementes, sendo estes componentes, importantes para o potencial de regeneração de florestas (PENHALBER; MANTOVANI, 1997).

2.1.5 Serapilheira

A serapilheira é definida como um horizonte orgânico presente no solo de ecossistemas florestais, sendo formado por uma camada de material vegetal recém-caído, não decomposto ou em início de decomposição. É composta por partes de folhas, flores, frutos, galhos e outras partes (KOEHLER, 1989).

Quando depositada na superfície do solo, a serapilheira funciona como um sistema de entrada e saída de matéria orgânica e nutriente, já que em um primeiro momento, a planta absorve os nutrientes pelas raízes e deposita-os nas folhas e galhos. Após, estes materiais caem e fazem parte da serapilheira, sendo decompostos para fornecerem matéria orgânica e nutriente para o solo e raízes (EWEL, 1976). Contém grande parte dos nutrientes extraídos do solo pelas árvores, os quais são liberados à medida que ocorre a decomposição, sendo então absorvidos novamente pelas plantas (KOEHLER, 1989).

A quantidade de serapilheira formada é afetada por fatores bióticos e abióticos, tais como: tipo de vegetação, altitude, latitude, precipitação, temperatura, regimes de luminosidade, relevo, deciduidade, estágio sucessional, disponibilidade hídrica e características do solo (FIGUEIREDO FILHO et al., 2003). Também, outras condições como características das espécies (CORREIA; ANDRADE, 2008), densidade do plantio e grau de perturbação da área (ARAÚJO et al., 2006) são determinantes. Com isso, diferentes ecossistemas florestais depositam distintas quantidades de serapilheira no solo, e, conseqüentemente contribuem com um maior ou menor aporte de nutrientes (FIGUEIREDO FILHO et al., 2003; VOGEL, 2007).

Apesar de disponibilizar nutrientes para solo e plantas, a serapilheira pode também contribuir negativamente sobre a germinação e regeneração natural de espécies. Makana e Thomas (2005) destacam que a camada de serapilheira pode atuar como uma barreira física, diminuindo a radiação e conseqüentemente a germinação de plântulas de espécies pioneiras e intolerantes a sombra. Ademais, quando comparados com solos expostos, os que apresentam muita serapilheira são menos adequados para a germinação, pois os mesmos não aquecem rapidamente e não oportunizam o contato das radículas com o solo, impedindo assim a germinação e uma posterior regeneração natural (KOSLOWSKI, 2002).

2.1.6 Fauna edáfica

O sistema solo-serapilheira é o habitat natural da fauna de invertebrados do solo, que juntamente com fungos e bactérias, são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, auxiliando na retenção e ciclagem de nutrientes em ambientes florestais (MOÇO et al., 2005; TEIXEIRA et al., 1998). Sendo um método inteiramente biológico, a decomposição é um processo chave para a fertilidade do solo através de seus efeitos na mineralização e humificação da matéria orgânica, e é dependente de todos os organismos da fauna edáfica (LAVELLE et al., 1992; LAVELLE et al., 1993).

A fauna edáfica é dividida em três grupos principais com base no tamanho corporal: microfauna, mesofauna e macrofauna. A microfauna inclui organismos menores que 0,2 mm, sendo formada por protozoários e nematoides, alimentam-se de microorganismos, sendo importantes na regulação da matéria orgânica (MELO et al., 2009; SWIFT et al., 1979).

A mesofauna é composta por organismos de 0,2 a 2,0 mm e tem como principais representantes os Acari, Collembola, Diplura, Isoptera, Enchytraeidae e Symphyla, com os dois primeiros dominando em abundância e diversidade. São detritívoros e predadores, atuando na ciclagem de nutrientes, revolvimento do solo, incorporação de matéria orgânica e controle biológico (MELO et al., 2009; SWIFT et al., 1979).

Já a macrofauna, compreende organismos visíveis a olho nu (>2 mm), como por exemplo: cupins, formigas, besouros, aranhas, centopeias, piolhos-de-cobra, baratas, tesourinhas, grilos, escorpiões, percevejos, cigarras, larvas de mosca e de mariposas. São chamados de mineralizadores, já que decompõem e mineralizam detritos do solo, tendo também alguns organismos, como cupins, formigas e besouros, chamados de engenheiros-do-solo por influenciarem na estruturação e formação do solo (MELO et al., 2009; HOFER et al., 2001)

Devido a sua complexidade, tanto em diversidade quanto quantidade, o grupo de organismos de determinada área ou solo estão diretamente relacionados ao tipo de ambiente que se adaptam, pois respondem sensivelmente a mudanças de manejo de terra e clima. Graças a essas características, o conjunto da fauna edáfica funciona como um indicador das condições encontradas no solo (DORAN; ZEISS, 2000; FERNANDES et al., 2011).

Sua diversidade e abundância são afetadas por fatores edáficos como tipo de solo, pH, temperatura, minerais predominantes, umidade e matéria orgânica, cobertura vegetal, históricos (ocupação antrópica), topográfico (inclinação) e climáticos (precipitação, temperatura, vento, umidade) (MELO et al., 2009). Assim, intervenções antrópicas como implantação de monoculturas florestais pode influenciar a diversidade de espécies da fauna do solo associadas a estas áreas, visto que a mesma apresenta uma tendência em acompanhar a riqueza vegetal (BATTIROLA et al., 2007; COPATTI; DAUDT, 2009).

2.1.7 Avifauna

A avifauna pode ser utilizada como um indicador das alterações na qualidade de ecossistemas, podendo sua diversidade e distribuição de espécies apontarem o potencial de auto-recuperação de uma área degradada, pois agentes polinizadores e dispersores de sementes vindos de áreas adjacentes ou afastadas, contribuem para o estabelecimento de novas espécies

em áreas degradadas (CAMPOS et al., 2012; PADOVESI et al., 2014). Algumas características as credenciam como bons indicadores de avaliação ambiental em áreas em processo de restauração, são elas: riqueza de espécies, presença em diversos habitats, detecção fácil, ocupam importantes nichos ecológicos, respondem a mudanças ocasionadas em seu habitat (WHITMAN et al., 1998).

Sua diversidade e riqueza apresentam relação direta com fragmentos florestais e estrutura da vegetação, e inverso ao grau de isolamento de remanescentes florestais (DÁRIO et al., 2002). Com isso, espera-se que quanto mais avançado for o estágio sucessional de uma área restaurada ou em processo de restauração, maior será a riqueza da avifauna local (VOLPATO et al., 2012).

Além da diversidade e riqueza, processos ecológicos envolvendo planta-animal também ajudam a quantificar a regeneração. Informações sobre a dieta alimentar de cada espécie ajudam a identificar os possíveis dispersores e espécies chave para o sucesso da dispersão de sementes e regeneração natural de uma área degradada. É importante destacar que o processo de regeneração não é feito somente por frugívoros especializados, as quais são espécies de maior porte e as primeiras a desaparecerem de áreas degradadas e fragmentadas (JORDANO et al., 2006).

Devido à grande diversidade e a frequência com que se alimentam de frutos e sementes, as aves exercem papel fundamental como dispersores de propágulos (PIZO, 2004). Conforme Snow (1981), aproximadamente 1/3 das espécies de aves alimentam-se de frutos ou sementes.

A dispersão de propágulos (frutos ou sementes) é consequência de longa evolução entre a interação de animais e plantas, o que acarretou em uma dependência entre ambos em vários graus. Em vista disso, o processo de frugivoria realizado pelas aves não é somente importante para a auto sustentação das mesmas, mas também, para a dinâmica das populações e comunidades vegetais, que necessitam da dispersão zoocórica para o abastecimento do banco de sementes e da regeneração natural (JORDANO, 2000; VOLPATO et al. 2012).

As aves frugívoras são importantes agentes na regeneração natural das fisionomias vegetais em ecossistemas tropicais, pois ao depositarem as sementes de espécies nativas em outras áreas, colaboram para o processo de recomposição vegetal (MACHADO et al., 2006). Graças ao descolamento rápido durante o voo, conseguem dispersar sementes para longe da planta-mãe em um curto período de tempo, podendo dispersar sementes por alguns metros ou por mais de 1000 m (MACHADO et al., 2006; HOWE et al., 1985).

Dentre as aves frugívoras, algumas consomem a polpa do fruto, enquanto outras ingerem somente a semente. Embora se alimentem somente da polpa, o fruto geralmente é

engolido inteiro. Posteriormente, a semente é defecada ou regurgitada para longe da planta mãe, ocorrendo a dispersão dos propágulos. Devido a uma coevolução entre planta e dispersor, ao passar pelo sistema digestório das aves, ocorre a quebra de dormência das sementes, aumentando assim a eficiência e velocidade de germinação (VOLPATO et al., 2012).

Muitas espécies de aves consumidoras de frutos habitam ambientes alterados, porém, também alimentam-se de artrópodes para complemento de proteínas em sua dieta (MORAN et al., 2009). Apesar de as aves frugívoras serem agentes importantes na dispersão de sementes, muitos estudos sobre frugivoria têm comprovado que nem sempre aves com dieta especialista em frutos contribuem mais para a composição de espécies e densidade de sementes do que aves generalistas (GALLETTI, 2002; WALKER, 2006).

Silva e Pedroni (2014), estudando as principais aves frugívoras em área de Cerrado na reserva do Clube Caça e Pesca Itororó, no Município de Uberlândia, MG, observaram que o maior consumo e dispersão de frutos era feito por aves de porte pequeno e onívoras. Pizo (2007), revisou 35 estudos de frugivoria por aves em ambientes degradados (fragmentos florestais, monoculturas arbóreas, áreas urbanas e rurais) dos biomas Mata Atlântica e Cerrado no sul e sudeste do Brasil, encontrando 135 aves pertencentes a 17 famílias. Os resultados do estudo de Pizo demonstram que espécies em geral, as espécies mais importantes na retirada de frutos foram as de pequeno a médio porte (<71 g) e com largura do bico inferior a 17 mm, sendo algumas das mais importantes: *Myiodynastes maculatus*, *Pitangus sulphuratus*, *Tyrannus melancholicus*, *Cyanocorax chrysops*, *Turdus rufiventris*, *Turdus albicollis*, *Turdus leucomelas* e *Thraupis sayaca*.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no município de Itaara (29°36'36" S e 53°45'54" W), Rio Grande do Sul, Brasil, distante 320 Km de Porto Alegre. O município de Itaara localiza-se na região fisiográfica do Planalto médio. De acordo com Pereira et al. (1989), a região contém unidades morfológicas da zona de transição entre a Depressão Central do Rio Grande do Sul e o Planalto Meridional Brasileiro. É caracterizada por terrenos suavemente ondulados (coxilhas), mais baixos (várzeas e planícies aluviais) e por escarpas da Serra Geral, de até 425 m de altitude.

A área de estudo localiza-se em uma propriedade rural particular de 22 ha, contendo plantios de *Pinus*, *Eucalyptus* e área em estágio inicial de sucessão ocupando área de 2.900 m², 49.000 m² e 900 m², respectivamente, além de lavouras.

O clima do município de Itaara, conforme a classificação de Köppen, é o subtropical úmido, do tipo Cfa. A precipitação anual varia entre 1700 e 1800 mm, com chuvas em todos os meses do ano. A temperatura média do mês mais quente é de 22°C e a do mês mais frio varia de -3 a 18°C (MORENO, 1961).

A fitofisionomia predominante no município é classificada como Floresta Estacional Decidual, caracterizada por sua vegetação decídua, a qual perde folhas em mais de 50% do estrato superior nos meses mais frios (SCHUMACHER, 2011). Nela, ocorre a predominância das famílias Fabaceae, Myrtaceae, Euphorbiaceae e Meliaceae (KILCA; LONGHI, 2011). O solo da região é classificado como Neossolo Litólico Eutrófico típico (STRECK et al., 2008).

As áreas escolhidos para o estudo possuem diferentes de uso do solo, sendo separados em:

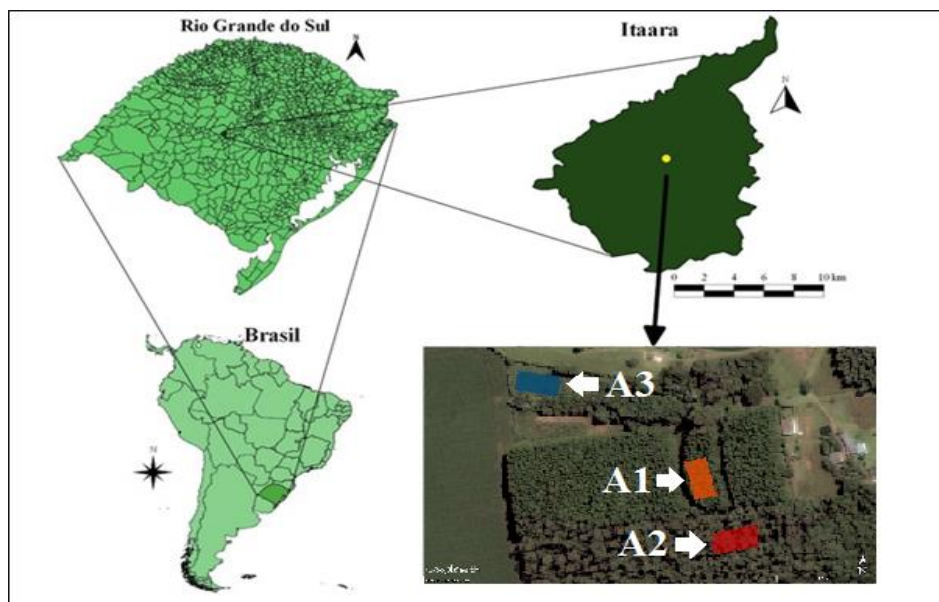
- Área 1 (A1) - Plantio de *Pinus elliottii* Engelm. com espaçamento de 3 x 2 m e idade de 18 anos, sem manejo. Antes do plantio, a área era utilizada para fins silvipastoris. Apresenta sub-bosque pouco desenvolvido, com a dominância de Amoreira-silvestre (*Rubus rosifolius* Sm.) e indivíduos esparsos de Pitangueira (*Eugenia uniflora* L.) e Canela-guaicá (*Ocotea puberula* (Rich.) Nees).
- Área 2 (A2) - Plantio de *Eucalyptus saligna* Smith com idade de 21 anos e espaçamento de 3 x 3 metros, sem manejo. Antes do plantio, a área era utilizada para fins silvipastoris. Contém sub-bosque desenvolvido e contendo indivíduos de espécies lenhosas, como

por exemplo, Pitangueira (*Eugenia uniflora* L.), Fumo-bravo (*Solanum mauritianum* Scop.), Chal-chal (*Allophylus edulis* (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk e *Citrus* spp.

- Área 3 (A3) – Área em estágio inicial de regeneração com idade estimada de 7 anos, sem manejo, predominando as espécies Canudo-de-pito (*Escallonia bifida* Link & Otto), Alecrim-do-campo (*Baccharis dracunculifolia* DC) e presença de alguns indivíduos jovens de *P.elliotti*. Antigamente a área era utilizada para fins silvipastoris.

Embora os locais escolhidos para estudo apresentem áreas de distintas dimensões, pelo fato de a área em estágio inicial de sucessão apresentar 900 m², optou-se pela delimitação de uma área de igual tamanho para os demais locais. Com isso, a amostragem da regeneração natural, juntamente com os outros indicadores estudados foi realizada dentro de uma área de 20 m x 45 m, (900 m²) em cada local de estudo (Figura 1). As características das três áreas de estudo podem ser observadas na figura 2.

Figura 1– Esquema de localização do local de estudo e as respectivas áreas de estudo, com Área 1 (A1) laranja, área 2 (A2) – vermelho e área 3 (A3) – azul, no município de Itaara –RS.



Fonte: O autor (2017).

Figura 2 – Vista parcial de cada área de estudo: Plantio de *Pinus elliottii* Engelm – Área 1 (A), plantio de *Eucalyptus Saligna* Smith – Área 2 (B); e área em estágio inicial de sucessão - Área 3 (C).



Fonte: O autor (2018).

Figura 3 – Imagem de satélite com os diferentes usos do solo no local de estudo, com Área 1 (A1) laranja, área 2 (A2) – vermelho e área 3 (A3) – azul, no município de Itaara –RS.



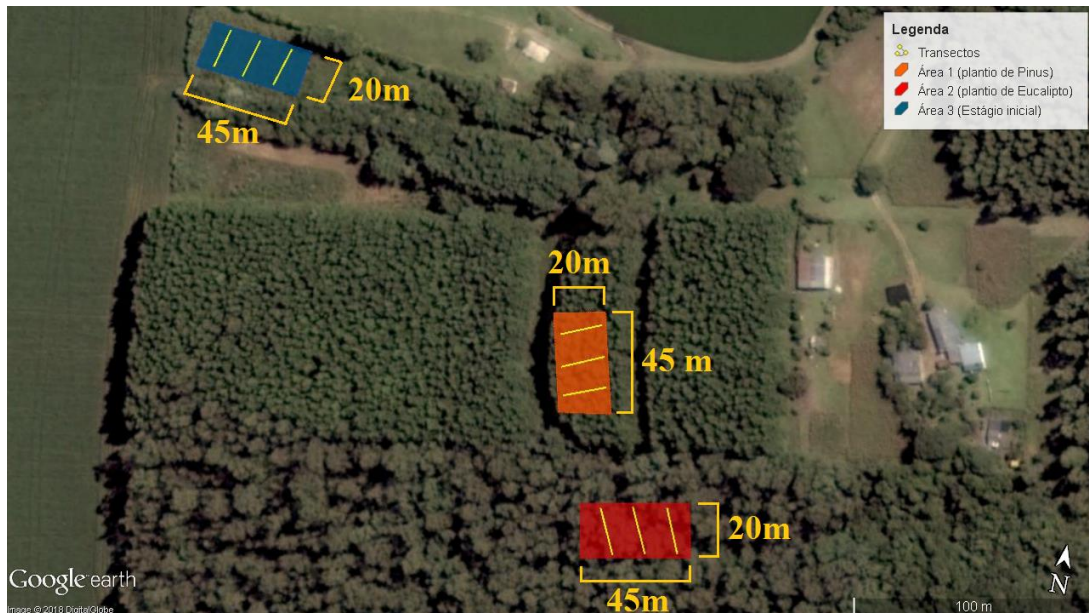
Fonte: O autor (2019).

3.2 AVALIAÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL

O método utilizado para a análise da regeneração natural foi o de parcelas. Assim, no presente estudo, dentro de cada área de estudo, foram instalados três transectos (linhas) paralelos de 20 m de comprimento, com equidistância de 15 m (Figura 4), onde foram incluídos todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com altura (H) entre $0,15 \leq H \leq 2,0$ m. Durante o caminhar na extensão dos transectos, foram anotadas as espécies e o número de indivíduos ocorrentes em extensão de até 1 m de cada um de seus lados, compreendendo uma parcela de 40 m² (2 m x 20 m) em cada transecto, e 120 m² em cada área de estudo.

A identificação das famílias seguiu o sistema de classificação APG (Angiosperm Phylogeny Group) IV (2016). Após a identificação e contagem de cada espécie, o número de indivíduos encontrados nos três transectos (ind/120 m²) foram convertidos para indivíduos por hectare (Ind/ha), representando assim a densidade absoluta (DA), obtida pelo número de indivíduos encontrados nos três transectos de cada área dividido por 120 e multiplicado por 10.000 m² (1 ha). A diversidade florística foi estimada pelo perfil de diversidade de Rényi (H_α) (1961), e a classificação de cada espécie quanto ao grupo ecológico foi realizada de acordo com Budowski (1965) e Swaime e Whitmore (1988). Conforme a classificação de Budowski (1965), existem quatro categorias sucessionais (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax), porém, no presente estudo algumas espécies apresentaram tanto características de secundárias iniciais, quanto de tardias, com isso, optou-se pela união dessas duas categorias sucessionais, com uma classificação final composta em pioneiras, secundárias ou clímax.

Figura 4 – Áreas de estudo com seus respectivos transectos, com Área 1 (A1) - laranja, área 2 (A2) - vermelho e área 3 (A3) - azul, Itaara –RS.



Fonte: O autor (2019).

3.3 PRODUÇÃO DE FRUTOS

Para a análise da produção de frutos, foram dispostos coletores de sementes, em lados opostos aos de coleta do banco de sementes, aos cinco, 10 e 15 metros de distância, totalizando nove coletores por área (Figura 5) e 27 ao total.

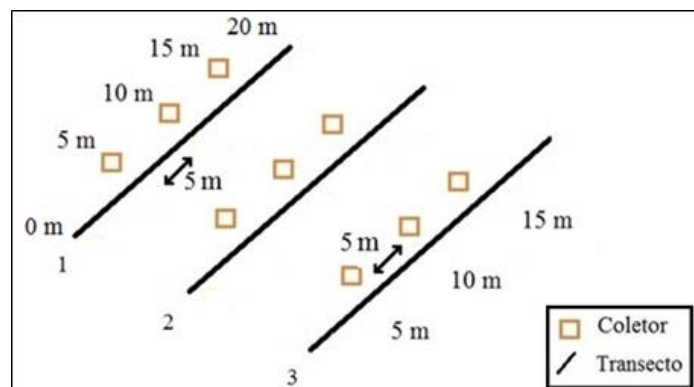
Os coletores de dimensões de 1,0 x 1,0 m, foram constituídos com tubos de PVC de 32 mm de diâmetro, fundo de sombrite 70% para possibilitar a deposição dos frutos, e altura de 50 cm, a fim de evitar a predação de sementes por invertebrados e vertebrados (Figura 6).

O material depositado foi recolhido entre dezembro de 2017 a novembro 2018. Devido ao fato de as sementes da espécie *E. biffida* serem muito pequenas, com 1 kg contendo aproximadamente 2 milhões de unidades (SCHWIRKOWSKI, 2009), as mesmas acabaram passando pelo sombrite dos coletores, depositando-se somente os frutos. Em consequência disso, optou-se pela contagem dos frutos desta espécie e das demais ocorrentes na chuva de sementes, convertendo-se o número de sementes para número de frutos. Para isso, foram coletados frutos de outras espécies em igual condição na área de estudo, calculando-se assim uma média de sementes contidas em cada fruto.

As espécies classificadas em categoria sucessional e síndrome de dispersão segundo Budowski (1965) e Swaime e Whitmore (1988)..

Os nomes das famílias foram reconhecidas pelo sistema APG IV (2016). Determinaram-se a Densidade Absoluta (D.A) de cada espécie, sendo $D = n/A$, em que n = número de frutos de cada espécie, A = área amostrada (m^2). Calculou-se ainda o perfil de diversidade de Rényi ($H\alpha$) (1961).

Figura 5 – Distribuição dos coletores ao longo dos transectos nas áreas de estudo, em Itaara, RS.



Fonte: O autor (2018).

Figura 6 – Coletor de sementes instalado no interior de uma das áreas de estudo.



Fonte: O autor (2018).

3.4 LEVANTAMENTO QUALITATIVO DA AVIFAUNA

Para o levantamento qualitativo da avifauna, foram realizadas saídas de campo quinzenais, durante os meses de março a julho, e outubro a dezembro de 2018, com duração de uma hora em cada área de estudo, totalizando 48 horas de observação, em 16 saídas de campo.

Não foram efetuadas observações nos meses de agosto e setembro devido ao fato de que foi realizado o corte raso de indivíduos de *Pinus* localizados ao lado da parcela da área 1. Foi verificado que a presença de maquinário, juntamente com o alto ruído durante o corte, afugentou as aves nas áreas 1 e 2.

O método aplicado foi o de observação direta (CULLEN JR et al., 2006). Com o auxílio de binóculo e câmera fotográfica, a observação das aves ocorreu na área dentro dos 900 m² e cada e em locais do entorno. A dieta de cada espécie registrada foi determinada considerando-se observações de campo e registros de literatura (VOLPATO et al., 2018; ANJOS, 2001; ROSSI et al., 2014; NORES et al., 2005; FAVRETTO, 2015; VOLPATO et al., 2010) bem como o grau de sensibilidade quanto a perturbação do hábitat, classificando cada espécie em baixo, médio ou alto grau, de acordo com Parker et al. (1996). A partir dos dados coletados foi calculada a frequência de ocorrências (F.O) das espécies de aves (número de amostras em que a espécie esteve presente dividido por 16 e multiplicado por 100).

3.5 AVALIAÇÃO DA FAUNA EPIEDÁFICA

O método da armadilha Provid proposto por Antonioli et al. (2006), foi o utilizado no presente estudo, sendo escolhido em virtude de ser praticidade em sua instalação e por apresentar baixo custo de execução.

Cada uma das três áreas de estudo receberam nove armadilhas Provid (Figura 7B), instaladas próximas de cada um dos coletores de sementes. Foram realizadas coletas mensais dos organismos depositados entre os meses de março de 2018 a janeiro de 2019, com as armadilhas permanecendo no campo por um período de uma semana em cada mês coletado. Após cada coleta, ocorreu a identificação e contagem dos organismos em laboratório através de uma lupa binocular com capacidade de aumento de 40 X (Figura 7A). Os organismos foram contados e separados à nível de Ordem. Foi calculado o perfil de diversidade de Rényi (1961).

Figura 7 – Organismo da Ordem Acarina identificado na lupa binocular (A) e armadilha Provid instalada em campo (B).



Fonte: O autor (2018).

3.6 SERAPILHEIRA

A coleta da serapilheira obedeceu a metodologia proposta por Correia et al. (2016), com o auxílio de um gabarito de dimensões 0,50 m x 0,50 m alocado à direita de cada coletor de sementes. Quatro coletas foram efetuadas ao longo de um ano, todas ao final de cada estação (verão, outono, inverno e primavera). O material contido na área interna do gabarito foi acondicionado em sacolas devidamente lacradas e identificadas, e então levado ao laboratório para análise física. A serapilheira foi triada e dividida nas seguintes frações: “folhas” (limbos, pecíolos e outras estruturas foliares), “ramos” (abrangendo cascas e estruturas lenhosas de qualquer diâmetro), “material reprodutivo” (flores, frutos e sementes) e “outros” (Figura 8A e 8B). Após triado, o material foi seco em estufa a 60°C, por 48 h, e posteriormente mensurado em balança semi analítica. A quantidade de serapilheira encontrada no gabarito (g/0,25 m²) foi convertida para Megagrama por hectare (Mg.ha⁻¹).

Figura 8 – Detalhe da serapilheira triada em folhas (7A) e ramos (7B).



Fonte: O autor (2018).

3.7 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DE SOLO

O método de coleta obedeceu a metodologia proposta por Melloni et al. (2008), entretanto, com três amostras compostas coletadas, uma por transecto. Uma quantia de 500 gramas de cada amostra composta foi encaminhada ao Laboratório Central de Análises de Solo da UFSM. Foi realizada a avaliação de matéria orgânica (M.O), capacidade de troca de cátions efetiva (CTC efetiva), saturação por bases (V), pH, Ca, Mg, Al, H + Al, CTC efet., Índice SMP, Argila, P, K (Cmolc/dm^3), CTC pH7 e K (Mg/dm^3) para cada uma das três amostras compostas de cada área, conforme metodologia proposta por Tedesco et al. (1995).

3.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Para associar a relação das variáveis e a regeneração natural se utilizou uma análise de redundância com variância particionada proposto por Borcard et al. (1992). Nele, tenta-se particionar o poder explicativo de diferentes matrizes explicativas em relação à mesma matriz de resposta. No presente estudo, cada matriz foi representada por um indicador, que foram três: produção de frutos, fauna epiedáfica e serapilheira. Cada um dos indicadores escolhidos explicou sua relação com a regeneração natural, com resultados maiores explicando mais e resultados menores, menos. Os dados de avifauna não foram utilizados por serem qualitativos, e os de análise química por apresentarem colinearidade. A análise foi realizado no software estatístico Rstudio (Rstudio Team, 2016).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 REGENERAÇÃO NATURAL

No levantamento florístico foram amostrados 515 indivíduos distribuídos em 14 famílias, representados por 17 gêneros e 18 espécies. Quinze táxons foram identificados em nível de espécie, dois em nível de gênero e uma não identificada (Tabela 1). As famílias Lauraceae, com três espécies, e Rutaceae, Rosaceae e Sapindaceae com duas, foram as que apresentaram o maior número de espécies. O número total de indivíduos amostrados foram 291, 79 e 145 para as áreas 1 (A1), 2 (A2) e 3 (A3), respectivamente.

Tabela 1 – Relação das espécies arbóreas amostradas na regeneração natural. SD = Síndrome de Dispersão (SD): ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica, AUT = autocórica, NC = não classificada. Categoria Sucessional (CS) = P = pioneira, S = secundária, NC = não classificada. n = número de indivíduos encontrados em 120 m² DA = Densidade Absoluta (ind/ha).

(Continua)

Família	Espécie	SD	CS	n A1	n A2	n A3	DA A1	DA A2	DA A3
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	ANE	P	0	0	14	0	0	1.167
Escallonaceae	<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto	ANE	P	0	0	157	0	0	13.083
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i> (L.)	ZOO	P	1	0	0	83	0	0
Lauraceae	N.I 1	NC	NC	0	2	0	0	167	0
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	ZOO	P	17	1	0	1.417	83	0
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees) Mez	ZOO	S	5	4	0	417	333	0
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	ZOO	S	20	25	0	1.667	2.083	0
Pinaceae	<i>Pinus elliottii</i> Engelm.	ANE	P	0	0	46	0	0	3.833
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	ZOO	NC	3	5	0	250	417	0
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	ZOO	S	0	1	0	0	83	0

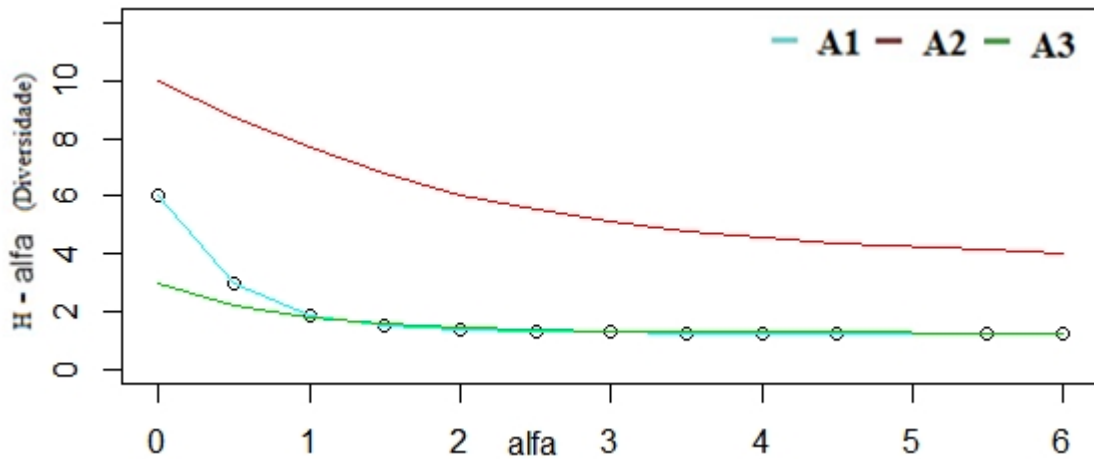
Tabela 1 – Relação das espécies arbóreas amostradas na regeneração natural. SD = Síndrome de Dispersão (SD): ANE = anemocórica, ZOO = zoocórica, AUT = autocórica, NC = não classificada. Categoria Sucessional (CS) = P = pioneira, SI = secundária inicial, ST = secundária tardia, NC = não classificada. n = número de indivíduos encontrados em 120 m² DA = Densidade Absoluta (ind/ha).

Família	Espécie	SD	CS	n			DA		
				A1	A2	A3	A1	A2	A3
Rosaceae	<i>Rubus rosifolius</i> J. Sm. var. <i>rosifolius</i> .	ZOO	P	239	9	0	19.916	750	0
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp.	AUT	NC	0	8	0	0	667	0
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam	ZOO	P	1	0	0	83	0	0
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw	ZOO	P	0	3	0	0	250	0
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	ZOO	S	0	1	0	0	83	0
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.- Hil.) Radlk.	ZOO	S	1	6	0	83	500	0
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> . Scop.	ZOO	P	3	14	0	250	1.167	0
Symplocaceae	<i>Symplocos unifolia</i> Brand.	ZOO	P	0	0	8	0	0	667
Thymelaceae	<i>Daphnopsis</i> sp.	ZOO	P	1	0	0	83	0	0
Total				291	79	145	24.250	6.750	18.750

Fonte: O autor (2018).

Conforme o perfil de diversidade de Renyi (Figura 9), é possível observar que com relação a regeneração natural, as áreas estão estruturadas de modos diferentes. Para a riqueza de espécies ($\alpha = 0$), a área 2 apresentou maiores valores. Para os valores do índice de shannon ($\alpha = 1$) a área 2 apresentou o maior valor, próximo de oito, com as áreas 1 e 3 com valores iguais e próximos de dois. Pode-se constatar também que para valores de $\alpha = 1$, o perfil de diversidade nas áreas 1 e 3 praticamente se estabilizaram.

Figura 9 – Perfil de diversidade de Rényi indicando as diferenças na diversidade de entre as espécies arbóreas encontradas na regeneração natural das áreas de estudo, onde: Pinus (A1), Eucalipto (A2) e Estágio inicial de sucessão (A3), Riqueza de espécies ($\alpha = 0$), índice de diversidade de Shannon ($\alpha = 1$) e inverso do índice de Simpson ($1/D$), para ($\alpha = 2$).



Fonte: O autor (2019).

O levantamento da regeneração natural na área de Pinus demonstrou nítida monodominância da espécie *R. rosifolius*, com 82,13% da densidade absoluta e do número de indivíduos (239), seguida pelas espécies *E.uniflora* e *O. puberula* presentes no sub-bosque do plantio. *R. rosifolius* é uma espécie nativa da serra da Mantiqueira, encontrada em mata de encosta, produz elevada quantidade de frutos, podendo chegar a 1.136 frutos por planta (CAMPAGNOLO; PIO, 2012; LORENZI et al., 2006). Sendo assim, *R. rosifolius* caracteriza-se como uma exótica invasora, agressiva e não encontrando dificuldades de reprodução e ocupação na área de plantio de Pinus.

A menor diversidade de espécies vegetais encontrada na regeneração natural do plantio de Pinus, juntamente com a menor densidade absoluta de algumas espécies, pode estar relacionado aos compostos alelopáticos liberados pela espécie *P. elliotti*. Indivíduos pertencentes a ordem Coniferae, entre eles *P. elliotti*, dispõem de altas concentrações de compostos fenólicos e resinas, os quais são liberados através da lixiviação e degradação das partes vegetais (MANNIMEN et al., 2002). Os compostos fenólicos são considerados alelopáticos, sendo prejudicial a germinação e ao crescimento vegetal por causarem impactos

negativos na fotossíntese, adsorção mineral, síntese proteica, de clorofila e balanço hídrico (INDERJIT, 1996; RICE, 1984).

Quando comparado com outros trabalhos, o plantio de *Pinus* do presente estudo apresentou número de famílias, espécies e índice de Shannon (H') menores, mas maior densidade absoluta. Resultados encontrados por Carvalho, A. et al. 2014, analisando a comunidade arbórea regenerante em um plantio de *P. elliotti* abandonado por 20 anos, em área amostral de 4.000 m², encontraram um total de 635 indivíduos de 38 espécies pertencentes a 16 famílias botânicas, com índice de Shannon de 2,34 e a densidade absoluta de 1.588 ind./ha. Por sua vez, Carvalho, J. et al. 2016, caracterizando a estrutura da regeneração natural em uma área amostral de 1.100 m², encontraram um total de 442 indivíduos, de 58 espécies e 22 famílias e índice de Shannon de 3,14. Avaliando a regeneração da mata ciliar sob plantio de *P. elliotti* var. *elliotti* sob diferentes densidades aos 4,5 e 6 anos após o plantio, Modna et al. (2010) encontraram um número médio de espécies por parcela (216 m²) de 9,50; 8,75 e 9,25, e uma densidade absoluta de 1.053 ind/ha, 1.192 ind./ha e 1.146 ind./ha aos 4,5 e 6 anos, respectivamente.

Embora apresente apenas uma espécie a mais na regeneração quando comparada com a área 1, os resultados da regeneração natural da área 2 mostraram uma densidade absoluta melhor distribuída entre as espécies, contrariando o que ocorreu na área 1, com *R. rosifolius*. Entre as espécies com maior densidade absoluta na área 1, destacou-se *E. uniflora* com 2.083 ind./ha. Devido a sua dispersão zoocória, como também por suas sementes apresentarem capacidade de se adaptarem e germinarem em diferentes ambientes seja em áreas de clareiras ou borda das matas, a espécie *E. uniflora* apresenta importante papel na recomposição florestal (ALMEIDA, D. J de et al., 2012; MOTTA JUNIOR, 1990).

Com relação a estudos realizados no sub-bosque de povoamentos de povoamentos de *Eucalyptus* sp., Onofre et al. (2010), encontraram 2.763 indivíduos, de 111 espécies, e densidade de 1052,6 ind./ha em uma antiga unidade de produção florestal abandonada há 15 anos, no Parque das Neblinas, Bertioga, SP, com área amostral de 19.200 m².

Valores superiores também foram encontrados por Alencar et al. (2011), que avaliaram a regeneração em três talhões de *Eucalyptus saligna*. Em dez parcelas de 1,0 x 50 m, amostrando 302 indivíduos, pertencentes a 23 famílias botânicas, 31 gêneros e 39 espécies.

O maior número de espécies e indivíduos encontrados na regeneração natural em outros trabalhos, quando comparados com o presente estudo, está ligado com a proximidade de fontes de sementes vindas de fragmentos florestais próximos. Na descrição da área de estudo, Carvalho, J. (2016) destaca que próximo a área de estudo, existem áreas de floresta ombrófila

mista, em diferentes estágios de sucessão. Modna et al.(2010) descreve que próximo ao plantio de *P. elliotti* existe vegetação do tipo cerradão a 500 m do experimento e pequenos fragmentos de floresta paludícola a 50 m. Onofre et al. (201) destaca que próxima a área de plantio de *E. Saligna* existem fragmentos remanescentes do bioma Mata Atlântica.

No presente estudo, as áreas avaliadas estão cercadas por lavouras ou gramados, não existindo um fragmento de mata nativa próximo as parcelas, fato este que contribuiu com o menor número de espécies e indivíduos encontrados na regeneração natural das três áreas de estudo. Esse resultado indica que a proximidade de fragmentos com fontes de propágulos é um essencial para sucesso do processo de regeneração natural em plantios comerciais e áreas degradadas.

No levantamento da regeneração natural na área 3, *E. bifida* comprovou sua ampla distribuição espacial na área, com a expressiva densidade absoluta de 13.083 ind/ha. Observou-se a campo que a espécie distribuiu-se em local aberto e com insolação direta. Segundo Felker (2014), *E. bifida* é uma espécie colonizadora, adapta-se bem a terrenos degradados e lugares abertos com grande incidência luminosa, desenvolve-se em grandes maciços, sendo espécie potencial para ações de restauração ambiental nas regiões onde ocorre. Espécies vegetais pertencentes a estágios iniciais de sucessão e que habitam grandes clareiras, parecem apresentar um padrão de distribuição agregado (NASCIMENTO et al., 2001).

A densidade absoluta de 3.833 ind./ha da espécie *P. elliotti* na área 3 demonstra uma notória contaminação biológica da espécie na área, proveniente de sementes dispersas por plantios próximos. Rejmanek e Richardson (1996), estudando a invasão de espécies do gênero *Pinus*, constataram que o período juvenil curto, o pequeno intervalo entre os ciclos reprodutivos e sementes de pequena massa são responsáveis pela característica invasora do gênero. Composto por espécies heliófilas, o gênero *Pinus* é potencial invasor de áreas abertas degradadas ou naturalmente ocupadas por vegetação herbácea arbustiva (ZILLER; GALVÃO, 2002).

4.2 PRODUÇÃO DE FRUTOS

Em 12 meses de avaliação, um total de 636 frutos, de cinco espécies, pertencentes a cinco famílias, foram coletados nas três áreas de estudo (Tabela 2). Com relação a categoria sucessional, todas as espécies pertencem ao grupo das pioneiras.

A diversidade de espécies encontrada nas áreas de plantio de *Pinus* e *Eucalyptus* foi similar, diferindo-se somente *B. caudata*, registrada no plantio de *Pinus* e *E. saligna* no plantio de eucalipto (Tabela 2).

Tabela 2 – Relação das espécies da produção de frutos entre dezembro de 2017 e novembro de 2018 em áreas de Plantio de Pinus (Pi), Plantio de Eucalipto (Eu) e área em Estágio inicial de sucessão (Ei), em Itaara-RS. DA = Densidade Absoluta (frutos/m².ano), CS = Categoria Sucessional, SD = Síndrome de Dispersão, ANE = Anemocórica, AUT = Autocórica, ZOO = Zoocórica, BAR = Barocórica.

Família/Espécie	CS	SD	DA (Pi)	DA (Eu)	DA (Ei)	Áreas
Escalloniaceae						
<i>Escallonia bifida</i> Link & Otto.	P	ANE	-	-	198	Ei
Rosaceae						
<i>Rubus rosifolius</i> Sm.	P	ZOO	5,17	0,23	-	Pi, Eu
Myrtaceae						
<i>Eucalyptus saligna</i> Smith.	P	ANE	-	410,66	-	Pi, Eu
Urticaceae						
<i>Bohemeria caudata</i> Sw.	P	ANE	17,82	-	-	Pi
Pinaceae						
<i>Pinus elliottii</i> Engelm.	P	ANE	0,15	0,034	3	Pi, Eu, Ei
Total			24,8	410,92	201	

Fonte: O autor (2019).

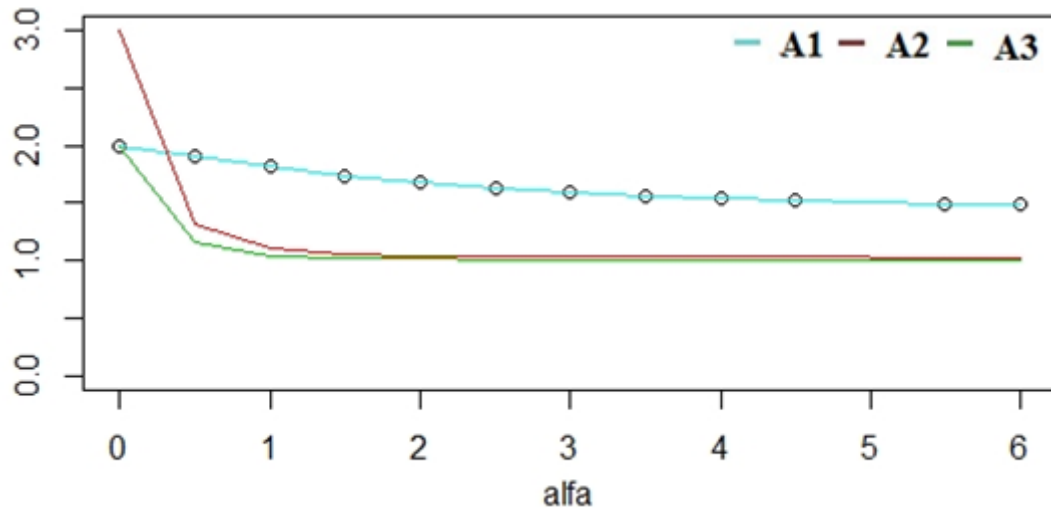
A concentração de frutos de *B. caudata* ocorrida na área 1 pode ser explicada pelo fato de um dos coletores da área estar alocado embaixo de um indivíduo produtor de frutos. Para *R. rosifolius*, foi observado em campo que muitos frutos caíram nos coletores por estarem muito maduros, contribuindo com a densidade de 5,16 frutos/m². Mesmo os coletores estando instalados no sub-bosque do plantio de *Pinus*, a espécie *P.elliotti* acabou contribuindo com a menor densidade absoluta na área. Isso se deve ao fato de as sementes de espécie serem aladas, leves e dispersadas pelo vento, sendo assim, nem todas se depositaram nos coletores, com muitas caindo no piso florestal do plantio e áreas próximas.

Mesmo apresentando um sub-bosque mais desenvolvido, como também, um maior número de espécies na regeneração natural, a chuva de sementes da área 2 foi composta majoritariamente por frutos de *E.saligna*. É importante destacar que muitas das espécies identificadas na regeneração natural eram ainda muito jovens e não produziam frutos, contribuindo para a supremacia de 410,66 fruto/m² de *E. saligna*. Estudando a chuva de sementes em 10 parcelas de 10x10 m, com 30 coletores de 1x1 m, instalados em antigos talhões com plantio de *Eucalyptus saligna*, sem manejo, Candiani (2016) encontrou 25 espécies arbóreas pertencentes a 17 famílias, valores superiores ao presente estudo. Entretanto, vale ressaltar que o número de 30 coletores instalados representa uma maior área em relação ao presente estudo.

A alta densidade de sementes de *E. bifida* na chuva de sementes da área 3 está diretamente ligada com características morfológicas e distribuição espacial da espécie na área. No Rio Grande do Sul, o período de floração da espécie ocorre de dezembro a fevereiro, com a frutificação ocorrendo logo após a floração, sendo comum encontrar indivíduos com flores e frutos maduros e imaturos (FELKER, 2014). Além disso, a espécie apresenta sementes pequenas, com 1 kg podendo apresentar 2 milhões de unidades (SCHWIRKOWSKI, 2009). Essas informações vão de encontro a chuva de sementes da área 3, que obteve a totalidade de frutos coletados nos meses de março e abril, logo após o período de floração da espécie.

Conforme a figura 10, a área 2 apresentou maior riqueza de espécies ($\alpha = 0$) na chuva de sementes, com as áreas 1 e 3 expondo os mesmos valores. O índice de Shannon foi maior na área 1.

Figura 10 – Perfil de diversidade de Rényi indicando as diferenças na diversidade de entre as espécies encontradas na chuva de sementes das áreas de estudo, onde: Pinus (A1), Eucalipto (A2) e Estágio inicial de sucessão (A3), Riqueza de espécies ($\alpha = 0$), índice de diversidade de Shannon ($\alpha = 1$) e inverso do índice de Simpson ($1/D$), para ($\alpha = 2$).



Fonte: O autor (2019).

Os perfis de diversidade de Rényi demonstraram-se distintos para a chuva de sementes em virtude de a área 1 conter valores de densidade absoluta com menor diferença entre as espécies quando comparados com as áreas 2 e 3, que concentraram-se em *E.saligna* das três espécies da chuva de sementes da área 2, e *E.biffida* das duas espécies encontradas na área 3.

4.3 AVIFAUNA

Foram registradas 77 espécies de aves (registro fotográfico de algumas espécies nos apêndices A a D), pertencentes a 25 famílias, nas três áreas amostradas. As famílias com maior riqueza foram Tyrannidae e Thraupidae, com 10 espécies cada (13,88%) (Tabela 3).

Quanto a dieta alimentar, 35 espécies (45,46%) foram classificadas como onívoras, 26 espécies (33,76%) insetívoras, 7 espécies granívoras (9,10%), 6 espécies (7,79%) nectarívoras, carnívoras (2,59%) e frugívora (1,30%).

No presente estudo, a maioria das aves registradas, 51 espécies (66,23%), possui baixa sensibilidade a perturbação do hábitat, enquanto 26 (33,77%), média sensibilidade. Nenhuma espécie possui grau alto de sensibilidade.

Separando-se por área de estudo, na área 1, de plantio de *P. elliotti*, ocorreu o registro de 28 espécies, com somente quatro ocorrendo exclusivamente neste local. No que concerne a dieta alimentar, a representatividade ficou também voltada para espécies onívoras e insetívoras, com 13(46,42%) e 9 (28,27%), respectivamente. Dezesete espécies (60,71%) apresentaram sensibilidade baixa quanta a perturbação do hábitat, e onze (39,29%), média.

A área 2, com plantio de *E. saligna*, registrou 39 espécies, com 10 exclusivas (Tabela 3). Quanto ao hábito alimentar, insetívoras e onívoras foram as que prevaleceram, com 15 (19,48%) espécies cada. Vinte espécies (51,28%) apresentaram sensibilidade baixa quanto a perturbação do hábitat e 19 (48,71%), média.

A área 3 foi a que obteve o maior número de espécies, com 52, sendo 28 ocorrentes somente nesta área. Considerando a dieta, onívoros e insetívoros foram dominantes no local, com 24 (46,15%) e 18 (34,61%) espécies, respectivamente. No que diz respeito a sensibilidade quanto a perturbação do hábitat, 39 (75%) possui baixa sensibilidade, e 13 (25%), média.

Tabela 3 – Lista de espécies de aves considerando a dieta alimentar (INS – insetívoro, GRA – granívoro, ONI – onívoro, NEC – nectarívoro, CAR – carnívoro), grau de sensibilidade a perturbação do hábitat (M - média, B – baixa), área de ocorrência (A1 - plantio de pinus, A2 – plantio de eucalipto, A3 – estágio inicial) e Frequência de Ocorrência (F.O).

(Continua)

Espécies	Hábito Alimentar	Sensibilidade	Área de ocorrência	F.O (%) A1	F.O (%) A2	F.O (%) A3
Psittacidae						
<i>Pyrrhura frontalis</i>	FRU	M	A3			6,25
<i>Myiopsitta monachus</i>	GRA	B	A3			12,5
Thamnophilidae						
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	INS	B	A3			12,5
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	INS	B	A3			50,00
Dendrocolaptidae						
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	INS	M	A1,A2	12,5	25,00	
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	INS	M	A2		18,75	
Furnariidae						
<i>Furnarius rufus</i>	INS	B	A3			6,25
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	INS	M	A2		6,25	
<i>Synallaxis cinerascens</i>	INS	M	A2		25	
<i>Synallaxis spixi</i>	INS	B	A1,A3	12,5	6,25	50,00

Tabela 3 – Lista de espécies de aves considerando a dieta alimentar (INS – insetívoro, GRA – granívoro, ONI – onívoro, NEC – nectarívoro, CAR – carnívoro), grau de sensibilidade a perturbação do hábitat (M - média, B – baixa), área de ocorrência (A1 - plantio de pinus, A2 – plantio de eucalipto, A3 – estágio inicial) e Frequência de Ocorrência (F.O).

(Continuação)

Espécies	Hábito Alimentar	Sensibilidade	Área de ocorrência	F.O (%) A1	F.O (%) A2	F.O (%) A3
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	INS	M	A2		6,25	
Rhynchocyclidae						
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	ONI	M	A3			6,25
<i>Phylloscartes ventralis</i>	INS	M	A2,A3		6,25	18,75
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	INS	M	A2		18,75	
Tyrannidae						
<i>Camptostoma obsoletum</i>	INS	B	A3			25,00
<i>Elaenia flavogaster</i>	ONI	B	A3			6,25
<i>Elaenia parvirostris</i>	ONI	B	A3			18,75
<i>Myiophobus fasciatus</i>	INS	B	A3			12,5
<i>Serpophaga subcristata</i>	INS	B	A3			43,75
<i>Myiodynastes maculatus</i>	ONI	B	A2		6,25	
<i>Pitangus sulphuratus</i>	ONI	B	A1,A3	6,25		6,25
<i>Tyrannus melancholicus</i>	ONI	B	A2,A3		6,25	25
<i>Empidonomus varius</i>	INS	B	A3			6,25
<i>Megarynchus pitangua</i>	ONI	B	A2,A3		6,25	6,25
Vireonidae						
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	ONI	B	A1, A2,A3	6,25	50,00	12,5
<i>Vireo chivi</i>	ONI	B	A3			12,5
Corvidae						
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	ONI	M	A2		31,25	
<i>Cyanocorax chrysops</i>	ONI	B	A1	6,25		
Hirundinidae						
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	INS	B	A3			6,25
<i>Progne tapera</i>	INS	B	A3			6,25

Tabela 3 – Lista de espécies de aves considerando a dieta alimentar (INS – insetívoro, GRA – granívoro, ONI – onívoro, NEC – nectarívoro, CAR – carnívoro), grau de sensibilidade a perturbação do hábitat (M - média, B – baixa), área de ocorrência (A1 - plantio de pinus, A2 – plantio de eucalipto, A3 – estágio inicial) e Frequência de Ocorrência (F.O).

(Continuação)

Espécies	Hábito Alimentar	Sensibilidade	Área de ocorrência	F.O (%) A1	F.O (%) A2	F.O (%) A3
Troglodytidae						
<i>Troglodytes musculus</i>	INS	B	A1,A3	62,5		68,75
Turdidae						
<i>Turdus amaurochalinus</i>	ONI	B	A3			18,75
<i>Turdus albicollis</i>	ONI	M	A1,A2	6,25	18,75	
<i>Turdus leucomelas</i>	ONI	B	A1,A2	12,5	6,25	
<i>Turdus subalaris</i>	ONI	B	A2		6,25	
<i>Turdus rufiventris</i>	ONI	B	A1, A2,A3	25,00	6,25	87,50
Fringillidae						
<i>Spinus magellanicus</i>	GRA	B	A1	18,75		
Passerellidae						
<i>Zonotrichia capensis</i>	GRA	B	A1, A2,A3	87,5	31,25	
Parulidae						
<i>Setophaga pitiayumi</i>	INS	M	A1, A2,A3	12,5	31,25	18,75
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	INS	B	A3			56,25
<i>Basileuterus culicivorus</i>	INS	M	A1, A2,A3	25,00	75,00	43,75
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	INS	M	A1, A2,A3	31,25	93,75	50
Icteridae						
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	ONI	M	A3			6,25
<i>Cacicus haemorrhous</i>	ONI	B	A1	6,25		
<i>Cacicus chrysopterus</i>	ONI	M	A1,A2	6,25	6,25	
Thraupidae						
<i>Pipraeidea melanonota</i>	ONI	B	A2		6,25	
<i>Stephanophorus diadematus</i>	ONI	B	A3			18,75
<i>Tangara preciosa</i>	ONI	B	A3			6,25
<i>Hemithraupis guira</i>	ONI	B	A1, A2,A3	6,25	6,25	6,25
<i>Trichothraupis melanops</i>	ONI	M	A1	6,25		

Tabela 3 – Lista de espécies de aves considerando a dieta alimentar (INS – insetívoro, GRA – granívoro, ONI – onívoro, NEC – nectarívoro, CAR – carnívoro), grau de sensibilidade a perturbação do hábitat (M - média, B – baixa), área de ocorrência (A1 - plantio de pinus, A2 – plantio de eucalipto, A3 – estágio inicial) e Frequência de Ocorrência (F.O).

(Conclusão)

Espécies	Hábito Alimentar	Sensibilidade	Área de ocorrência	F.O (%) A1	F.O (%) A2	F.O (%) A3
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	ONI	B	A3			6,25
<i>Tachyphonus coronatus</i>	ONI	B	A2		6,25	
<i>Sporophila caerulea</i>	GRA	B	A3			22,22
<i>Saltator similis</i>	ONI	B	A1, A2,A3	18,75	6,25	43,75
<i>Microspingus cabanisi</i>	ONI	M	A2,A3		6,25	62,5
Tityridae						
<i>Pachyrampus polychopterus</i>	ONI	B	A2,A3		6,25	6,25
Cardinalidae						
<i>Cyanoloxia brissonii</i>	GRA	M	A3			12,5
<i>Piranga flava</i>	ONI	B	A1,A3	6,25		6,25

Fonte: O autor (2019).

Somente 12 espécies estiverem presentes em todas as três áreas amostradas, sendo cinco onívoras, cinco insetívoras, uma granívora e outra nectívora. As áreas 1 e 2, apresentaram 10 em comum, enquanto que as áreas 1 e 3, três espécies. As áreas 2 e 3 apresentaram oito espécies em comum. As três áreas diferiram quanto a composição de espécies, porém, quanto ao hábito alimentar e a sensibilidade quanto a perturbação do hábitat não, concentrando-se em espécies onívoras e insetívoras, e de baixa e média sensibilidade, respectivamente.

É importante destacar que as 10 espécies encontradas na regeneração natural apresentam dispersão zoocórica. Através desse resultado é possível inferir que as 13 espécies onívoras e uma frugívora registradas no levantamento da avifauna, estão utilizando o plantio de Pinus para captura de artrópodes ou para empoleirar-se, defecando ou regurgitando sementes das espécies zoocóricas presentes na regeneração natural. Moran et al. (2009) destacam que espécies de pequeno/médio porte consumidoras de frutos e artrópodes, ou seja, generalistas, como sabiás (Turridae), bem-te-vi (Tyrannidae) e sanhaços (Thraupidae), persistem em ambientes alterados, sendo importantes na dispersão de propágulos.

A presença de três espécies do gênero *Turdus* na área 1 condicionam as espécies deste gênero como fundamentais para a dispersão local de sementes. Avaliando a frugivoria por aves em *E. uniflora*, Lamberti et al. (2012), salientam que *Turdus leucomelas* foi considerado potencial dispersor devido ao fato de engolir o fruto inteiro, ser um visitante frequente e transportar a semente em local propício para germinação. Francisco & Galetti (2002), estudando aves dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella*, verificaram que *Turdus rufiventris* e *T. leucomelas* estiveram entre os principais dispersores da espécie.

A presença de 15 espécies de aves onívoras na área de plantio de eucalipto, mesmo com 13 aparecendo em somente uma saída de campo (FO de 6,25%), revela que 41,02% das espécies encontradas nesta área são potenciais dispersoras de sementes. A presença desses onívoros é importante para a regeneração natural, onde onze das doze espécies encontradas apresentaram dispersão zoocórica. Estudando a frugivoria e dispersão de sementes de *Casearia sylvestris* Sw. por aves, Athiê e Dias (2011), identificaram que *Cyclarhis gujanensis*, *Myiodynastes maculatus* e *T. leucomelas*, consumiram frutos da espécie. Essas três espécies de aves estiveram presentes na área 2, com destaque para *C. gujanensis*, com F.O de 50%, sendo assim possíveis dispersores de *C. sylvestris* no local. área 3.

Apesar de ser a área mais pobre em diversidade vegetal na regeneração, a área 3 foi a apresentou a maior riqueza de aves. Observou-se em campo que algumas características existentes dentro e nos arredores da área 3, como a presença de lavoura, de gramíneas e um pequeno fragmento de árvores nativas, contribuíram para o oferecimento de uma maior gama de recursos alimentares oferecidos à avifauna. A presença de quatro espécies de aves com dieta granívora e outras onze com dieta insetívora pode estar relacionada a fatores como a existência de gramíneas anuais dentro da parcela em áreas mais próximas a lavoura, como também pelo fato da existência de lavoura ao lado, contribuindo com a oferta de sementes, grãos, artrópodes para as espécies com as dietas alimentares acima descritas.

Além disso, o fato de haver uma boa diversidade de árvores ao redor da parcela, assim como indivíduos esparsos de *P. elliotti* e *Baccharis dracunculifolia* dentro da mesma, deve estar contribuindo com a presença de espécies no local, utilizando os indivíduos de *P. elliotti* e *B. dracunculifolia* como poleiros ou descanso após o retorno ou ida até as espécies arbóreas existentes ao redor da parcela.

4.4 FAUNA EPIEDÁFICA

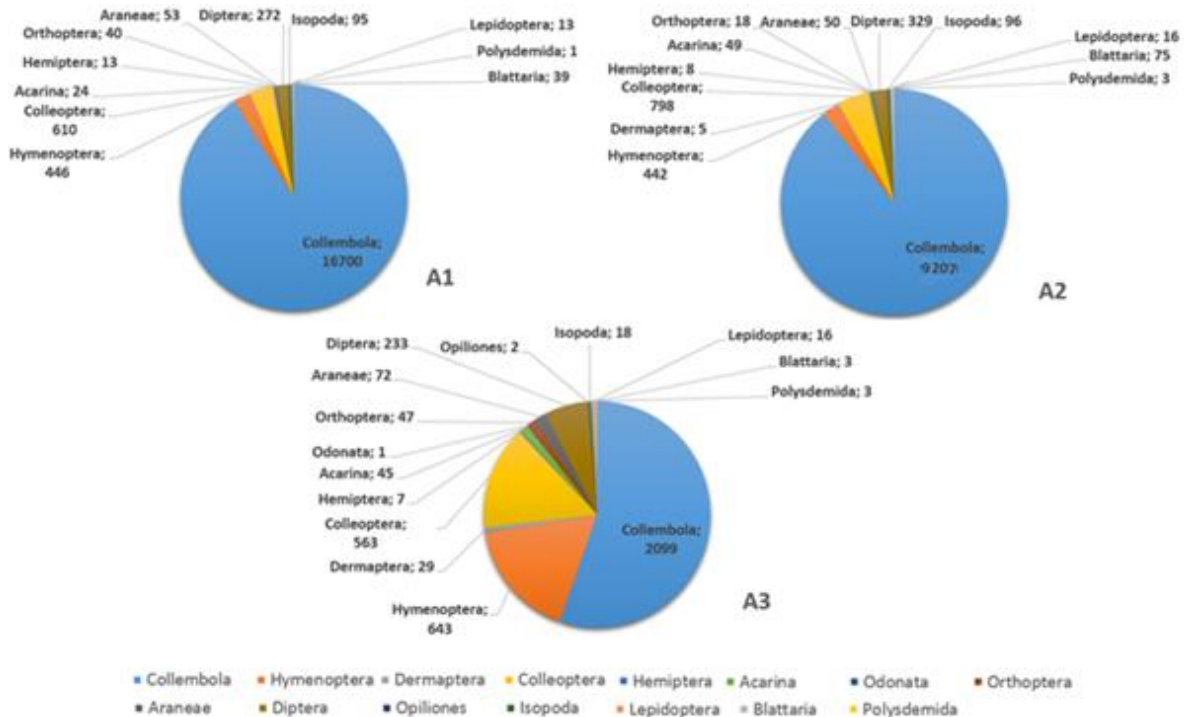
Durante os 11 meses em que as armadilhas estiveram instaladas, um total de 33.478 organismos foram coletados, sendo 18.308 na área 1; 11.380 na área 2 e 3.790 na área 3. Os organismos foram divididos em 15 ordens: Collembola, Hymenoptera, Dermaptera, Coleoptera, Hemiptera, Acarina, Odonata, Orthoptera, Araneae, Diptera, Opiliones, Isopoda, Lepidoptera, Blattaria, Isoptera, Polydesmida.

Para a área 1, os colêmbolos foram dominantes, correspondendo a 91,22% (16.700 indivíduos) dos organismos coletados, seguidos de Coleoptera, Hymenoptera e Diptera, com 3,33% (610 indivíduos), 2,44% (446 indivíduos) e 1,49% (272 indivíduos), respectivamente.

A ordem dos grupos predominantes na área 2 foi a mesma da área 1, Collembola assumiu 80,91% (9.207 indivíduos), Coleoptera, 7,60% (865 indivíduos), Hymenoptera, 5,34% (608) e Diptera, 3,04% (346 indivíduos). Na área 3 a Collembola correspondeu a 55,38% (2.099 indivíduos), seguidos por Hymenoptera, 16,97% (643 indivíduos), Coleoptera, 14,85% (563 indivíduos) e Diptera 6,15% (233 indivíduos).

Nas três áreas de estudo os grupos predominantes ficaram concentrados em Collembola, Coleoptera, Hymenoptera e Diptera. O número de indivíduos coletados de cada ordem e em cada área está representado na figura 5, onde área 1 (A1), área 2 (A2) e área 3 (A3). Os perfis de diversidade da fauna epiedáfica obtidos com o índice de Rényi para as três áreas de estudo estão assinalados na figura 11.

Figura 11 – Número de indivíduos da fauna epiedáfica coletados nas três áreas e suas respectivas ordens.

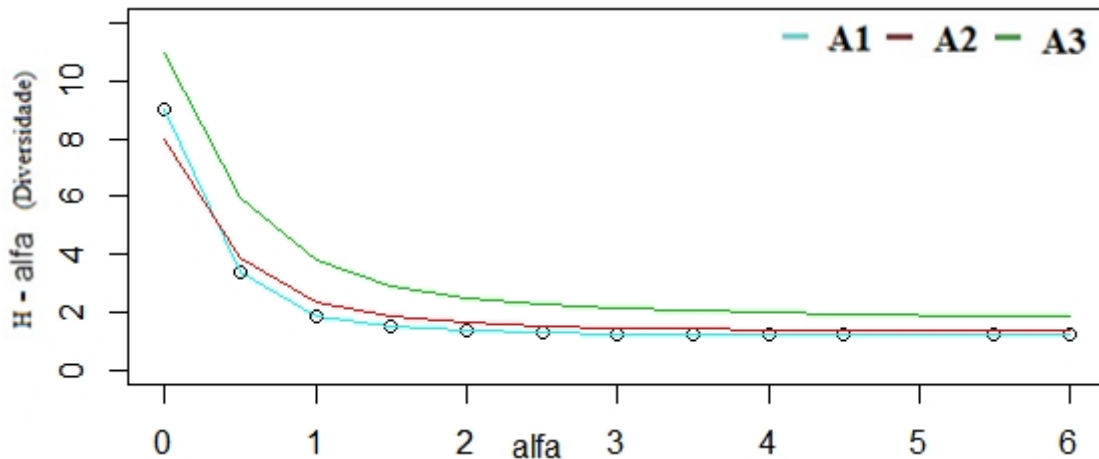


Fonte: O autor (2019).

Conforme o perfil de diversidade de Rényi (Figura 12), $\alpha = 0$, representando a riqueza de espécies, indica que a área 3 obteve uma riqueza maior, seguidas das áreas 1 e 2. Este fato pode ser comprovado pelo número total de ordens encontradas em cada área, com 14 para a área 3; 12 para a área 2 e 11 para a área 1 (Figura 11). Para os valores de $\alpha = 1$ (índice de Shannon) e $\alpha = 2$ (Simpson), verificam-se também índices maiores e mais representativos para a área 3, que obteve uma melhor distribuição da abundância de indivíduos entre as ordens quando comparadas com as áreas 2 e 3, com a ordem Collembola dominante nestas duas últimas.

É importante destacar também que conforme o parâmetro alfa aumenta, mais ênfase é dada a dominância de espécies. E espécies raras praticamente não influenciam no valor do índice (MELO, 2008). Devido a isso, para valores de alfa mais altos, observa-se que a área 3 ainda possui valores um pouco mais elevados que as áreas 1 e 2, já que a população de indivíduos encontrados em cada ordem teve uma melhor distribuição (Figura 11).

Figura 12 – Perfil de diversidade de Rényi indicando as diferenças na diversidade de ordens da fauna epiedáfica encontrada entre as áreas de estudo, onde: área 1 (A1), área 2 (A2) e área 3 (A3), Riqueza de espécies ($\alpha = 0$), índice de diversidade de Shannon ($\alpha = 1$) e inverso do índice de Simpson ($1/D$), para ($\alpha = 2$).



Fonte: O autor (2019).

A dominância da ordem Collembola, com 91,22% dos indivíduos coletados, na fauna epiedáfica encontrada na área 1 pode estar relacionada com o acúmulo de somente um tipo material foliar na serapilheira, as acículas de pinus, como fonte de alimento para os organismos. Distúrbios ocasionados pelas atividades humanas, como a expansão de plantios de monoculturas, alteram a quantidade e qualidade de espécies vegetais e, conseqüentemente, a quantidade e qualidade de detritos disponíveis para os organismos do solo, ocasionando assim modificações nas comunidades edáficas (BARETTA et al., 2006; MOHAMEDOVA; LECHEVA, 2013). Além disso, a ordem Collembola apresenta prevalência em relação as demais pelo fato desta ordem deter alta representatividade dentro da fauna edáfica (BELLINGER et al., 2017), como também de não se alimentarem somente de matéria orgânica morta, consumindo muitos fungos e bactérias (BERUDE et al., 2015). É importante evidenciar que durante os meses de inverno (junho a setembro) foi observado uma grande quantidade de hifas de fungos no solo do plantio de pinus, fato esse que pode estar associado ao aumento populacional e a dominância da ordem Collembola nesta área de estudo.

Ainda que ofereça uma serapilheira em grande parte composta por folhas de pinus e eucalipto, foi verificada uma menor dominância da ordem collembola no levantamento da fauna epiedáfica na área 2, indicando que, por apresentar um sub-bosque mais desenvolvido, oferece

mais opções de abrigos e alimentos para a fauna edáfica, favorecendo a população de ordens como Coleoptera, Hymenoptera e diptera, encontradas em maior número nesta área do que no plantio de pinus. É importante destacar que 13 ordens de organismos estiveram presentes tanto na área 1 quanto na área 2, porém, a área 2 obteve um número maior de indivíduos em 10 ordens. A diversidade da fauna epiedáfica está diretamente ligada as condições de recursos e microhabitats que o solo e a serapilheira apresentam. Um sistema solo-serapilheira que ofereça variados recursos alimentares e diferentes fases aéreas e aquáticas, acaba por favorecer um maior grupo de organismos (LAVELLE et al., 1996).

As ordens Coleoptera e Hymenoptera foram representadas em sua maioria por besouros e formigas, na área 2. Moreira et al. (2010) destacam que formigas e besouros influenciam na porosidade do solo através da formação de túneis e construção de galerias pela ingestão e transporte do solo, como também na ciclagem de nutrientes pela fragmentação e digestão da matéria orgânica e, no controle biológico como predadores. Um maior número de indivíduos contabilizados em 10 ordens de organismos quando comparados com a área 1, pode ser resultado de um sub-bosque mais desenvolvido na área de plantio de *Eucalyptus*, indicando que a fauna epiedáfica na área estaria consumindo materiais foliares das outras espécies arbóreas no local, evitando as folhas de eucalipto, com alto teor de tanino, e as acículas de pinus, por apresentarem compostos polifenólicos.

Além disso, a dominância da ordem Collembola nas áreas 1 e 2 pode estar relacionada com a presença de um riacho entre as duas áreas. Durante as escavações para a instalação das armadilhas Provid, foi observado que o solo destas áreas apresentavam alta umidade ou saturação nas estações outono e inverno ou após períodos de chuvas. Essa maior abundância de colêmbolos nas épocas de maior umidade pode ser explicada pelos seus hábitos. Colêmbolos vivem em locais muito úmidos e são ametábolos, não sofrendo metamorfoses e chegando a fase adulta mais rapidamente que outros organismos quando em condições favoráveis (GALLO et al., 2002)

Outros estudos também procuraram caracterizar a fauna epiedáfica em plantios florestais com espécies exóticas. Apesar de algumas ordens de organismos serem diferentes, outras como Hymenoptera, Coleoptera, Collembola e Diptera também estiveram abundantes no presente trabalho.

Caracterizando a fauna edáfica em diferentes tipos de coberturas vegetais, entre elas um plantio de Eucalipto-cidrô (*Corymbia citriodora*), Moço et al. (2005) encontraram as maiores porcentagens de ordens Hymenoptera e Isoptera para solo e serapilheira. Estudando o levantamento populacional da fauna edáfica em áreas com *Eucalyptus* spp. e *Pinus elliottii*, em

Santa Maria - RS, Soares e Costa (2001) encontraram um total de 31 indivíduos entre novembro de 1996 e agosto de 1997 no plantio de *P. elliotti*, com destaque para as ordens Haplotaaxida, Lithobiomorpha e Hymenoptera, com 12; 6 e 4 indivíduos respectivamente. No plantio de *Eucalyptus* spp., 86 indivíduos foram contabilizados, com destaque para a ordem Hymenoptera com 47 e Coleoptera e Diptera, com 10 indivíduos cada. Córdova et al. (2009), estimando a diversidade de organismos da fauna edáfica em plantios de *P. elliotti*, destacaram a abundância de indivíduos das ordens Acarina, Collembola, Aranae, Coleoptera, Scorpionida e Hymenoptera.

Uma melhor distribuição entre as abundâncias das ordens encontradas no estudo da fauna epiedáfica indica que algumas ordens podem estar sendo beneficiadas por características da área. Foi verificada que a serapilheira da área 3 era composta majoritariamente por folhas de *E.biffida*, espécie distribuída em grandes maciços. A presença destas folhas, que ao contrário das de *E. saligna* e *P. elliotti*, não são restritivas para a fauna edáfica, representa uma fonte de alimento para ordens como Hymenoptera, e outras. Além disso, *E. bifida* é uma planta melífera, sendo intensamente visitada por insetos, sendo himenópteros, coleópteros, dípteros e lepidópteros os principais (FRITSCH, 2010). Portanto, a espécie pode ter atraído indivíduos polinizadores das ordens Hymenoptera, Coleoptera e Diptera, as quais representaram 16,96%, 14,85% e 6,14% dos indivíduos coletados na área, respectivamente. A menor quantidade de colêmbolos encontrados quando comparados com as outras áreas de estudo deve estar ligada a deposição de serapilheira da área 3. A menor deposição de serapilheira no local, quando comparados com a área 3, não propicia uma barreira física de material foliar capaz de reter umidade e impedir que ocorra uma evaporação de água mais lenta, fazendo com que a água infiltre e evapore de maneira mais rápida que nos plantios de *Pinus* e *Eucalyptus*. Devido a isso, percebeu-se que o solo não retinha umidade, estando sempre pouco saturado. Bettiol et al., (2002), destacam que colêmbolos são altamente sensíveis a umidade do solo, resultando em migrações, menor taxa reprodutiva e alta mortalidade em solos com pouca umidade, informação essa que corrobora com o menor número de indivíduos dessa ordem na área 3.

4.5 SERAPILHEIRA

A maior produção anual (total geral) de serapilheira ocorreu na área 1 (59.109 mg/ha), seguido por área 2 (22.813 mg/ha) e área 3, com 13.958 mg/ha. As frações folhas e ramos contribuíram expressivamente com o total gerado, atingindo valores acima de 56% quando somadas, em todas as áreas e estações do ano.

As três áreas obtiveram no verão os maiores valores totais de deposição de serapiheira, com 27.506 mg/ha para a área 1, 8.353 mg/ha para área 2 e 4.750 mg/ha para área 3. As menores deposições concentraram-se no inverno para as áreas 2 e 3, com 2.618 mg/ha e 1.917 mg/ha, respectivamente, e no outono para a área 1, com 5.642 mg/ha (Tabela 4).

De modo geral, houve uma tendência na representatividade das frações, com folhas ocupando as maiores porcentagens, seguidas de ramos, material reprodutivo e outros, com exceção do verão, quando a fração “outros” obteve maior valor que “material reprodutivo”.

Tabela 4 – Deposição de serapilheira (Mg/ha) por estação e fração, contribuição percentual de cada fração e total nas três áreas de estudo.

Estação	Fração	Área 1 (Pi)		Área 2 (Eu)		Área 3 (Ei)	
		Produção	%	Produção	%	Produção	%
Primavera	Folhas	6.676	33,05	3.204	38,84	2.310	50,51
	Ramos	4.362	21,59	2.426	29,41	1.983	43,36
	Mat. reprod.	4.211	20,85	430	5,23	18	0,41
	Outros	4.953	24,51	2.190	26,52	261	5,72
	Total	20.202	100	8.250	100	4.572	100
Verão	Folhas	11.055	40,19	3.875	46,38	2.568	54,06
	Ramos	8.946	32,53	3.129	37,46	1.284	27,03
	Mat.reprod.	3.063	11,14	364	4,37	28	0,59
	Outros	4.442	16,14	985	11,79	870	18,32
	Total	27.506	100	8.353	100	4.750	100
Outono	Folhas	3.558	63,04	2.058	57,35	1.400	51,58
	Ramos	1.760	31,19	1.252	34,91	1.314	48,42
	Mat. reprod.	245	4,36	195	5,47	0,00	0
	Outros	79	1,41	81	2,27	0,00	0
	Total	5.642	100	3.586	100	2.714	100
Inverno	Folhas	3.271	56,85	1.728	65,97	969	50,51
	Ramos	1.550	26,95	721	27,55	721	37,59
	Mat. reprod.	903	15,69	107	4,10	44	2,33
	Outros	29	0,51	62	2,38	183	9,57
	Total	5.753	100	2.618	100	1.917	100
Total geral	Folhas	24.562	41,55	10.867	47,63	7.248	51,93
	Ramos	16.619	28,11	7.530	33,01	5.303	37,98
	Mat. reprod.	8.424	14,25	1.097	4,82	91	0,66
	Outros	9.504	16,08	3.319	14,54	1.316	9,43
	Total	59.109	100	22.813	100	13.958	100

Fonte: O autor (2018).

A elevada deposição de serapilheira na área 1, formada em grande porcentagem por folhas de material autóctone do plantio, pode estar representando uma barreira na germinação de espécies arbóreas que irão formar futuramente a regeneração natural local. Apesar de

fornecer nutrientes para solo e raízes quando decomposta, a serapilheira pode atuar como uma barreira física, pois em quantidade, aumenta a distância entre sementes e o solo, impedindo o contato das mesmas com a umidade, a qual é importante para a germinação. Além disso, algumas espécies, mesmo germinando na camada serapilheira, não conseguem o contato de suas radículas com o solo devido a barreira física ocasionada pela serapilheira (FACELLI; PICKETT, 1991; KOEHLER, 1989). Sturgess e Atkinson (1993) destacam que as acículas de pinus apresentam difícil degradação por possuírem ceras cuticulares e compostos polifenólicos em sua composição, não sendo atrativos para artrópodes e ocasionando seu acúmulo.

Na área 2, observou-se durante a coleta que as frações de folhas, galhos, cascas e material reprodutivo eram compostas majoritariamente por material oriundo de indivíduos de *E. saligna* provenientes do próprio plantio. Esse acúmulo de materiais cedidos pode estar relacionado com os teores de tanino nas folhas e casca da espécie. Avaliando o teor de tanino em cascas de diferentes espécies do gênero *Eucalyptus*, Trugilho et al. (2000) encontraram valores de 22,49%.

O último estágio de decomposição de resíduos vegetais corresponde à decomposição do material mais resistente, aquele composto por celulose, ceras, taninos e lignina, sendo por isto, mais lenta e digerida apenas por organismos específicos da fauna edáfica (AMADO et al., 2000; HORNER et al., 1998)

Áreas florestais que com espécies que produzem biomassa com maiores teores de tanino possuem abundância maior de artrópodes da classe Diplopoda, sendo seus principais detritívoros (Kataguirí, 2006). No presente estudo, somente três indivíduos da classe Polydesmida, a qual se insere na classe Diplopoda, foram encontrados na área de plantio de Eucalipto, o que se pode inferir que a ordem não possui abundância na área, e este fato, além do teor de tanino nas folhas de eucalipto, pode ser responsável pelo acúmulo das folhas de eucalipto no piso florestal.

Outros trabalhos também estudaram a deposição de serapilheira em espécies de *Eucalyptus*, encontrando valores de deposição anuais menores que os do presente estudo, todavia, com os valores de deposição mais altos também ocorrendo nas estações primavera e verão. Avaliando a deposição de serapilheira em plantios de *Eucalyptus dunnii* de três municípios do Estado de Santa Catarina, Inkotte et al. (2015), registrou 6,632 Mg ha⁻¹ em Lages, 7,385 Mg ha⁻¹ em Campo Belo e 8.539 Mg ha⁻¹ em Xanxerê. Corrêa et al. (2013) em estudo realizado com *Eucalyptus dunnii* em Alegrete – RS constataram deposição anual de 4,085 Mg ha⁻¹, enquanto Oliveira (2010), encontrou valor de 12,89 Mg ha⁻¹ em povoamento de *P. eliotti*. Determinando a suficiência amostral para coletas de serapilheira acumulada sobre

o solo em povoamentos de *Pinus elliotti* e *Eucalyptus* sp., Kleinpaul et al. (2005) encontraram valores de 21,92 Mg ha⁻¹ para *P. elliotti*, com folhas (57,2%) e galhos (16,7%) também entre as frações mais representativas. Para *Eucalyptus* sp. o acúmulo foi de 11,63 Mg ha⁻¹, com 36,2% para a fração folha, e 38,8% para a fração galhos.

Os menores valores de deposição de serapilheira na área 3 estão diretamente relacionados com a composição florística do local, ocupada em sua grande maioria por indivíduos de *E. bifida*. Sendo assim, a fração “folhas” da serapilheira desta área foi formada em sua grande maioria por folhas de *E. bifida*. Felker (2014) destaca que as folhas de *E. bifida* apresentam lâminas elípticas, 3-6,5 x 1-2 cm, sendo assim pequenas e de baixo peso quando secas. Durante a triagem das frações, foi observado que a fração “galhos” foi composta por galhos de *Baccharis dracunculifolia*. Conforme Sforcin et al. (2012), *B. dracunculifolia* é uma planta lenhosa arbustiva, apresentando galhos bastante ramificados, confirmando a abundância encontrada na fração do presente estudo.

A maior deposição de serapilheira nas estações mais quentes (primavera e verão) nas três áreas, resultantes principalmente da fração foliar está ligada diretamente com as condições de temperaturas mais elevadas nestes períodos. Martins e Rodrigues (1999) afirmam que a perda de folhas pela vegetação é uma resposta ao estresse hídrico ocorrido nos períodos mais quentes, já que a queda foliar reduz a perda de água da planta por transpiração.

4.6 CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO SOLO

De modo geral, as três áreas não apresentaram diferenças nos valores dos indicadores da caracterização química. As áreas 1 e 2 obtiveram resultados mais semelhantes em todos os indicadores quando comparados com a área 3 (Tabela 5).

Tabela 5 – Caracterização química das amostras de solo nas diferentes áreas de estudo.

(Continua)

Indicador	Unidade	Área 1 (Pi)*	Área 2 (Eu)*	Área 3 (Ei)*
pH		4,63	4,53	5,33
Ca	Cmol _c /dm ³	4,43	3,77	6,40
Mg		1,70	1,50	3,43
Al		3,03	2,67	0,30
H + Al		19,50	18,80	8,10

Tabela 5 – Caracterização química das amostras de solo nas diferentes áreas de estudo.

(Conclusão)

Indicador	Unidade	Área 1 (Pi)*	Área 2 (Eu)*	Área 3 (Ei)*
CTC efet.		9,37	8,17	10,23
Saturação (%) Al		32,53	33,00	3,10
Saturação (%) Bases		24,73	22,57	55,33
Índice SMP		4,70	4,73	5,47
MO	%	3,03	4,00	4,13
Argila		24,33	27,67	29,67
P	mg/dm ³	10,97	12,73	16,63
K	Cmol _c /dm ³	0,19	0,23	0,17
CTC pH7		25,83	24,30	18,03
K	Mg/dm ³	74,67	90,67	68,00

Fonte: O autor (2019). * Média dos valores das três amostras compostas.

Conforme a tabela 5, é possível notar que nas três áreas de estudo o pH variou entre 4,53 e 5,33. Os valores típicos de pH nas regiões tropicais e subtropicais são considerados ácidos, variando de 3,5 a 5,5, e tem como causa o elevado grau de intemperismo que ocorre nessas regiões (FELKER, 2014).

Os baixos teores de matéria orgânica (MO) resultantes da análise físico-química do solo na área de plantio de pinus (tabela 5) estão diretamente ligados com os resíduos orgânicos e sua decomposição por artrópodes. O teor de matéria orgânica de um solo é diretamente dependente da taxa de decomposição, qualidade e quantidade dos resíduos orgânicos presentes no local (HAYNES et al., 2003). Portanto, os teores mais baixos de matéria orgânica na área 1 podem estar ocorrendo devido à grande quantidade de acículas de pinus depositada no piso florestal, indicando baixas taxas de decomposição e baixa qualidade do mesmo, não sendo consumido pela fauna epiedáfica e conseqüentemente incrementado ao solo.

Os valores mais elevados de pH, Ca, Mg, P e saturação por bases, juntamente com o baixo valor de saturação de alumínio, quando comparados com as outras áreas, comprova que o solo da área 3 foi corrigido para uso agrícola em um passado recente, apresentando um efeito residual do processo de calagem.

Outros trabalhos tem demonstrado baixos teores de matéria orgânica e pH em plantios de *Pinus* sp. Avaliando teores trocáveis de Ca, Mg, P e K, pH, e o teor de matéria orgânica, no solo de três locais com plantios de *Pinus caribaea* Morelet no oeste de Minas Gerais, Chaves e Correa (2005) encontraram valores de Ca de 0,1 e 0,0 para Mg (0-20 cm) nas três áreas de estudo. Os valores médios para P ficaram em 0,56; 0,63 e 0,56, enquanto que K em 11,13; 10,5 e 9,46. O pH variou entre 4,3 a 4,9 nas três áreas e para matéria orgânica os valores foram de 3,53; 3,2 e 3,56 para as áreas I, II e III, respectivamente.

Quantificando nutrientes no solo e serapilheira de uma floresta de *Pinus elliottii* Engelman, na região de Santa Maria – RS, Vogel et al. (2000), encontraram valores no solo (0-20 cm) de CTC efetiva de 7,95, pH de 3,7, matéria orgânica de 4,15, P de 10,4, K de 50,81, Ca de 1,39 e Mg de 0,1, valores não muito distintos encontrados no presente estudo.

Ludvichak et al. (2016) determinaram os índices de Ca, Mg, P e K no solo (0-20 cm) em povoamento de *Eucalyptus dunnii*, em Alegrete/RS, constatando valores de 0,46, 0,33, 1,87 e 20,33 para Ca, Mg, P e K, respectivamente, valores bem inferiores que os da área de plantio de Eucalipto do presente estudo.

Felker (2014), abordou a relação existente entre *Escallonia bifida* e as variáveis ambientais do solo em 16 pontos do Parque Estadual Quarta Colônia, região central do estado do Rio Grande do Sul, obtendo valores de pH entre 5,3 e 5,8, e valores médios de Ca de 6,67, Mg de 2,45, K de 130,41, Al de 0,11, H+Al de 4,35, CTC efetiva de 9,65 e matéria orgânica de 2,94, valores próximos apresentados na área 3.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A área 1 obteve o maior número de indivíduos, porém, com 239 dos 291 sendo de uma espécie invasora (*R. rosifolius*). A presença de 10 espécies é considerada baixa quando comparada com outros trabalhos já relatadas, esse resultado ocorreu por alguns fatores como: ausência de um fragmento próximo como fonte de propágulos, acúmulo das acículas de Pinus, as quais funciona como uma barreira física, e pelos compostos alelopáticos liberados pela espécie *P. ellioti*. A produção de frutos contabilizou três espécies graças a presença de poucas espécies nativas no sub-bosque do plantio e por muitas serem indivíduos muito jovens, não produzindo frutos. O menor número de espécies de aves na área de plantio de pinus deve-se pelo sub-bosque pouco desenvolvido na área, não oferecendo uma diversidade de alimentos suficiente para atrair um maior número de espécies, porém, a presença de três espécies de aves do gênero *Turdus* é um fator positivo. Apesar de conter o maior número de organismos na fauna entre as três áreas estudadas, a área de plantio de pinus contabilizou o menor número de ordens e deteve 91% dos organismos da ordem Collembola. Este resultado está diretamente ligado com a serapilheira do local, composta praticamente por acículas de pinus, não atrativas para os organismos da fauna epiedáfica.

Mesmo abrigando um sub-bosque mais desenvolvido, foi percebido durante as saídas de campo que o plantio de eucalipto abrigava muita plantas de forma de vida herbácea, com espécies arbóreas esparsas. Devido a isso, a regeneração natural na área 2, foi composta por 12 espécies e a produção de frutos por três espécies, sendo *E. saligna* a maior contribuição. O maior número de espécies da avifauna está ligado a um sub-bosque mais bem desenvolvido, propiciando mais condições de alimentos e abrigo para a avifauna. A quantidade de 22.813 mg/ha de serapilheira foi composta em sua maioria por folhas de eucalipto, com alto teor de tanino, não sendo atrativo para a fauna epiedáfica, refletindo em a expressividade de uma só ordem (collembola) assim como na área 1. Esses resultados encontrados nas áreas 1 e 2 demonstram que apesar de espécies arbóreas, de aves e comunidade de organismos da fauna epiedáfica estarem presentes, os mesmos encontram dificuldades para se adaptarem e se estabelecerem em plantios de espécies exóticas como *P. ellioti* e *E. saligna*.

A área 3 expôs quatro espécies em sua regeneração natural, sendo *E. bifida* espécie pioneira colonizadora de áreas abertas, dominante. Entretanto, *P. ellioti* é uma das espécies presentes na regeneração, oriunda de plantios próximos, sendo sua retirada essencial para o sucesso de restauração da área, já que trata-se de uma espécie exótica, com rápido crescimento e alta produção de sementes. A produção de frutos foi composta somente pelas espécies

dominantes na regeneração natural, *E. bifida* e *P. elliotti*, demonstrando que os plantios de *P. elliotti* de áreas adjacentes, enquanto existirem, representarão um risco para o futuro da área através do provimento de sementes da espécie. Um maior número de espécies de aves na área 3 está diretamente ligado com características presentes em áreas adjacentes. A existência de um pequeno fragmento contendo espécies arbóreas nativas de um dos lados da área, assim como uma lavoura do lado oposto, possibilita diferentes ofertas de alimentos, aumentando consequentemente o número de espécies insetívora (11) e granívoras (4), onívora (19), sendo as onívoras, importantes para a dispersão de sementes de espécies arbóreas na área. Por ser uma espécie nativa, melífera e abundante na área 3, *E. bifida* propiciou uma melhor fonte de alimentação para a fauna edáfica, refletindo assim em uma melhor distribuição entre as ordens ocorrentes na área. A menor quantidade de serapilheira na área 3 decorreu por ela ser composta majoritariamente por folhas pequenas e leves de *E. bifida*. Ademais, é possível inferir que uma menor quantidade de serapilheira pode estar ligada a uma fragmentação desse material pela fauna edáfica. O quadro 1 simplifica os indicadores estudados e as considerações acima ditas.

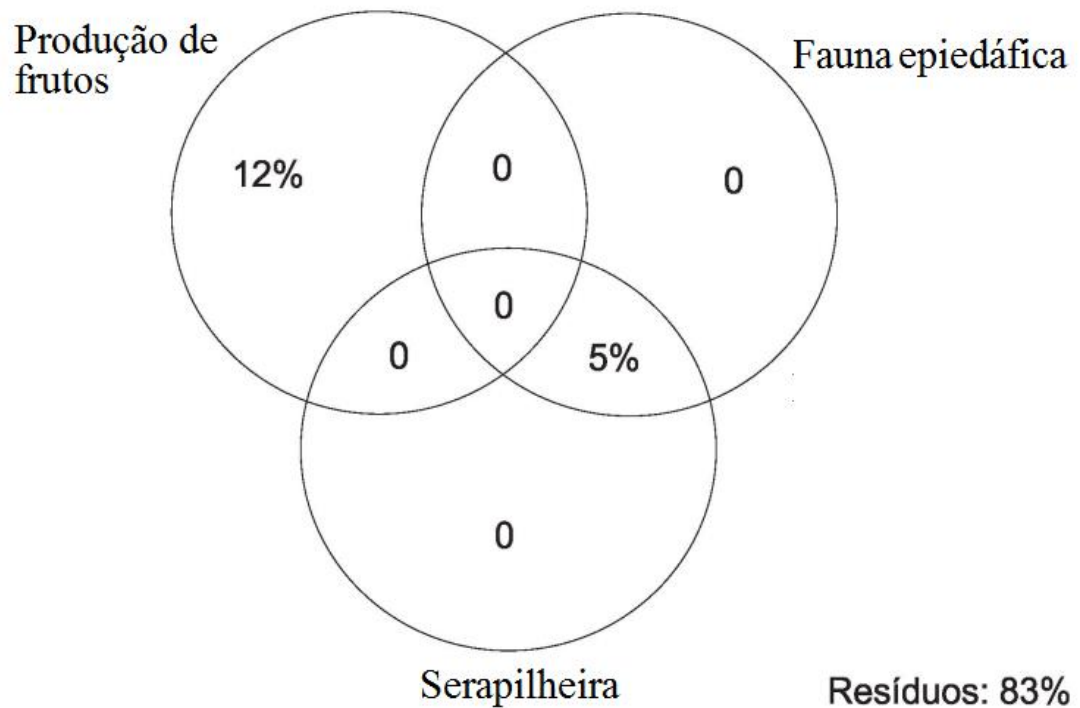
Quadro 1 – Resumo dos resultados encontrados em cada área com base nos indicadores avaliados.

Área	Reg. Natural	Produção frutos	Aves	Fauna edáfica	Serapilheira
A1	10 espécies 291 indivíduos	3 espécies 24,8 frutos	28 espécies	18.308 organismos (11 ordens)	59.109 mg/ha
A2	12 espécies 79 indivíduos	3 espécies 410,92 frutos (410,66 <i>E.saligna</i>)	39 espécies	11.380 organismos (12 ordens)	22.813 mg/ha
A3	4 espécies 145 indivíduos	2 espécies 201 frutos (198 <i>E.bifida</i>)	52 espécies	3.790 organismos (14 ordens)	13.958 mg/ha

Fonte: O autor (2019).

Os resultados da RDAp demonstram que a produção de frutos responde por 12% do que foi encontrado na regeneração natural, enquanto que a fauna epiedáfica e serapilheira juntas, 5%. Outros 83% (resíduos) também influenciaram no resultado da serapilheira, porém, são variáveis que não são explicadas por nenhuma das três utilizadas (produção de frutos, fauna epiedáfica e serapilheira).

Figura 13 – Resultado da análise de variância particionada dos dados.



6 CONCLUSÃO

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

- Atributos como um sub-bosque mais bem desenvolvido, juntamente com as 11 espécies catalogadas na regeneração natural, indicam que a área 2 está sendo recuperada de forma mais rápida, com a serapilheira e a presença de indivíduos de *E. saligna* não sendo um fator momentaneamente limitante para a chegada e germinação de propágulos de espécies nativas, entretanto, sua futura retirada é essencial para a sucessão ecológica na área.
- O fato de a espécie *E. bifida* ser a principal colonizadora na área 3, demonstra seu potencial na colonização de áreas abertas e na retomada da sucessão florestal. A presença de *B. dracunculifolia*, planta pioneira, também dá indícios que a área está em estágio inicial de sucessão. Porém, a presença de indivíduos de *P. elliotti* na área é um fator negativo, demonstrando o potencial de contaminação da espécie, a qual deve ser retirada.
- O monitoramento e os indicadores utilizados nas três áreas permitiram identificar a regeneração natural em cada área, como também sua relação com os indicadores escolhidos.
- Fatores como alelopátia e acúmulo de serapilheira na área 1, prejudicam a germinação de novas sementes de espécies arbóreas nativas que poderiam compor a regeneração natural futuramente.
- A proximidade de fragmentos com vegetação nativa como fonte de propágulos são fundamentais para o sucesso do processo de regeneração natural. Os resultados da regeneração natural nas três áreas demonstraram que são poucas as espécies arbóreas e a diversidade.
- Devido à falta de fontes de propágulos próximas, uma alternativa para o sucesso de recuperação das áreas é a utilização de técnicas de nucleação. Além disso, a retirada dos plantios de *P. elliotti* e *E. saligna* nas áreas 1 e 2, respectivamente, e dos indivíduos de *R. rosifolius* e *P. elliotti*, nas áreas 1 e 3, respectivamente são essenciais para a recuperação das áreas.
- O acúmulo de serapilheira de *P. elliotti* e *E. saligna* nas áreas 1 e 2, principalmente da fração foliar, demonstra sua longa decomposição e restrição pela grande maioria da

fauna edáfica devido aos compostos polifenólicos e tanino. Esse acúmulo é um fator negativo para a regeneração natural nestas áreas, funcionando como uma barreira física para a sementes e germinação, além de não serem incorporados ao solo e não contribuírem para o aporte de nutrientes.

- As espécies de aves onívoras, com destaque para *Turdus Rufiventris*, *Cyclarhis gujanensis*, *Saltatos similis* e *Hemithraupis guira*, presentes nas três áreas, são espécies chave e fundamentais para a dispersão de sementes de espécies arbóreas que poderão formar a regeneração natural futuramente.

REFERÊNCIAS

- ALENCAR, A. L.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; FERREIRA, R. L. C.; TEIXEIRA, L. J. Regeneração natural avançada de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamento de *Eucalyptus saligna* Smith., na zona da mata sul de Pernambuco. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 2, p. 183-192, jun. 2011.
- AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; FERNANDES, S. B. V. Leguminosas e adubação mineral como fontes de nitrogênio para o milho em sistemas de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.24, n. 1, p.179-189, jan./mar. 2000.
- ANTONIOLLI, Z. I.; CONCEIÇÃO, P. C.; BÖCK, V.; PORT, O.; SILVA, D. M.; FERREIRA, R. F. Método alternativo para estudar a fauna do solo. **Ciência Florestal**. [online], Santa Maria, v. 16, n. 4, p. 407-417, out./dez. 2006. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/1922>>. Acesso em: 28 nov. 2017.
- APG IV (THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1–20, 2016.
- ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C.; BRENA, D. A. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes no solo e banco de plântulas em floresta estacional decidual ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 66, p. 128-141, 2004.
- ARAÚJO, R.S.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; MACHADO M. R.; PEREIRA, M. G.; FRAZÃO, F. J. Aporte de serapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v.12, n. 2, p. 16-24, nov./dez. 2006.
- ARÉVALO, J. R.; FENÁNDEZ-PALACIOS, J. M. Gradient analysis of exotic *Pinus radiata* plantations and potential restoration of natural vegetation in Tenerife, Canary Islands (Spain). **Acta Oecologica**, Paris, v. 27, p. 1-8, 2005.
- ATHIÊ, S.; DIAS, M. M. Frugivoria e dispersão de sementes por aves em *Casearia sylvestris* Sw. (Salicaceae) na região centro-leste do Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 13, n. 1, 2, 3, p. 79-86, 2011.
- BARBOSA, C. E. A.; BENATO, T.; CARRASCO, P. L.; CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D. Regeneração Natural em um Reflorestamento a Diferentes Distâncias da Borda de um Fragmento Adjacente de Floresta Estacional Semidecidual. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 612-614, jul. 2007.
- BARETTA, D. et al. Efeito do cultivo do solo sobre a diversidade da fauna edáfica no planalto sul catarinense. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 5, n. 2, p. 108-117, 2006.

- BASTOS, S. C. **Aplicação de indicadores de avaliação e monitoramento em um projeto de restauração florestal, Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN Fazenda Bulcão, Aimoré, MG.** 2010, 131 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2010.
- BATTIROLA, L.D.; ADIS, J.; MARQUES, M.I.; SILVA, F.H.O. Composição da comunidade de artrópodes associada à copa de *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae), durante o período de cheia no Pantanal de Poconé, Mato Grosso, Brasil. **Neotropical Entomology**, v.36, n. 5, p.640-651, Sep./Oct. 2007.
- BENNETT, A. F.; HASLEM, A.; CHEAL, D. C.; CLARKE, M. F.; JONES, R. N.; KOEHN, J. D.; LAKE, P. S.; LUMSDEN, L. F.; LUNT, I. D.; MACKAY, B. G.; MAC NALLY, R.; MENKHORST, P. W.; NEW, T. R.; NEWELL, G. R.; O'HARA, T.; QUINN, G. P.; RADFORD, J. Q.; ROBINSON, D.; WATSON, J. E. M.; YEN, A. L. Ecological processes: a key element in strategies for nature conservation. **Ecological Management & Restoration**, v. 10, n. 3, p. 192-199, dec. 1999.
- BENTHAM, H.; HARRIS, J. A.; BIRCH, P.; SHRT, K. C. Habitat classification and soil restoration assessment using analysis of soil microbiological and physicochemical characteristics. **Journal of Applied Ecology**, London, v.29, n.3, p.711-718, Aug./Dec. 1992.
- BELLINGER, P. F.; CHRISTIANSEN, K. A.; JANSSENS, F. **Collembola of the World.** Disponível em: <<http://www.collembola.org>> . Acesso em: 17 de dezembro 2018.
- BERUDE, M. C.; GALOTE, J. K. B.; PINTO, P. H.; AMARAL, A. A. A mesofauna do solo e sua importância como bioindicadora. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 11, n. 22, p. 14, set/nov. 2015.
- BETTIOL, W.; GHINI, R.; GALVÃO, J. A. H.; LIGO, M. A. V.; MINEIRO, J. L. C. Organismos do solo em sistemas de cultivo orgânico e convencional. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 59, n. 3, p. 565-572, jul./set. 2002.
- BOCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. **Ecology**, v. 73, n. 3, p. 1045-1055, Jun. 1992.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Avaliação e Monitoramento de Áreas em Processo de Restauração.** In: Martins, S.V. (Org.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 1.ed. Viçosa: Ed. UFV, 2012, p. 262-293.
- 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.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, Costa Rica, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.
- CAES, B. R. M. **Mastofauna terrestre associada a área em processos de restauração na fazenda experimental Edgárdia.** 2009. 71 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Botucatu, SP, 2009.

CALEGARIO, N. **Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no subbosque de povoamentos de Eucalyptus, no município de Belo Oriente, MG.** 1993. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1993.

CAMPAGNOLO, M. A.; PIO, R. Phenological and yield performance of black and redberry cultivars in western Paraná State. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 34, n. 4, p. 439-444, Oct./Dec., 2012.

CAMPELLO, E. F. C. **Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas**, In DIAS, L.E.; MELLO, J.W.V. (Eds.) – Recuperação de áreas degradadas, Viçosa: UFV. 1 ed. Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.183-202.

CAMPOS, J.B.; SOUZA, M.C. Potencial for natural Forest regeneration from seed bank in an upper Paraná river floodplain, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 46, n. 4, p.625-639, 2003.

CAMPOS, W. H.; MIRANDA NETO, A. ; PEIXOTO, H. .J. C.; GODINHO, L. B.; SILVA, E. Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n.72, p. 429-440, out. /dez. 2012.

CANDIANI, G. Regeneração natural de espécies arbóreas em sub-bosque de Eucalyptus saligna Sm., Caieiras, SP. **Ambiência**, Guarapuava, v. 12, n. 4, p. 915 - 931 Set./Dez. 2016.

CARNEIRO, P. H. M.; RODRIGUES, R. R. **Management of monospecific commercial reforestations for the forest restoration of native species with high diversity.** In: RODRIGUES, R. R. et al. High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers, p.129-144, 2007.

CARVALHO, A. C.; ABREU, R. C. R.; BARROS, K. A. R. T. B.; FONSECA, S. B.; SANTIAGO, D. S.; OLIVEIRA, D. E.; ASSIS, D. C.; PIMENTAL, F. O.; LYRA, M. F. B.; FURTADO, S. G. A comunidade arbórea regenerante de um ‘ecossistema emergente’ dominado pela espécie invasora *Pinus elliottii* Engelm. **Interciência**, Caracas, v. 39, n.5, p. 307-312, May 2014.

CARVALHO, J.; VELAZCO, S. J.; PEREIRA, T. K.; GALVÃO, F. Regeneração natural em povoamentos de Araucaria angustifolia e Pinus sp. em Tunas do Paraná, PR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 36, n. 85, p. 9-16, jan./mar. 2016.

CARVALHO, J.O.P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará** . Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1982. 128 p.

CBRO. **Listas das aves do Brasil.** Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos, 2011. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br/>> Acesso em: 25 set. 2017.

CHADA, S. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v.28, n.6, p.801-809, nov./dez. 2004.

CHAER, G. M. **Monitoramento de áreas recuperadas ou em recuperação**. In: TAVARES, S. L. R. [Ed.]. Curso de recuperação de áreas degradadas: a visão da ciência do solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação. Rio de Janeiro: Embrapa solos, 2008, p. 212-228.

CHAVES, R. Q.; CORRÊA, G. F. Macronutrientes no sistema solo-Pinus caribaea Morelet em plantios apresentando amarelecimento das acículas e morte de plantas. **Revista Árvore**, Viçosa, v.29, n. 5, p.691-700, set./out. 2005.

CHAZDON, R. L. **Renascimento das florestas: regeneração na era do desmatamento** – São Paulo, Oficina de textos, 2016, 430 p.

COPATTI, C. E.; DAUDT, C. R. Diversidade de artrópodes na serapilheira em fragmentos de mata nativa e Pinus elliottii (Engelm. Var elliottii). **Ciência e Natura**, Santa Maria, RS, v. 31, n. 1, p. 95-113, 2009.

CORRÊA, R.S.; SCHUMACHER, M.V.; MOMOLLI, D.R. Deposição de serapilheira e macronutrientes em povoamento de *Eucalyptus dunnii* Maiden sobre pastagem natural degradada no bioma Pampa. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.41, n.97, p.65-74, mar. 2013.

CORREIA, G. G. S.; MARTINS, S. V. M.; MIRANDA NETO, A.; SILVA, K. A. Estoque de serapilheira em floresta em restauração e em Floresta Atlântica de Tabuleiro no Sudeste brasileiro. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 40, n. 1, p. 13-20, jan./fev., 2016.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. **Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes**. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. (editores). Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole; 2008.

CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. **Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte**. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. 2. ed. Curitiba: Ed. UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p. 169-179, 2006.

DAMASCENO A. C. F. **Macrofauna edáfica, regeneração natural de espécies arbóreas, lianas e epífitas em florestas em processo de restauração com diferentes idades no Pontal do Paranapanema**. 2005. 107 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-21052007-143659/pt-br.php>>. Acesso em: 17 set. 2017.

DÁRIO, F. R.; VICENZO, M. C. V.; ALMEIDA, A. F. Avifauna em fragmentos da Mata Atlântica. **Ciência Rural**, v. 32, n.6, p. 989-96, 2002.

DE ALMEIDA, D.J.; FARIA, M.V.; DA SILVA, P.R. Biologia experimental em Pitangueira: uma revisão de cinco décadas de publicações científicas. **Ambiência**

Guarapuava. **Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 8, n. 1, p.159-175, jan./abr. 2012.

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

DURIGAN, G.; CONTIERI, W. A.; MELO, A. C. G de; GARRIDO, M. A. O de. **Regeneração da Mata Ciliar sob Plantio de *Pinus elliotti* var. *elliottii* em Diferentes Densidades**. In: VILLAS BOAS, O.; DURIGAN, G. (Org.). Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão. 1ed. São Paulo: Páginas & Letras, 2004, v. 1, p. 363-376.

EVERETT, R. A. Patterns and pathways of biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 15, p. 177-178, 2000.

EWEL, J. J. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. **Journal of Ecology**, London, v. 64, n. 1, p. 293-308, 1976.

FACELLI, J. M.; PICKET, S. T. A. Plant litter: Its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanic Review**. v. 57, n. 1, p. 1-32, Jan. 1991.

FAVRETTO, M. A. Estrutura da avifauna em fragmento florestal no norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 10, n. 3, p. 132-142, Sept. /Dec. 2015.

FELKER, R. M. **Potencial da *Escallonia bifida* link & otto (Escalloniaceae) para uso em restauração ecológica no Rio Grande do Sul, Brasil**. 2014.157 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2014.

FERNANDES, M. M.; MAGALHÃES, L. M. S.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; BRITO, R. J.; MOURA, M. R. Influência de diferentes coberturas florestais na fauna do solo na flona Mário Xavier, no município de Seropédica, RJ. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 41, n. 3, p. 533-540, jul./set. 2011.

FIGUEIREDO FILHO, A.; FERREIRA, G. M.; SCHAAF, L. B.; de FIGUEIREDO, J. D. Avaliação Estacional da Deposição de Serapilheira em uma Floresta Ombrófila Mista Localizada no Sul do Paraná. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 11-18, jan./jun. 2003.

FORTES, A. B. **Aspectos fisiográficos, demográficos e econômicos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Livraria do Globo, 1956.

FRANCISCO, M. R.; GALETTI, M. Aves como potenciais dispersoras de sementes de *Ocotea pulchella* Mart. (Lauraceae) numa área de vegetação de cerrado do sudeste brasileiro. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 1, p. 11-17, mar. 2002.

FRANCO, B. K. S.; MARTINS, S. V.; FARIA, P. C. L.; RIBEIRO, A. P.; NETO, A. M. Estrato de regeneração natural de um trecho de floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.38, n.1, p.31-40, 2014.

- FRITSCH, M. **Estudo taxonômico do gênero Escallonia mutis ex l.f. (Escalloniaceae) no estado do Paraná, Brasil.** 2010. 101 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, 2010.
- GALLETTI, M. RODRIGUES, M. Comparative seed predation on pods by parrots in Brazil. **Biotropica**, v.24, n.2, p. 222-224, Jun. 1992.
- GALLO, D.; NAKANO, O.; SILVEIRA NETO, S.; CARVALHO, R. P. L.; BATISTA, G. C.; BERTIFILHO, E., PARRA, J. R. P., ZUCCHI, R. A. F.; ALVES, S. B. **Entomologia agrícola**, Piracicaba, FEALQ, 2002, p. 17-18.
- GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. M. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 26, n. 5, p. 559-566, set./out. 2002.
- GELDENHUYS, C. J. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, p. 101-115, 1997
- GISLER, C. V. T. **Estrutura e função das matas ciliares remanescentes e implantadas em Santa Cruz das Palmeiras, SP.** 2000. 167 p. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Rio Claro, SP. 2000.
- GOOGLE. Google Earth pro. Version 7.3, ano 2018. Disponível em: <<https://www.google.com/earth/download/gep/agree.html>>. Acesso em: 10 de maio de 2018.
- GRIME, J. P. Estrategias de adaptación de las plantas. Mexico: **Limusa**, p. 207-218. 1985.
- HARRIS, J. A.; VAN DIGGELEN, R. **Ecological Restoration as a project for Global Society.** In: Restoration Ecology: The New frontier. VAN ANDEL, J.; ARONSON, J. 1. ed. Oxford: Blackwell Science Publications, p. 3-15. 2006.
- HAYNES, R. J.; DOMINY, C. S.; GRAHAM, M. H. Effect of agricultural land use on soil organic matter status and the composition of earthworm communities in KwaZulu-Natal, South Africa. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 95, n. 2-3, p. 453-464, May 2003.
- HOFER, H.; HANAGARTH, W.; GARCIA, M.; MARTIUS, C.; FRANKLIN, E.; ROMBKE, J.; BECK, L. Structure and function of soil fauna communities in Amazonian anthropogenic and natural ecosystems. **Euro Jornal Soil Biology**, v.37, n.4, p.229-235, Nov./Dec. 2001.
- HOLL, K. D.; KAPPELLE, M. Tropical forest recovery and restoration. **Tree**, v. 14, n. 10, p. 378-379, 1999.
- HORNER, J. D.; GOSZ, J. R.; CATES, R. The role of carbon-based plant secondary metabolites in decomposition in terrestrial ecosystems. **The American Naturalist**, v. 132, n. 6, p.869-883, Dec. 1988.

HOWE, H. F.; SCHUPP, E. W.; WESTLEY, L. C. Early Consequences of Seed Dispersal for a Neotropical Tree (*Virola surinamensis*). **Ecology**, v. 66, n. 3, p. 781-791, jun. 1985.

HÜLLER, A.; RAUBER, A.; WOLSKI, M. S.; ALMEIDA, N. L.; WOLSKI, S. R. S. Regeneração natural do componente arbóreo e arbustivo do parque natural municipal de Santo Ângelo-RS. **REVSBAU**, Piracicaba – SP, v. 6, n. 1, p. 25-35, 2011.

INDERJIT, K. Plant phenolics in allelopathy. **The Botanical Review.** , v. 62, n. 2, p. 186–202. Apr. 1996.

Indústria Brasileira de Árvores (IBA). **Relatório IBA 2017**. 77 p. 2017.

INKOTTE, J.; MAFRA, Á. L.; RIOS, P. D.; BARETTA, D.; VIEIRA, H. C. Deposição de serapilheira em reflorestamentos de eucalipto e florestas nativas nas regiões Planalto e Oeste do Estado de Santa Catarina. **Scientia Forestalis**, Piracicaba v. 43, n. 106, p. 261-270, jun. 2015.

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

JORDANO, P. **Fruits and frugivory**. In: FENNER, M. (Ed.). *Seeds: The ecology of regeneration in plant communities*. Wallingford: CAB International, 2000. p.125-165

KEENAN, R.; LAMB, D.; WOLDRING, O.; IRVINE, T.; JENSEN, R. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.99, n. 1-2, p. 117-131, Dec. 1997.

KATAGUIRI, V. S. **Restabelecimento da fauna edáfica e a qualidade da serapilheira na Floresta da USP – área de reflorestamento de Floresta Estacional Semidecidual**. 2006. 61 p. Dissertação (Mestrado em Ciências – Área: entomologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, São Paulo, 2006.

KIMMINS, J. P.; MAILLY, D. Ecological succession: processes of change in ecosystem. In: KIMMINS, J. P. (Ed.). **Forest Ecology**, New York: Macmillan Publishing Company, p. 399-348, 1996.

KOEHLER, W. C. **Variação estacional de deposição de serapilheira e de nutrientes em povoamentos de Pinus taeda na região de Ponta Grossa-PR**. 1989. 138 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Paraná, Curitiba, Paraná, 1989.

KOSLOWSKI, T. T. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 158, n. 1-3, Mar. 2002.

KLEINPAUL, I. S.; SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; BRUN, F. G. K.; KLEINPAUL, J. J. Suficiência amostral para coletas de serapilheira acumulada sobre o solo em *Pinus elliotti* Engelm, *Eucalyptus* sp. e Floresta Estacional Decidual. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 6, p. 965-972, nov./Dez. 2005.

- KOEHLER, W.C. **Variação estacional de deposição de serapilheira e de nutrientes em povoamentos de *Pinus taeda* na região de Ponta Grossa – PR.** 138p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1989.
- LAMBERTI, N. F.; MIURA, R. Y. H.; SILVA, B. G. Frugivoria por aves em *Eugenia unifora* L. (Myrtaceae) em ambientes antropizados na região de Sorocaba–SP. **Revista do Instituto Floretal**, São Paulo, v. 24, n. 2, p. 225-241, dez. 2012.
- LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biology International**, n. 33, p.3-16, Jan. 1996.
- LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, A.; SPAIN, A.V.; MARTIN, S. Impact of soil fauna on the properties of soils in the humid tropics. **Soil Science Society of America and American Society of Agronomy (SSSA)**, Madison, Special Publication v.29. p. 157-185, 1992.
- LAVELLE, P.; BLANCHART, E.; MARTIN, S.; MARTIN, A.; BAROIS, S.; TOUTAIN, F.; SPAIN, A.; SCHAEFER, R. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystem. Application to soils in the humid tropics. **Biotropica**, v. 25, n. 2, p.130-150, Jun., 1993.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. 1988. **Numerical Ecology**. Amsterdam, Elsevier Science. 840p.
- LEVIN, S.A.; MULLER-LANDAU, H.C.; NATHAN, R.; CHAVE, J. The ecology and evolution of seed dispersal: a theoretical perspective. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.34, p.575-604, 2003.
- LONGCORE, T. Terrestrial arthropod as indicators of ecological restoration success in coasta sage scrub. **Restoration Ecology**, California, v. 11, n. 4, p 397- 409, Nov. 2003.
- LORANGER, G., PONGE, J. F., IMBERT, D. & LAVELLE, P. Leaf decomposition in two semi-evergreen tropical forests: influence of litter quality. **Biology and Fertility of Soils**, v. 35, n. 4 247–252. Jun. 2002.
- LORENZI, H.; BACHER, L.; LACERDA, M.; SARTORI, S. **Frutas brasileiras e exóticas cultivadas (de consumo in natura)**. São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2006.
- LUDVICHAK, A. A.; SCHUMACHER, M. V.; DICK, G.; MOMOLLI, D. R.; SOUZA, H. P. S.; GUIMARÃES, C. C. Nutrient return through litterfall in a *Eucalyptus dunnii* Maiden stand in sandy soil. **Revista Árvore**, Viçosa, v.40, n.6, p.1041-1048, nov./dez. 2016.
- MACHADO, E. L. M.; GONZAGA, A. P. D.; MACEDO, R. L. G.; VENTURIN, N.; GOMES, J. E. Importância da avifauna em programas de recuperação de área degradadas. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, v. 4, n. 7, fev. 2006.
- MAKANA, J. R.; THOMAS, S. C. Effects of light gaps and litter removal on the seedling performance of six African timber species. **Biotropica** v. 37, n. 2, p. 227-237, 2005.

- MANDETTA, E. C. N. **Alternativas de RAD e importância da avaliação e monitoramento dos projetos de reflorestamento.** In: BARBOSA, L. M. [Coord.]. Manual para recuperação de áreas degradadas do estado de São Paulo: Matas ciliares no interior paulista. Instituto de Botânica: São Paulo, SP, p. 106-118, 2006.
- MANNINEN, A. M.; HOLOPAINEN, J. K.; LEVULA, T.; RAITIO, H.; KAINULAINEN, P.J. Secondary metabolite concentrations and terpene emissions of scots pine xylem after long-term forest fertilizations. **Environmental Quality**, v. 31, n. 5, p. 1694–1701, Sept./Oct. 2002.
- MANOLIADIS, O. Development of ecological indicators - A methodological framework using compromise programming. **Ecological Indicators**, Netherlands, v. 2, n. 1-2, p. 169-176, Nov. 2002.
- MARTINEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropicalrain forest. In: FLEMING; ESTRADA, A. (Eds). **Frugivory and seed dispersal: Ecological and evolutionary Aspects.** Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 299-318.
- MARTINS, S.V. **Soil seed bank as indicator potential in canopy gaps of a semideciduous Forest in Southeastern Brazil.** In: FOURNIER, M.V. (Ed.) Forest regeneration: ecology, management and economics. New York: Nova Science Publishers, p.113-128, 2009.
- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 3, p.405-412, dez. 1999.
- MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; ALVARENGA, M. I. N.; VIEIRA, F. B. M. Avaliação da qualidade de solos sob diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p. 2461-2470, dez. 2008
- MELO, A. C. G. **Reflorestamentos de restauração de matas ciliares: análise estrutural e método de monitoramento no médio Vale do Paranapanema (SP).** 2004. 141 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.
- MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio vale do Paranaparema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 321-328, mar./abr. 2007.
- MELO, A.S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade num índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21-27, jul./Set. 2008.
- MELO, F. V.; CONSTANTINO, R.; BROWN, G. G.; LOUZADA, J.. A importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores. **Biologia do Solo. Boletim informativo da SBCS**, p. 38-43, jan./abr. 2009.

- MITCHELL, R. J.; AULD, M. H. D.; Le DUC, M. G.; MARRS, R. H. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Amsterdam, v. 3, n. 2, p. 142-160, Jul./Dec. 2000.
- MOÇO, M. K.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; CORRERIA, M. E. F. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região Norte Fluminense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 555-564, Julho 2005.
- MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M. V. C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 85, p.73-83, 2010.
- MOHAMEDOVA, M.; LECHEVA, I. Effect of heavy metals on microarthropod community structure as an indicator of soil ecosystem health. Scientific Papers. Series A. **Agronomy**, V. LVI, 2013.
- MORAN, C.; CATTERALL, C. P.; KANOWSKI, J. Reduced dispersal of native plant species as a consequence of the reduced abundance of frugivore species in fragmented Rainforest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 3, p. 541-552, 2009.
- MOREIRA, F. M. S.; HUISING, E. J.; BIGNELL, D. E. Macrofauna. In:.; BIGNELL, D. E.; HUISING, E. J.; MOREIRA, F. M. S. **Manual de biologia dos solos tropicais**. Lavras: UFLA, 2010, p.79.
- MORENO, J. A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, 1961. 73p.
- MOTTA JUNIOR, J.C. Estrutura trófica e composição da avifauna de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. **Revista Ararajuba**, v. 1, n. 1, p. 65-71, Aug. 1990.
- NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; BRENAS, D. A. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de floresta Ombrófila Mista em Nova prata, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 1, p. 105-119, 2001.
- NOBREGA, A. M. F.; VALERI, S. V.; PAULA, R. C.; PAVANI, M. C. M. D.; SILVA, S. A. 2009. Banco de sementes de remanescentes naturais e de áreas reflorestadas em uma várzea do rio Mogi-guaçu – SP. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 403-411, 2009.
- NORDEN, N.; CHAZDON, R. L.; CHAO, A.; JIANG, Y. H.; VÍLCHEZ-ALVARADO, B. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**. v. 12, n. 5, p. 385-394, Apr. 2009.
- NORES, M.; CERANA, M.; SERRA, D. A. Dispersal of forest birds and trees along the Uruguay River in southern South America. **Diversity Distrib.**, v. 11, p. 205–217, Mar. 2005
- OLIVEIRA, L. P. **Carbono e nutrientes no solo e na serapilheira em Floresta Ombrófila Mista Montana e plantio de *Pinus elliottii* engelm.** 2010. 65 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro Oeste- Unicentro, Irati, Paraná, 2010.

- ONOFRE, F. F.; ENGEL, V. L.; CASSOLA, H. Regeneração natural de espécies da Mata Atlântica em sub-bosque de *Eucalyptus saligna* Smith. em uma antiga unidade de produção florestal no Parque das Neblinas, Bertioga, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 85, p. 39-52, mar. 2010.
- PADOVESI, A.; RODRIGUES, R. R.; HORBACH, M. A. Avifauna como possível indicador da resiliência de áreas degradadas. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v. 1, n. 1, p.11-17, mar. 2014.
- PARROTA, J. A. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as "foster ecosystems". In: LEITE, H. e LOHMANN, M. (Eds), **Restoration of Tropical Forest Ecosystems**. Dordrecht: Kluwer, p.63-73, 1993.
- PARKER, T. A. III; STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.. **Ecological and Distributional Databases**. In: STOTZ, D. F.; FITZPATRICK, J. W.; PARKER, T. A III; MOSKOVITS, D. K. (Eds), *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*, Chicago: The University of Chicago Press, Chicago, USA, 1996, 478 p.
- PARKER, V. T. The scale of successional model and restoration objectives. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 301-306, Dec. 1997.
- PENHALBER, E. F.; MANTOVANI, W. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. **Revta brasileira de Botânica**, São Paulo, V.20, n.2, p. 205-220, dez. 1997
- PEREIRA, P. R. B.; NETO, L. R. G. & BORIN, C. J. A. Contribuição à geografia física de Santa Maria: Unidades de paisagem. **Geografia Ensino & Pesquisa**, Santa Maria - RS, v. 3, n. 1, p. 37- 68, 1989.
- PIZO, M. A. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape in southeast Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v.15, p. 117-126, 2004.
- PIZO, M. A. Frugivory by birds in degraded areas of Brazil, p. 615-627. In: DENNIS, A. J.; SCHUPP, E. W.; GREEN, R. J.; WESTCOTT, D. W. **Seed dispersal: theory and its application in a changing world**. Wallingford, CABI publishing, 2007, 720 p.
- Rstudio Team. Rstudio: Integrated Development for R. Rstudio, Inc. , Boston, MA. Version 1.1.456 (2016). Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>.
- REJMANEK, M.; RICHARDSON, D. M. What Attributes Make Some Plant Species More Invasive? **Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1655-1661, Sept. 1996.
- RÉNYI, A. On measures of information and entropy. In *Proceedings of the 4th Berkeley Symposium on Mathematics, Statistics and Probability*, v. 1, p. 547–561, 1961.
- RICE, E.L. **Allelopathy**. 2nd ed., New York: Academic Press, 1984. 368 p.
- 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**, Salvador, v. 1, n. 1, p. 73-88, set. 2013.

RODRIGUES, E. **Ecologia da restauração**. 1. ed. - Londrina: Editora Planta. 2013. 300 p.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, Tendências e Ações para a Recuperação de Florestas Ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (orgs.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. 3 ed. São Paulo: EDUSP, p. 235-247, 2004.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ATTANASIO, C. M. Atividades de adequação e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal brasileira**, Colombo, n.55, p. 7-21, jul./dez. 2007.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, Amsterdam, v.142, n.6, p. 1242-1251, 2009.

RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.) **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil**. 1. Ed. New York: Nova Science Publishers, 2007b, p. 129-144.

RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; BARROS, L. C. Tropical rain forest regeneration in na area degraded by mining, in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, London, v. 190, p. 323-333, Oct. 2004.

ROSSI, L. C.; VALLS, F.; SCHERER, A.; PETRY, M. V. Dinâmica da avifauna em áreas de borda da Mata Atlântica, Rio Grande do Sul. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 9, n. 3, p. 161-171, jan. 2015.

SANGINGA, N.; SWIFT, M. J. Nutritional effects of Eucalyptus litter on the growth of maize (*Zea mays*). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 41, p. 55-65, 1992.

SARTORI, M. S.; POGGIANI, F.; ENGEL, V.L. Regeneração da vegetação arbórea no sub-bosque de um povoamento de Eucalyptus saligna Smith localizado no estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 62, p. 86-103, dez. 2002.

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

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

SCHWIRKOWSKI, P. **Flora de São Bento do Sul**, 2009. Disponível em:

<<https://sites.google.com/site/florasbs/escalloniaceae/canudo-de-pito>> Acesso em: 10 de janeiro de 2019.

SCHUMACHER, M. V.; LONGUI, S. J.; BRUM, E. J.; KILCA, R. V. (Orgs.). **A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional**. 1. ed. Santa Maria: Pallotti, 2011. 320 p.

- SCIPIONI, M. C.; LONGHI, S. L.; ARAÚJO, M. M.; REINERT, D. J. Regeneração natural de um fragmento da floresta estacional decidual na Reserva Biológica do Ibicuí-Mirim (RS). **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 3, p. 675-690, jul./set. 2009.
- SER. **Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group**. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Disponível em: http://www.efraim.com.br/SER_Primer3_em_portugues.pdf. Acessado em: Nov. 2017.
- SFORCIN, J. M.; SOUSA, J. P. B.; DA SILVA FILHO, A. A.; BASTOS, J. K. BÚFALO, M. C.; TONUCCI, L. R. S. **Baccharis dracunculifolia DC.**: Uma das principais fontes de própolis vegetal brasileira. São Paulo: Editora UNESP, p. 38, 2012.
- SILVA, E. P. da.; FIGUEIREDO, F. G.; FERNANDES, S. S. L.; PEREIRA, Z. F. Evaluation of the potential of seed rain as an alternative for forest restoration in permanent preservation areas. **Revista Árvore**. v. 40, n. 1, p. 21-28, jan./fev. 2016.
- SILVA, G. B. M. da.; PEDRONI, F. Frugivoria por aves em área de cerrado no município de Uberlândia, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 3, p. 433-442, Jun. 2014.
- SILVA, W. C.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C.; FELICIANO A. L. P.; APARÍCIO, P. S.; COSTA JUNIOR, R. F. Estrutura horizontal e vertical do componente arbóreo em fase de regeneração natural na mata santa luzia, no município de Catende-PE. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 34, n. 5, p. 863-869, 2010.
- SIMPSON, R. L.; LECK, M. A.; PARKER, T. V. Seed banks: general concepts and a methodological issues. In: LECK, M. A.; PARKER, T. V.; SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, 1989. p. 3-8.
- SIVAGURUNATHAN, M.; DEVI, G. S.; RAMASAMY, K. Allelopathic compounds in Eucalyptus spp. **Allelopathy Journal**, v. 4, n. 2, p. 313-320, 1997.
- SNOW, D. W. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. **Biotropica**, v.13, n.1, p. 1-14, Mar. 1981.
- SOARES, I. J.; COSTA, E. C. Fauna do solo em áreas com Eucalyptus spp. e Pinus elliottii, Santa Maria, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 1, p. 29-43, 2001
- SOUZA, A. C. **Avaliação da regeneração natural em plantio de Pinus taeda L. em diferentes idades de desbaste**. 2014. 114 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade do Estado de Santa Catarina, 2014.
- SPERANDIO, H. V.; CECÍLIO, R. A.; SILVA, V. H.; LEAL, G. F.; BRINATE, I. B.; CALDEIRA, M. V. W. Emprego da serapilheira acumulada na avaliação de sistemas de restauração florestal em Alegre - ES. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 4, p. 460-467, out./dez. 2012.
- SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, p. 81-86, 1988.

- SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M., eds. The decomposer organisms. In: **Decomposition in Terrestrial Ecosystems**. Berkeley, University of California Press, 1979. p.66-117.
- TABARELLI, M.; VILLANI, J. P.; MANTOVANI, W. Aspectos da sucessão secundárias em floresta atlântica no Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal**, v. 5, n. 1, p. 99-112, jun.1993.
- TARIOLA, D.; CHAREYRE, P.; BUTTLER, A. Distribution of primary forest plant species in a 19-year old secondary forest in French Guiana. **Journal of Tropical Ecology**, v.14, n. 3, p. 323-340, May 1998.
- TEDESCO, M. J., GIANELLO, C., BISSANI, C. A. **Análises de solos, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995. 170 p.
- TEIXEIRA, L. B.; SILVA, A. B.; LEITÃO, P. S. **Diversidade de invertebrados no solo com diferentes coberturas vegetais no Nordeste Paraense**. Belém: EMBRAPA, CPATU, 1998. 22 p.
- TRUGILHO, P. F.; MORI, F. A.; LIMA, J. T.; CARDOSO, D. P. Determinação do teor de taninos na casca de *Eucalyptus* spp. **Cerne**, Lavras, v. 9, n. 2. p. 246-254, jul./dez. 2003.
- TUBINI, R. **Comparação entre regeneração de espécies nativas em plantios abandonados de *Eucalyptus saligna* Smith. e em Fragmento de Floresta Ombrófila Densa em São Bernardo do Campo/SP**. 2006. 94 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas)-Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, São Paulo, 2006.
- TURCHETTO, F.; FORTES, F. O.; CALLEGARO, R. M.; MAFRA, C. R. B. Potencial de *Eucalyptus grandis* como facilitadora da regeneração natural. **Nativa**, Sinop, v. 3, n. 4, p. 252-257, out./nov. 2015.
- UEHARA, T. H. K.; GANDARA, F. B. (Orgs). **Monitoramento de áreas em recuperação – Caderno da Mata ciliar N° 4**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais, Unidade de Coordenação do Projeto de Recuperação das Matas Ciliares. - n. 1. São Paulo: SMA, 2009. 63 p.
- VACCARO, S.; LONGHI, S., J.; BRENA, D., A. Aspectos da composição florística e categorias sucessionais do estrato arbóreo de três subseres de uma Floresta Estacional Decidual, no município de Santa Tereza - RS. **Ciência Florestal**., v. 9, n. 1, p.1-18, jun. 1999.
- VAN STRAALLEN, N. M. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. **Applied Soil Ecology**, v. 9, n. 1-3, p. 429-437, Sept. 1998.
- VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal, Santa Maria**, v.20, n. 3, p. 533-553, jul-set. 2010.

- VOGEL, H. L. M.; SCHUMACHER, M. V.; ALBERTI, L. F.; D'ÁVILA, M.; BARICHELLO, L.; CANTARELLI, E. B. Quantificação dos nutrientes no solo e serapilheira de uma floresta de *Pinus elliottii engelmannii*, na região de Santa Maria - RS. **8º Congresso Florestal Estadual do Rio Grande do Sul**, p.320-325, 2000.
- VOGEL, H. M.; SCHUMACHER, M. V.; TRUBY, P.; VUADEN, E. Avaliação da devolução de serapilheira em uma floresta Estacional Decidual em Itaara, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 3, p. 187-196, jul./set. 2007.
- VOLPATO, G. H.; ANJOS, L.; PRADO, V. M. What can tree plantations do for forest birds in fragmented forest landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 7, p. 1156-1163, Aug. 2010.
- VOLPATO, G. H.; LOPES, E. V.; ANJOS, L.; MARTINS, S. V. O Papel ecológico das aves dispersoras de sementes na restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012. p. 191-211.
- VOLPATO, G. H.; NETO, A. M.; MARTINS, S. V. Avifauna como bioindicadora para avaliação da restauração florestal: estudo de caso em uma floresta restaurada com 40 anos em Viçosa – MG. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 336-344, jan./mar. 2018.
- WALKER, J. S. Resource use and rarity among frugivorous birds in a tropical rain forest on Sulawesi. **Biological conservation**, v.130, n.1, p. 60-69, Jun. 2006.
- WHITMAN, A. A.; HAGAN, J. M.; BROKAW, N. V. L. Effects of selection logging on birds in northern Belize. **Biotropica**, v.30, p. 449-457, 1998.
- YIRDAW, E.; LUUKKANEN, O. Indigenous woody species diversity in *Eucalyptus globulus* Labill. ssp. *globulus* plantations in the Ethiopian highlands. **Biodiversity & Conservation**, Netherlands, v. 12, n. 3, p. 567-582, mar. 2003.
- ZHANG, A.; FU, S. Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1391-1396, 2009.
- ZHANG, D.; ZHANG, J.; YANG, W.; WU, F. Potential allelopathic effect of *Eucalyptus grandis* across a range of plantation ages. **Ecological Research**, v. 25, p. 13-23, 2010.
- ZILLER, S. M.; GALVAO, F. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliotti* e *P. taeda*. **Floresta**, v. 32, n.1, p. 41-47, 2002.

**APÊNDICE A – Gavião-bombachinha-grande (*Accipiter bicolor* (Vieillot, 1817))
registrado na área 2.**



Fonte: O autor (2018).

**APÊNDICE B – Beija-flor-de-topete-azul (*Stephanoxis loddigesii* (Gould, 1831))
registrado na área 1.**



Fonte: O autor (2018).

**APÊNDICE C – Saíra-viúva (*Pipraeidea melanonota* (Vieillot, 1819)) registrada na área
2.**



Fonte: O autor (2018).

**APÊNDICE D – Borboletinha-do-mato (*Phylloscartes ventralis* (Temminck, 1824))
registrado na área 3.**



Fonte: O autor (2018).

**APÊNDICE E – Quete-do-sul (*Microspingus cabanisi* (Bonaparte, 1850)) registrado na
área 3.**



Fonte: O autor (2018).

APÊNDICE F – Pula-pula-assobiador (*Myiothlypis leucoblephara* (Vieillot, 1817)) registrado na área 2.



Fonte: O autor (2018).

APÊNDICE G – Saíra-preciosa (*Tangara preciosa* (Cabanis, 1850)) registrado na área 3.



Fonte: O autor (2018).

APÊNDICE H – Coleirinho (*Sporophila caerulescens* (Vieillot, 1823)) registrado na área
3.



Fonte: O autor (2018).

APÊNDICE I – Tico-tico (*Zonotrichia capensis* (Status Muller, 1776)) registrado na área 1.



Fonte: O autor (2018).