

TAISE CRISTINA PLATTAU ARENHARDT

**INSECTA E COLLEMBOLA DE SERAPILHEIRA COMO BIOINDICADORES DE
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ,
SC**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins

VIÇOSA - MINAS GERAIS

2019

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

A681i
2019

Arenhardt, Taise Cristina Plattau, 1990-
Insecta e Collembola de serapilheira como bioindicadores
de restauração ecológica no Parque Nacional da Serra do Itajaí,
SC / Taise Cristina Plattau Arenhardt. – Viçosa, MG, 2019.
142 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui apêndices.

Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Sucessão ecológica. 2. Florestas - Reprodução.
3. Recuperação ecológica. 4. Parque Nacional da Serra do Itajaí
(SC). 5. Florestas tropicais. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Engenharia Florestal. Programa de
Pós-Graduação em Ciência Florestal. II. Título.

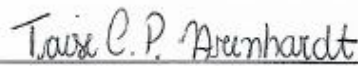
CDO adapt. CDD 634.918221

TAISE CRISTINA PLATTAU ARENHARDT

**INSECTA E COLLEMBOLA DE SERAPILHEIRA COMO BIOINDICADORES DE
RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO ITAJAÍ,
SC**

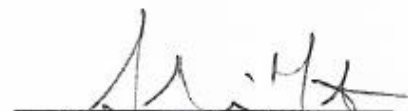
Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 21 de agosto de 2019.



Taise Cristina Plattau Arenhardt

Autora



Sebastião Venâncio Martins

Orientador

“Vive de tal forma que deixes pegadas luminosas no caminho percorrido, como estrelas apontando o rumo da felicidade e não deixes ninguém afastar-se de ti sem que leve um traço de bondade ou um sinal de paz na tua vida.”

Joanna de Ângelis

“Enquanto uma chora, outra ri; é a lei do mundo, meu rico senhor; é a perfeição universal. Tudo chorando seria monótono, tudo rindo cansativo; mas uma boa distribuição de lágrimas e polcas, soluços e sarabandas, acaba por trazer à alma do mundo a variedade necessária, e faz-se o equilíbrio da vida.”

Machado de Assis

“Mas a natureza sempre é mais sutil, mais complexa, mais elegante do que somos capazes de imaginar.”

Carl Sagan

AGRADECIMENTOS

A Deus pela presença constante em minha vida, por todo o bem que me foi concedido e por sempre ouvir as minhas preces.

À minha mãe Dete, por ser a melhor mãe do mundo! Obrigada por me apoiar, ter paciência, estar disposta em me ajudar sempre e por entender as minhas ausências. Sou o que sou graças à você! Ao meu pai Nelso, por todo apoio e incentivo. Aos meus irmãos Alisson e Suyane, por todo companheirismo!

À República Formigueiro e as formigas Luciane Reis, Katúcia Zatelli, Raíra Saloméa e Lídia Dourado pela amizade, companheirismo, carinho, receptividade e doces compartilhados. À Priscila Torres e Kivia Tosta pela receptividade e parceria. Aos amigos do Telegram: Nina Morena, Wantuelfer Fernandes, Ariel Bezerra, Bruno Marques, Wiane Meloni e Ismael Carrasco por todo companheirismo. Morar em Viçosa foi um dos melhores períodos do doutorado, com muitos aprendizados e crescimento pessoal. Grande parte disso foi graças à vocês!

Ao meu orientador Dr. Sebastião Venâncio Martins pela confiança para a realização do doutorado, por todas as oportunidades concedidas e conhecimentos compartilhados.

Ao meu co-orientador Dr. Marcelo Diniz Vitorino, pelos (quase) dez anos de trabalho em conjunto. Agradeço pela confiança, dedicação, paciência e inúmeros conselhos e críticas construtivas, fundamentais para a minha formação profissional e maturidade pessoal.

À Universidade Federal de Viçosa (UFV), ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF) e ao Programa de Pós Graduação e Ciência Florestal (PPGCF) pela oportunidade. Aos alunos, professores e colaboradores por contribuírem e participarem da minha formação. Agradecimento especial ao Alexandre e ao Dilson por todos os auxílios prestados, sempre estando disponíveis em ajudar no que fosse preciso. Aos colegas do Laboratório de Restauração Florestal (LARF) pela parceria e companheirismo. À Mirian Valente, obrigada por compartilhar seu chimarrão e seu conhecimento.

À Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB), ao Departamento de Engenharia Florestal (DEF), ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal (PPGEF) e ao Laboratório de Monitoramento e Proteção Florestal (LAMPF) pela estrutura e materiais disponibilizados para realização deste trabalho. Agradeço à Candisse por toda a disposição e auxílios prestados, ao Laio Zimmermann pela paciência e ajuda com a estatística e à todos os integrantes do Casarão – Bloco P pelos momentos de descontração.

À toda equipe do LAMPF e do Projeto Restaurar pelo apoio na realização do levantamento de dados. Tenho satisfação em dizer que este trabalho só foi possível graças à colaboração dessas pessoas que se dispuseram em me ajudar desde a etapa de instalação das armadilhas até a triagem das amostras. Agradeço à Michel Pereira, Eduardo Zendron, Everton de Oliveira, João Apolinário, Leandro Blunk, Diego da Silva, Juarês Melo, Willian Gebien, Camila Bohn, Larissa Bini, Murilo Visconti, Júlia Veiga e Astrid Huber. Agradecimento especial à Joice Rezini pela parceria nas idas à campo, pelos conselhos e pela amizade que construímos. Você é uma mulher incrível! Ao Mário Antônio dos Santos por estar sempre disposto em me ajudar no que fosse preciso. Ao Eduardo Adenesky pela paciência e disposição em compartilhar seu conhecimento e por todo o auxílio prestado. À Guilherme Klunk pela parceria e dedicação na realização deste trabalho.

Ao Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES - Iniciativa Mata Atlântica) pelo financiamento do Projeto Restaurar.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Dr. Douglas Zeppelini Filho e aos membros do Laboratório de Sistemática de Collembola e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), em especial ao Estevam Araújo, pela ajuda com o desenvolvimento dos trabalhos com a Classe Collembola e excelente acolhida em João Pessoa/PB.

Ao Dr. Germano H. Rosado Neto do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (UFPR) pelo auxílio na identificação das famílias de Diptera.

Ao MSc. Alexandre Casadei Ferreira da Universidade Federal do Paraná (UFPR) pelo auxílio na identificação de Formicidae.

A todos aqueles que não citei, mas que compartilharam esta jornada comigo e me ajudaram de alguma forma, minha mais sincera gratidão!

BIOGRAFIA

Taise Cristina Plattau Arenhardt, filha de Nelso Arenhardt e Dirlete Marisa Plattau Arenhardt, irmã de Alisson Fernando Arenhardt e Suyane Stéfani Arenhardt, nasceu em 25 de setembro de 1990, no município de Joaçaba, Santa Catarina.

Cursou o ensino fundamental na Escola de Educação Básica Norma Mônica Sabel e o ensino médio na Escola Professor Honório Miranda, ambos no município de Gaspar, Santa Catarina, concluindo em 2007.

Em 2009, ingressou no curso de Engenharia Florestal na Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB), obtendo o título em fevereiro de 2014.

Em 2014, iniciou o Mestrado em Engenharia Florestal no Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal (PPGEF), com ênfase em Conservação e Restauração de Ecossistemas Florestais, na Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB), Blumenau, Santa Catarina, obtendo o título de mestre em janeiro de 2016.

Em março de 2016, iniciou o Doutorado no Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal (PPGCF), com ênfase em Meio Ambiente e Conservação da Natureza, na Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa, Minas Gerais, concluindo em agosto de 2019.

RESUMO

ARENHARDT, Taise Cristina Plattau, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, agosto de 2019. **Insecta e Collembola de serapilheira como bioindicadores de restauração ecológica no Parque Nacional da Serra do Itajaí, SC.** Orientador: Sebastião Venâncio Martins.

A estruturação das comunidades da artropodofauna de serapilheira em cenários de restauração não é bem entendida. Pesquisas com esses organismos devem ser aprofundadas devido a sua representatividade, importância ecológica e potencialidade bioindicadora. Assim, foram realizados levantamentos da artropodofauna de serapilheira no Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI), a partir da instalação de armadilhas *pitfall*, considerando os grupos de famílias de Insecta e espécies de Formicidae e Collembola. Os levantamentos foram realizados com diferentes esforços amostrais dentro do período de abril/2017 até dezembro/2018, em áreas com diferentes técnicas de restauração ecológica. A tese foi organizada em quatro capítulos, com os objetivos de avaliar parâmetros estruturais da entomofauna (famílias de Insecta e espécies de Formicidae) e colembolofauna da serapilheira em áreas submetidas à diferentes técnicas de nucleação, correlações com variáveis microclimáticas e vegetacionais, avaliar a suficiência taxonômica de níveis menos específicos (família), determinar as espécies e famílias bioindicadoras para as diferentes fases da restauração e os parâmetros de análise mais efetivos para avaliação do monitoramento da restauração ecológica. Como consequência, foram obtidos dados da diversidade da artropodofauna do PNSI, que até então eram desconhecidos. Foram coletados 23.711 artrópodes entre as Classes Collembola (56,07%) e Insecta (43,93%). De Collembola foram identificados nove famílias, 19 gêneros e 20 espécies. Da família Formicidae foram coletados exemplares de sete subfamílias, 24 gêneros e 95 espécies. Os resultados observados evidenciam que ações de restauração podem promover a sua estruturação ecológica em áreas de pastagem. Os grupos analisados sofrem efeitos da estrutura da vegetação e das variações microclimáticas, sendo determinantes no estabelecimento de insetos (famílias de Insecta e espécies de Formicidae) e colêmbolos da serapilheira. A identificação taxonômica ao nível de família permitiu a caracterização de áreas em diferentes condições ambientais, sendo um nível taxonômico suficiente para utilização na avaliação e monitoramento da restauração ecológica. Os parâmetros de análise mais efetivos para a avaliação e monitoramento variam entre os grupos analisados ressaltando a importância do conhecimento da ecologia dos organismos para análises bioindicadoras. Foram identificados os seguintes grupos bioindicadores do avanço da restauração ecológica: famílias Ptiliidae, Staphylinidae, Leiodidae (Coleoptera) e Phoridae (Diptera), a espécie de Formicidae *Pheidole sarcina* e as espécies de

Collembola *Mastigoceras* sp. 1 e *Szeptyckitheca* sp. 1. Como bioindicadores de áreas degradadas por pastagem e/ou de estágio inicial da restauração, foram registradas as famílias Cicadellidae e Delphacidae (Hemiptera) e as espécies de Formicidae *Wasmannia auropunctata* e *Camponotus melanoticus*. Concluiu-se que os grupos da artropodofauna de serapilheira são bioindicadores efetivos da restauração ecológica. Os dados obtidos ressaltam a importância de medidas de restauração e conservação do PNSI.

Palavras-chave: Sucessão ecológica. Regeneração natural. Técnicas de nucleação. Unidade de Conservação. Formicidae. Floresta Ombrófila Densa.

ABSTRACT

ARENHARDT, Taise Cristina Plattau, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, August, 2019. **Leaf litter Insect and Collembola fauna as bioindicators of ecological restoration in Serra do Itajaí National Park, SC.** Advisor: Sebastião Venâncio Martins.

The structuring of leaf litter arthropod fauna communities in restoration scenarios is not well understood. Research with these organisms should be deepened due to their representativeness, ecological importance, and bioindicator potentiality. Thus, leaf litter arthropod fauna surveys were carried out in the Serra do Itajaí National Park (PNSI), from the pitfall traps installation, considering the Insecta family groups and Formicidae and Collembola species. The surveys were carried out with different sampling efforts from April/2017 to December/2018, in areas with different ecological restoration techniques. The thesis was organized in four chapters, to evaluate structural parameters of insect fauna (Insecta families and Formicidae species) and springtail fauna in areas subjected to different nucleation techniques, correlations with microclimatic and vegetational variables, and to evaluate taxonomic sufficiency of less specific levels (family), determine the bioindicator species and families for the different restoration phases and the most effective analysis parameters for monitoring ecological restoration monitoring. As a result, we obtained data on the diversity of the PNSI arthropod fauna, which until then were unknown. A total of 23,711 arthropods were collected among the Collembola (56.07%) and Insecta (43.93%) classes. From Collembola were identified nine families, 19 genera and 20 species. From the Formicidae family specimens were collected from seven subfamilies, 24 genera, and 95 species. The results observed that restoration actions can promote their ecological restructuring in pasture areas. The analyzed groups suffer effects of vegetation structure and microclimatic variations, being determinant in the establishment of insects (Insecta families and Formicidae species) and springtails. The taxonomic identification at the family level allowed the characterization of areas under different environmental conditions, being a sufficient taxonomic level for use in the assessment and monitoring of ecological restoration. The most effective analysis parameters for the evaluation and monitoring vary among the analyzed groups, emphasizing the importance of knowing the ecology of organisms for bioindicator analysis. The following bioindicator groups for the advancement of ecological restoration were identified: families Ptiliidae, Staphylinidae, Leiodidae (Coleoptera) and Phoridae (Diptera), the Formicidae specie *Pheidole sarcina* and the Collembola species *Mastigoceras* sp. 1 and *Szeptyckitheca* sp. 1. As bioindicators of pasture-degraded and/or early-stage restoration areas, the families Cicadellidae and Delphacidae (Hemiptera) and the species

of Formicidae *Wasmannia auropunctata* and *Camponotus melanoticus* were recorded. It was concluded that the leaf litter arthropod fauna groups are effective bioindicators of ecological restoration. The data obtained underline the importance of restoration and conservation measures of the PNSI.

Key words: Ecological succession. Natural regeneration. Nucleation techniques. Conservation Unit. Formicidae. Ombrophilous Dense forest.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1.1.** Mapa com a localização do Parque Nacional da Serra do Itajaí (em vermelho).
Fonte: Leandro Blunk (2017). 28
- Figura 1.2.** Módulo de plantio adaptado de Grupo de Anderson. Sendo: P: pioneiras; CL: clímax exigentes de luz; CS: clímax tolerantes à sombra. Fonte: Meneghetti e Vitorino (2018).
..... 31
- Figura 1.3.** Localização das áreas amostrais e das parcelas de monitoramento no Faxinal do Bepe. Fonte: Leandro Blunk (2017). 32
- Figura 1.4.** Abundância total e riqueza de famílias por área amostral. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais. 36
- Figura 1.5.** Índices de diversidade de Margalef e Berger-Parker. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais. 36
- Figura 1.6.** Análise de agrupamento pelo método UPGMA a partir do índice quantitativo de Bray-Curtis. Linha de corte representada pela linha tracejada. 37
- Figura 1.7.** Temperatura média, mínima e máxima observada nas áreas amostrais no Faxinal do Bepe. Barra de erros referem-se ao erro padrão. 39
- Figura 1.8.** Umidade relativa do ar média, mínima e máxima nas áreas amostrais localizadas no Faxinal do Bepe. Barra de erros referem-se ao erro padrão. 40
- Figura 1.9.** Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as áreas amostrais do Faxinal do Bepe. 42
- Figura 1.10.** Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as famílias da Classe Insecta coletadas no Faxinal do Bepe. 43

CAPÍTULO II

- Figura 2.1.** Número total de indivíduos (%) das Classes Collembola e Insecta nas diferentes áreas amostrais. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural, SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais. 63

Figura 2.2. Riqueza de espécies de Collembola nas diferentes áreas amostrais, sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais; SER: transposição de serapilheira.	67
Figura 2.3. Ordenação por meio da NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) das áreas amostrais no Faxinal no Bepe, PNSI, SC.	69

CAPÍTULO III

Figura 3.1. Diagrama de Whittaker construído a partir da abundância das espécies das áreas amostrais.	91
Figura 3.2. Diagrama de Whittaker construído a partir da abundância das espécies separados por área amostral.	91
Figura 3.3. Análise de agrupamento pelo método UPGMA a partir do índice quantitativo de Bray-Curtis.	92
Figura 3.4. Mapa de ordenação gerado a partir do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS).	93
Figura 3.5. Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as áreas amostrais relacionando a comunidade de espécies de colêmbolos e variáveis microclimáticas.	95
Figura 3.6. Análise de Correspondência Canônica (CCA) relacionando as espécies de colêmbolos e as variáveis microclimáticas coletadas nas diferentes áreas amostrais do Faxinal do Bepe.	96

CAPÍTULO IV

Figura 4.1. Mapa de ordenação gerado a partir da análise Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS).	115
Figura 4.2. Análise de agrupamento pelo método UPGMA a partir do índice de Bray-Curtis.	117
Figura 4.3. Análise de Correspondência Canônica (CCA) relacionando as variáveis microclimáticas com a assembleia de mirmecofauna da serapilheira das diferentes áreas amostrais.	118
Figura 4.4. Análise de Correspondência Canônica (CCA) relacionando as variáveis microclimáticas com as espécies que representam 70% da distinção entre as áreas amostrais, com base na análise SIMPER.	119

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1.1. Abundância e número de famílias (N) dos grupos funcionais de Insecta nas áreas amostrais. FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais.....	38
Tabela 1.2. Variações dos parâmetros microclimáticos de temperatura (°C) e umidade relativa do ar (%) entre as áreas amostrais.	41
Tabela 1.3. Parâmetros fitossociológicos, riqueza de espécies e índice de diversidade de Shannon da cobertura vegetal nas diferentes áreas amostrais no Faxinal do Bepe, PNSI, SC. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas e; POL: poleiros artificiais.....	44

CAPÍTULO II

Tabela 2.1. Categorias de inibição e estimulação do índice V de Wardle (WARDLE, 1995).	61
Tabela 2.2. Abundância das famílias de Insecta classificadas como eudominantes, dominantes e subdominantes nas áreas amostrais Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; PLA: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais; SER: transposição de serapilheira.	64
Tabela 2.3. Percentual de famílias classificadas nas categorias de inibição e estimulação (WARDLE, 1995) nas diferentes áreas amostrais no dois anos de amostragem.	65
Tabela 2.4. Índice V de Wardle para as famílias da entomofauna de serapilheira nas áreas amostrais no Faxinal do Bepe, PNSI, nos dois anos de amostragem (ano 1: abri/17 até fevereiro/2018; ano 2: abril/2018 até dezembro/2018).	65
Tabela 2.5. Espécies de Formicidae indicadoras das áreas do Faxinal do Bepe, PNSI, SC....	67
Tabela 2.6. Espécies de Collembola indicadoras do Faxinal do Bepe, PNSI, SC.....	68
Tabela 2.7. Resultados da PERMANOVA com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis para as matrizes de família de Insecta, espécies de Formicidae e espécies de Collembola. Valores de p seguidos de * indicam variação significativa para $p < 0,05$	69

CAPÍTULO III

Tabela 3.1. Número de indivíduos das ordens da Classe Collembola coletadas no período de abril/2017 até dezembro/2018.	88
--	----

Tabela 3.2. Espécies de Collembola e número de indivíduos coletados nas áreas de floresta nativa (FLO), regeneração natural (REG), plantio de mudas (PLAN), poleiros artificiais (POL) e transposição de serapilheira. 89

Tabela 3.3. Resultado da ANOSIM comparando a composição de espécies de colêmbolos entre as diferentes áreas amostrais no Faxinal do Bepe. Sendo: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; NS: não significativo. 93

Tabela 3.4. Espécies de colêmbolos que contribuíram com até 90% para a dissimilaridade entre as áreas amostrais determinada a partir da análise SIMPER. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; POL: poleiros artificiais; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas. 94

CAPÍTULO IV

Tabela 4.1. Riqueza de espécies observada (S obs.) e número de espécies exclusivas (Excl.) nas áreas amostrais. 114

Tabela 4.2. Resultado da ANOSIM comparando a composição de espécies de formigas entre as diferentes áreas amostrais no Faxinal do Bepe. Sendo: *: $p < 0,01$; **: $p < 0,001$; NS: não significativo. 115

Tabela 4.3. Espécies de formigas que contribuíram com até 50% para a dissimilaridade entre as áreas amostrais determinada a partir da análise SIMPER. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; POL: poleiros artificiais; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas. 116

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	17
REFERÊNCIAS	21
CAPÍTULO I: PARÂMETROS ESTRUTURAIS DA ENTOMOFAUNA DA SERAPILHEIRA EM ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA	25
RESUMO	25
1. INTRODUÇÃO.....	26
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	28
3. RESULTADOS	35
4. DISCUSSÃO.....	44
5. CONCLUSÕES.....	50
6. REFERÊNCIAS	51
CAPÍTULO II: INSECTA E COLLEMBOLA COMO BIOINDICADORES DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NA FLORESTA OMBRÓFILA Densa MONTANA DO SUL DO BRASIL.....	56
RESUMO	56
1. INTRODUÇÃO.....	57
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	59
3. RESULTADOS	62
4. DISCUSSÃO.....	70
5. CONCLUSÕES.....	76
6. REFERÊNCIAS	77
CAPÍTULO III: PARÂMETROS ESTRUTURAIS DA COMUNIDADE DA CLASSE COLLEMBOLA EM ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NA FLORESTA OMBRÓFILA Densa CATARINENSE	82
RESUMO	82
1. INTRODUÇÃO.....	83
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	85
3. RESULTADOS	88
4. DISCUSSÃO.....	96

5. CONCLUSÕES	103
6. REFERÊNCIAS	103

CAPÍTULO IV: ASPECTOS ECOLÓGICOS DA MIRMECOFAUNA DA SERAPILHEIRA EM ÁREAS SUBMETIDAS À RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NA FLORESTA OMBRÓFILA Densa EM SANTA CATARINA	108
--	-----

RESUMO	108
1. INTRODUÇÃO.....	109
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	110
3. RESULTADOS	113
4. DISCUSSÃO	119
5. CONCLUSÕES	127
6. REFERÊNCIAS	127

CONCLUSÕES GERAIS	132
RECOMENDAÇÕES GERAIS	134
APÊNDICE A.	135
APÊNDICE B.....	139
APÊNDICE C.....	140

INTRODUÇÃO GERAL

O Bioma Mata Atlântica cobria, originalmente, 15% do território brasileiro, estendendo-se por toda costa brasileira, desde o Estado do Rio Grande do Sul até o Rio Grande do Norte (SOS MATA ATLÂNTICA, 2018). Devido aos intensos processos de uso e ocupação do solo, atualmente, o Brasil possui 28% da cobertura original da Mata Atlântica (REZENDE et al., 2018). No Estado de Santa Catarina, que está totalmente inserido neste Bioma, este percentual é de 27%, formado, na sua maioria, por florestas secundárias e fragmentadas que sofrem continuamente com fatores de degradação (VIBRANS et al., 2013). Nesse contexto, a Mata Atlântica caracteriza-se como um dos biomas mais ameaçados do mundo, ocupando o quarto lugar na lista dos 25 *hotspots* mundiais (MYERS et al., 2000).

Este cenário trouxe a necessidade de estratégias para mitigar e reverter os efeitos das ações antrópicas nos ecossistemas florestais. A restauração ecológica tem como objetivo o restabelecimento de áreas degradadas a partir da composição, estrutura e funcionamento de seu ecossistema original, levando em consideração aspectos ecológicos, econômicos, sociais e culturais (SER, 2004). Na legislação brasileira, o conceito de restauração é apresentado na Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000 que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), sendo restauração definido como a “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original”. Nesse contexto, as principais metas relacionadas à ações de restauração ecológica estão associados à proteção dos recursos edáficos e hídricos, restabelecimento da biodiversidade, dos processos ecológicos e serviços ecossistêmicos (SER, 2004; MARTINS, 2012).

No início do século XIX, a Mata Atlântica foi cenário da primeira iniciativa de restauração de área degradada no Brasil, que iniciou com o plantio de mudas de espécies exóticas e baixa diversidade de espécies nativas, ignorando processos ecológicos (RODRIGUES et al., 2009). No entanto, com a evolução de pesquisas voltadas para a ecologia da restauração, atualmente as iniciativas baseiam-se no retorno de processos ecológicos básicos e em acelerar o processo de sucessão ecológica (RODRIGUES et al., 2009). Desse modo, estratégias baseadas em práticas silviculturais convencionais passaram a ser substituídas por estratégias com enfoque na resiliência dos ecossistemas (RODRIGUES et al., 2009; MARTINS et al., 2012) a partir da aplicação de diferentes técnicas e metodologias de restauração ecossistêmica como, por exemplo, as técnicas nucleadoras (CORBIN e HOLL, 2012).

A avaliação e monitoramento das iniciativas de restauração constitui-se em uma das etapas fundamentais, uma vez que permite observar se os objetivos propostos estão sendo alcançados ou se pode haver a necessidade de redimensionamentos (BRANCALION et al., 2012). Essa etapa é realizada através de indicadores que, na sua maioria, são baseados em parâmetros da comunidade vegetal como sua estrutura, composição, funcionamento e serviços ecossistêmicos (BRANCALION et al., 2012; SUGANUMA e DURIGAN, 2015; GATICA-SAAVEDRA et al., 2017).

Para que uma iniciativa de restauração seja considerada bem sucedida, é necessário que o ecossistema se torne auto-sustentável (SER, 2004), sendo necessário compreender e restabelecer processos ecológicos fundamentais para a manutenção dos mesmos. Nesse contexto destaca-se a serapilheira, que consiste na camada de material orgânico formada pela queda de material vegetal sobre o solo, sendo esta a principal via de retorno de nutrientes para o solo (VITOUSEK e SANFORD, 1986; CALDEIRA et al., 2008). Sua decomposição se dá a partir de interações entre a matéria orgânica, microrganismos, condições ambientais e da comunidade de invertebrados (CELENTANO et al., 2010). Os principais organismos decompositores são os fungos e as bactérias, porém, os invertebrados que habitam na interface solo-serapilheira desempenham função fundamental no processo de decomposição através da fragmentação e ingestão da serapilheira (MOLLES JR., 2013; BANI et al., 2018).

Desse modo, a fauna possui papel fundamental no processo de restauração ecológica, na qual as relações mutualistas e antagonistas entre fauna e flora criam cenário favorável para a restauração de ecossistemas degradados, sendo essenciais para o sucesso da restauração (CAMPOS et al., 2012), podendo ser considerada como parâmetro para o monitoramento e avaliação. Entretanto, o efeitos das diferentes estratégias de restauração ecológica na comunidade de artrópodes de serapilheira bem como o potencial dessas técnicas em proporcionar a reestruturação dessa comunidade são amplamente desconhecidos nos ecossistemas tropicais (COLE et al., 2016).

Os organismos das Classes Insecta e Collembola que habitam a interface solo-serapilheira destacam-se pela sua representatividade, importância e participação nas interações ecológicas e nos serviços ecossistêmicos. A Classe Insecta possui relação direta e/ou indireta com todas as categorias de serviços ecossistêmicos (MEA, 2005; LAVELLE et al., 2006; PRATHER e LAWS, 2018). Apresentam relações generalistas e especialistas, como a polinização, dispersão, controle biológico na regulação de plantas, animais e micro-organismos, recurso alimentar para animais predadores e parasitoides, formação e manutenção da qualidade do solo a partir da participação em processos físicos, químicos e biológicos (LAVELLE et al.,

2006; RECH et al., 2014), interações facilitadoras pela construção de abrigos nas estruturas das plantas (CORNELISSEN et al., 2016), ação indireta na dinâmica de nitrogênio em ecossistemas florestais (ULYSHEN, 2015), entre outros atributos. Dos insetos, destacam-se as formigas (Hymenoptera: Formicidae) pela sua influência na dinâmica ecológica dos ecossistemas florestais e, através da construção de seus ninhos, proporcionam alterações físicas, químicas e biológicas no solo, além de desempenharem diversas outras funções nos ecossistemas (LAVELLE, 1996; BRANDÃO et al., 2012).

Os colêmbolos (Hexapoda: Collembola) são microartrópodes com distribuição cosmopolita, preferencialmente habitando a interface solo-serapilheira (RUSEK, 1998; BELLINGER et al., 1996-2019). Sua importância ecológica se dá por serem organismos base de cadeia trófica, consistindo no recurso alimentar de um amplo grupo de fauna, por estarem indiretamente envolvidos nos processos de decomposição da matéria orgânica e formação do solo (RUSEK, 1998; HOPKIN, 1997).

A comunidade da entomofauna e colembolofauna é afetada por diferentes fatores como estrutura da vegetação, estágio sucessional, tipo de solo, condições microclimáticas (ZEPPELINI et al., 2009; HOPP et al., 2010; OTTERMANN et al., 2011). Desse modo, são organismos que apresentam potencial como bioindicadores da restauração de ambientes degradados. Alguns estudos consideraram parâmetros ecológicos da Classe Collembola (ZEPPELINI et al., 2009; DERENGOSKI, 2017) e da Classe Insecta (COLE et al., 2016) em ecossistemas tropicais. Para Insecta, análises também foram realizadas em grupos específicos, com destaque para a família Formicidae (Hymenoptera) (RIBAS et al., 2012; SCHMIDT et al., 2013) e Ordem Coleoptera (AUDINO et al., 2014).

Entretanto, nas iniciativas de restauração na Mata Atlântica, esses organismos raramente são incluídos no monitoramento da restauração ecológica, acarretando numa lacuna de conhecimento dos fatores que podem limitar o restabelecimento desses organismos na medida em que a restauração evolui e dos padrões de respostas em áreas com diferentes técnicas de restauração ecológica. Entre os fatores que explicam essa escassez de pesquisas está a necessidade da consulta com especialistas para a identificação de espécies.

Nos últimos anos, o Brasil assumiu compromissos e estabeleceu metas para a restauração de ambientes degradados. Na Conferência das Nações Unidas sobre Mudança Climática, com o objetivo de reduzir emissões dos gases do efeito estufa, o Brasil se comprometeu em recuperar 15 milhões de hectares de pastagens degradadas até o ano de 2030 (BRASIL, 2012). O Pacto pela Restauração da Mata Atlântica é a iniciativa que tem como objetivo a recuperação de 15 milhões de hectares até o ano de 2050 (SOS MATA

ATLÂNTICA, 2016). Isso ressalta a importância de se obter conhecimento das potencialidades das diferentes técnicas de restauração para este tipo de degradação bem como o de avaliar o retorno dos processos ecológicos fundamentais para a auto manutenção do ecossistema, das quais muitos dependem da comunidade de insetos e colêmbolos da serapilheira.

As Unidades de Conservação (UCs) são os espaços territoriais, definidos em lei, voltados para a conservação da natureza (BRASIL, 2000), entretanto, poucos esforços são voltados para a restauração de áreas degradadas dentro desses espaços, que podem sofrer com efeitos de borda ou pela presença de espécies exóticas invasoras (DURIGAN e ENGEL, 2012), como é o caso do Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI).

O PNSI é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral localizada na região do Vale do Itajaí, no Estado de Santa Catarina, possuindo área total de aproximadamente 57 mil hectares, inseridos nos domínios do Bioma Mata Atlântica (BRASIL, 2009; IBGE, 2012). Entretanto, possui 1.453 hectares de áreas degradadas devido à supressão da vegetação nativa para implantação de atividades agrícolas, silviculturais e pecuárias (BRASIL, 2009). A restauração dessas áreas degradadas é incontestável, uma vez que o PNSI fornece importantes serviços ecossistêmicos para a população do Vale do Itajaí além de promover a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica (BRASIL, 2009).

O Projeto Restaurar, implementado entre os anos de 2014 e 2017, teve como objetivo restaurar 300 hectares de áreas degradadas em local denominado como Faxinal do Bepe a partir da implantação de diferentes técnicas de restauração ecológica e a realização do monitoramento de diferentes grupos faunísticos (VITORINO e ADENESKY-FILHO, 2018).

Dessa forma, o objetivo desta tese é avaliar os efeitos de diferentes técnicas de restauração ecológica na comunidade de artrópodes de serapilheira (Classe Insecta e Collembola), a partir da observação da estruturação das comunidades e populações desses organismos frente à locais com diferentes níveis de sucessão ecológica e de como variáveis ambientais se alteram de acordo com a técnica de restauração. Além de identificar bioindicadores das diferentes fases de restauração de áreas de pastagem. Como consequência desse estudo, também será gerado conhecimento referente a biodiversidade dos insetos, espécies de formigas e colêmbolos do Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI).

Para tal, a presente tese está estruturada em quatro capítulos, sendo eles:

Capítulo I: Parâmetros estruturais da entomofauna da serapilheira em áreas em processo de restauração ecológica.

Capítulo II: Insecta e Collembola como bioindicadores da restauração ecológica na Floresta Ombrófila Densa do Sul do Brasil.

Capítulo III: Parâmetros estruturais da comunidade da Classe Collembola em áreas em processo de restauração ecológica na Floresta Ombrófila Densa catarinense.

Capítulo IV: Aspectos ecológicos da mirmecofauna da serapilheira em áreas submetidas à restauração ecológica na Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina.

REFERÊNCIAS

AUDINO, L. D.; LOUZADA, J.; COMITA, L. Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity? **Biological Conservation**, v. 169, p. 248-257, 2014.

BANI, A.; PIOLI, S.; VENTURA, M.; PANZACCHI, P.; BORRUSO, L.; TOGNETTI, R.; TONON, G.; BRUSETTI, L. The role of microbial community in the decomposition of leaf litter and deadwood. **Applied Soil Ecology**, v. 126, p. 75-84, 2018.

BELLINGER, P. F.; CHRISTIANSEN, K. A.; JANSSENS, F. 1996-2019. **Checklist of the Collembola**. Disponível em: www.collembola.org.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, UFV, 2012, p. 262-291.

BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; DELABIE, J. H. C. Neotropical ants (Hymenoptera) functional groups: nutritional and applied implications. In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Eds). **Insect bioecology and nutrition for integrated pest management**. CRC Press, Boca Raton, p. 213-236, 2012.

BRASIL. **Lei nº 9.985** de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, DF, jul 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Manejo – Parque Nacional da Serra do Itajaí**. 2009. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/pn_serra_do_itaja%C3%AD.pdf>.

BRASIL. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. **Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: plano ABC** (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono), Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério do Desenvolvimento Agrário, Brasília: MAPA/ACS, 2012, 173 p.

CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAADT, S. S.; MORAES, E.; BALVINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em um Floresta Ombrófila Densa. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 29, n. 1, p. 53-68, 2008.

CAMPOS, W. H.; NETO, A. M.; PEIXOTO, 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. 439-440, 2012.

CELESTANO, D.; ZAHAWI, R. A.; FINEGAN, B.; CASANOVES, F.; OSTERTAG, R.; COLE, R. J.; HOLL, K. D. Restauración ecológica de bosques tropicales en Costa Rica: efecto de varios modelos en la producción, acumulación y descomposición de hojarasca. **Revista de Biología Tropical**, v. 59, n. 3, p. 1323-1336, 2011.

COLE, R. J.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A.; WICKEY, P.; TOWNSEND, A. R. Leaf litter arthropod responses to tropical forest restoration. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 15, p. 5158-5168, 2016.

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

CORNELISSEN, T.; CINTRA, F.; SANTOS, J. C. Shelter-Building insects and their role as Ecosystem Engineers. **Neotropical Entomology**, v. 45, n. 1, p. 1-12, 2016.

DERENGOSKI, J. A. **Fauna edáfica bioindicadora em áreas sob tecnologias de restauração florestal no sudoeste do Paraná**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós Graduação em Agronomia), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, Paraná. 2017, 116 p.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S. V. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, UFV, 2012, p. 41-68.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 850-857, 2017.

HOPKIN, S. P. **Biology of the Springtails**: (Insecta: Collembola). United States, Oxford University Press, 1997, 344 p.

HOPP, P. W.; OTTERMANN, R.; CARON, E.; MEYER, S.; ROß-NICKOLL, M. Recovery of litter inhabiting beetle assemblages during forest regeneration in the Atlantic forest of Southern Brazil. **Insect Conservation and Diversity**, v. 3, p. 103-113, 2010.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Brasília: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012, 271p.

LAVELLE, P. Diversity of soil fauna and ecosystem function. **Biology International**, v. 33, p. 3-16, 1996.

LAVELLE, P.; DECÄENS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J-P. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. S3-S15, 2006.

MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T. M. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, UFV, p. 17-40, 2012.

MEA – Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and human well-being**. Wetlands and water synthesis. World Resources Institute, Washington, DC, 2005.

MOLLES JR., M. C. **Ecology: concepts and applications**. New, York, McGraw-Hill, 2013, 567 p.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B. Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 845-853, 2000.

OTTERMANN, R.; HOPP, P. W.; GUSCHAL, M.; SANTOS, G. P.; MEYER, S.; ROß-NICKOLL, M. Causal relationship between leaf litter beetle communities and regeneration patterns of vegetation in the Atlantic rainforest of Southern Brazil (Mata Atlântica). **Ecological Complexity**, v. 8, p. 299-309, 2011.

PRATHER, C. M.; LAWS, A. N. Insects as a piece of the puzzle to mitigate global problems: an opportunity for ecologists. **Basic and Applied Ecology**, v. 26, p. 71-81, 2018.

RECH, A. R.; AGOSTINI, K.; OLIVEIRA, P. E.; MACHADO, I. C. (Orgs.) **Biologia da Polinização**. Ceres Belchior, Rio de Janeiro, 2014, 527 p.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBAS, C. R.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C.; CAMPOS, R. B. F.; VALENTIM, C. L.; SCHOEREDER, J. H. Ants as indicators of the success of rehabilitation efforts in deposits of gold mining tailing. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 6, p. 712-720, 2012.

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

RUSEK, J. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1207-1219, 1998.

SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 158-166, 2013.

SER. SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org/resources/resources-detail-view/ser-international-primer-on-ecological-restoration>>. Acesso em: 13 mai. 2018.

SOS MATA ATLÂNTICA. 2016. **Brasil ratifica acordo que prevê a restauração de 12 milhões de hectares até 2030**. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/105392/> Acesso: 19 abr. 2019.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas da Mata Atlântica**. Disponível em: < <https://www.sosma.org.br>>. Acesso em 22 jul. 2018.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forest using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015.

ULYSHEN, M. D. Insect-mediated nitrogen dynamics in decomposing wood. **Ecological Entomology**, v. 40, n. S1, p. 97-112, 2015.

VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L., GASPER, A. L., LINGNER, D. V. **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina: Floresta Ombrófila Densa**. – Blumenau: Edifurb, 2013.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD, R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, p. 137-167, 1986.

VITORINO, M. D.; ADENESKY-FILHO, E. (Orgs.) **Diagnóstico Prévio - subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica**. Blumenau, Edifurb, 2018, 190 p.

ZEPPELINI, D.; BELLINI, B. C.; CREÃO-DUARTE, A. J.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Collembola as bioindicators of Restoration in mined sand dunes of Northeastern Brazil. **Biodiversity Conservation**, v, 18, p. 1161-1170, 2009.

CAPÍTULO I: PARÂMETROS ESTRUTURAIS DA ENTOMOFAUNA DA SERAPILHEIRA EM ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

RESUMO

Os insetos são representativos da biodiversidade na interface solo-serapilheira, mediando importantes processos ecológicos e serviços ecossistêmicos. Entretanto, pouco se conhece sobre os efeitos de diferentes técnicas de restauração ecológica neste grupo faunístico. O objetivo deste trabalho foi o de avaliar os padrões de variações microclimáticas e de parâmetros ecológicos da entomofauna de serapilheira em áreas em processo de restauração. O estudo foi realizado na área do Faxinal do Bepe, no Parque Nacional da Serra do Itajaí, em cinco áreas amostrais sendo elas: 1) floresta nativa (referência); 2) regeneração natural; 3) área de pastagem com plantio de mudas em módulos; 4) área de pastagem com transposição de serapilheira e; 5) área de pastagem com poleiros artificiais. Os artrópodes foram coletados a partir da instalação de armadilhas *pitfall* no períodos de abril/2017 a dezembro/2018, bimestralmente. Para a análise de dados foram considerados dados de abundância, riqueza, diversidade, grupos funcionais, análises de ordenação e agrupamento e correlações microclimáticas. Foram coletados um total de 10.417 insetos de 14 ordens e 142 famílias. A técnica de transposição de serapilheira foi a que sustentou a comunidade de artrópodes mais próxima estruturalmente das áreas de regeneração natural e floresta nativa. A comunidade da entomofauna de serapilheira apresentou uma forte correlação com as variáveis microclimáticas, sendo um fator determinante para a recolonização destes nas áreas em processo de restauração. Medidas de diversidade e similaridade refletiram as condições ambientais das áreas amostrais. A estrutura da comunidade da entomofauna de serapilheira identificada ao nível de famílias muda com o nível de sucessão ecológica, sofrendo efeitos da estrutura vegetal, temperatura e umidade relativa do ar, tornando-os potenciais bioindicadores ambientais da restauração ecológica, podendo ser base para tomada de decisões quanto à medidas de restauração.

Palavras-chave: sucessão ecológica, microclima, grupos funcionais, diversidade, bioindicador, suficiência taxonômica.

1. INTRODUÇÃO

A supressão da vegetação nativa para fins de uso antrópico causa efeitos negativos nos ecossistemas florestais pela simplificação das comunidades da flora (MAÇANEIRO et al., 2017), alterações na estrutura da comunidade da fauna (SILVA et al., 2007), mudanças microclimáticas (HOLL, 1999) e das características físicas, químicas e biológicas do solo (BEIROZ et al., 2014; NOGUEIRA et al., 2016). Muitas áreas de pastagens são abandonadas o que pode resultar em formações de florestas secundárias (ADENESKY-FILHO et al., 2017; MAÇANEIRO et al., 2017) com características estruturais que variam de acordo com a distância de fontes de propágulos e do nível de intensidade do uso do solo (GUARIGUATA e OSTERTAG, 2001).

Na comunidade da entomofauna de serapilheira, a substituição da cobertura vegetal nativa por pastagens causam diminuição e/ou alterações na diversidade, abundância e composição (NAKAMURA et al., 2007; BEIROZ et al., 2014). As consequências dessas alterações são notavelmente importantes uma vez que os insetos são representativos da fauna na interface solo-serapilheira (KORASAKI et al., 2013), desempenhando papéis chave nos processos ecológicos (RUSEK, 1998; LAVELLE et al., 2006) e serviços ecossistêmicos (SCHOWALTER et al., 2018). Diversos fatores podem afetar a comunidade de insetos como, por exemplo, a estrutura da vegetação, fragmentação do habitat, condições microclimáticas, estágios de regeneração da vegetação e distúrbios antrópicos (OTTERMANN et al., 2011; SALOMÃO et al., 2019; SÁNCHEZ-REYES et al., 2019). Entender as relações da estrutura da comunidade desses organismos com as variáveis do ambiente é um fator essencial para a aplicação desses organismos como bioindicadores de monitoramento de restauração dos ecossistemas (GRAHAM et al., 2009).

A restauração ecológica de ecossistemas pode ser entendida como o retorno de um ecossistema degradado à uma condição não degradada e o mais próximo possível da sua condição original (BRASIL, 2000) contendo recursos bióticos e abióticos até que se torne autossustentável (SER, 2004). Estratégias de restauração podem ser realizadas mediante aplicação de diferentes técnicas, podendo ser de forma passiva, estimulando a regeneração natural da área a partir do isolamento dos fatores de degradação, ou de forma ativa, na qual são implantadas técnicas que aceleram e/ou estimulam a sucessão natural na área (MARTINS, 2018; TRENTIN et al., 2018).

No Brasil, o plantio de mudas de espécies arbóreas em área total é a técnica mais aplicada em projetos de restauração ecológica (MARTINS et al., 2012). No entanto, com a

evolução dos estudos de restauração de ecossistemas degradados, as iniciativas começaram a ser voltadas para o retorno de processos ecológicos básicos, baseadas nos princípios da sucessão ecológica (RODRIGUES et al., 2009) sendo propostas medidas alternativas como, por exemplo, as técnicas nucleadoras (CORBIN e HOLL, 2012). Dentre as estratégias utilizadas no Brasil, as técnicas de poleiros artificiais, transposição de serapilheira e plantios em módulos apresentam resultados promissores (DIAS et al., 2014; MARTINS et al., 2017; TRENTIN et al., 2018).

Devido a sua importância ecológica, ações de restauração devem promover condições para o restabelecimento da comunidade da entomofauna da serapilheira. Para que um ecossistema seja considerado restaurado, é necessário o retorno das interações ecológicas (SER, 2004), o que torna a influência das técnicas de restauração sobre os insetos notavelmente importantes. Porém, os padrões de respostas dessas comunidades às diferentes estratégias de restauração ainda são pouco conhecidos e, para a definição de estratégias de monitoramento faz-se necessário a obtenção do máximo de informações referente à dinâmica da comunidade da entomofauna, pois a utilização desses organismos como bioindicadores no monitoramento da restauração ecológica só será possível se conhecermos e compreendermos os padrões de respostas às alterações ambientais.

Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar os padrões de variações microclimáticas e de parâmetros ecológicos da comunidade da entomofauna de serapilheira em áreas submetidas à restauração ecológica a partir da implantação de diferentes técnicas na Floresta Ombrófila Densa Montana.

Buscamos testar as seguintes hipóteses:

1) A estrutura da vegetação é determinante na ocorrência da entomofauna de serapilheira, sendo que quanto maior a heterogeneidade vegetal, maior a riqueza de insetos na serapilheira;

2) O microclima varia ao longo dos gradientes sucessionais, com temperaturas mais quentes e mais variáveis nas áreas em processo inicial de restauração, diminuindo com o avanço da sucessão e sendo determinantes no estabelecimento da comunidade de insetos na serapilheira

3) O microclima varia ao longo dos gradientes sucessionais, com umidade relativa do ar menor e mais variável nas áreas em processo inicial de restauração, aumentando com o avanço da sucessão e sendo determinantes no estabelecimento da comunidade de insetos da serapilheira.

4) Há diferenças nas abundância de grupos funcionais da entomofauna de serapilheira entre diferentes tipos de habitat.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Os levantamentos foram realizados no do Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI) (localizado entre 27°00' e 27°17'S e 49°01' e 49°21'O) em local denominado Faxinal do Bepe, no município de Indaial, Santa Catarina. O PNSI possui área total de 57.374 hectares, localizado na região do Vale do Itajaí, Santa Catarina, Brasil (Figura 1.1). Abrange nove municípios catarinenses, sendo eles: Ascurra, Apiúna, Blumenau, Botuverá, Gaspar, Guabiruba, Indaial, Presidente Nereu e Vidal Ramos (BRASIL, 2009).

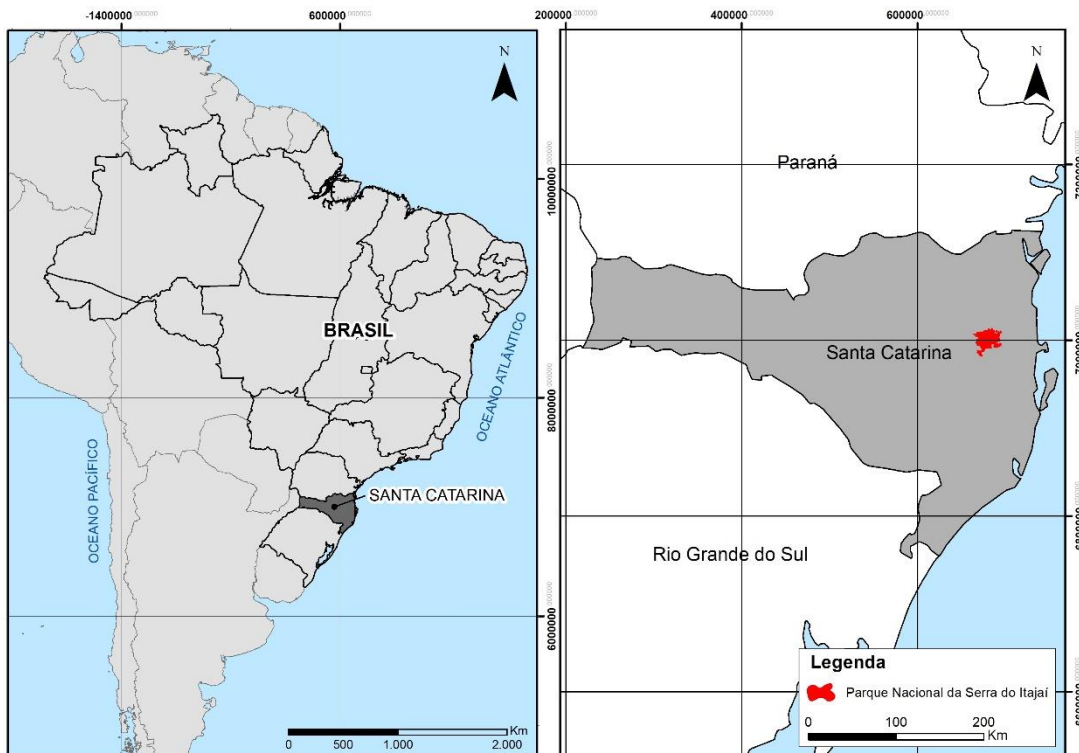


Figura 1.1. Mapa com a localização do Parque Nacional da Serra do Itajaí (em vermelho).
Fonte: Leandro Blunk (2017).

A área de estudo está inserida na bacia hidrográfica do rio Itajaí, abrigando as nascentes que abastecem os municípios catarinenses em que a UC está inserida (BRASIL, 2009). A região possui altitudes que variam de 600 a 800 metros, estando inseridas no Bioma Mata Atlântica, fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa Montana (BRASIL, 2009; IBGE, 2012). De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante na região é o subtropical mesotérmico úmido com verão quente (Cfa) (ALVARES et al., 2013). A temperatura média anual é de 20°

C, com umidade relativa do ar média em torno de 84% e precipitação com variação anual entre 1.500 e 1.600 mm, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (WREGE et al., 2009).

Na região do Faxinal do Bepe há predominância das classes de solo do tipo Cambissolos e Gleissolos, com inclusões de Argissolos e Neossolos Litólicos (BRASIL, 2009).

2.2 HISTÓRICO DA ÁREA

A ocupação do Faxinal do Bepe teve início a partir do ano de 1953, marcado pela exploração de espécies nativas para fins madeireiros e não madeireiros com destaque para as espécies *Ocotea catharinensis* Mez. (Lauraceae), *Aspidosperma australe* Müll.Arg. (Apocynaceae), *Duguetia lanceolata* A.St.-Hil. (Annonaceae), *Matayba guianensis* Aubl. (Sapindaceae), *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae), *Jacaranda micrantha* Cham. (Bignoniaceae) e *Ocotea odorifera* (Vell.) Rohwer. (Lauraceae) (BRASIL, 2009). Outra ação antrópica marcante foi a supressão da vegetação nativa para implantação de plantios agrícolas e pastagens. Atualmente, nessas áreas a cobertura vegetal é predominantemente herbácea-arbustiva, em que as espécies com maior valor de importância são *Piptocarpha regnellii* (Sch.Bip.) Baker (Asteraceae), *Vernonanthura discolor* (Spreng.) H.Rob. (Asteraceae), *Vernonanthura puberula* (Less.) H.Rob. (Asteraceae) e *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. &Schult. (Primulaceae) (ADENESKY-FILHO et al., 2017). Outra consequência da substituição da vegetação nativa por pastagens foi o desequilíbrio nos perfis de encostas, resultando em erosões (laminar, sulcos e voçorocas) e movimentos de massa (AUMOND et al., 2018). No geral, os solos das áreas de pastagens apresentam baixo pH (em torno de 4,3), variações entre baixo a médio teor de matéria orgânica e baixa qualidade nutricional (FENILLI e ADENESKY-FILHO, 2018).

O relevo do PNSI é bastante irregular, com morros de declividade acentuada que impossibilitou a exploração e a ocupação humana, fazendo com que a paisagem do entorno do Faxinal do Bepe seja marcada pela presença de fragmentos florestais em avançado estágio de regeneração e bem conservados (BRASIL, 2009).

2.3. ÁREAS AMOSTRAIS

As áreas amostrais consistem em área de floresta nativa, regeneração natural e três áreas de pastagem que, desde o ano de 2014, encontram-se em processo de restauração a partir da instalação de diferentes técnicas de nucleação implementadas pelo Projeto Restaurar/FURB.

Desse modo, foram determinadas cinco áreas amostrais, que corresponde aos tratamentos, sendo elas:

Floresta nativa: inserida no Bioma Mata Atlântica, fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa Montana (IBGE, 2012), encontra-se em avançado estágio de regeneração, com elevada riqueza de espécies arbóreas e herbáceas, sendo as espécies de maior valor de importância: *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg. (Euphorbiaceae), *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae), *Ocotea puberula* (Rich.) Ness (Lauraceae) e *Gutteria australis* A.St.-Hil. (Annonaceae). Esta vegetação foi definida como referência.

Regeneração natural: área correspondente ao tratamento de restauração passiva. Apresenta vegetação em estágio médio de sucessão, onde são registradas espécies arbóreas e arbustivas, predominantemente pioneiras, sendo as espécies de maior valor de importância: *Vernonanthura discolor* (Asteraceae) (Spreng.) H.Rob., *Piptocarpa regnellii* (Sch.Bip.) Cabrera (Asteraceae), *P. axillaris* (Less.) Baker, *P. angustifolia* Dusén ex Malme, *Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. (Primulaceae) e *Clethra scabra* Pers. (Clethraceae) (ADENESKY FILHO et al., 2017; MAÇANEIRO et al., 2017).

Transposição de serapilheira: técnica de nucleação que consiste em transpor a camada de serapilheira de uma área em avançado estágio de sucessão para a área a ser restaurada, com o objetivo reintroduzir na área o banco de sementes e diferentes populações da micro, meso e macrofauna (REIS et al., 2003). Os núcleos de serapilheira possuem dimensões de 1,0 x 1,0 metros e foram depositadas na área a ser restaurada em um quadrado aberto no solo com dimensões de 1,5 por 1,5 metros, distribuídos de forma aleatória, totalizando 60 núcleos por hectare. As camadas de serapilheira foram retiradas de remanescentes florestais do entorno em estágio médio de sucessão.

Plantio de mudas: a seleção de espécies para o plantio das mudas foram baseadas no inventário florístico-florestal realizado nas áreas do PNSI e as proporções de cada espécie foi determinada com base na estrutura dos remanescentes florestais. Para a disposição das mudas foram considerados os grupos ecológicos e adaptação à hidromorfia do solo (VITORINO e ADENESKY-FILHO, 2018). As mudas foram dispostas em núcleos adaptados de Anderson (1953) contendo 25 mudas, sendo 16 pioneiras (P), oito clímax exigentes de luz (CL) e uma

clímax tolerante à sombra (CS) (Figura 1.2). No total foram implantados 44 núcleos/ hectare (1.100 mudas/hectare) distribuídas de forma aleatória.

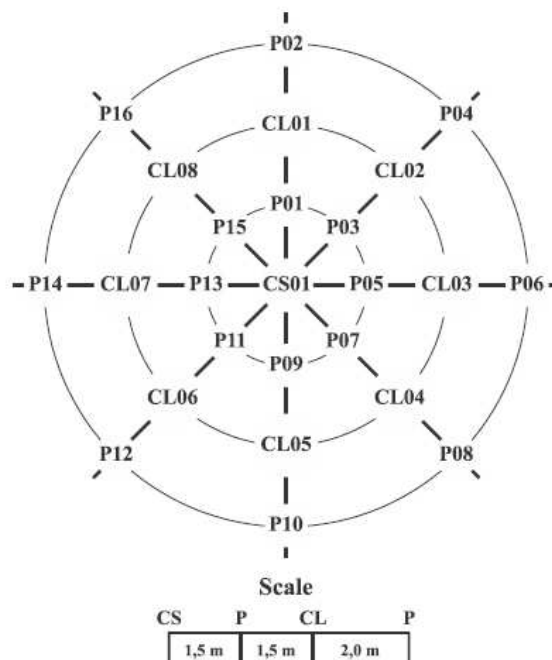


Figura 1.2. Módulo de plantio adaptado de Grupo de Anderson. Sendo: P: pioneiras; CL: clímax exigentes de luz; CS: clímax tolerantes à sombra. Fonte: Meneghetti e Vitorino (2018).

Poleiros artificiais: técnica de nucleação que tem como objetivo criar ambientes adequados para o pouso de aves como forma de atrair esses animais que são responsáveis pela dispersão de sementes de diversas espécies (REIS et al., 2003). Cada poleiro foi confeccionado com escoras de eucalipto de 3,5 metros de comprimento, enterrados 0,5 metros no solo. Na parte superior foram introduzidos bambus de 1,5 metros de comprimento, que servem como galhos para o pouso das aves. Foram instalados, de forma aleatória, 20 poleiros por hectare, totalizando 240 poleiros. Na área são observadas a presença de espécies vegetais regenerantes e cobertura representativa de *Pteridium aquilinum* (L) Kuhn (Polypodiaceae) no estrato herbáceo (SCHORN e MAÇANEIRO, 2018).

2.4. COLETA DE DADOS

Para a coleta dos dados, foi instalado uma parcela de 10 x 20 metros (200 m²) em cada área amostral, sendo elas: floresta nativa (27° 6' 19,80" S e 49° 11' 36,00" O, altitude: 765 metros), regeneração natural (27° 6' 30,60" S e 49° 11' 46,71" O, altitude: 692 metros), transposição de serapilheira (27° 6' 58,20" S e 49° 12' 34,80" O, altitude: 637 metros), poleiros

artificiais (27° 6' 35,40" S e 49° 12' 4,20" O, altitude: 661 metros) e plantio de mudas (27° 6' 45,00" S e 49° 12' 12,60" O, altitude: 639 metros) (Figura 1.3).

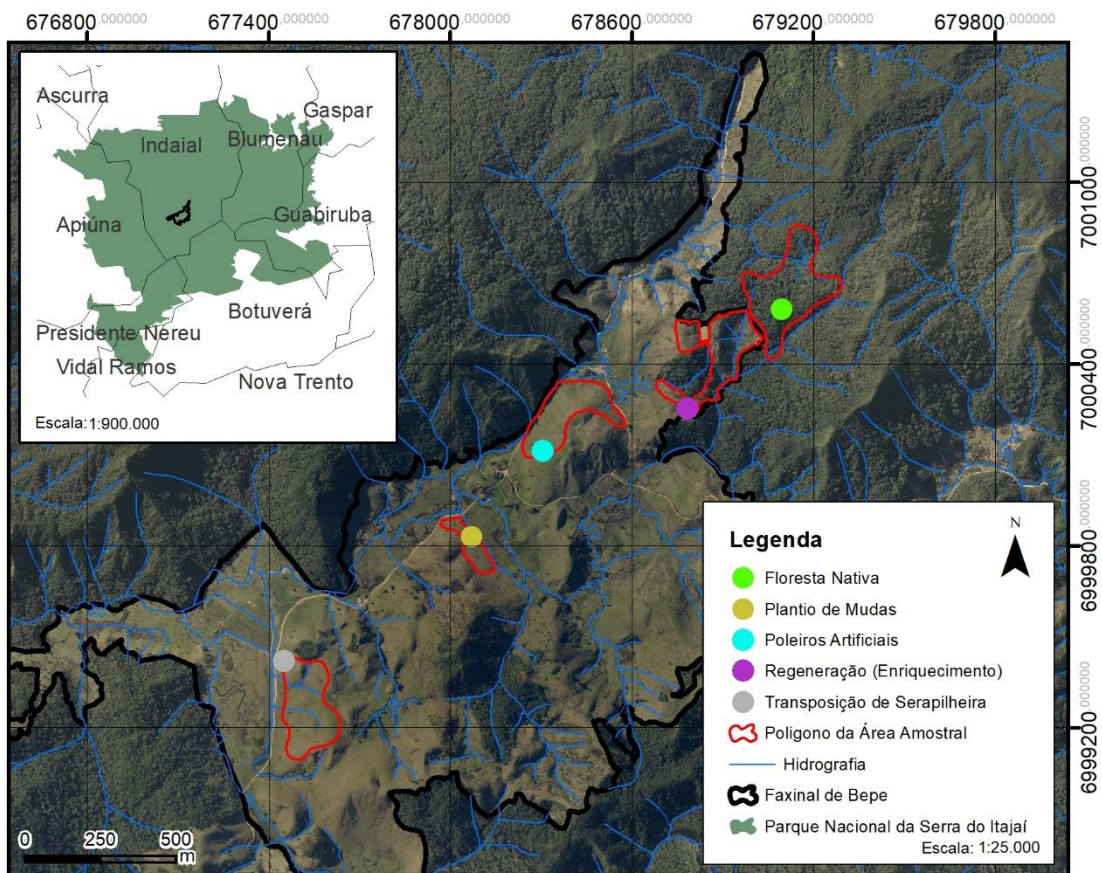


Figura 1.3. Localização das áreas amostrais e das parcelas de monitoramento no Faxinal do Bepe. Fonte: Leandro Blunk (2017).

Em cada parcela foram instaladas três armadilhas *pitfall* (altura: 18,5 cm; diâmetro superior: 21,5 cm; diâmetro inferior: 17 cm) ao nível do solo preenchidas com água, álcool (70%) e detergente biodegradável, que permaneceram no campo por um período de três noites. A instalação foi realizada no período de abril/2017 a dezembro/2018, bimestralmente, totalizando 11 coletas. A disposição dos pitfalls dentro das parcelas foi em diagonal.

2.4.1. Classe Insecta

Todo o material contido nas armadilhas foi triado, contado e identificado com o auxílio de microscópio estereoscópio de luz modelos Zeiss Stemi Dv4 e Olympus Sz40. A identificação foi realizada ao nível de ordem e família a partir de chaves dicotômicas disponíveis em Triplehorn e Johnson (2011) e Rafael et al. (2012). Após, os espécimes foram armazenados em frascos contendo álcool (70%) e incorporados à coleção entomológica do Laboratório de

Monitoramento e Proteção Florestal (LAMPF) da Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB).

2.4.2. Dados microclimáticos

Foram coletados dados de temperatura mínima, média e máxima (°C) e umidade relativa do ar mínima, média e máxima (%) durante o período em que os *pitfalls* permaneceram em campo. O equipamento utilizado para a coleta dos dados foi o *datalogger* Lascar Electronics, modelo EL-USB-2, instalado a 30 centímetros acima do nível do solo, próximo ao *pitfall* localizado no centro da parcela. Foi instalado um *datalogger* por área amostral, registrando os dados a cada 15 minutos.

2.4.3. Variáveis vegetacionais

Para levantamento de dados da vegetação, a amostragem, nas áreas de regeneração natural, transposição de serapilheira, plantio de mudas e poleiros artificiais foi adotado o método de quadrantes, segundo Cottam e Curtis (1956), distribuindo 25 pontos amostrais em duas linhas de levantamento, orientadas no sentido norte-sul, com distância entre linhas de 20 m e 10 m entre pontos amostrais. No ambiente de floresta nativa foram instaladas 64 parcelas de 10 m x 30 m (300 m²), orientadas no sentido norte-sul.

2.5. ANÁLISE DE DADOS

2.5.1. Comunidade da entomofauna da serapilheira

Os dados de riqueza total de famílias e abundância total foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e, posteriormente, ao teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) e *post-hoc* de Mann-Whitney para dados com distribuição não-paramétrica e análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ($p < 0,05$) para dados com distribuição paramétrica.

Para análise da diversidade, foram aplicados os índices de diversidade de Margalef (Mg) e Berger-Parker (BP). O índice de Margalef (Mg) é determinado através da seguinte equação: $Mg = (S - 1) / \ln N$, sendo S = riqueza de famílias; N = número total de indivíduos. O índice de Berger-Parker (BP) é definido como: $BP = N_{\text{máx}}/N$, sendo: $N_{\text{máx}}$ = número de indivíduos da família mais abundante; N = número total de indivíduos da amostra (MAGURRAN, 2011).

A similaridade foi avaliada a partir da Análise de Agrupamento pelo método UPGMA, através do índice quantitativo de Bray-Curtis (MAGURRAN, 2011). Foi determinado o coeficiente de correlação cofenética (CCC), que mede o quanto a matriz cofenética gerada pela análise de agrupamento corresponde à matriz original (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998). A determinação da linha de corte do dendrograma foi determinada a partir da medição da largura média da silhueta (BORCARD et al., 2011).

As famílias foram classificadas em grupos funcionais de acordo com o hábito alimentar e comportamental predominante de cada família seguindo as informações de Triplehorn e Johnson (2011) e Rafael et al. (2012), sendo determinados os seguintes grupos: sociais, detritívoros, predadores, parasitoides, fitófagos, fungívoros e onívoros. As famílias com abundância representativa e que possuem mais de um hábito predominante foram classificadas como onívoras. Para análise de diferenças significativas da abundância dos grupos funcionais por área amostral, os dados foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e, posteriormente, ao teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) e *post-hoc* de Mann-Whitney para dados não-paramétricos e análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ($p < 0,05$) para dados paramétricos.

As análises foram realizadas a partir da utilização do software R (R Development Core Team, 2009) e PAST versão 3.22 (HAMMER et al., 2001).

2.5.2. Dados microclimáticos

Os dados microclimáticos de temperatura mínima, média e máxima ($^{\circ}\text{C}$) e umidade relativa do ar mínima, média e máxima (%) foram submetidas ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e posterior análise de variância (ANOVA) e teste t de Tukey ($p < 0,05$) para distribuição paramétrica e teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) e *post-hoc* de Mann-Whitney para distribuição não-paramétrica. Foi utilizado o erro padrão como indicador da variação dos dados em cada coleta.

Para identificar quais variáveis microclimáticas melhor explicam a variação da composição das famílias de Insecta foi aplicado o procedimento multivariado Análise de Correspondência Canônica (CCA) (BORCARDT et al., 2011). Na CCA utilizaram-se como variáveis explicativas os dados microclimáticos de temperatura (mínima, média, máxima e erro padrão) e umidade relativa do ar (mínima, média, máxima e erro padrão). As variáveis respostas foram a composição e a abundância da entomofauna. Foram excluídas as famílias com abundância menor ou igual a dez pois estas contribuem pouco para a estrutura da comunidade

e podem dificultar a análise dos dados. Com a finalidade de corrigir as diferenças nas unidades de medida, foi aplicado a função “standardize” nas variáveis ambientais (ZAR, 2010). Primeiramente foi realizado uma Análise de Componentes Principais (PCA) (BORCARDT et al., 2011) com finalidade de identificar e remover as variáveis colineares. Após esse procedimento, as variáveis temperatura mínima, média e máxima e umidade relativa do ar mínima, média, máxima e erro padrão foram utilizadas para gerar a CCA. Finalmente, foram geradas duas ordenações, sendo uma com os pontos das áreas amostrais e a outra com as famílias de Insecta. A significância dos eixos de ordenação da CCA foi verificada através do teste de permutação de Monte Carlo (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998).

2.5.3. Variáveis vegetacionais

A caracterização da vegetação nos diferentes ambientes de estudo foi realizada através de levantamento fitossociológico, considerados os parâmetros de riqueza de espécies, densidade, frequência e dominância absolutos e diâmetro médio (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 2002), calculados a partir da utilização do software FITOPAC 2.1 (SHEPHERD, 2010) e o cálculo do índice de diversidade de Shannon (H') (MAGURRAN, 2011).

3. RESULTADOS

3.1. COMUNIDADE DA ENTOMOFAUNA DE SERAPILHEIRA

Foram coletados um total de 10.417 insetos, distribuídos em 14 ordens e 142 famílias. As ordens mais representativas, em número de indivíduos, foram Hymenoptera seguida de Coleoptera. Pelo número de famílias, as ordens mais representativas foram Diptera e Coleoptera, respectivamente (Apêndice A). As famílias com maior número de indivíduos foram Formicidae (Hymenoptera), Ptiliidae, Staphylinidae (Coleoptera) e a Superfamília Chalcidoidea (Hymenoptera) (Apêndice A).

Por área amostral, a floresta nativa apresentou maior abundância de insetos (25,76%), seguida por plantio de mudas (20,89%), regeneração natural (20,62%), transposição de serapilheira (18,12%) e poleiros artificiais (14,61%) (Figura 1.4). Não foram observadas diferenças significativas da abundância total entre as áreas amostrais ($F: 0,99; p: 0,41$). A maior riqueza de famílias foi observada na área floresta nativa ($n = 89$), seguido pela área de

regeneração natural ($n = 71$). A menor riqueza foi observada na área de poleiros artificiais ($n = 54$), porém, não foram observadas diferenças significativas da riqueza de famílias entre as áreas amostrais ($F: 2,07; p: 0,09$) (Figura 1.4).

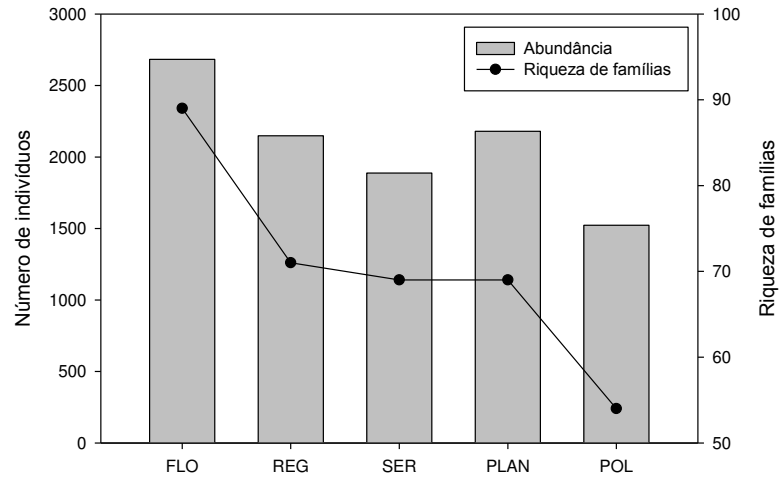


Figura 1.4. Abundância total e riqueza de famílias por área amostral. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais.

Pelo índice de diversidade de Margalef, a área mais diversa foi floresta nativa (Mg: 13,40) seguido por regeneração natural (Mg: 10,82). O menor valor foi observado em poleiros artificiais (Mg: 9,01). Padrão inverso foi observado pelo índice de Berger-Parker (Figura 1.5).

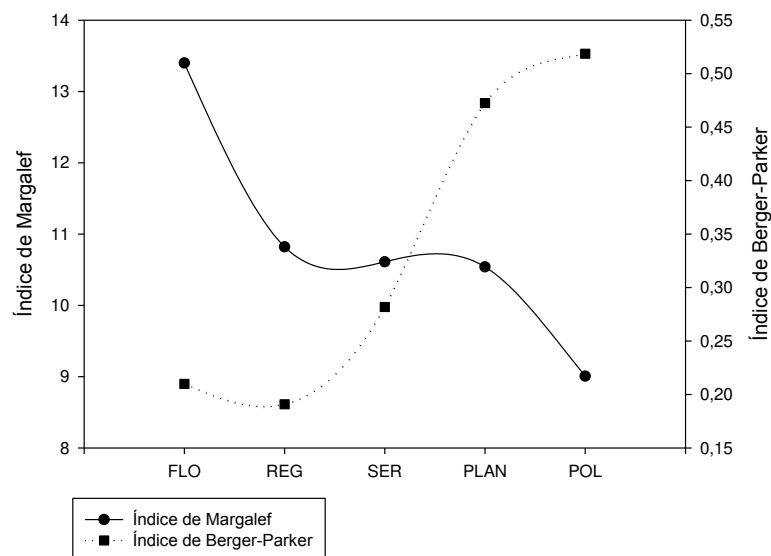


Figura 1.5. Índices de diversidade de Margalef e Berger-Parker. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais.

Pelo índice de similaridade de Bray-Curtis, pode-se observar a distinção de dois grupos: um composto pelas áreas de floresta nativa e regeneração natural e o outro composto pelas áreas de pastagens em processo de restauração ecológica. A similaridade da floresta nativa com as áreas com técnicas de nucleação variou entre 42% e 46%, quando considerado a área de regeneração natural, este valor é de 77% (Figura 1.6). A correlação cofenética foi de 0,98.

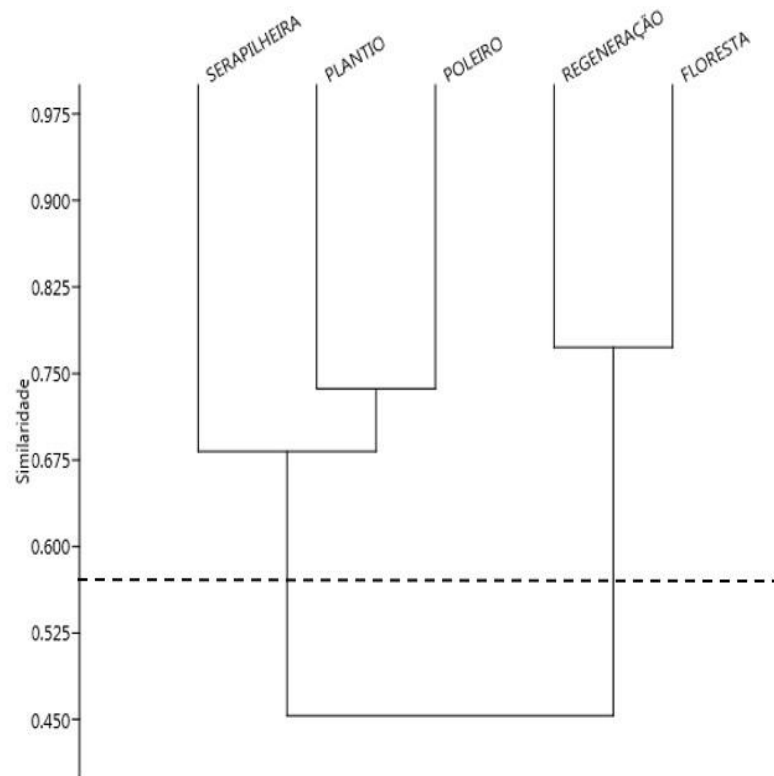


Figura 1.6. Análise de agrupamento pelo método UPGMA a partir do índice quantitativo de Bray-Curtis. Linha de corte representada pela linha tracejada.

3.2. GRUPOS FUNCIONAIS

Os grupos funcionais com maior número de famílias foram os fitófagos, seguidos pelos parasitoides (Apêndice B). Os mais abundantes foram os onívoros, seguidos pelos fitófagos e parasitoides. O grupo dos predadores foi o único que não apresentou diferenças significativas entre as áreas amostrais (Tabela 1.1). A abundância de fungívoros foram estatisticamente iguais nas áreas de floresta nativa e regeneração natural, diferindo significativamente das áreas de pastagem com técnicas nucleadoras. Padrão semelhante foi observado no grupo dos detritívoros, parasitoides e onívoros. Para os fitófagos, as maiores abundâncias foram observadas nas áreas de transposição de serapilheira e plantio de mudas. Os maiores valores de

riqueza de famílias de onívoros, detritívoros, fungívoros e predadores foram observados na área de floresta nativa (Tabela 1.1).

Tabela 1.1. Abundância e número de famílias (N) dos grupos funcionais de Insecta nas áreas amostrais. FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais.

Grupo Funcional	FLO	REG	SER	PLAN	POL	F/K	P
Detritívoros ^K	154 a	143 ab	44 c	89 c	44 bc	16,36	0,002
N	8	8	5	4	4		
Fitófagos ^F	254 bc	174 b	507 a	403 ac	203 bc	6,21	0,0003
N	17	17	18	19	15		
Fungívoros ^K	567 a	429 a	19 b	25 b	36 b	28,26	<0,0001
N	5	3	3	3	2		
Predadores ^K	45	49	38	30	27	4,42	0,33
N	10	7	6	6	7		
Parasitoides ^K	407 a	262 ab	190 bc	201 bc	120 c	15,63	0,003
N	5	4	5	5	3		
Onívoros ^K	580 a	611 a	354 ab	240 b	181 b	14,47	0,005
N	11	11	9	9	10		

K: valores seguidos pela mesma letra não possuem diferenças significativas de acordo com o teste de Kruskal-Wallis e *post-hoc* de Mann-Whitney ($p < 0,05$).

F: valores seguidos pela mesma letra não possuem diferenças significativas pela ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$).

3.3. VARIAÇÕES MICROCLIMÁTICAS

A temperatura e a umidade relativa do ar apresentaram a mesma dinâmica para todas as áreas amostrais durante o período de amostragem (Figura 1.7 e 1.8). Nas áreas com as técnicas nucleadoras foram observadas as maiores variações de temperatura, com os valores extremos para temperatura mínima e máxima (Figura 1.7). Para a umidade relativa do ar, os maiores valores foram observados nas áreas de floresta nativa (Figura 1.8).

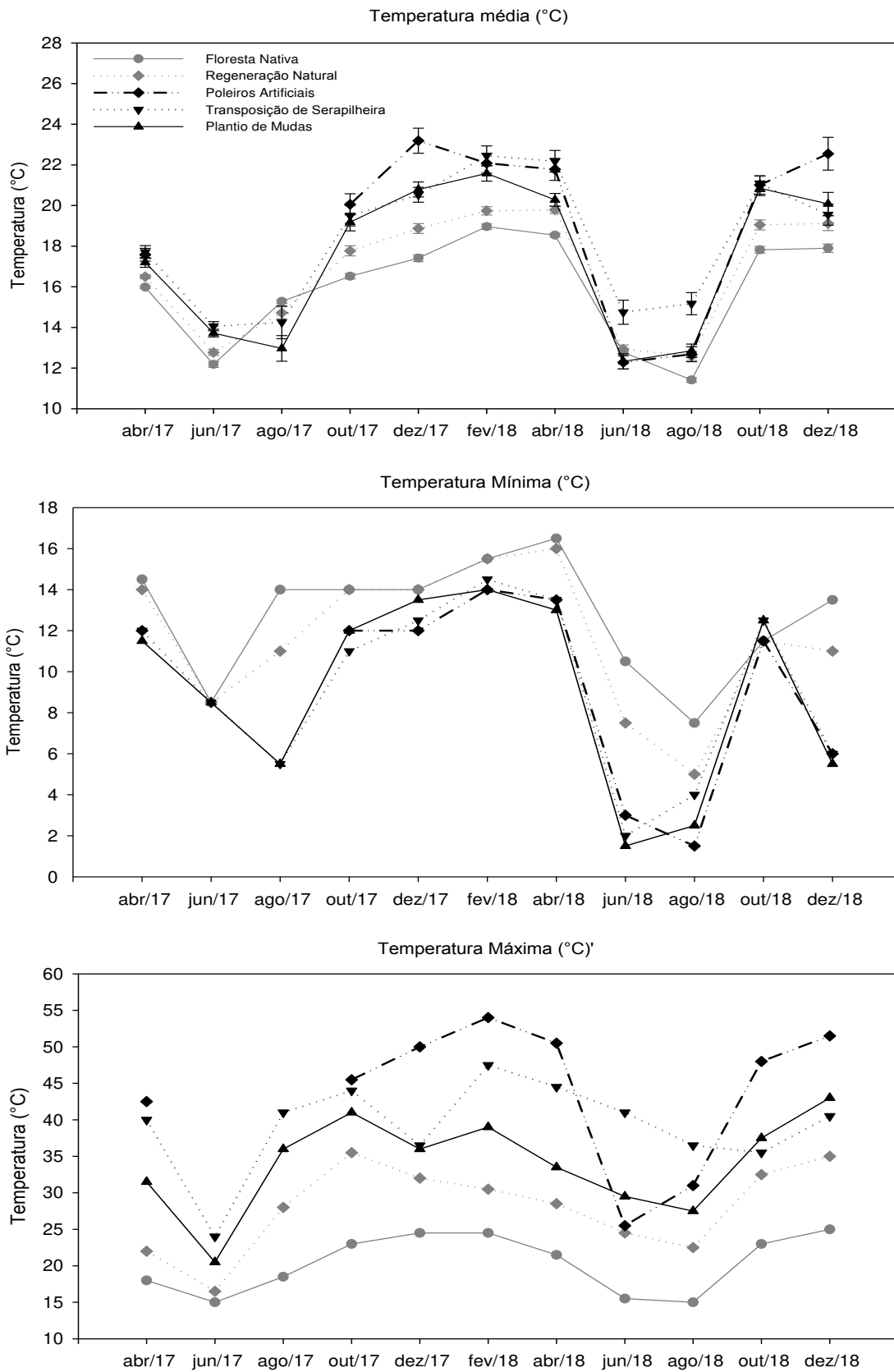


Figura 1.7. Temperatura média, mínima e máxima observada nas áreas amostrais no Faxinal do Bepe. Barra de erros referem-se ao erro padrão.

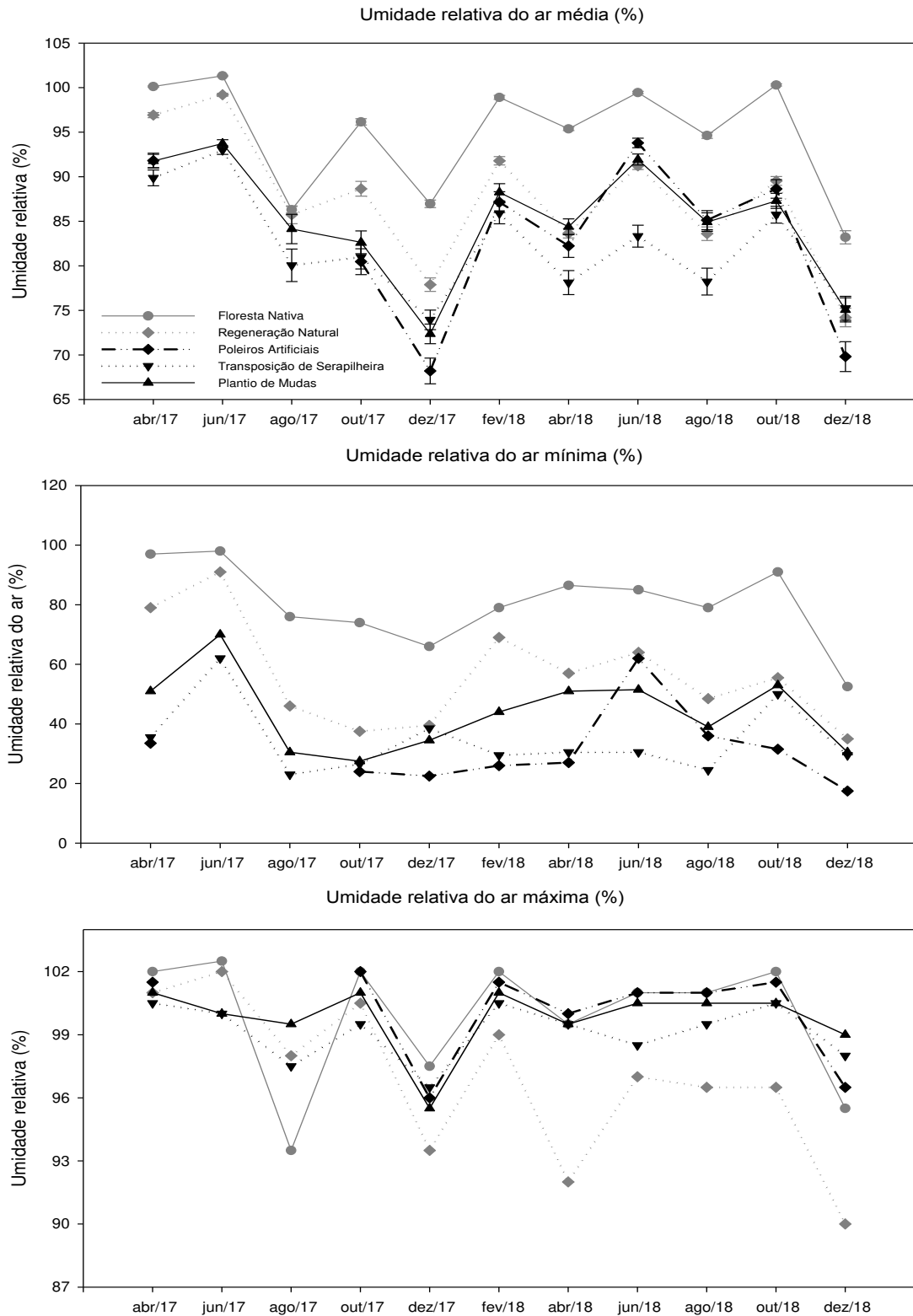


Figura 1.8. Umidade relativa do ar média, mínima e máxima nas áreas amostrais localizadas no Faxinal do Bepe. Barra de erros referem-se ao erro padrão.

A temperatura máxima, umidade relativa do ar mínima e média apresentaram diferenças significativas entre as áreas amostrais, destacando a área de floresta nativa, que diferenciou das demais áreas amostrais (Tabela 1.2). Os maiores valores de erro padrão foram observados nas áreas de pastagens com técnicas nucleadoras e os menores valores foram observados na área de floresta nativa, considerando as duas variáveis microclimáticas (Tabela 1.2).

Tabela 1.2. Variações dos parâmetros microclimáticos de temperatura (°C) e umidade relativa do ar (%) entre as áreas amostrais.

	FLO	REG	SER	PLAN	POL	F/K	<i>p</i>
Temperatura							
Erro padrão (mínimo-máximo)	0,05-0,21	0,10-0,35	0,23-0,80	0,19-0,63	0,32-0,81		
Mínima^K	12,73	11,64	9,27	9,09	9,50	7,24	0,12
Média^K	15,89	16,71	18,29	17,44	19,25	3,40	0,49
Máxima^K	20,31 a	27,95 b	39,18 cd	34,09 c	44,27 d	22,29	0,0001
Umidade relativa do ar							
Erro padrão (mínimo-máximo)	0,07-0,74	0,16-1,04	0,48-1,82	0,42-1,65	0,53-1,68		
Mínima^F	80,36 a	56,54 b	34,54 c	43,86 bc	31,11 c	21,54	<0,0001
Média^F	94,79 a	87,49 ab	82,21 b	85,13 b	83,02 b	5,42	0,001
Máxima^K	99,86	96,91	99,14	99,82	100,11	6,22	0,18

K: valores seguidos pela mesma letra não possuem diferenças significativas de acordo com o teste de Kruskal-Wallis e *post-hoc* de Mann-Whitney ($p < 0,05$).

F: valores seguidos pela mesma letra não possuem diferenças significativas pela ANOVA e teste de Tukey ($p < 0,05$).

Na CCA, as áreas amostrais difeririam conforme os dados microclimáticos. Os autovalores dos dois primeiros eixos de ordenação explicaram 64,25% da variância dos dados (eixo 1: 49,70% e eixo 2: 14,55%) e apresentaram significância estatística ($p = 0,001$). O primeiro eixo foi fortemente correlacionado com erro padrão da umidade relativa ($r = 0,82$), temperatura máxima ($r = 0,71$), umidade relativa do ar mínima ($r = -0,76$) e média ($r = -0,76$). Correlações mais fracas foram observadas para temperatura mínima ($r = -0,31$) e média ($r = 0,32$). O eixo 2 foi correlacionado com a umidade relativa máxima ($r = 0,30$) (Figura 1.9). As áreas de floresta nativa e regeneração natural localizaram-se no lado esquerdo do mapa de ordenação, indicando serem locais associados com a umidade relativa do ar mínima e média. Ao lado direito da ordenação, localizaram-se as áreas de pastagens, associadas com a temperatura máxima e erro padrão da umidade relativa, indicando condições de ambiente aberto e de maiores variações na umidade relativa do ar.

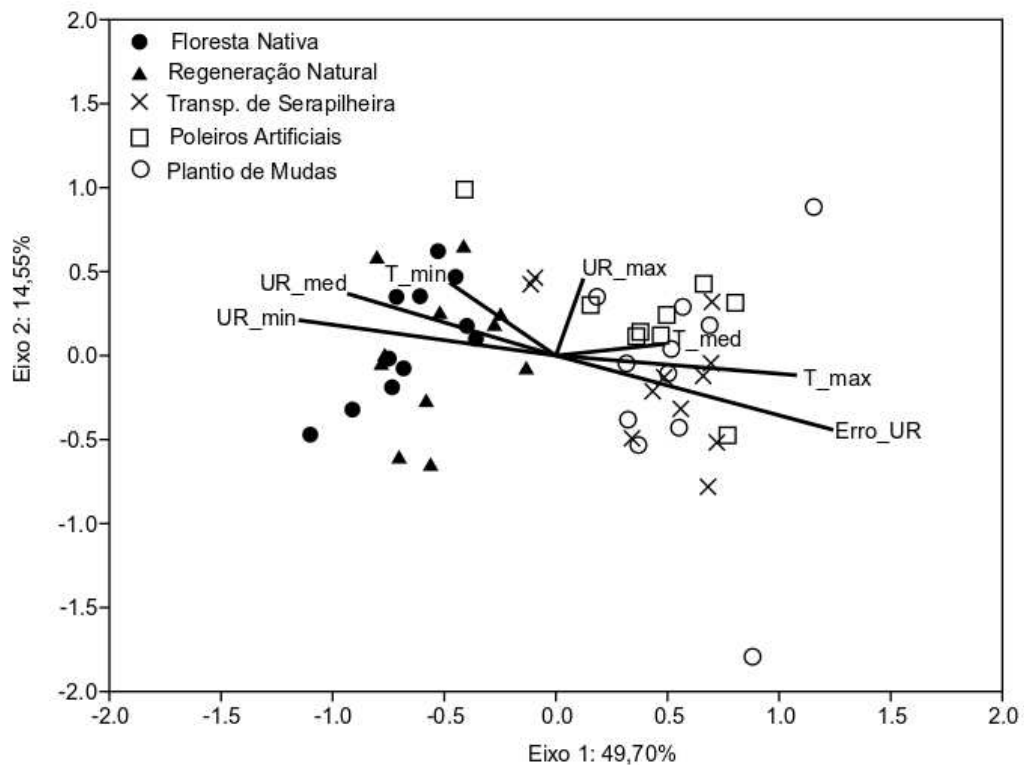


Figura 1.9. Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as áreas amostrais do Faxinal do Bepe.

A partir do mapa de ordenação gerado com as famílias de Insecta, pode-se observar forte associação das variáveis microclimática com a composição de famílias (Figura 1.10). Observou-se também alguns padrões de segregação entre as famílias e as áreas amostrais (Figura 1.9 e 1.10). Um grupo de famílias associou-se às variáveis umidade relativa do ar mínima e média (Staphylinidae, Ptiliidae, Scarabaeidae, Leiodidae, Phoridae, Tipulidae, Geocoridae, Gryllidae). As famílias Cicadellidae, Delphacidae e Acrididae estiveram associados ao erro padrão da umidade relativa do ar (Figura 1.10).

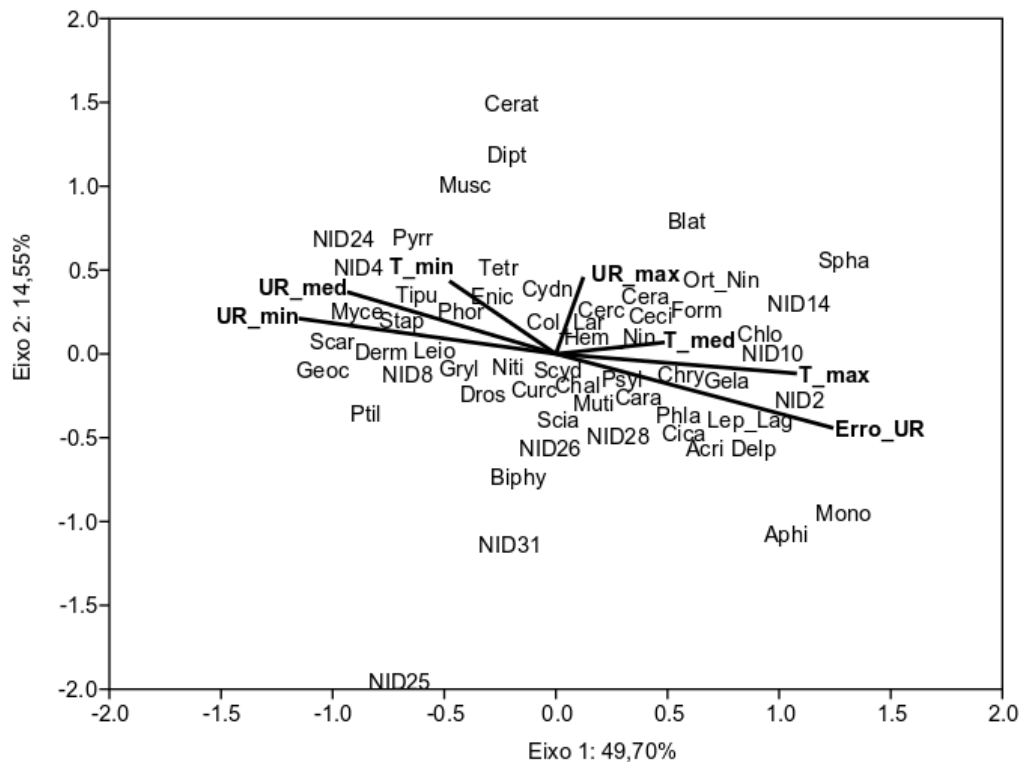


Figura 1.10. Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as famílias da Classe Insecta coletadas no Faxinal do Bepe.

Em que: Acri: Acrididae; Aphi: Aphididae; Biphy: Biphylidae; Blat: Blattellidae; Ceci: Cecidomyiidae; Cara: Carabidae; Cera: Ceratopogonidae; Cerat: Ceratocanthidae; Cerc: Cercopidae; Chal: Chalcidoidea; Chlo: Chloropidae; Chry: Chrysomelidae; Cica: Cicadellidae; Col_lar: Coleoptera (forma jovem); Curc: Curculionidae; Cydn: Cydnidae; Delp: Delphacidae; Dipt: Diptera; Derm: Dermaptera; Dros: Drosophilidae; Enic: Enicocephalidae; Form: Formicidae; Gela: Gelastocoridae; Geoc: Geocoridae; Gryl: Gryllidae; Hem_Nin: Hemiptera (forma jovem); Leio: Leiodidae; Lep_Lag: Lepidoptera (forma jovem); Mono: Monotomidae; Musc: Muscidae; Muti: Mutillidae; Myce: Mycetophilidae; Niti: Nitidulidae; Ort_Nin: Orthoptera (forma jovem); Phla: Phlaeothripidae; Phor: Phoridae; Psyl: Psyllidae; Ptil: Ptiliidae; Pyrr: Pyrrhocoridae; Scar: Scarabaeidae; Scia: Sciaridae; Scyd: Scydmaenidae; Spha: Sphaeroceridae; Stap: Staphylinidae; Tipu: Tipulidae; Tetr: Tetrigidae.

3.4. COMPONENTE VEGETAL

Entre as áreas amostrais, a área de floresta nativa apresentou os maiores valores de todos os parâmetros analisados, seguida pela área de regeneração natural (Tabela 1.3). A área de plantio de mudas apresentou os menores valores, exceto para o diâmetro médio. Do total de espécies amostradas na área de floresta nativa, 36 são exclusiva desta área amostral.

Tabela 1.3. Parâmetros fitossociológicos, riqueza de espécies e índice de diversidade de Shannon da cobertura vegetal nas diferentes áreas amostrais no Faxinal do Bepe, PNSI, SC. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas e; POL: poleiros artificiais.

Área Amostrai	Shannon (H')	Riqueza de espécies	Densidade	Frequência	Dominância	Diâmetro Médio
FLO	3,66	125	2630,00	2165,00	55,15	13,30
REG	2,18	34	1822,50	780,00	11,89	7,31
SER	1,56	13	212,50	180,00	0,91	6,69
PLAN	1,20	6	118,75	150,00	0,59	6,79
POL	1,57	8	131,82	154,55	0,69	7,14

4. DISCUSSÃO

4.1. COMUNIDADE DA ENTOMOFAUNA DE SERAPILHEIRA

Os ecossistemas sofrem perturbações naturais que podem afetar a sobrevivência da comunidade de insetos e, com o aumento das alterações antrópicas, aumentam os cenários e tipos de condições nas quais esses organismos podem responder (SCHOWALTHER, 2006). Nossos resultados demonstram que a comunidade da Classe Insecta, identificada ao nível de família nos permitiram caracterizar os padrões estruturais da vegetação das áreas amostrais (Tabela 1.3), porém, nem todos os parâmetros obtidos com a caracterização da comunidade da entomofauna foram eficientes em determinar esses padrões. Os índices de riqueza de famílias e abundância total de indivíduos foram maiores na área de floresta nativa, porém, não apresentaram diferenças significativas entre as demais áreas amostrais, não sendo métricas apropriadas para observar as diferenças entre as áreas amostrais. Essa mesma tendência foi observada em outros estudos envolvendo a comunidade de artrópodes (BEIROZ et al., 2014). As famílias são formadas por grupos de espécies que podem apresentar diferentes padrões de sensibilidade à alterações ambientais. Assim, as diferenças entre as áreas amostrais podem ser observadas pelas diferenças das abundâncias das famílias entre as áreas amostrais e não pela presença ou ausência. Outro ponto a ser considerado são que espécies ou grupos de espécies aumentam sua abundância em ambientes perturbados, alterando o padrão de dominância da comunidade, conforme observado pelo índice de Berger-Parker (Figura 1.5). Desse modo, a análise da variação das abundâncias das famílias entre as áreas amostrais pode ser uma medida mais informativa do que considerar a riqueza de famílias ou a abundância total de indivíduos.

A identificação ao nível de espécie ou morfoespécie é a resolução taxonômica mais utilizada nos levantamentos com a entomofauna como bioindicador em diferentes cenários de restauração (RIBAS et al., 2012; COLE et al., 2016). Entretanto, a necessidade de especialistas para identificação é um dos principais fatores limitantes à aplicação da entomofauna em estudos de restauração e conservação no Brasil. Neste estudo observamos que a identificação ao nível de famílias possibilitou observar diferenças da similaridade, riqueza, diversidade e grupos funcionais. Identificações a níveis taxonômicos menos específicas do que espécies representam potenciais reduções no custo e tempo (PIK et al., 1999), sem que os organismos percam a sua capacidade bioindicadora. Essa abordagem foi testada por Nakamura et al. (2007) que encontraram padrões semelhantes de separação ao comparar diferentes níveis de identificação taxonômica como bioindicadores do impacto causado pela supressão de florestas tropicais na Austrália para implantação de pastagens.

O índice de Margalef reflete riqueza (MAGURRAN, 2011) e apresentou um padrão decrescente das áreas amostrais (Figura 1.5) de maior para menor complexidade estrutural da vegetação (Tabela 1.3). Padrão inversamente proporcional foi observado no índice de Berger-Parker, que reflete dominância (MAGURRAN, 2011), indicando que há relação entre a diversidade da entomofauna de serapilheira com o nível de alteração antrópica, que é refletido pelo nível de complexidade estrutural da vegetação das áreas amostrais.

Áreas de pastagens não oferecem as mesmas condições que ambientes florestais para o estabelecimento da entomofauna (BEIROZ et al., 2014) devido, principalmente pela ausência de um componente arbóreo. A presença do componente arbóreo confere maior complexidade estrutural nas áreas, que pode influenciar de forma direta e indireta na entomofauna da serapilheira, através da disponibilidade de recursos e/ou pelas condições ambientais. O componente arbóreo contribui para a formação e diversificação da serapilheira, formando nichos ecológicos para um amplo grupo de organismos (MOREIRA et al., 2013). Nesse contexto, os ambientes mais heterogêneos, com presença de componente vegetal, suportam maior diversidade de insetos do que um ambiente mais simplificado. A quantidade de serapilheira é um fator relevante para a manutenção e recolonização de besouros, de modo que a formação de uma serapilheira semelhante ao de florestas em avançado estágio de sucessão criam habitats adequados para o estabelecimento desses organismos, permitindo a coexistência de uma maior quantidade de espécies (HOPP et al., 2010). O mesmo padrão pode ocorrer ao considerar toda a comunidade da entomofauna de serapilheira. Nas áreas do Faxinal do Bepe, a formação da serapilheira nas áreas de pastagens é ausente, afetando negativamente a comunidade de insetos da serapilheira, o que pôde ser observado a partir do índice de Margalef.

Outro fator a explicar a dominância nas áreas de pastagens indicadas pelo índice de Berger-Parker é pela disponibilidade de recursos alimentares. A dominância de gramíneas nas áreas em processos de restauração favorece grupos generalistas e de maior amplitude ecológica, como os hemípteros Auchenorrhynchos com destaque para Cicadellidae e Delphacidae, insetos sugadores de seiva que se alimentam preferencialmente de gramíneas (GRAZIA et al., 2012). A redução e/ou ausência de organismos ocasiona a quebra nas redes de interações ecológicas e alterações em cadeias tróficas. Isso, em parte, pode explicar a elevada dominância observada nas áreas de pastagens devido a diminuição de competições interespecíficas e maior disponibilidade de recursos alimentares.

Nossas áreas amostrais representam um gradiente sucessional, com áreas em estágio avançado, intermediário e inicial (pastagens) que pode ser observado a partir da análise de agrupamento, separando as áreas amostrais em dois grupos, um formado pelas áreas em estágio sucessional intermediário a avançado e o outro formado pelas áreas de pastagem em estágio inicial de sucessão (Figura 1.6). Esse padrão de similaridade indica a resposta da comunidade da entomofauna da serapilheira ao impacto causado pela supressão da vegetação e substituição por gramíneas exóticas, simplificando drasticamente o ambiente. A distribuição das áreas amostrais na análise de agrupamento é um indicativo de que a similaridade entre as áreas aumenta com o desenvolvimento da vegetação, podendo ser usado como uma medida no monitoramento da restauração ecológica. Os diferentes tipos de estratégias de restauração ecológica ocasionam diferentes composições de comunidades vegetais e heterogeneidade no ambiente (CORBIN e HOLL, 2012) criando diferentes cenários de recolonização para os insetos. Desse modo, espera-se que com o passar do tempo, a similaridade entre áreas em processo de restauração varie, porém, que aumentem em relação à floresta de referência.

Entre as técnicas de nucleação, a transposição de serapilheira apresentou os valores de diversidade e similaridade mais próximos da área de regeneração natural. Isso era esperado uma vez que esta técnica insere organismos que habitam na serapilheira (REIS et al., 2003), apesar de que isso pode não garantir o seu estabelecimento, sendo os núcleos formados pelo desenvolvimento das parcelas de transposição de serapilheira que podem facilitar e/ou acelerar e recolonização desses organismos.

A técnica de plantio de mudas em módulos insere, logo na implantação da técnica de restauração, maior diversidade estrutural, porém, seu efeito na comunidade da entomofauna de serapilheira pode ser mais demorado devido ao tempo para o crescimento e desenvolvimento das mudas, bem como a formação da serapilheira, uma vez que o formato do módulo e as distâncias entre os mesmos difere do plantio tradicional com espaçamento padrão.

O efeito da técnica de poleiros artificiais pode ser ainda mais demorado, pois o mecanismo de atuação se dá pela ação de pássaros dispersores de sementes. Essas sementes precisam germinar e as plantas se estabelecer para que então comece a ter efeito na comunidade da entomofauna a partir da formação da serapilheira. Nesse caso, os efeitos positivos na comunidade de insetos pode se dar pela sucessão secundária da área que pode, ou não, ser beneficiada pelos poleiros.

4.2. VARIÁVEIS MICROCLIMÁTICAS

No geral, nas áreas amostrais podemos observar um gradiente microclimático, em que na medida que a sucessão ecológica é mais avançada, são observados menores valores de temperatura, amplitude térmica e maior umidade relativa do ar. A temperatura e umidade são variáveis climáticas que influenciam direta e indiretamente na comunidade de insetos, podendo limitar a sua ocorrência (SCHOWALTHER, 2006; JAWORSKI e HILSZCZAŃSKI, 2013). As variações microclimáticas são resultado da interação do macroclima com a paisagem local (MOLLES JR., 2013), sendo a estrutura da vegetação um importante determinante microclimático (SUGGITT et al., 2010). A capacidade da vegetação em modificar os fatores abióticos varia de acordo com características como a densidade, altura e complexidade do componente vegetal, o que se relaciona com os estágios sucessionais (SCHOWALTER, 2006).

As áreas de floresta nativa, seguida pela área de regeneração natural foram as que apresentaram os valores de temperatura máxima significativamente menores comparados às áreas de pastagens, nas quais foram registrados os maiores valores e amplitudes térmicas. A estrutura do dossel é um dos principais componentes que afetam o microclima de ecossistemas florestais (JENNINGS et al., 1999), amortecendo o efeito das temperaturas extremas (DAVIS et al., 2018). Já em paisagens abertas, as condições microclimáticas são mais estressantes devido a maior exposição ao vento, geadas, temperaturas extremas e maior variação na temperatura (TOUGERON et al., 2016), conforme pode ser observado no mapa de ordenação da CCA (Figura 1.9), em que a temperatura máxima apresentou forte correlação e esteve associada com as áreas de pastagens.

As variações microclimáticas tenderam a se estabilizar com o avanço da sucessão da vegetação. Áreas em estágios iniciais de sucessão aquecem mais rapidamente do que em áreas em estágio mais avançado, o que pode ser atribuído ao fechamento do dossel no decorrer do avanço do processo de sucessão (OTTERMANN et al., 2011). Nesse contexto, a cobertura de copa do componente arbóreo foi o principal elemento determinante das condições

microclimáticas. Insetos são organismos ectotérmicos, o que faz com que essas alterações abióticas sejam notavelmente importantes (JAWORSKI e HILSZCZAŃSKI, 2013).

O nível de tolerância térmica fisiológica consiste na faixa de temperatura entre os limites mínimo e máximo, além da qual a sobrevivência do inseto é impossível, determinando a persistência e resistência dos insetos no ambiente com temperaturas desfavoráveis (BALE, 1996; TOUGERON et al., 2016). A remoção do componente arbóreo proporcionou um ambiente com condições estressantes, onde são observadas altas temperaturas, menor umidade relativa do ar e maior amplitude térmica, conseqüentemente limitando o restabelecimento desses organismos nas áreas. Nesse contexto, a caracterização das áreas de pastagens favoreceu famílias adaptadas à ambientes abertos e com maiores níveis de tolerância térmica.

Para a comunidade de besouros, as condições microclimáticas têm forte influência (OTTERMANN et al., 2011; SÁNCHEZ-REYES et al., 2019), principalmente nos estágios iniciais de sucessão (SÁNCHEZ-REYES et al., 2019). Na medida em que a sucessão secundária avança nas áreas em processo de restauração, aumentam os níveis de sombreamento, o que parece exercer influência na comunidade de insetos que pode ser, em parte, devido à temperatura (NAKAMURA et al., 2009). Nesse contexto, o sombreamento da cobertura de copa parece ser um componente relevante para o restabelecimento da entomofauna de serapilheira. A umidade relativa do ar mínima e média foram significativamente maiores na área de floresta nativa e mais correlacionada com as áreas de floresta nativa e regeneração natural.

Embora, Begon et al. (2007) ressaltem que em raras ocasiões é possível distinguir os efeitos da umidade relativa do ar na temperatura, uma vez que o aumento da temperatura ocasiona aumento dos níveis de evaporação.

4.3. GRUPOS FUNCIONAIS

A utilização de grupos funcionais como parâmetro para avaliações das condições ambientais tem-se mostrado como uma forma promissora para diferenciar áreas em processo de restauração (COLE et al., 2016). Agrupar as espécies de acordo com o tipo de recurso alimentar pode permitir inferências referente à funcionalidade dos ecossistemas, permitindo observar os efeitos das técnicas de restauração no retorno da funcionalidade e dos serviços ecossistêmicos, bem como ser utilizado como ferramenta para a avaliação e o monitoramento.

As diferenças significativas das abundâncias dos grupos funcionais dos detritívoros, parasitoides e fungívoros foram consistentes com as variações da estrutura vegetal entre as áreas amostrais. Essas diferenças entre as áreas amostrais demonstra, primeiramente, o efeito

negativo da substituição da vegetação nativa por pastagens na funcionalidade do ecossistema, indicando o comprometimento de funções ecológicas. Porém, a partir das observações das abundâncias na regeneração natural pode-se notar o aumento da abundância dos grupos na medida que a sucessão ecológica avançou, demonstrando o restabelecimento dos processos ecológicos e dos insetos cumprindo sua função bioindicadora.

A riqueza de famílias de detritívoros, fungívoros e predadores foi maior na área de floresta nativa. A diversidade de organismos relaciona-se com a redundância funcional, que refere-se ao grupo de espécies que cumprem o mesmo processo ecológico. Quanto maior a redundância funcional, maior a capacidade de resiliência do ecossistema pois, quando uma espécie desaparecer, haverá outras que irão exercer aquela função (MOREIRA et al., 2013).

A abundância de artrópodes detritívoros diminui de acordo com a diminuição da profundidade da camada da serapilheira (KWON et al., 2013), o que pode ser observado em nossos resultados. A abundância desses organismos foi maior nas áreas com estágio mais avançado de sucessão, locais em que a estrutura e composição vegetal é mais complexa e em que há formação de serapilheira, habitat desses organismos, indicando que a disponibilidade de recurso é um dos fatores que limitam a ocorrência e abundância de organismos detritívoros. A serapilheira é praticamente ausente nas áreas de pastagem devido a predominância de gramíneas exóticas e ao pequeno crescimento e desenvolvimento inicial do componente arbustivo arbóreo. A fragmentação inicial da serapilheira realizada pelos detritívoros faz parte do processo de decomposição da serapilheira, facilitando a ação dos microrganismos decompositores (BRADFORD et al., 2002; COLEMAN et al., 2004), portanto, a presença da fauna detritívora no ambiente pode influenciar nas taxas de decomposição (BRADFORD et al., 2002; GIEßELMANN et al., 2010), embora essa influência varie espacialmente e/ou de acordo com a composição química do material constituinte da serapilheira (GIEßELMANN et al., 2010). A abundância significativamente menor nas áreas com as técnicas é um indicativo do comprometimento da ciclagem de nutrientes nesses ambientes e de que o aumento da abundância desses organismos com o avanço da sucessão indica o restabelecimento dessas funções, podendo ser utilizado como bioindicador.

Os insetos fungívoros foram mais abundantes na área de floresta nativa, seguido pela área de regeneração natural. Abundâncias significativamente menores foram observadas na áreas de pastagens. A ocorrência destes insetos pode ser limitada pelas tolerâncias de seus recursos alimentares à uma série de fatores ambientais (SCHOWALTER, 2006) o que parece ter ocorrido com a comunidade de insetos fungívoros, uma vez que a quantidade de serapilheira exerce influência sob a comunidade fungívora (SAYER, 2006).

As maiores abundâncias e riqueza de famílias de insetos fitófagos foram observadas nas áreas de transposição de serapilheira e plantio de mudas. Os fitófagos podem responder de maneiras diferenciadas às alterações na estrutura da vegetação, em que organismos podem ser beneficiados ou prejudicados de acordo com o requerimento alimentar (KWON et al., 2013), desse modo, dados mais específicos sobre quais famílias e a representatividade destas em cada área amostral é uma informação mais útil para avaliar as condições ambientais do que a abundância total. Nas áreas de pastagens, as famílias Cicadellidae, Delphacidae e Aphididae (Hemiptera) compõem entre 53% a 71% das abundâncias nessas áreas. Constituem-se em insetos sugadores, típicos de ambientes abertos, alimentando-se preferencialmente da seiva de gramíneas. Na área de floresta nativa, as principais famílias fitófagas são Gryllidae, Tetrigidae (Orthoptera) e Curculionidae (Coleoptera). Dos indivíduos de Curculionidae, 87,50% pertencem à subfamília Scolytinae. São besouros que possuem hábitos xilomicetófagos ou o de construir galerias entre a casca e o lenho (VEJA e HOFSTETTER, 2015), ou seja, necessitam de uma cobertura vegetal com espécies lenhosas para que possam se estabelecer na área.

A abundância de insetos parasitoides foi maior nas áreas de maior complexidade vegetal, refletindo a melhor estrutura dos níveis tróficos. A ocorrência de parasitoides são importantes na regulação da população de insetos fitófagos para que estes não dizimem a população de plantas e para a reestruturação das cadeias tróficas (BENNETT, 2010). Em áreas em processo de restauração é fundamental o restabelecimento dessas populações para que não haja implicações no crescimento e desenvolvimento da vegetação nativa, além de refletir a reestruturação da cadeia alimentar.

5. CONCLUSÕES

A estrutura da comunidade da entomofauna de serapilheira identificada ao nível de famílias mudou com o nível da sucessão ecológica, sofrendo efeitos da estrutura vegetal, temperatura e umidade relativa do ar, tornando-os bioindicadores ambientais da restauração ecológica nas áreas de estudo, podendo ser utilizada na avaliação e no monitoramento e ser base para tomada de decisões quanto à medidas de restauração.

O potencial bioindicador da entomofauna de serapilheira foi condicionado aos parâmetros de avaliação selecionados, sendo a similaridade e diversidade parâmetros que refletiram os padrões sucessionais da vegetação. A classificação por grupos funcionais foi útil como parâmetro bioindicador por permitir fazer inferências quanto ao retorno de processos

ecológicos da área em restauração e, em conjunto com dados da vegetação, geram dados conclusivos quanto ao avanço da restauração ecológica.

A identificação taxonômica ao nível de famílias satisfaz os objetivos propostos por nosso estudo, sendo eficiente na utilização no monitoramento da restauração ecossistêmica de pastagens na fitofisionomia da Floresta Ombrófila Densa Montana.

6. REFERÊNCIAS

ADENESKY-FILHO, E.; MAÇANEIRO, J. P.; VITORINO, M. D. How to select potential species for ecological restoration of rain forest – Southern Brazil. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 15, n. 3, p. 1671-2684, 2017.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ANDERSON, M. L. Space – Group planting. **Unasylva**, v. 7, n. 2, 1953. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/unasylva/en/>>.

AUMOND, J.; FENILLI, T. A. B.; MAÇANEIRO, J. P.; HODECKER, A.; ZATELLI, K. S. Unidades geoambientais. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY-FILHO, E. **Diagnóstico prévio**: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica. Blumenau, Edifurb, 2018, p. 31-44.

BALE, J. S. Insect cold hardiness: a matter of life and death. **European Journal of Entomology**, v. 93, p. 369-382, 1996.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. Porto Alegre, ArtMed, 2007, 752 p.

BEIROZ, W.; AUDINO, L. D.; QUEIROZ, A. C. M.; RABELLO, A. M.; BORATTO, I. A.; SILVA, Z.; RIBAS, C. R. Structure and composition of edaphic arthropod community and its use as bioindicators of environmental disturbance. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 12, n. 2, p. 481-491, 2014.

BENNETT, A. The role of soil community biodiversity in insect biodiversity. **Insect Conservation and Diversity**, v. 3, p. 157-171, 2010.

BORCARDT, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. Springer, 2011, 319 p.

BRADFORD, M. A.; TORDOFF, G. M.; EGGERS, T.; JONES, T. H.; NEWINGTON, J. E. Microbiota, fauna, and mesh size interactions in litter decomposition. **Oikos**, v. 99, n. 2, p. 317-323, 2002.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**, Brasília, DF, 2000.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2009. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Itajaí**. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/pn_serra_do_itaja%C3%AD.pdf>.

- CARVALHO, C. J. B.; RAFAEL, J. A.; COURI, M. S.; SILVA, V. C. Diptera. In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia**. Ribeirão Preto, Holos, p. 701-744, 2012.
- COLEMAN, D. C.; CROSSLEY JR., D. A.; HENDRIX, P. F. **Fundamentals of soil ecology**, Elsevier Academic Press, 2004.
- CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37-46, 2012.
- COTTAM G.; CURTIS J. T. The use of distance measures in phytosociological sampling. **Ecology**, v. 37, p. 451-460, 1956.
- DAVIS, K. T.; DOBROWSKI, S. Z.; HOLDEN, Z. A.; HIGUERA, P. E.; ABATZOGLOU, J. T. Microclimatic buffering in forests of the future: the role of local water balance. **Ecography**, v. 42, n. 1, p. 1-11, 2018.
- DIAS, C. R.; UMETSU, F.; BREIER, T. B. Contribuição dos poleiros artificiais na dispersão de sementes e sua aplicação na restauração florestal. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p. 501-507, 2014.
- FENILLI, T. A. B.; AEDENESKY-FILHO, E. Caracterização edáfica. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY-FILHO, E. **Diagnóstico prévio: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica**. Blumenau, Edifurb, 2018, p. 45-54.
- GIEßELMANN, U. C.; MARTINS, K. G.; BRÄNDLE, M.; SCHÄDLER, M.; MARQUES, R.; BRANDL, R. Diversity and ecosystem functioning: Litter decomposition dynamics in the Atlantic Rainforest. **Applied Soil Ecology**, v. 46, n. 2, p. 283-290, 2010.
- GRAHAM, J. H.; KRZYSIK, A. J.; KOVACIC, D. A.; DUDA, J. J.; FREEMAN, D. C.; EMLLEN, J. M.; ZAK, J. C.; LONG, W. R.; WALLACE, M. P.; CHAMBERLIN-GRAHAM, C.; NUTTER, J. P.; BALBACH, H. E. Species richness, equitability, and abundance of ants in disturbed landscapes. **Ecological Indicators**, v. 9, p. 866-877, 2009.
- GRAZIA J.; CAVICHIOLI R. R.; WOLFF V. R. S.; FERNANDES J. A. M.; TAKIYA D. M. Hemiptera. In: RAFAEL J. A.; MELO G. A. R.; CARVALHO C. J. B.; CASARI S. A.; CONSTANTINO R. (Eds) **Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia**. Holos, Ribeirão Preto, São Paulo, p. 345-406, 2012.
- GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.
- HAMMER, Ø., HARPER, A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaentologia Electronica**, 4:4-9, 2001.
- HOLL, K. D. factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.
- HOPP, P. W.; OTTERMANN, R.; CARON, E.; MEYER, S.; ROß-NICKOLL, M. Recovery of litter inhabiting beetle assemblages during forest regeneration in the Atlantic forest of Southern Brazil. **Insect Conservation and Diversity**, v. 3, n. 2, p. 103-113, 2010.
- IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012, 271 p.

- JAWORSKI, T.; HILSZCZAŃSKI, J. The effect of temperature and humidity changes on insects development their impact on forest ecosystems in the expected climate change. **Forest Research Papers**, v. 74, n. 4, p. 345-355, 2013.
- JENNINGS, S. B.; BROWN, N. D.; SHEIL, D. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, v. 72, n. 1, p. 59-73, 1999.
- KORASAKI, V.; MORAIS, J. W.; BRAGA, R. F. Macrofauna. In: MOREIRA, F. M. S.; CARES, J. E.; ZANETTI, R.; STÜRMER, S. L. **O Ecossistema Solo**: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal. Lavras, UFLA, p. 119-138, 2013.
- KWON, T-S.; PARK, Y. K.; LIM, J-H.; RYOU, S. H.; LEE, C. M. Change of arthropod abundance in burned forests: Different patterns according to functional guilds. **Journal of Asia-Pacific Entomology**, v. 16, n. 3, p. 321-328, 2013.
- LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J. P. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. 3-15, 2006.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**, 2ª ed., Elsevier Science, Amsterdam, 1998, 853 p.
- MAÇANEIRO, J. P.; GASPER, A. L.; SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Few dominant native woody species: how subtropical rainforest successional process acts on abandoned pastures in Southern Brazil. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 15, n. 4, p. 1633-1676, 2017.
- MAGURRAN, A. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba, UFPR, 2011, 261 p.
- MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T. M. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, UFV, 2012, p. 17-40.
- MARTINS, D. A. P.; LANZARINI, A. C.; HEINZ, C. F.; VIEIRA, F. S.; BONATTO, R. A.; KANIESKI, M. R. Avaliação da transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo em uma área degradada no Planalto Catarinense. **Floresta**, v. 47, n. 3, p. 237-246, 2017.
- MARTINS, S. V. Alternative forest restoration techniques. In: VIANA, H. F. S.; MOROTE, F. A. G. (Eds.) **New Perspectives in Forest Science**, London, IntechOpen, p. 131-148, 2018.
- MENEGHETTI, C.; VITORINO, M. D. Effect of frost on germplasm used in restoration of degraded area in the Serra do Itajaí National Park. **Floresta**, v. 48, n. 3, p. 321-330, 2018.
- MOLLES JR., M. C. **Ecology**: Concepts and applications. New York, McGraw-Hill, 2013, 567 p.
- MOREIRA, F. M. S.; CARES, J. E.; ZANETTI, R. B.; STÜRMER, S. L. O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal. In: MOREIRA, F. M. S.; CARES, J. E.; ZABETTI, R.; STÜRMER, S. L. **O ecossistema solo**: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal. Lavras, UFLA, 2013, p. 13-29.
- MUELLER-DOMBOIS D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. The Blackburn Press: New Jersey, 2002, 547 p.
- NAKAMURA, A.; CATTERALL, C. P.; HOUSE, A. P. N.; KITCHING, R. L.; BURWELL, C. J. The use of ants and other soil and litter arthropods as bio-indicators of the impacts of rainforest clearing and subsequent land use. **Journal of Insect Conservation**, v. 11, p. 177-186, 2007.

- NAKAMURA, A.; CATTERALL, C.; BURWELL, C. J.; KITCHING, R. L.; HOUSE, A. P. N. Effects of shading and mulch depth on the colonisation of habitat patches by arthropods of rainforest soil and litter. **Insect Conservation and Diversity**, v. 2, n. 3, p. 221-231, 2009.
- NOGUEIRA, L. R.; SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; GAIA-GOMES, J. H.; SILVA, E. M. R. Biological properties and organic matter dynamics of soil in pasture and natural regeneration areas in the Atlantic Forest Biome. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-13, 2016
- OTTERMANN, R.; HOPP, P. W.; GUSCHAL, M.; SANTOS, G. P.; MEYER, S.; ROß-NICKOLL, M. Causal relationship between leaf litter beetle communities and regeneration patterns of vegetation in the Atlantic rainforest of Southern Brazil (Mata Atlântica). **Ecological Complexity**, v. 8, p. 299-309, 2011.
- PIK, A. J.; OLIVER, I.; BEATTIE, A. J. Taxonomic sufficiency in ecological studies of terrestrial invertebrates. **Australian Journal of Ecology**, v. 24, p. 555-562, 1999.
- RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. (eds.). **Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia**. Ribeirão Preto, Holos Editora, 2012, 810 p.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para implementar processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.
- RIBAS, C. R.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C.; CAMPOS, R. B. F.; VALENTIM, C. L.; SHOEREDER, J. H. Ants as indicators of the success of rehabilitation efforts in deposits of gold mining tailing. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 6, p. 712-720, 2012.
- RUSEK, J. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1207-1219, 1998.
- SALOMÃO, R. P.; BRITO, L. C.; IANNUZZI, L.; LIRA, A. F. A.; ALBUQUERQUE, C. M. A. Effects of environmental parameters on beetle assemblage in a fragmented tropical rainforest of South America. **Journal of Insect Conservation**, p. 1-11, 2019.
- SÁNCHEZ-REYES, U. J.; NIÑO-MALDONADO, S.; BARRIENTOS-LOZANO, L.; CLARK, S. M. Microclimate niche requirements of leaf beetles (Chrysomelidae: Coleoptera) in a successional gradient of low thorn forest in northeastern Mexico. **Journal of Insect Conservation**, p. 1-22, 2019.
- SAYER, E. J. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 1, p. 1-31, 2006.
- SCHORN, L. A.; MAÇANEIRO, J. P. Levantamento da vegetação. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY-FILHO, E. **Diagnóstico prévio: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica**. Blumenau, Edifurb, 2018, p. 149-170.
- SCHOWALTHER, T. D. **Insect ecology: an ecosystem approach**. Academic Press, 2 ed., 2006, 576 p.
- SCHOWALTHER, T. D.; NORIEGA, J. A.; TSCHARNTKE, T. Insects effects on ecosystem services - Introduction. **Basic and Applied Ecology**, v. 26, p. 1-7, 2018.
- SER, Society for Ecological Restoration International. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. 2004, 15 p. Disponível em: www.ser.org.

- SHEPHERD, G. J. **FITOPAC 2.1**. Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, 2010.
- SILVA, R. R.; FEITOSA, R. S. M.; EBERHARDT, F. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 240, p. 61-69, 2007.
- SUGGITT, A. J.; GILLINGHAM, P. K.; HILL, J. K.; HUNTLEY, B.; KUNIN, W. E.; ROY, D. B.; THOMAS, C. D. Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. **Oikos**, v. 120, n. 1, p. 1-8, 2010.
- TOUGERON, K.; BAAREN, J. van.; BUREL, F.; ALFORD, L. Comparing thermal tolerance across contrasting landscapes: first steps towards understanding how landscape management could modify ectotherm thermal tolerance. **Insect Conservation and Diversity**, v. 9, n. 3, p. 171-180, 2016.
- TRENTIN, B. E.; ESTEVAN, D. A.; ROSSETTO, E. F. S.; GORENSTEIN, M. R.; BRIZOLA, G. P.; BECHARA, F. C. Restauração florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 160-174, 2018.
- TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. **Estudo dos insetos**: tradução da 7ª edição de borror and delong's introduction to the study of insects. São Paulo, Cengage Learning, 2011, 809 p.
- VEGA, F.; HOFSTETTER, R. **Bark Beetles**: Biology and ecology of native and invasive species. Elsevier Academic Press, 2015, 640 p.
- VITORINO, M. D.; ADENESKY-FILHO, E. Estratégias para a restauração ecológica. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY-FILHO, E. **Diagnóstico prévio**: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica. Blumenau, Edifurb, 2018, p. 187-190.
- WREGE, M. S.; STEINMETZ, S.; JÚNIOR, C. R.; ALMEIDA, I. R. **Atlas climático da Região Sul do Brasil**: Estado do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, Colombo: Embrapa Florestas, 2009.
- ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. New Jersey, Upper Saddle River, 2010, 718 p.

CAPÍTULO II: INSECTA E COLLEMBOLA COMO BIOINDICADORES DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA MONTANA DO SUL DO BRASIL

RESUMO

Insetos e colêmbolos são organismos representativos da fauna na interface solo- serapilheira, participam de processos ecológicos fundamentais na manutenção dos ecossistemas e possuem diferentes níveis de tolerância à alterações ambientais, o que os torna úteis como bioindicadores da restauração ecológica. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade indicadora desses organismos na restauração de pastagens no Bioma Mata Atlântica. O estudo foi conduzido no Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI), em áreas de floresta nativa, regeneração natural e pastagens com diferentes técnicas de restauração ecológica, a partir da instalação de armadilhas *pitfall*. O período de amostragem foi de abril/2017 até dezembro/2018, bimestralmente, totalizando 11 coletas. Para análise dos dados, foram considerados espécimes identificados ao nível de família de Insecta e espécies de Formicidae e Collembola. Foram coletados um total de 23.568 artrópodes, sendo 56,41% da Classe Collembola (distribuídos em três ordens e nove famílias) e 43,59% da Classe Insecta, (distribuídos em 14 ordens e 142 famílias). As famílias de Insecta Ptiliidae, Staphylinidae e Leiodidae são indicadoras de áreas bem conservadas enquanto Cicadellidae e Delphacidae são indicadoras de áreas degradadas. Para Formicidae, a espécie *Pheidole* cf. *sarcina* é indicadora de áreas bem conservadas enquanto *Wasmannia auropunctata* e *Camponotus melanoticus* foram indicadoras de áreas perturbadas, em processos inicial de restauração. Da comunidade de colêmbolos, as espécies *Mastigoceras* sp. 1 e *Szeptyckitheca* sp. 1 foram indicadoras de ambientes conservados. A riqueza de espécies da comunidade de colêmbolos é uma métrica que pode ser utilizada como parâmetro bioindicador. A partir da análise multivariada pode-se observar que todos os níveis de identificação taxonômica permitiram diferenciar as condições ambientais das áreas amostrais, ou seja, níveis de identificação menos específicos, como família, podem indicar as alterações nas áreas em processo de restauração.

Palavras-chave: Formicidae, pitfall, suficiência taxonômica, Ptiliidae, Coleoptera, Hemiptera, monitoramento.

1. INTRODUÇÃO

Os insetos constituem o grupo da fauna mais diverso (LEWINSOHN e PRADO, 2005), estando envolvidos em quase todos os processos ecológicos que ocorrem nos ecossistemas (LAVELLE et al., 2006). Destacam-se também por serem um dos principais grupos provedores de serviços ecossistêmicos, beneficiando de forma direta ou indireta os seres humanos através de serviços de regulação, provisão, suporte e culturais (SCHOWALTER et al., 2018; DANGLES e CASAS, 2019). Dentro desse grupo, as formigas (Hymenoptera: Formicidae) constituem-se num grupo excepcional devido a sua abundância, diversidade e importância funcional, sendo denominadas como engenheiras dos ecossistemas devido a sua capacidade de modificar elementos bióticos e abióticos (JONES et al., 1994). Outro grupo que se destaca pela sua representatividade são os colêmbolos (Hexapoda: Collembola) (CASSAGNE et al., 2003), pequenos artrópodes que atuam na formação do solo, na fragmentação da serapilheira e de excrementos da fauna (RUSEK, 1998).

O Bioma Mata Atlântica é reconhecido como uma das florestas mais ameaçadas do mundo devido ao uso antrópico (MYERS et al., 2000), estando exposta a diferentes fontes de degradação (JOLY et al., 2014). Em relação ao Estado de Santa Catarina, a fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa foi reduzida a 40,10% da sua cobertura original formada, na sua maioria, por fragmentos de até 50 hectares (VIBRANS et al., 2013). Como consequência, há alterações negativas na comunidade da entomofauna (BOURG et al., 2016; SALOMÃO et al., 2018), da mirmecofauna (SILVA et al., 2007) e da colembolofauna (RUSEK, 1998; ZEPPELINI et al., 2009), sendo que os seres humanos também podem ser afetados devido aos efeitos na manutenção dos serviços ecossistêmicos proporcionados por esses organismos (LAVELLE et al., 2006).

Frente a este cenário de destruição e degradação dos ecossistemas florestais e dos efeitos negativos sob as comunidades naturais, a restauração ecológica tem se destacado como uma forma de reverter e/ou minimizar esses efeitos, pois consiste em reverter um ecossistema degradado a uma condição não degradada e o mais próximo possível da sua condição original (BRASIL, 2000), considerando aspectos da biodiversidade e dos processos ecológicos (SER, 2004). Em Unidades de Conservação as ações de restauração têm como diferencial a maior probabilidade de ocorrência de fragmentos florestais e onde o processo de uso e ocupação do solo é conhecido (MORAES e PEREIRA, 2008), sendo estas informações essenciais para o planejamento e seleção das técnicas de restauração a serem utilizadas (MARTINS et al., 2012). Essas informações são obtidas a partir do diagnóstico prévio do local a ser restaurado e do seu

entorno, dando embasamento para as decisões das estratégias de restauração (VITORINO e ADENESKY-FILHO, 2018).

O monitoramento da restauração tem como objetivo fornecer informações do andamento do processo de restauração na área (SER, 2004). Uma das formas de realizar o monitoramento é a partir da utilização de indicadores, que podem refletir as condições do ambiente (BRANCALION et al., 2012). Parâmetros da comunidade vegetal são frequentemente utilizados como indicadores da restauração (SUGANUMA e DURIGAN, 2015), porém, os ecossistemas florestais são altamente complexos e, para observações eficientes das estratégias de restauração, deve-se incluir múltiplas variáveis funcionais, estruturais, de composição (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017) e processos ecológicos que reflitam outros atributos dos ecossistemas (HERRICK et al., 2006). Nesse contexto, grupos faunísticos também podem fornecer dados efetivos referentes à restauração do ecossistema (MAJER, 2009). As interações ecológicas fauna-flora devem ser restabelecidas para garantir o sucesso a longo prazo das iniciativas de restauração (SER, 2004), das quais muitas são desempenhadas pelos insetos e colêmbolos, o que destaca a sua importância na inclusão no monitoramento da restauração ecológica.

Nesse contexto, os insetos têm sido considerados como uma boa alternativa como bioindicadores de áreas degradadas, em processo de restauração e também restauradas. Além da sua representatividade e importância ecológica, são de fácil amostragem, alta capacidade reprodutiva, o que não ocasiona desequilíbrios na comunidade devido a amostragem e curto período entre gerações, diferentes graus de sensibilidade e rápida resposta às alterações no ambiente (LOUZADA e ZANETTI, 2013). Porém, como desvantagens, muitas espécies tropicais ainda são desconhecidas, a indisponibilidade de chaves de identificação (GRIMBACHER et al., 2007) e a necessidade de especialistas para a identificação de espécies. Entretanto, essas desvantagens podem ser contornadas a partir da utilização de níveis de identificação taxonômicos mais elevados, ou menos específicos, além da classificação por grupos funcionais, sendo úteis na diferenciação de áreas (NAKAMURA et al., 2007).

Considerando sua utilização como indicadores do monitoramento da restauração e recuperação de ecossistemas degradados, estudos com insetos e/ou colêmbolos já foram conduzidos em recuperação de áreas submetidas a diferentes fontes de degradação (ZEPPELINI et al., 2009; RIBAS et al., 2012). Entretanto, há muitas lacunas a serem preenchidas. Especialmente quando considerado a grande variabilidade ambiental do ecossistema Mata Atlântica, tipos e níveis de degradação ao qual essas áreas podem estar submetidas, tipos de estratégias e metodologias de restauração que podem ser aplicadas e da elevada diversidade da

artropodofauna de serapilheira e dos padrões de respostas desses organismos. Os artrópodes podem servir de base para a tomada de decisões estratégicas relacionadas à restauração e conservação.

Assim, o objetivo deste trabalho foi testar o pressuposto de que alguns artrópodes de serapilheira possam ser bioindicadores eficientes para o monitoramento de técnicas de restauração de áreas degradadas por pastagem, apresentando potencial para a aplicação em programas de monitoramento da restauração.

Foram testadas as seguintes hipóteses:

- 1) a composição da comunidade de insetos e colêmbolos da serapilheira se modifica em função da heterogeneidade ambiental decorrente de diferentes técnicas de restauração;
- 2) as famílias da Classe Insecta e espécies de Formicidae e Collembola da serapilheira respondem de forma diferenciada à heterogeneidade ambiental;
- 3) o nível de identificação supra espécie permite a comparação de áreas com heterogeneidade ambiental.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A caracterização da área de estudo pode ser verificada no item 2.1 do Capítulo I (página 28).

2.2. ÁREAS AMOSTRAIS

Foram determinadas cinco áreas amostrais, sendo elas: 1) floresta nativa; 2) regeneração natural; 3) plantio de mudas; 4) poleiros artificiais e; 5) transposição de serapilheira. As áreas 3, 4 e 5 consistem em técnicas de nucleação implantadas em áreas de pastagem.

A caracterização de cada área amostral pode ser verificada no item 2.3 do Capítulo I (página 29).

2.3. COLETA DE DADOS

Em cada área amostral foi instalado uma parcela de 10 x 20 metros (200 m²) contendo três armadilhas *pitfall* (altura: 18,5 cm; diâmetro superior: 21,5 cm; diâmetro inferior: 17 cm)

ao nível do solo preenchidas com água, álcool (70%) e detergente biodegradável, que permaneceram no campo por um período de três noites. A instalação foi realizada no período de abril/2017 a dezembro/2018, bimestralmente, totalizando 11 coletas. A disposição dos pitfalls dentro das parcelas foi em diagonal. Todo o material contido nas armadilhas foi triado, contado e identificado com o auxílio de um microscópio estereoscópio.

2.3.1. Classe Insecta

A identificação foi realizada ao nível de ordem e família a partir de chaves dicotômicas disponíveis em Triplehorn e Johnson (2011) e Rafael et al. (2012). Após, os espécimes foram armazenados em frascos contendo álcool (70%) e incorporados à coleção entomológica do Laboratório de Monitoramento e Proteção Florestal (LAMPF) da Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB).

As espécies de Formicidae foram contadas, morfoespeciadas e armazenadas em álcool 70%. Em seguida, foi realizada a identificação ao nível de gênero e espécie com o auxílio de microscópio estereoscópio. As identificações foram realizadas com base em Baccaro et al. (2015) por Guilherme Alan Klunk em parceria com o Laboratório de Biologia de Formigas da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e do Laboratório de Sistemática e Biologia de Formigas da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Os espécimes estão depositados no Laboratório de Monitoramento e Proteção Florestal (LAMPF) da Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB).

2.3.2. Classe Collembola

Os colêmbolos capturados foram triados, morfoespeciados, contados, diafanizados em líquido Nesbitt, fixados em lâminas semipermanentes em líquido de Hoyer (PALACIOS VARGAS et al., 2013). Para as amostras do período de agosto/2017 até junho/18 os espécimes foram identificados ao nível de gênero e espécie. A identificação dos espécimes foi realizada em microscópio óptico com o auxílio de chaves disponíveis em Bretfeld (1999), Zeppelini (2012) e Bellinger et al. (1996-2019). A identificação dos espécimes foi realizada em colaboração com o Laboratório de Sistemática de Collembola e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Os espécimes estão depositados no Laboratório de Monitoramento e Proteção Florestal (LAMPF) da Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB).

2.4. ANÁLISE DOS DADOS

As famílias da Classe Insecta foram classificadas de acordo com as categorias de dominância de Friebe (1983) a partir da equação $D (\%) = (i/t) * 100$, onde: i = total de indivíduos da família/espécie; t = total de indivíduos coletados. As classificações são divididas em: eudominante ($D > 10\%$), dominante ($D > 5\%$ e $< 10\%$), subdominante ($D > 2\%$ e $< 5\%$), recessiva ($D > 1\%$ e $< 2\%$) e rara ($D < 1\%$).

A riqueza total de espécies de Formicidae, abundância total de Insecta e Collembola e das famílias de Insecta classificadas como dominantes, eudominantes e subdominantes foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e, posteriormente, ao teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) e *post-hoc* de Mann-Whitney para dados não-paramétricos e análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ($p < 0,05$) para dados paramétricos.

Para avaliação da entomofauna de serapilheira nas diferentes áreas amostrais, foi aplicado o índice V de Wardle (1995) para as famílias classificadas como eudominantes, dominantes, subdominantes e recessivas. O índice cria uma relação entre a abundância na área sem manejo (floresta nativa) com as áreas antropizadas (regeneração natural, poleiros artificiais, transposição de serapilheira, plantio de mudas), sendo determinado pela equação $V = (2 aR)/(aR+aF)-1$, onde: V = índice de mudança; aR = abundância da área em restauração; aF = abundância da área de floresta nativa.

O índice varia de -1 a 1, sendo o valor de zero (0) indicando abundâncias iguais nas diferentes áreas. A partir do valor gerado pelo índice, foram determinadas classes que expressam a inibição ou estimulação das famílias de artrópodes de serapilheira nas áreas (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Categorias de inibição e estimulação do índice V de Wardle (WARDLE, 1995).

Categoria	Índice de V
Extrema inibição	$V < -0,67$
Inibição moderada	$-0,33 > V > -0,67$
Ligeira inibição	$-0,05 > V > -0,33$
Sem alteração	$-0,05 < V < 0,05$
Ligeira estimulação	$0,05 < V < 0,33$
Estimulação moderada	$0,33 < V < 0,67$
Extrema estimulação	$V > 0,67$

O índice foi aplicado para dois conjuntos de dados (ano 1: abril/2017 até fevereiro/2018 e ano 2: abril/2018 até dezembro/2018) com o objetivo de observar se houve mudanças nas categorias de inibição de cada família nas diferentes áreas amostrais de um ano para outro.

Para as espécies de Formicidae e Collembola, foi determinado o Valor Indicador Individual (IndVal) com o objetivo de identificar espécies ou grupo de espécies indicadoras (DUFRENE e LEGENDRE, 1997). Essa metodologia combina medidas de fidelidade (frequência relativa) e especificidade (abundância relativa) para cada espécie, gerando um valor em porcentagem. Os valores gerados variam de 0% a 100%, sendo que 0% a espécie não tem nenhuma relação de indicação e 100% a espécie ocorre exclusivamente em determinada área. Valores superiores a 70% são considerados bons indicadores (LEIVAS e CARNEIRO, 2012). O valor de significância do IndVal para cada espécie foi determinado pelo teste de Monte Carlo, com 4.999 permutações.

Para testar se houve diferenças na composição da comunidade dos artrópodes, foram geradas ordenações a partir da NMDS (*Non-metric multidimensional scaling*) (BORCARD et al., 2011) baseados na dissimilaridade de Bray-Curtis. As ordenações foram geradas para os grupos de dados de famílias de Insecta, espécies de Formicidae e espécies de Collembola, considerando um ano de amostragem (agosto/2017 até junho/2018). Na matriz de dados de famílias de Insecta, foram excluídos os dados de abundância da família Formicidae devido ao hábito social deste grupo. Para testar a significância das prováveis diferenças na composição dos grupos, para cada mapa gerado pela NMDS, foi realizada a análise PERMANOVA (*Permutational multivariate analysis of variance*) ao nível de 5% de significância, método não-paramétrico análogo à análise de variância, que testa a diferença entre grupos a partir do método de permutação (ANDERSON, 2001).

As análises foram realizadas a partir da utilização do software R (R Development Core Team, 2009) e PAST versão 3.22 (HAMMER et al., 2001).

3. RESULTADOS

3.1. DADOS GERAIS

Foram coletados um total de 23.568 artrópodes da serapilheira, sendo 56,41% da Classe Collembola e 43,59% da Classe Insecta, (distribuídos em 14 ordens e 142 famílias). A maior abundância foi observada nas áreas de floresta nativa e regeneração natural para ambas as classes e as menores abundâncias foram observadas na área de poleiros artificiais. Não foram

observadas diferenças significativas das abundâncias da Classe Insecta (F: 0,99; p: 0,41) e Collembola (K: 0,80; p: 0,93) entre as áreas amostrais (Figura 2.1).

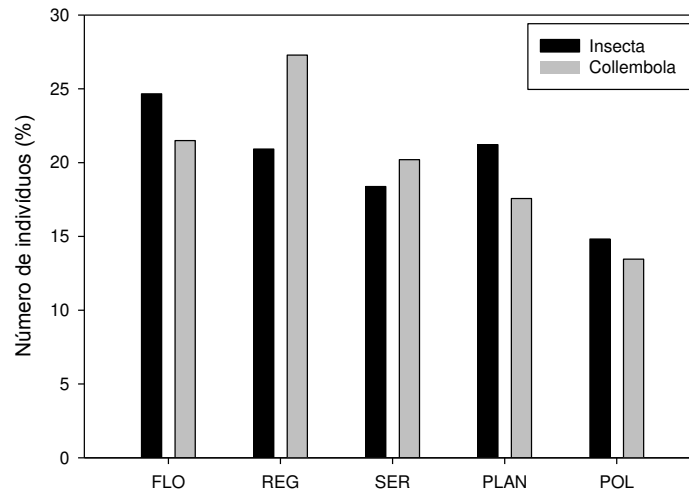


Figura 2.1. Número total de indivíduos (%) das Classes Collembola e Insecta nas diferentes áreas amostrais. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural, SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais.

3.1. FAMÍLIAS DA CLASSE INSECTA

Das 142 famílias da Classe Insecta coletadas, duas foram classificadas como eudominantes, quatro como dominantes, cinco como subdominantes, cinco como recessivas e 126 como raras (Apêndice A). A ordem que apresentou maior riqueza de famílias foi Diptera, seguido por Coleoptera. Pela abundância, as ordens mais representativas foram Hymenoptera, Coleoptera e Diptera.

As famílias classificadas como eudominantes, dominantes e subdominantes foram Ptiliidae, Staphylinidae, Nitidulidae, Leiodidae (Coleoptera), Phoridae, Sciaridae, Cecidomyiidae (Diptera), Cicadellidae, Delphacidae (Hemiptera), Gryllidae (Orthoptera) e a Superfamília Chalcidoidea (Hymenoptera) (Apêndice A). Dessas, apenas Cecidomyiidae, Chalcidoidea e Gryllidae não apresentaram diferenças significativas da abundância entre as áreas amostrais. Ptiliidae, Staphylinidae, Leiodidae e Phoridae foram estatisticamente mais abundantes nas áreas de floresta nativa e regeneração natural. Cicadellidae e Delphacidae, apresentaram padrão inverso, sendo mais abundantes nas áreas de pastagens. Todas as famílias apresentaram distribuição não paramétrica (Tabela 2.2).

Tabela 2.2. Abundância das famílias de Insecta classificadas como eudominantes, dominantes e subdominantes nas áreas amostrais Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; PLA: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais; SER: transposição de serapilheira.

Família	FLO	REG	PLA	POL	SER	K	P
Ordem Coleoptera							
Ptiliidae*	530 a	410 a	18 b	31 b	11 b	28,82	<0,0001
Staphylinidae*	351 a	398 a	64 b	73 b	71 b	20,46	0,0003
Leiodidae*	67 a	92 a	3 b	10 b	0	15,77	0,0007
Nitidulidae*	55 b	28 ab	35 b	13 a	31 ab	11,00	0,02
Ordem Diptera							
Phoridae*	254 a	140 ab	74 bc	46 c	64 c	21,21	0,0002
Sciaridae*	67 b	127 b	52 b	12 a	136 b	11,99	0,01
Cecidomyiidae	54	28	40	44	54	1,37	0,84
Ordem Hemiptera							
Cicadellidae*	18 a	51 d	145 b	72 c	265 e	31,82	<0,0001
Delphacidae*	9 ab	3 b	41 a	25 a	77 a	9,92	0,02
Ordem Hymenoptera							
Chalcidoidea	146	119	122	73	121	4,70	0,31
Ordem Orthoptera							
Gryllidae	149	38	49	22	53	7,36	0,11

*Valores seguidos pela mesma letra não possuem diferenças estatísticas de acordo com o teste de Kruskal-Wallis e *post-hoc* de Mann-Whitney ($p < 0,05$).

3.1.1. Índice V de Wardle

Das famílias coletadas, 16 foram analisadas pelo índice de V de Wardle (Tabela 2.4). A área de poleiros artificiais apresentou o maior número de famílias com extrema inibição nos dois anos de amostragem, com 37,5% e 31,25% das famílias analisadas, respectivamente. Na área com transposição de serapilheira, no primeiro ano de amostragem foram observados 31,25% de famílias extremamente inibidas, no segundo ano, esse valor passou para 18,75%. A área de regeneração natural foi a única área amostral em que foi observado famílias sem alteração. Todas as áreas com técnicas nucleadoras apresentaram redução no percentual de famílias extremamente inibidas (Tabela 2.3).

Tabela 2.3. Percentual de famílias classificadas nas categorias de inibição e estimulação (WARDLE, 1995) nas diferentes áreas amostrais no dois anos de amostragem.

Categorias	REG		SER		PLAN		POL	
	Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2	Ano 1	Ano 2
Extrema inibição	6,25	6,25	31,25	18,75	18,75	12,50	37,50	31,25
Inibição moderada	18,75	31,25	18,75	31,25	31,25	25,00	25,00	25,00
Ligeira inibição	31,25	18,75	25,00	6,25	25,00	18,75	6,25	12,50
Sem alteração	6,25	12,50	0	0	0	0	0	0
Ligeira estimulação	31,25	18,75	0	12,50	0	18,75	6,25	6,25
Estimulação moderada	0	6,25	0	6,25	6,25	12,50	6,25	12,50
Extrema estimulação	6,25	6,25	25,00	25,00	18,75	12,50	18,75	12,50

As famílias Aphididae, Delphacidae (Hemiptera) e Sphaeroceridae (Diptera) foram extremamente estimuladas em todas as áreas amostrais, com exceção da área de regeneração natural. As famílias Phoridae, Drosophilidae (Diptera) e Gryllidae (Orthoptera) foram inibidas em todas as áreas amostrais. Ptiliidae (Coleoptera) foi extremamente inibida em todas as áreas amostrais, com exceção da área de regeneração natural. Padrão semelhante foi observado para as famílias Staphylinidae, Leiodidae e Nitidulidae (Coleoptera) (Tabela 2.4).

Tabela 2.4. Índice V de Wardle para as famílias da entomofauna de serapilheira nas áreas amostrais no Faxinal do Bepe, PNSI, nos dois anos de amostragem (ano 1: abri/17 até fevereiro/2018; ano 2: abril/2018 até dezembro/2018).

Família	Regeneração Natural				Plantio de Mudanças			
	Ano 1		Ano 2		Ano 1		Ano 2	
	V	Categoria	V	Categoria	V	Categoria	V	Categoria
Ptiliidae	-0,30	LI	-0,02	SAL	-0,96	EI	-0,91	EI
Staphylinidae	0,24	LE	-0,06	LI	-0,65	MI	-0,55	MI
Chalcidoidea	-0,44	MI	0,20	LE	-0,27	LI	0,11	LE
Phoridae	-0,27	LI	-0,31	LI	-0,62	MI	-0,47	MI
Cicadellidae	0,21	LE	0,72	EE	0,64	ME	0,89	EE
Sciaridae	-0,11	LI	0,66	ME	-0,29	LI	0,16	LE
Gryllidae	-0,45	MI	-0,78	EI	-0,52	MI	-0,49	MI
Cecidomyiidae	-0,45	MI	-0,19	LI	-0,53	MI	0,11	LE
Leiodidae	0,15	LE	0,17	LE	-1,00	EI	-0,78	EI
Nitidulidae	0,06	LE	-0,57	MI	-0,15	LI	-0,25	LI
Delphacidae	-1,00	EI	-0,45	MI	0,86	EE	0,56	ME
Sphaeroceridae	0,00	SAL	0,00	SAL	1,00	EE	0,60	ME
Aphididae	1,00	EE	-0,33	MI	1,00	EE	0,88	EE
Tipulidae	-0,12	LI	-0,33	MI	-0,77	EI	-0,38	MI
Curculionidae	0,09	LE	0,31	LE	-0,43	MI	-0,29	LI
Drosophilidae	-0,07	LI	-0,44	MI	-0,07	LI	-0,29	LI

Tabela 2.4. Continuação.

Família	Poleiros Artificiais				Transp. De Serapilheira			
	Ano 1		Ano 2		Ano 1		Ano 2	
	V	Categoria	V	Categoria	V	Categoria	V	Categoria
Ptiliidae	-0,86	EI	-0,92	EI	-0,95	EI	-0,97	EI
Staphylinidae	-0,53	MI	-0,66	MI	-0,62	MI	-0,53	MI
Chalcidoidea	-0,54	MI	-0,10	LI	-0,23	LI	0,07	LE
Phoridae	-0,68	EI	-0,71	EI	-0,75	EI	-0,44	MI
Cicadellidae	0,47	ME	0,76	EE	0,79	EE	0,94	EE
Sciaridae	-0,81	EI	-0,44	MI	-0,27	LI	0,71	EE
Gryllidae	-0,75	EI	-0,74	EI	-0,45	MI	-0,51	MI
Cecidomyiidae	-0,14	LI	-0,06	LI	-0,23	LI	0,18	LE
Leiodidae	-0,91	EI	-0,50	MI	-1,00	EI	-1,00	EI
Nitidulidae	-0,50	MI	-0,67	EI	-0,15	LI	-0,33	MI
Delphacidae	0,85	EE	0,24	LE	0,85	EE	0,78	EE
Sphaeroceridae	1,00	EE	0,78	EE	1,00	EE	0,67	EE
Aphididae	1,00	EE	0,60	ME	1,00	EE	0,60	ME
Tipulidae	-0,53	MI	-0,63	MI	-0,84	EI	-1,00	EI
Curculionidae	0,29	LE	0,41	ME	-1,00	EI	-0,22	LI
Drosophilidae	-1,00	EI	-0,80	EI	-0,33	MI	-0,38	MI

Sendo: EI: extrema inibição; MI: inibição moderada; LI: ligeira inibição; SAL: sem alteração; LE: ligeira estimulação; ME: moderada estimulação; EE: extrema estimulação.

3.2. ESPÉCIES DA FAMÍLIA FORMICIDAE

Foram coletados um total de 2.253 indivíduos distribuídos em sete subfamílias, 24 gêneros e 95 espécies (Apêndice C). A maior riqueza de espécies foi observada na área de regeneração natural ($n = 45$), seguida por floresta nativa ($n = 39$), plantio de mudas ($n = 36$), poleiros artificiais ($n = 35$) e transposição de serapilheira ($n = 34$). A riqueza de espécies não diferiu estatisticamente entre as áreas amostrais ($F: 0,42; p: 0,79$).

O IndVal apresentou um total de 12 espécies indicadoras, com maior número de espécies observado na área de floresta nativa ($n = 6$). Do total, destacam-se as espécies *Pheidole* cf. *sarcina* com 77,77% de indicação para floresta nativa e as espécies *Wasmannia auropunctata* e *Camponotus melanoticus* como indicadoras de áreas em processo inicial de restauração através das técnicas de poleiros artificiais (IndVal: 56,39%) e transposição de serapilheira (IndVal: 66,66%), respectivamente (Tabela 2.5).

Tabela 2.5. Espécies de Formicidae indicadoras das áreas do Faxinal do Bepe, PNSI, SC.

Espécie	Área	IndVal	P*
<i>Pheidole</i> cf. <i>sarcina</i>	Floresta	77,77	0,001
<i>Nylanderia</i> sp.6		55,55	0,001
<i>Gnamptogenys striatula</i>		48,83	0,003
<i>Oxyepoecus reticulatus</i>		48,61	0,003
<i>Acromyrmex aspersus</i>		33,33	0,032
<i>Pheidole</i> cf. <i>sigillata</i>		33,33	0,021
<i>Acromyrmex subterraneus</i>	Regeneração	33,33	0,039
<i>Cyphomyrmex</i> cf. <i>minutus</i>	Plantio	38,78	0,014
<i>Linepithema</i> sp.2		38,09	0,047
<i>Wasmannia auropunctata</i>	Poleiro	56,39	0,005
<i>Pheidole</i> sp.1		41,26	0,027
<i>Camponotus melanoticus</i>	Serapilheira	66,66	0,001

*Probabilidade resultante do teste de permutação.

3.3. ESPÉCIES DA CLASSE COLLEMBOLA

No período total de amostragem, foram coletados um total de 13.294 colêmbolos. No período de agosto/2017 a junho/2018 foram coletados 3.841 indivíduos distribuídos em três ordens, nove famílias, 19 gêneros e 20 espécies (Tabela 3.1). A riqueza de espécies diferiu significativamente entre as áreas amostrais (F: 9,09, p: 0,0001), sendo maior na área de floresta nativa, seguido por regeneração natural (Figura 2.2).

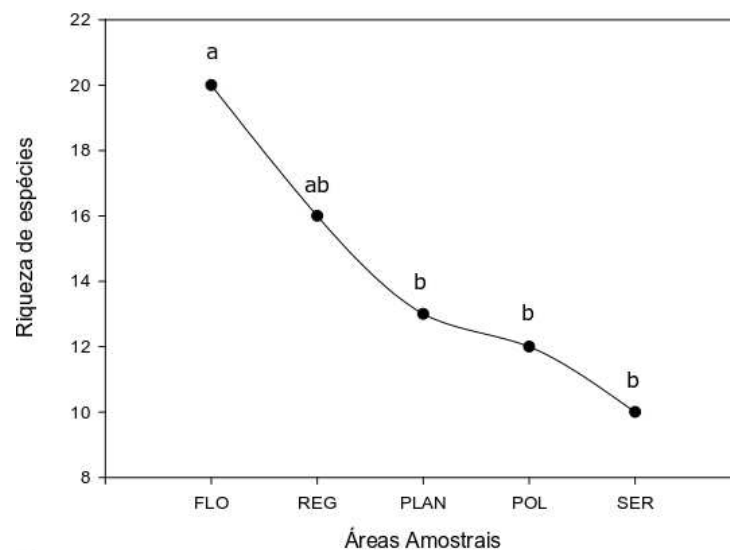


Figura 2.2. Riqueza de espécies de Collembola nas diferentes áreas amostrais, sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais; SER: transposição de serapilheira. *Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pela ANOVA e teste de Tukey (p<0.05).

O IndVal apresentou um total de 11 espécies indicadoras, com maior número observado na área de floresta nativa (n = 8). Para as demais áreas amostrais, foram registradas uma espécie indicadora para cada área amostral, exceto para plantio de mudas em que não foram feitos registros (Tabela 2.6). As espécies que se destacaram como bioindicadoras foram *Mastigoceras* sp. 1 e *Szeptyckitheca* sp. 1, com 93,75% e 83,33% de valor de indicação, respectivamente. As demais espécies apresentaram valores baixos de bioindicação.

Tabela 2.6. Espécies de Collembola indicadoras do Faxinal do Bepe, PNSI, SC.

Espécie	Ambiente	IndVal	P*
<i>Mastigoceras</i> sp. 1		93,75	0,001
<i>Szeptyckitheca</i> sp. 1		83,33	0,001
<i>Pseudosinella</i> sp. 1		66,66	0,003
<i>Temeritas</i> sp. 1	Floresta	63,88	0,002
<i>Sernatropiella</i> sp. 1		59,17	0,019
<i>Dicranocentrus</i> sp. 1		57,40	0,008
<i>Lepidocyrtus</i> sp. 1		56,20	0,013
<i>Acanthocyrtus</i> sp. nov.		50,00	0,028
<i>Ptenothrix</i> sp. 1	Regeneração	51,06	0,001
<i>Lepidonella</i> sp. 1	Poleiro	37,86	0,011
<i>Entomobrya</i> sp. 1	Serapilheira	49,84	0,011

*Probabilidade resultante do teste de permutação.

3.4. COMPOSIÇÃO

Considerando a composição das famílias de Insecta as avaliações realizadas através das NMDS e PERMANOVA apresentam diferenças significativas entre as áreas amostrais (stress: 0,17 F: 2,74; p : 0,0001), espécies de Formicidae (stress: 0,19; F: 2,89; p : 0,0001) e espécies de Collembola (stress: 0,19; F: 2,73; p : 0,0004) (Figura 2.3; Tabela 2.6). Todos os níveis de identificação analisados permitiram discriminar entre as áreas de floresta nativa, regeneração natural e as áreas de pastagens em processo de restauração. A área de floresta nativa foi estatisticamente diferente de todas as áreas amostrais para todos os grupos analisados, exceto para as famílias de Insecta e espécies de Collembola, em que foi estatisticamente semelhante à regeneração natural (Tabela 2.6).

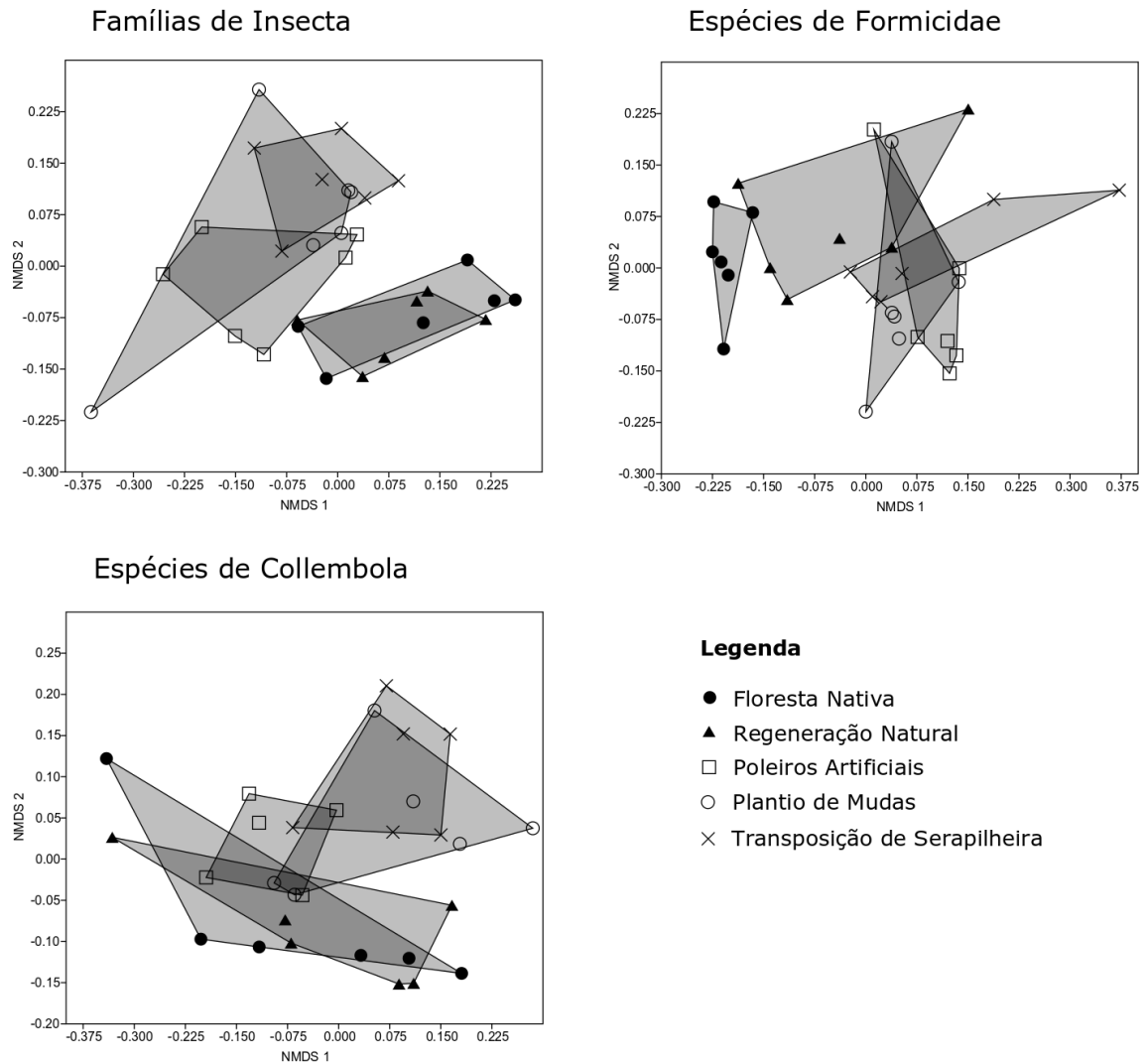


Figura 2.3. Ordenação por meio da NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) das áreas amostrais no Faxinal no Bepe, PNSI, SC.

Tabela 2.7. Resultados da PERMANOVA com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis para as matrizes de família de Insecta, espécies de Formicidae e espécies de Collembola. Valores de p seguidos de * indicam variação significativa para $p < 0,05$.

Família de Insecta – PERMANOVA (F: 2,74; p: 0,0001)				
	Plantio de mudas	Poleiros artificiais	Regeneração natural	Transposição de serapilheira
Floresta Nativa	0,0018*	0,0129*	0,3153	0,0014*
Plantio de mudas	-	0,0497*	0,0029*	0,6628
Poleiros artificiais		-	0,0101*	0,0109*
Regeneração natural			-	0,0025*

Tabela 2.7. Continuação.

Espécies de Formicidae – PERMANOVA (F: 2,89; p: 0,0001)				
	Plantio de mudas	Poleiros artificiais	Regeneração natural	Transposição de serapilheira
Floresta Nativa	0,0024*	0,0024*	0,0066*	0,0015*
Plantio de mudas	-	0,104	0,0176*	0,125
Poleiros artificiais		-	0,0096*	0,0528
Regeneração natural			-	0,0791
Espécies de Collembola – PERMANOVA (F: 2,73; p: 0,0004)				
	Plantio de mudas	Poleiros artificiais	Regeneração natural	Transposição de serapilheira
Floresta Nativa	0,0888	0,0061*	0,6243	0,0014*
Plantio de mudas	-	0,0366*	0,1185	0,4946
Poleiros artificiais		-	0,0085*	0,0041*
Regeneração natural			-	0,0049*

4. DISCUSSÃO

4.1. FAMÍLIAS DA CLASSE INSECTA

A partir da análise da composição de famílias de Insecta, pode-se observar as diferenças na composição da entomofauna entre as áreas com cobertura vegetal arbórea desenvolvida (floresta nativa e regeneração natural) e as áreas de pastagem em processo inicial de sucessão. Acreditamos que essas diferenças se relacionam com os aspectos da cobertura vegetal que influenciam direta e indiretamente na serapilheira, como a diversidade de espécies e o sombreamento da copa. A área de poleiros artificiais apresentou diferença significativa de todas as áreas amostrais, o que pode estar relacionado com a cobertura vegetal da área, conforme discutido no índice V de Wardle.

Através das análises estatísticas das abundâncias das famílias nas áreas amostrais, pode-se observar que as famílias Ptiliidae, Staphylinidae, Leiodidae (Coleoptera) e Phoridae (Diptera) foram representantes das áreas com avançado estágio de sucessão, indicando a preferência desses organismos por ambientes bem estruturados, com formação de serapilheira e sombreados. Destes, destaca-se que três famílias pertencem à ordem Coleoptera. Os coleópteros possuem alta riqueza de espécies e importância funcional, características úteis para obtenção de informações referentes a variações na estrutura da comunidade ou como bioindicadores da qualidade ambiental (HOPP et al., 2010; WARDHAUGH et al., 2012).

A família Ptiliidae (Coleoptera) é composta por besouros fungívoros (DARBY e CHABOO, 2015) e, portanto, habitam locais onde há presença de matéria orgânica em decomposição e condições microclimáticas estáveis, o que explica essa família ser extremamente inibida nas áreas amostrais de pastagens. Áreas com vegetação arbórea sustentam maior umidade na serapilheira e menor luminosidade, favorecendo a proliferação de fungos, recurso alimentar desses organismos (MARINONI e GANHO, 2003). Nesse contexto, devido a sua especialização alimentar e às exigências de condições ambientais, os ptilídeos são bons bioindicadores da restauração de áreas degradadas da Mata Atlântica. A potencialidade de Ptiliidae como bioindicador foi reportado por Cristo et al. (2019) ao avaliar outras técnicas de restauração no Faxinal do Bepe, diferentes das utilizadas neste estudo. Outras características favoráveis a utilização dessa família como bioindicador é a facilidade na identificação, que se diferenciam dos demais coleópteros por possuírem franjas de cerdas nas margens das asas membranosas (CASARI e IDE, 2012) que são de fácil visualização em microscópio estereoscópico ou lupa e também por terem sido classificada como eudominante, sendo uma família representativa da entomofauna de serapilheira (segunda família mais abundante, atrás apenas de Formicidae). Frequentemente os ptilídeos são representativos em levantamentos da entomofauna na interface solo-serapilheira (MARINONI e GANHO, 2003; BRITO-SILVA et al., 2016). Quanto ao padrão de distribuição das abundâncias, nossos dados corroboram com o encontrado por Cole et al. (2016) em florestas tropicais submetidas à restauração na Costa Rica.

A família Leiodidae (Coleoptera) é formada principalmente por insetos detritívoros (CASARI e IDE, 2012). Algumas espécies apresentam hábito fungívoro e, devido ao seu hábito alimentar, há evidências que a deposição de serapilheira e presença de material lenhoso disponibilizem mais recursos alimentares para estes organismos (CHANDLER e PECK, 1992), o que pode explicar o padrão de distribuição de abundância nas nossas amostras bem como utilização destes como bioindicador. Nossos resultados corroboram com o observado por Hopp et al. (2010) ao analisar uma cronossequência de regeneração florestal na Mata Atlântica, fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa Submontana no Estado do Paraná.

A família Staphylinidae é frequentemente a mais abundante em levantamentos de coleópteros (MARINONI e GANHO, 2003; HOPP et al., 2010), formando um grupo extremamente variado, que exploram amplo tipo de recursos alimentares, entre eles predadores e detritívoros. Nossos dados mostram a preferência desses organismos por ambientes em sucessão ecológica mais avançada, onde há mais disponibilidade de recursos, como a formação da serapilheira para os detritívoros, a presença de invertebrados para os predadores e parasitoides e maior variabilidade para os fitófagos. A potencialidade dos estafilinídeos como

bioindicadores na Mata Atlântica foi reportada por Hopp et al. (2010) na Floresta Ombrófila Densa Submontana no Paraná.

A família Nitidulidae (Coleoptera) apresentou diferenças significativas entre as áreas amostrais, porém, sem um padrão claro, não sendo indicado como bioindicador, uma vez que essa variação não permitiu uma clara observação e interpretação das condições ambientais das áreas amostrais.

As famílias Cicadellidae e Delphacidae (Hemiptera: Auchenorrhyncha) foram representativos das áreas de pastagem em processo de restauração, indicando que esses organismos possuem alta tolerância às alterações ambientais, uma vez que todos foram estimulados. Beiroz et al. (2014) observou a ordem Hemiptera como indicador de pastagens.

As famílias Phoridae e Sciaridae (Diptera) apresentaram diferença significativas entre as áreas amostrais, porém, somente Phoridae apresentou um padrão claro de distribuição das abundâncias, sendo estatisticamente superior na área de floresta nativa, seguido pela área de regeneração natural.

As categorias de inibição de Wardle apresentam o mesmo padrão que pode ser observado a partir da análise das abundâncias das famílias, onde famílias como Ptiliidae, Staphylinidae, Leiodidae e Phoridae foram inibidas nas áreas em processos inicial de restauração e em que algumas foram estimuladas nas áreas com as técnicas de nucleação. Essas famílias ocupam níveis tróficos mais elevados como a predação e fungivoria e indicam o efeito da degradação nas interações ecológicas e também de que o processo de sucessão está em fase inicial. No geral, pode-se observar que nas áreas em processo de restauração, famílias associadas a pastagens estão sendo estimuladas, enquanto famílias associadas a ambientes florestais estão sendo inibidos.

A extrema estimulação das famílias Aphididae, Delphacidae (Hemiptera) e Sphaeroceridae (Diptera) nessas áreas, indicam a alta tolerância e adaptação dessas famílias à antropização do ambiente, seja pela disponibilidade de recursos alimentares, redução da competição e tolerância às alterações microclimáticas. Espécies encontradas em áreas de pastagens são generalistas e/ou são características de ambientes abertos (BEIROZ et al., 2014).

Na área de poleiros artificiais foi observada a maior ocorrência de famílias extremamente inibidas, o que pode ter relação com a presença da espécie *Pteridium aquilinum* (L) Kuhn (Dennstaedtiaceae) (SCHORN e MAÇANEIRO, 2018). Essa espécie possui características de alto poder de competição, com elevada capacidade adaptativa, resistência à climas desfavoráveis e ao ataque de insetos e patógenos (HOJO-SOUZA et al., 2010), comprometendo a regeneração natural (RIBEIRO et al., 2013; BRANDÃO et al., 2016),

caracterizando-se num modelo de sucessão ecológica por inibição (CONNEL e SLATYER, 1977). Essa inibição na regeneração pode, conseqüentemente, afetar os processos de recolonização dos artrópodes da serapilheira, ocasionando atraso no processo de restauração da área.

4.2. ESPÉCIES DA FAMÍLIA FORMICIDAE

A riqueza de espécies da área de floresta nativa foi menor que a da área de regeneração natural, e não diferiu estatisticamente das áreas de pastagens em processo de restauração. Uma possível explicação para esta ausência de significância é pela presença de fragmentos florestais próximos das áreas de estudo, que podem atuar como fontes de recolonização para as formigas (SCHMIDT et al., 2013). A região do Faxinal do Bepe é circundada por fragmentos florestais bem conservados, que apresentam uma elevada riqueza de espécies (SILVA et al., 2007).

Entretanto, a partir da NMDS e PERMANOVA, pode-se observar que a composição de espécies da área de floresta nativa é estatisticamente diferente das demais áreas amostrais, permitindo observar o gradiente de sucessão ecológica das áreas. Outros estudos também relataram essa diferença na composição das assembleias de formigas entre ambientes de floresta, pastagem ou em diferentes níveis de sucessão ecológica (NAKAMURA et al., 2007; SILVA et al., 2007; SCHMIDT et al., 2013). De acordo com Schmidt et al. (2013) a diferença entre espécies de formigas ao comparar áreas de pastagens e remanescentes florestais em diferentes tempos de sucessão secundária é reforçada pela idade do remanescente. Segundo os mesmos autores, essa diferença pode ser explicada pelo desenvolvimento da cobertura vegetal, que afeta negativamente espécies de áreas abertas e quentes e positivamente espécies de ambientes sombreados e frios.

Pheidole cf. sarcina foi indicadora da área de floresta nativa. São formigas que possuem hábitos alimentares bastante variados, entre predadores generalistas a onívoros (BRANDÃO et al., 2012). Por ser considerado um gênero hiperdiverso (BRANDÃO et al., 2012), há dificuldade na identificação de espécies de *Pheidole*, bem como estudos da ecologia e biologia destas espécies, havendo poucas informações referentes à espécie *P. sarcina*. O seu alto valor de indicação observado na área de floresta nativa (IndVal = 100%) evidencia a especificidade e fidelidade à ambientes florestais, o que pode estar relacionado ao componente da serapilheira e cobertura vegetal da área. Com o avanço sucessional ocorre o fechamento do dossel e aumento do sombreamento, resultando na diminuição na deposição de folhas e no aumento da deposição de ramos na serapilheira (BIANCHIN et al., 2016), favorecendo o estabelecimento de *P.*

sarcina, uma vez que esta espécie apresenta o comportamento de colonizar galhos presentes na serapilheira (FERNANDES et al., 2018).

As espécies *Wasmannia auropunctata* e *Camponotus melanoticus* foram indicadoras das áreas de poleiros artificiais e transposição de serapilheira, ou seja, são indicadoras de áreas em processo inicial de restauração ecológica, com características de ambientes abertos. Espécie nativa da região neotropical (ROSUMEK, 2017), *W. auropunctata* é uma espécie invasora em várias regiões do mundo (FOUCAUD et al., 2010). De hábito onívoro, no seu ecossistema natural, esta espécie é competitiva e dominante em ambientes perturbados (ORIVEL et al., 2009; ROSUMEK, 2017).

Para a espécie *C. melanoticus* há poucas informações referente à biologia e ecologia. Neves et al. (2013) classificaram essa espécie como arbórea dominante, por nidificarem em árvores e apresentarem comportamento bastante ativo e agressivo. Nossos resultados sugerem a preferência desta espécie por ambientes abertos e perturbados, corroborando Schmidt et al. (2013), registraram essa espécie ocorrendo preferencialmente em áreas de pastagens nas regiões de florestas estacionais da Mata Atlântica.

4.3. ESPÉCIES DA CLASSE COLLEMBOLA

O número de árvores, diâmetro de copa e profundidade da serapilheira são parâmetros da comunidade vegetal correlacionados positivamente com a riqueza de espécies de colêmbolos (ZEPPELINI et al., 2009), o que explica a maior riqueza de espécies nas áreas amostrais com estágio sucessional mais avançado. Esses fatores também explicam as diferenças na composição de espécies observadas pela NMDS e PERMANOVA, com diferença marcante entre as áreas amostrais em que o componente arbóreo é ausente e presente. Nossos dados corroboram com o encontrado em Baretta et al. (2008) e Zeppelini et al. (2009).

O maior número de espécies indicadoras de floresta nativa é um indicativo da preferência dos colêmbolos por ambientes florestais em avançado estágio de conservação. Os baixos valores de indicação nas áreas de regeneração natural e em processo de restauração indicam que poucas espécies foram capazes de tolerar as mudanças ambientais decorrentes da supressão da vegetação, o que ressalta a sensibilidade dos colêmbolos às alterações e a sua capacidade bioindicadora.

Levantamentos voltados para analisar a capacidade bioindicadora de Collembola na Mata Atlântica são escassos, notadamente na região sul do Brasil. Alguns experimentos utilizam traços eco-morfológicos em vez da identificação taxonômica em cenários de

restauração ecológica ou ambientes com diferentes usos do solo (por exemplo, OLIVEIRA FILHO et al., 2016; DERENGOSKI, 2017; WINCK et al., 2017). Desse modo, informações da ecologia e respostas das diferentes espécies nos cenários de restauração são incipientes. Os maiores valores indicadores de *Mastigoceras* sp. 1 e *Szeptyckithea* sp. 1 para a área de floresta nativa indicam que essas espécies possuem preferência por ambientes fechados. Zeppelini et al. (2019) registraram a presença de *Szeptyckithea* na serapilheira em áreas preservadas da Mata Atlântica no município de Jundiaí, no Estado de São Paulo.

4.4. NÍVEL DE IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA

Baseado na análise estatística, todos os níveis de identificação taxonômica discriminaram as áreas amostrais de pastagens das áreas de regeneração e floresta nativa. Observação de diferenças na comunidade de artrópodes tem-se mostrado útil para observar mudanças ambientais e na utilização como bioindicadores, o que foi confirmado em nosso levantamento e corroboram com o observado em outros levantamentos. Mudanças na composição de espécies durante o avanço da sucessão ecológica foram observadas por Hopp et al. (2010) na comunidade de besouros (Insecta: Coleoptera), Nakamura et al. (2007) observaram diferenças na composição de artrópodes de serapilheira a partir de diferentes níveis de identificação taxonômica comparando áreas florestais e de pastagem, Cole et al. (2016) observaram as diferenças na composição da comunidade de artrópodes da serapilheira em áreas submetidas a diferentes técnicas de restauração e Cristo et al. (2019) observaram diferenças na entomofauna da serapilheira comparando diferentes técnicas de nucleação implantadas em áreas de pastagem na Floresta Ombrófila Densa Montana.

São muitos fatores que determinam a robustez da comunidade de invertebrados em detectar mudanças que ocorrem nos ecossistemas, entre eles, a suficiência amostral, tipos de análises de dados, o nível de identificação taxonômica e a diferença entre os gradientes ambientais (GRIMBACHER et al., 2007). Esses mesmos autores, ao analisarem a comunidade de besouros (Coleoptera) coletadas com armadilhas de interceptação de voo na Austrália, observaram que níveis de identificação menos específicos (Famílias) apresentaram melhor desempenho do que quando utilizado espécies a partir da aplicação de testes univariados comparando áreas de floresta tropical e pastagem. Nakamura et al. (2007) concluíram que a utilização de níveis taxonômicos mais aprofundados (por exemplo, gêneros ou espécies de Formicidae) não necessariamente aumenta os níveis de robustez ao considerar níveis de identificações menos específicos (por exemplo, ordem de Arthropoda). Conclusões

semelhantes podem ser observadas em nossos resultados, em que todos os níveis de identificação taxonômica permitiram observar as diferenças entre as áreas amostrais.

Finalmente, a artropodofauna de serapilheira, neste estudo, mostrou-se como bioindicador adequado à avaliação e monitoramento das técnicas de restauração de pastagens na Mata Atlântica. Considerando outras metodologias de restauração ecológica, como a proposta pelo Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, por exemplo, a artropodofauna de serapilheira adequa-se como bioindicador no monitoramento de fases de pós implantação (RODRIGUES et al., 2009).

5. CONCLUSÕES

A análise de comunidade de insetos permitiu observar as diferenças entre as áreas amostrais, indicando que a comunidade da entomofauna de serapilheira pode ser utilizada como bioindicador de fases iniciais de processo de restauração ecológica até níveis avançados de sucessão, utilizando dados da comunidade ou de famílias e espécies.

Das famílias de Insecta, conclui-se que a família Ptiliidae (Coleoptera) é um bom indicador de áreas bem conservadas devido: *i*) representatividade deste grupo dentro da entomofauna de serapilheira; *ii*) grau de sensibilidade à alterações ambientais e *iii*) facilidade na amostragem e identificação. Outras famílias bioindicadoras foram Staphylinidae, Leiodidae (Coleoptera) e Phoridae (Diptera). As famílias Cicadellidae e Delphacidae (Hemiptera) são bioindicadoras de áreas perturbadas ou em estágio inicial de restauração.

A espécie *Pheidole sarcina* foi indicadora de áreas bem conservadas. As espécies *Camponotus melanoticus* e *Wasmannia auropunctata* são indicadoras de áreas perturbadas ou em processo inicial de sucessão.

A riqueza de espécies da comunidade de colêmbolos é uma métrica que pode ser utilizada como parâmetro bioindicador, uma vez que a riqueza de espécies aumenta com o avanço da sucessão ecológica. As espécies *Mastigoceras* sp. 1 e *Szeptyckitheca* sp. 1 são bioindicadoras de ambientes conservados.

Níveis de identificação mais específicos (espécie) também podem ser utilizados como parâmetro bioindicador, principalmente para amostrar áreas com diferenças estruturais mais sutis. Entretanto, a utilização da comunidade da entomofauna da serapilheira identificada ao nível de família permitiu observar as áreas amostrais com grandes diferenças estruturais, demonstrando que níveis de identificação menos específicos também podem ser utilizados como bioindicadores.

6. REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.
- BACCARO, F. B.; FEITOSA, R. M.; FERNANDEZ, F.; FERNANDES, I. O.; IZZO, T. J.; SOUZA, J. L. P.; SOLAR, R. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Manaus, INPA, 2015, 388 p.
- BARETTA, D.; FERREIRA, C. S.; SOUSA, J. P.; CARDOSO, E. J. B. N. Colêmbolos (Hexapoda: Collembola) como bioindicadores de qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2693-2699, 2008.
- BEIROZ, W.; AUDINO, L. D.; QUEIROZ, A. C. M.; RABELLO, A. M.; BORATTO, I. A.; SILVA, Z.; RIBAS, C. R. Structure and composition of edaphic arthropod community and its use as bioindicators of environmental disturbance. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 12, n. 2, p. 481-491, 2014.
- BELLINGER, P. F.; CHRISTIANSEN, K. A.; JANSSENS, F. **Checklist of the Collembola**. Disponível em: www.collembola.org.
- BIANCHIN, J. E.; MARQUES, R.; BRITZ, R. M.; CAPRETZ, R. L. Deposição de fitomassa em formações secundárias na Floresta Atlântica do Paraná. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 4, p. 524-533, 2016.
- BORCARDT, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. Springer, 2011, 319 p.
- BOURG, A.; ESCOBAR, F.; MACGREGOR-FORS, I.; MORENO, C. E. Got dung? resource selection by dung beetles in Neotropical forest fragments and cattle pastures. **Neotropical Entomology**, v. 45, n. 5, p. 490-498, 2016.
- BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento em áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, UFV, p. 262-291, 2012.
- BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; DELABIE, J. H. C. Neotropical ants (Hymenoptera) functional groups: nutritional and applied implications. In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Eds). **Insect bioecology and nutrition for integrated pest management**. CRC Press, Boca Raton, p. 213-236, 2012.
- BRANDÃO, J. F. C.; MARTINS, V. S.; BRANDÃO, I. J. Potencial de regeneração de uma área invadida por *Pteridium aquilinum* no Parque Nacional do Caparaó. **Revista Árvore**, v. 46, n. 4, p. 543-552, 2016.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**, Brasília, DF, 2000.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2009. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Itajaí**. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/pn_serra_do_itaja%C3%AD.pdf>.

- BRETFELD, G. **Synopses on Palaearctic Collembola**: Symphypleona. Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz, vol. 2, 1999.
- BRITO-SILVA, B. C.; PINA, W. C.; SILVA, A. O. Efeito de borda na dinâmica de besouros em fragmento de Mata Atlântica de Tabuleiro. **Ecologia e Nutrição Florestal**, v. 4, n. 3, p. 78-86, 2016.
- CASARI, S. A.; IDE, S. Coleoptera. In: In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do Brasil**: Diversidade e taxonomia. Ribeirão Preto, Holos, 2012, 810 p.
- CASSAGNE, N.; GERS, C.; GAUQUELIN, T. Relationships between Collembola, soil chemistry and humus types in forest stands (France). **Biology and Fertility of Soils**, v. 37, p. 655-361, 2003.
- CHANDLER, D. S.; PECK, S. B. Diversity and Seasonality of Leiodid Beetles (Coleoptera: Leiodidae) in an Old-Growth and a 40-Year-Old Forest in New Hampshire. **Environmental Entomology**, v. 21, n. 6, p. 1283-1293, 1992.
- COLE, R. J.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A.; WICKEY, P.; TOWNSEND, A. R. Leaf litter arthropod responses to tropical forest restoration. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 15, p. 5158-5168, 2016.
- CONNEL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, Chicago, v. 111, n.982, p. 1119-1144, 1977.
- CRISTO, S. C.; VITORINO, M. D.; ARENHARDT, T. C. P.; KLUNK, G. A.; ADENESKY-FILHO, E.; CARVALHO, A. G. Leaf-litter entomofauna as a parameter to evaluate areas under ecological restoration. **FLORAM**, v. 26, n. 2, p. 1-11, 2019.
- DANGLES, O.; CASAS, J. Ecosystem services provided by insects for achieving sustainable development goals. **Ecosystem Services**, v. 35, p. 109-115, 2019.
- DARBY, M.; CHABOO, C. S. Beetles (Coleoptera) of Peru: a survey of the families, Ptiliidae Heer, 1843. **Journal of the Kansas Entomological Society**, v. 88, p. 182-183, 2015.
- DERENGOSKI, J. A. **Fauna edáfica bioindicadora em áreas sob tecnologias de restauração florestal no sudoeste do Paraná**. Programa de Pós Graduação em Agronomia (Dissertação de Mestrado), Universidade Tecnológica do Paraná, 2017, 115 p.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.
- FERNANDES, T. T.; SOUZA-CAMPANA, D. R.; SILVA, R. R.; MORINI, M. S. C. Ants that frequently colonize twigs in the leaf litter of different vegetation habitats. **Sociobiology**, v. 65, n. 2, p. 340-344, 2018.
- FOUCAUD, J.; ORIVEL, J.; LOISEAU, A.; DELABIE, J. H. C.; JOURDAN, H.; KONGHOULEUX, D.; VONSHAK, M.; TINDO, M.; MERCIER, J-L.; FRESNEAU, D.; MIKISSA, J-B.; MCGLYNN, T.; MIKHEYEV, A. S.; OETTLER, J.; ESTOUP, A. Worldwide invasion by the little fire ant: routes of introduction and eco-evolutionary pathways. **Evolutionary Applications**, v. 3, n. 4, p. 363-374, 2010.
- FRIEBE B. Zur Biologie eines Buchenwaldbodens: 3. **Die kaferfauna**. *Carolinea*, v. 41, p. 45-80, 1983.
- GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 850-857, 2017.

- GRIMBACHER, P. S.; CATTERALL, C. P.; KITCHING, R. L. Detecting the effects of environmental change above the species level with beetles in a fragmented tropical rainforest landscape. **Ecological Entomology**, v. 33, n. 1, p. 66-79, 2007.
- HAMMER, Ø., HARPER, A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaentologia Electronica**, 4:4–9, 2001.
- HOJO-SOUZA, N. S.; CARNEIRO, C. M.; SANTOS, R. C. *Pteridium aquilinum*: o que sabemos e o que ainda falta saber. **Bioscience Journal**, v. 26, n. 5, p. 798-808, 2010.
- HOPP, P. W.; OTTERMANN, R.; CARON, E.; MEYER, S.; ROß-NICKOLL, M. Recovery of litter inhabiting beetle assemblages during forest regeneration in the Atlantic forest of Southern Brazil. **Insect Conservation and Diversity**, v. 3, n. 2, p. 103-113, 2010.
- IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012, 271 p.
- JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.
- JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. Organisms as Ecosystem Engineers. **Oikos**, v. 69, n. 3, p. 373-386, 1994.
- LAVELLE, P.; DECAËNS, T.; AUBERT, M.; BAROT, S.; BLOUIN, M.; BUREAU, F.; MARGERIE, P.; MORA, P.; ROSSI, J-P. Soil invertebrates and ecosystem services. **European Journal of Soil Biology**, v. 42, p. S3-S15, 2006.
- LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. D. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, p. 271-280, 2001.
- LEIVAS, F. W. T.; CARNEIRO, E. Utilizando os hexápodes (Arthropoda, Hexapoda) como bioindicadores na Biologia da Conservação: Avanços e perspectivas. **Estudos de Biologia**, v. 34, n. 421, p. 203-213, 2012.
- LEWIONSOHN, T.; PRADO, P. I. Quantas espécies há no Brasil? **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 36-42, 2005.
- LOUZADA, J. ZANETTI, R. Bioindicadores de impactos ambientais. In: MOREIRA, F. M. S.; CARES, J. E.; ZANETTI, R.; STÜRMES, S. L. **O ecossistema solo**: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal. Lavras, UFLA, 2013, p. 139-168.
- MAJER, J. D. Animals in the Restoration Process – Progressing the Trends. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 3, p. 315-319, 2009.
- MARINONI, R. C.; GANHO, N. G. Fauna de Coleoptera no Parque Estadual de Vila Velha, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. Abundância e riqueza das famílias capturadas através de armadilhas de solo. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 4, p. 737-744, 2003.
- MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T. M. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (Ed.) **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, UFV, 2012, p. 17-40.
- MORAES, L. F. D.; PEREIRA, T. S. Restauração ecológica em Unidades de Conservação. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E. de; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Orgs.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, p. 295-306, 2008.

- MORAES, J. W.; OLIVEIRA, F. G. L.; BRAGA, R. F.; KORASAKI, V. Mesofauna. In: MOREIRA, F. M. S.; CARES, J. E.; ZANETTI, R.; STÜRMEIS, S. L. **O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal**. Lavras, UFLA, 2013, p. 183-200.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, p. 403, p. 853-858, 2000.
- NAKAMURA, A.; CATTERALL, C. P.; HOUSE, A. P. N.; KITCHING, R. L.; BURWELL, C. J. The use of ants and other soil and litter arthropods as bio-indicators of the impacts of rainforests clearing and subsequent land use. **Journal of Insect Conservation**, v. 11, p. 177-186, 2007.
- NEVES, F. S.; QUEIROZ-DANTAS, K. S.; ROCHA, W. D.; DELABIE, J. H. C. Ants of Three Adjacent Habitats of a Transition Region Between the Cerrado and Caatinga Biomes: The Effects of Heterogeneity and Variation in Canopy Cover. **Neotropical Entomology**, v. 42, n. 3, p. 258-268, 2013.
- OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; FILHO, O. K.; BARETTA, D.; TANAKA, C. A. S.; SOUSA, J. P. Collembola Community Structure as a Tool to Assess Land Use Effects on Soil Quality. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-18, 2016.
- ORIVEL, J.; GRANGIER, J.; FOUCAUD, J.; BRETON, J. L. E.; ANDRÈS, F. X.; JOURDAN, H.; DELABIE, J. H. C.; FOURNIER, D.; CERDAN, P.; FACON, B.; ESTOUP, A.; DEJEAN, A. Ecologically heterogeneous populations of the invasive ant *Wasmannia auropunctata* within its native and introduced ranges. **Ecological Entomology**, v. 34, n. 4, p. 504-512, 2009.
- PALACIOS-VARGAS, J. G.; RECAMIER, B. E. M.; ZEPPELINI, D. **Técnicas atuais para estudos de micro e mesoartrópodes do solo**. Campina Grande, EDUEPB, 2013, 112 p.
- REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K.; SOUZA, L. L. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para implementar processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.
- RIBAS, C. R.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C.; CAMPOS, R. B. F.; VALENTIM, C. L.; SCHOEREDER, J. H. Ants as indicators of the success of rehabilitation efforts in deposits of gold mining tailings. **Restoration Ecology**. V. 20, n. 6, p. 712-720, 2012.
- RIBEIRO, S. C.; BOTELHO, S. A.; FONTES, M. A. L.; GARCIA, P. O.; ALMEIDA, H. S. Regeneração natural em áreas desmatadas e dominadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. na Serra da Mantiqueira. **Cerne**, v. 19, n. 1, p. 65-76, 2013.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Eds.) **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo, LERF/ESALQ, 2009, 256 p.
- ROSUMEK, F. B. Natural history of ants: What we (do not) know about trophic and temporal niches of neotropical species. **Sociobiology**, v. 64, n. 3, p. 244-255, 2017.
- RUSEK, J. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1207-1219, 1998.
- SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 158-166, 2013.

SCHORN, L. A.; MAÇANEIRO, J. P. Levantamento da vegetação. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY-FILHO, E. **Diagnóstico prévio**: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica. Blumenau, Edifurb, 2018, p. 149-170.

SCHOWALTER, T. D.; NORIEGA, J. A.; TSCHARNTKE, T. Insects effects on ecosystem services. **Basic and Applied Ecology**, v. 26, p. 1-7, 2018.

SER, Society for Ecological Restoration International. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. 2004, 15 p. Disponível em: www.ser.org.

SILVA, R. R.; FEITOSA, R. S. M.; EBERNHARDT, F. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 240, p. 61-69, 2007.

SUGANUMA, M.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015.

VIBRANS, A. C.; MCROBERTS, R. E.; LINGNER, D. V. NICOLETTI, A. L.; MOSER, P. 2013. Extensão original e remanescentes da Floresta Ombrófila Densa em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L. DE; LINGNER, D. V. (eds.). **Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina**, Vol. IV, Floresta Ombrófila Densa. Blumenau. Edifurb.

VITORINO, M. D.; ADENESKY-FILHO, E. **Diagnóstico prévio**: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica. Blumenau, Edifurb, 2018, 190 p.

WARDHAUGH, C. W.; EDWARDS, W.; STORK, N. E. Variation in beetle community structure across five microhabitats in Australian tropical rainforest trees. **Insect Conservation and Diversity**, v. 6, n. 4, p. 463-472, 2012.

WARDLE, D. A. Impacts of disturbance on detritus food webs in agroecosystems of contrasting tillage and weed management practices. **Advances in Ecological Research**, v. 26, p. 105-182, 1995.

WINCK, B. R.; SÁ, E. L. S.; RIGOTTI, V. T.; CHUAVAT, M. Relationship between land-use types and functional diversity of epigeic Collembola in Southern Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 109, p. 49-59, 2017.

WREGE, M. S.; STEINMETZ, S.; JÚNIOR, C. R.; ALMEIDA, I. R. **Atlas climático da Região Sul do Brasil**: Estado do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, Colombo: Embrapa Florestas, 2009.

ZEPPELINI, D.; BELLINI, B. C.; CREÃO-DUARTE, J. A.; HERNANDEZ, M. I. I. Collembola as bioindicators of restoration in mined sand dunes of Northeastern Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, p. 1161-1170, 2009.

ZEPPELINI, D. Collembola. In: RAFAEL, J. A.; MELO, G. A. R.; CARVALHO, C. J. B.; CASARI, S. A.; CONSTANTINO, R. **Insetos do Brasil**: Diversidade e taxonomia. Ribeirão Preto, Holos, 2012, p. 201-212.

ZEPPELINI, D.; LOPES, B. C. H.; LIMA, E. C. A. A New Species of *Szeptyckitheca* (Collembola, Symphypleona, Sphyrothecinae) from Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 48, n. 2, p. 269-276, 2019.

CAPÍTULO III: PARÂMETROS ESTRUTURAIS DA COMUNIDADE DA CLASSE COLLEMBOLA EM ÁREAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA CATARINENSE

RESUMO

Os colêmbolos são representativos da fauna de serapilheira, cumprindo importantes funções na manutenção e provisão de processos e interações ecológicas. Tais características os tornam potenciais bioindicadores para a restauração ecológica de ecossistemas florestais degradados. O objetivo desse trabalho foi avaliar a estrutura da colembolofauna da serapilheira em áreas submetidas à diferentes estratégias de restauração ecológica a fim de entender como a comunidade responde às diferentes condições ambientais e determinar quais métricas são mais representativas para bioindicação. As amostragens foram realizadas no Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI) em ambiente da Floresta Ombrófila Densa, Mata Atlântica no período de abril/2017 até dezembro/2018, a partir da instalação de armadilhas *pitfall*. As análises foram realizadas a partir de parâmetros da estrutura da comunidade de colêmbolos e correlações com variáveis microclimáticas. No período total de amostragem, foram coletados 13.263 indivíduos distribuídos em três ordens e, no período de agosto/2017 até junho/2018 foram coletados 3.841 indivíduos, distribuídos em nove famílias, 19 gêneros e 20 espécies. Medidas de riqueza, diversidade, composição, equabilidade, similaridade refletiram os padrões sucessionais das diferentes áreas amostrais, indicando que a comunidade de colêmbolos da serapilheira é influenciada pelo nível de sucessão ecológica. As espécies *Lepidonella* sp. 1 e *Entomobrya* sp. 1 são dominantes em ambientes em processo inicial de restauração. As variáveis microclimáticas e a cobertura vegetal são determinantes para a recolonização dos colêmbolos em áreas em processo de restauração. Conclui-se que a colembolofauna da serapilheira são sensíveis às alterações no ambiente, permitindo sua utilização como bioindicadores para o monitoramento de técnicas de restauração de pastagens na Floresta Ombrófila Densa Montana catarinense.

Palavras-chave: ecologia, microclima, bioindicador, nucleação, vegetação, temperatura, umidade.

1. INTRODUÇÃO

O uso indiscriminado dos recursos naturais pelos seres humanos ocasionou uma redução na biodiversidade, com conseqüente alteração na resiliência e resistência dos ecossistemas às alterações ambientais (GARDI et al., 2009), podendo afetar a sua estabilidade, o que pode fazer com que esses locais cheguem a níveis de degradação (ENGEL e PARROTA, 2008).

As pastagens são um tipo de ação antrópica que consistem na substituição da vegetação nativa para a implantação de gramíneas exóticas e, em ecossistemas florestais, os efeitos dessa atividade são particularmente severos. Para a cobertura vegetal, há a total remoção das espécies nativas para a implantação de gramíneas exóticas, com conseqüente perda da biodiversidade da fauna e da flora (DIAS-FILHO e FERREIRA, 2013). No solo, há a compactação, erosão e alteração nas propriedades químicas (ALBUQUERQUE et al., 2001; DIAS-FILHO e FERREIRA, 2013). Outras conseqüências notavelmente importantes para os ecossistemas é a desestabilização dos perfis em áreas de encosta, resultando em movimentos de massa (AUMOND et al., 2018) e a fragmentação florestal (SCARANO e CEOTTO, 2015).

Na interface solo-serapilheira, as ações antrópicas constituem-se como ameaças à biodiversidade faunística, com conseqüente alterações na funcionalidade dos ecossistemas (GARDI et al., 2009). As principais pressões na qual as comunidades dos organismos estão submetidas derivam da superexploração, mudanças nos regimes climáticos e hidrológicos, competições com espécies invasoras, alterações nas condições ambientais, no uso do solo e na estrutura geoquímica (GARDI et al., 2009).

Historicamente, o Bioma Mata Atlântica sofreu com intensos processos de uso e ocupação do solo, acarretando em efeitos negativos na sua biodiversidade (JOLY et al., 2014). Destaca-se como um dos ecossistemas brasileiros mais alterados, considerado um *hotspot* mundial devido ao seu elevado grau de endemismo, configura-se como área prioritária para ações de conservação (MYERS et al., 2000). Atualmente, o Brasil possui 28% da cobertura vegetal original da Mata Atlântica, o equivalente à 32 milhões de hectares, abrigando em torno de 60% da lista de espécies ameaçadas de extinção da fauna e flora brasileira (REZENDE et al., 2018). Grande parte da cobertura vegetal encontra-se fragmentada, inseridas em paisagens antropizadas, submetidas às diferentes e contínuos tipos de degradação (RIBEIRO et al., 2009).

Concomitante a este cenário de alteração dos ecossistemas florestais tropicais, tem-se observado um aumento no número de iniciativas de conservação e restauração ecossistêmica. Diferentes estratégias podem ser aplicadas para a restauração de pastagens em ecossistemas florestais como o plantio de mudas, técnicas de nucleação (CORBIN e HOLL, 2012;

BECHARA et al., 2016) ou pela remoção das fontes de perturbação, promovendo a regeneração espontânea (CHEUNG et al., 2010). O tipo de estratégia utilizada varia muito entre as iniciativas, pois dependem de uma série de condições que transformaram a paisagem (SER, 2004).

O Projeto Restaurar foi uma iniciativa da Universidade Regional de Blumenau (FURB) que, entre os anos de 2013 a 2017, teve como objetivo, restaurar 300 hectares de pastagens degradadas dentro do Parque Nacional da Serra do Itajaí (PNSI) a partir da implantação de diferentes técnicas de restauração ecológica. Outro objetivo do projeto foi o levantamento de diferentes grupos da fauna com o objetivo de avaliar a influência das diferentes técnicas de restauração nos diferentes grupos faunísticos e da aplicação futura dos dados dessas comunidades como parâmetro para o monitoramento das técnicas de restauração ecológica. Este trabalho concentra-se nos efeitos de técnicas de restauração ecossistêmica sob a colembolofauna da serapilheira.

Os colêmbolos (Hexapoda: Collembola) são pequenos artrópodes, abundantes na interface solo-serapilheira, com alimentação predominantemente detritívora e fungívora (HOPKIN, 1997; JEFFERY et al., 2010). Cumprem importantes funções ecológicas, influenciando a ciclagem de nutrientes a partir dos seus efeitos nas taxas de decomposição, regulação da comunidade microbiana (HOPKIN, 1997; JEFFERY et al., 2010) e efeitos indiretos, na mineralização de nitrogênio, respiração do solo (FILSER, 2002; JEFFERY et al., 2010). Possuem sensibilidade à alterações ambientais, podendo ser influenciados por gradientes sucessionais da vegetação, variáveis microclimáticas, intensidade de cultivo e tipos de manejo em áreas agrícolas (PEREZ et al., 2013; COULIBALY et al., 2017; DAGHIGHI et al., 2017).

Apesar da sua representatividade e importância ecológica, o entendimento da influência de diferentes estratégias de restauração na comunidade de colêmbolos da serapilheira ainda é escasso nos estudos de restauração e também nos diferentes ecossistemas brasileiros. Portanto, não há um conhecimento mais aprofundado de como esses organismos respondem às diferentes técnicas de restauração ecológica. Alguns trabalhos evidenciam a utilização dos colêmbolos como bioindicadores da qualidade ambiental (ver BARETTA et al., 2008; ZEPPELINI et al., 2009). Entretanto, há uma grande lacuna no conhecimento da estruturação da comunidade dos colêmbolos nos diferentes ecossistemas e cenários de degradação e restauração. Para que possam ser efetivamente utilizados como bioindicadores na avaliação e monitoramento de áreas degradadas ou sob restauração, é essencial o conhecimento de como os tipos de degradação e estratégias de restauração afetam os colêmbolos.

O registro da fauna colêmbológica na região sul brasileira é notavelmente escasso (ABRANTES et al., 2012). No Brasil, há registros de 400 espécies das quais 264 são endêmicas, sendo a maior parte dos registros nos Estados do Rio de Janeiro e Amazonas. Na região Sul do Brasil, há registro de 20 espécies, das quais nove são registradas em Santa Catarina (ZEPPELINI et al., 2019). O Bioma Mata Atlântica possui elevada diversidade de colêmbolos quando comparado à outros ecossistemas brasileiros (ZEPPELINI et al., 2013), o que evidencia a escassez no conhecimento da diversidade desses organismos, principalmente para uma região prioritária para a conservação como a do PNSI.

Neste estudo, nosso objetivo foi interpretar as respostas de espécies a diferentes estratégias de restauração ecológica a partir de um gradiente sucessional e diferentes técnicas de restauração ecológica. Como consequência, este estudo permitiu a obtenção de conhecimento da biodiversidade de colêmbolos do PNSI e identificação de potenciais espécies bioindicadoras.

Nossas hipóteses são:

- 1) A cobertura vegetal é um importante determinante da estrutura da comunidade de colêmbolos.
- 2) O padrão de resposta das espécies varia de acordo com o nível de sucessão da vegetação.
- 3) Variáveis microclimáticas são determinantes na composição da colembolofauna da serapilheira.
- 4) Os colêmbolos são bons indicadores da qualidade da restauração da Floresta Ombrófila Densa Montana de Santa Catarina.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A descrição da área de estudo pode ser verificada no item 2.1 do Capítulo I (página 28).

2.2. ÁREAS AMOSTRAIS

As áreas amostrais consistem em área de floresta nativa (área de referência), regeneração natural em estágio intermediário, pastagem com plantio de mudas em módulos, pastagem com transposição de serapilheira e pastagem com instalação de poleiros artificiais.

A caracterização de cada área amostral e metodologias das técnicas de restauração está descrito no item 2.3 do Capítulo I (página 29).

2.3. COLETA DE DADOS

Em cada parcela foram instaladas três armadilhas *pitfall* (altura: 18,5 cm; diâmetro superior: 21,5 cm; diâmetro inferior: 17 cm) ao nível do solo preenchidas com água, álcool (70%) e detergente biodegradável, que permaneceram no campo por um período de três noites. A disposição dos *pitfalls* dentro das parcelas foi em diagonal. O período total de amostragem foi de abril/2017 até dezembro/2018, totalizando 11 coletas. Os espécimes foram identificados até nível de ordem. Devido ao volume de material coletado, os indivíduos amostrados no período de agosto/2017 a junho/2018 foram identificados até nível de espécies.

Com o auxílio de microscópios estereoscópicos modelos Zeiss Stemi Dv4 e Olympus Sz40, os colêmbolos capturados foram triados, morfoespeciados, contados, diafanizados (líquido Nesbitt), fixados em lâminas semipermanentes em líquido de Hoyer (PALACIOS VARGAS et al., 2013) e identificados ao nível de gênero e morfoespécies. A identificação dos espécimes foi realizada em microscópio óptico modelo Zeiss Primo Star com o auxílio de chaves disponíveis em Bretfeld (1999), Zeppelini (2012), Bellinger et al. (1996-2019). A identificação dos espécimes foi realizada em colaboração com o Laboratório de Collembola e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB). Os espécimes estão depositados no Laboratório de Monitoramento e Proteção Florestal (LAMPF) da Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB).

2.4. ANÁLISE DE DADOS

Dados totais de abundância por ordem e riqueza de espécies foram submetidos à análise estatística. Inicialmente foi realizado o teste de normalidade de Shapiro-Wilk e, posteriormente, ao teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) e *post-hoc* de Mann-Whitney para dados não-paramétricos e análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ($p < 0,05$) para dados paramétricos.

Para observar os padrões de distribuição das abundâncias das espécies, foram gerados diagramas de Whittaker (MAGURRAN, 2011). Os dados de abundância foram transformados através da função ($\log + 1$) (MELO, 2008). Essa análise permite observar os padrões da riqueza de espécies e de uniformidade entre as áreas amostrais, sendo uma metodologia útil para observar diferenças ao longo de gradientes sucessionais (MAGURRAN, 2011). A equabilidade

é interpretada a partir da inclinação da curva, sendo que quanto menos inclinada, maior a uniformidade e curvas íngremes indicam dominância (MELO, 2008; MAGURRAN, 2011). Para análise da diversidade, foram aplicados os índices de diversidade de Margalef (Mg). O índice de Margalef (Mg) é determinado através da seguinte equação: $Mg = (S - 1) / \ln N$, sendo S = riqueza de famílias; N = número total de indivíduos (MAGURRAN, 2011).

A similaridade entre as áreas amostrais foi avaliada a partir da Análise de Agrupamento pelo método UPGMA (*Unweighted pair-group method with arithmetic mean*), através do índice quantitativo de Bray-Curtis (MAGURRAN, 2011). Foi determinado o coeficiente de correlação cofenética (CCC), que mede o quanto a matriz cofenética gerada pela análise de agrupamento corresponde à matriz original (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998). A determinação da linha de corte do dendrograma foi determinada a partir da medição da largura média da silhueta (BORCARD et al., 2011).

Para testar a hipótese de que a composição se modifica em função do nível de sucessão ecológica, primeiramente foi realizada uma NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) (BORCARD et al., 2011) com base no índice de Bray-Curtis. Após, foi aplicado uma ANOSIM, teste análogo à ANOVA (CLARKE e GREEN, 1988), para avaliar as possíveis diferenças significativas entre a composição de colêmbolos das áreas amostrais. Essa análise resulta em um R estatístico, que representa a medida de dissimilaridade entre os fatores comparados. Os valores variam entre -1 e 1, sendo que -1 indica grupos totalmente similares e 1 indica grupos absolutamente distintos. A significância do R estatístico foi determinada a partir de um teste de permutação com 9999 aleatorizações. Finalmente, foi aplicado uma análise SIMPER (*similarity percentage*) para avaliar quais são as espécies responsáveis por uma possível diferença entre as áreas amostrais, apresentando a contribuição de cada espécie para essas possíveis diferenças (CLARKE, 1993).

Para identificar quais variáveis microclimáticas melhor explicam a variação da composição das espécies, foi aplicado procedimento multivariado através da Análise de Correspondência Canônica (CCA) (BORCARDT et al., 2011). Na CCA utilizamos como variáveis explicativas os dados microclimáticos de temperatura (mínima, média, máxima e erro padrão) e umidade relativa do ar (mínima, média, máxima e erro padrão). As variáveis respostas foram a composição e a abundância da colembolofauna. Com a finalidade de corrigir as diferenças nas unidades de medida, foi aplicado a função “standardize” nas variáveis ambientais (ZAR, 2010). Primeiramente foi realizado uma Análise de Componentes Principais (PCA) (BORCARDT et al., 2011) com finalidade de identificar e remover as variáveis colineares. Após esse procedimento, a variável erro padrão da temperatura foi retirada da análise.

Finalmente, foram geradas duas ordenações, sendo uma com os pontos das áreas amostrais e a outra com as espécies. As espécies selecionadas foram aquelas indicadas pela análise SIMPER e que foram responsáveis por 70% da dissimilaridade entre as áreas amostrais. A significância dos eixos de ordenação da CCA foi verificada através do teste de permutação de Monte Carlo (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998).

As análises foram realizadas a partir da utilização do software R (R Development Core Team, 2009) e PAST versão 3.22 (HAMMER et al., 2001).

3. RESULTADOS

3.1. DADOS GERAIS

No período total de amostragem, foram coletados um total de 13.263 indivíduos, distribuídos nas ordens Entomobryomorpha (80,58%), Symphypleona (10,74%) e Poduromorpha (8,69%). Apenas a ordem Poduromorpha apresentou diferenças significativas entre as áreas amostrais, apresentando abundância superior na área de floresta nativa, seguida por regeneração natural (Tabela 3.1).

Tabela 3.1. Número de indivíduos das ordens da Classe Collembola coletadas no período de abril/2017 até dezembro/2018.

Ordem	FLO	REG	PLAN	POL	SER	K	P
Entomobryomorpha	1624	3139	1964	1644	2316	1,41	0,84
Poduromorpha*	834 a	130 ab	35 bc	31 c	122 bc	14,38	0,003
Symphypleona	379	357	331	113	244	4,49	0,34

*Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis e *post-hoc* Mann-Whitney.

No período de agosto/2017 até junho/2018 foram coletados 3.841 indivíduos, distribuídos em nove famílias identificadas e outras três não identificadas, 19 gêneros e 21 espécies (Tabela 3.2). As amostras identificadas ao nível de espécie correspondem à 28,96% do total de indivíduos coletados. No processo de triagem e identificação ao nível de ordem, constatou-se que são dados representativos da amostra total.

A família Entomobryidae foi a mais representativa em número de espécies, com oito espécies coletadas, seguida pelas famílias Paronellidae e Sminthuridae, ambas com três espécies registradas.

A área de floresta nativa apresentou a maior diversidade ($Mg = 2,71$) seguida pela área de regeneração natural ($Mg = 2,28$). A riqueza de espécies e a abundância de indivíduos apresentaram o mesmo padrão, entretanto, somente para a riqueza foram observadas diferenças significativas (riqueza de espécies: $F = 9,09$, $p = 0,0001$; abundância: $K = 1,38$; $p = 0,84$) (Tabela 3.2). No total, as espécies mais representativas foram *Lepidonella* sp. 1 ($n = 1.405$), *Proisotoma* sp. 1 ($n = 541$) e *Entomobrya* sp. 1. ($n = 329$). As espécies *Pseudosinella* sp. 1, *Szeptykitheca* sp. 1 e uma espécie nova do gênero *Acanthocyrtus* da família Entomobryidae foram coletadas exclusivamente na área de floresta nativa. *Lepidocyrtus* sp. 1, *Mastigoceras* sp. 1 e *Seira* cf. *arenicola* foram coletadas exclusivamente nas áreas de floresta nativa e regeneração natural (Tabela 3.2).

Tabela 3.2. Espécies de Collembola e número de indivíduos coletados nas áreas de floresta nativa (FLO), regeneração natural (REG), plantio de mudas (PLAN), poleiros artificiais (POL) e transposição de serapilheira.

	FLO	REG	PLAN	POL	SER
Ordem Entomobryomorpha Börner, 1913					
Família Entomobryidae Schäffer, 1896					
<i>Acanthocyrtus</i> sp. nov.	5				
<i>Dicranocentrus</i> sp. 1	31	5	4	1	4
<i>Entomobrya</i> sp. 1	4	2	91	68	164
<i>Lepidocyrtus</i> sp. 1	58	28			
<i>Mastigoceras</i> sp. 1	45	3			
<i>Pseudosinella</i> sp. 1	18				
<i>Seira</i> cf. <i>arenicola</i>	1	1			
<i>Seira prodiga</i> Arlé, 1960	17	6	3	1	
<i>Verhoeffiella</i> sp. 1	7	13	2	8	1
NID	2				
Família Isotomidae Schäffer, 1896					
<i>Proisotoma</i> sp. 1	177	254	43	13	54
Família Paronellidae Börner, 1913					
<i>Campylothorax</i> sp. 1	36	12	13		10
<i>Lepidonella</i> sp. 1	291	243	183	532	156
<i>Trogolaphysa</i> sp. 1	62	34	28	38	24
NID	2	1			1
Família NID					
NID	30	41	4	14	75
Ordem Poduromorpha Börner, 1913					
Família Brachystomellidae Stach, 1949					
<i>Brachystomella saladaensis</i> Weiner & Najt, 2001	142	6	24	18	44
Família Neanuridae Börner, 1901					
<i>Sernatropiella</i> sp. 1	98	39			1

Tabela 3.2. Continuação.

	FLO	REG	PLAN	POL	SER
Família Onychiuridae Lubbock, 1867					
<i>Onychiurus</i> sp. 1	1		2	11	
Família NID					
NID	11	2			20
Ordem Symphypleona Börner, 1901					
Família Dicyrtomidae Börner, 1906					
<i>Ptenothrix</i> sp. 1	7	24	14	2	
NID	1	10			
Família Katiannidae Börner, 1913					
<i>Katianna</i> sp. 1	61	20	98	35	87
Família Sminthuridae Lubbock, 1862					
<i>Songhaica</i> sp. 1				4	
<i>Szeptyckitheca</i> sp. 1	16				
<i>Temeritas</i> sp. 1	46	24	2		
Família NID					
NID		1		6	
Valores totais					
Abundância	1169	769	511	751	641
Riqueza de espécies*	20 a	16 ab	13 b	12 b	10 b
Espécies exclusivas	3	-	-	1	-
Índice de Margalef (Mg)	2,71	2,28	1,93	1,67	1,43

*Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

3.2. DIAGRAMAS DE WHITTAKER

As diferenças na estrutura das comunidades das áreas amostrais podem ser visualizadas no diagrama de Whittaker (Figura 3.1). A partir da inclinação das curvas é possível observar que as abundâncias se distribuem mais uniformemente na área de floresta nativa. Nas áreas com as técnicas nucleadoras, as curvas são mais íngremes, indicando menor equabilidade (Figura 3.1). Ao analisar as áreas amostrais separadamente (Figura 3.2), observa-se forte dominância das espécies *Proisotoma* sp. 1 e *Lepidonella* sp. 1 na área de regeneração natural e da espécie *Lepidonella* sp. 1. na área de poleiros artificiais. Na área de floresta nativa observa-se a dominância de *Brachystomella saladaensis* e em regeneração natural a dominância de *Sernatropiella* sp. 1. Nas áreas com as técnicas nucleadoras observa-se a dominância das espécies *Katianna* sp. 1 e *Entomobrya* sp. 1 (Figura 3.2).

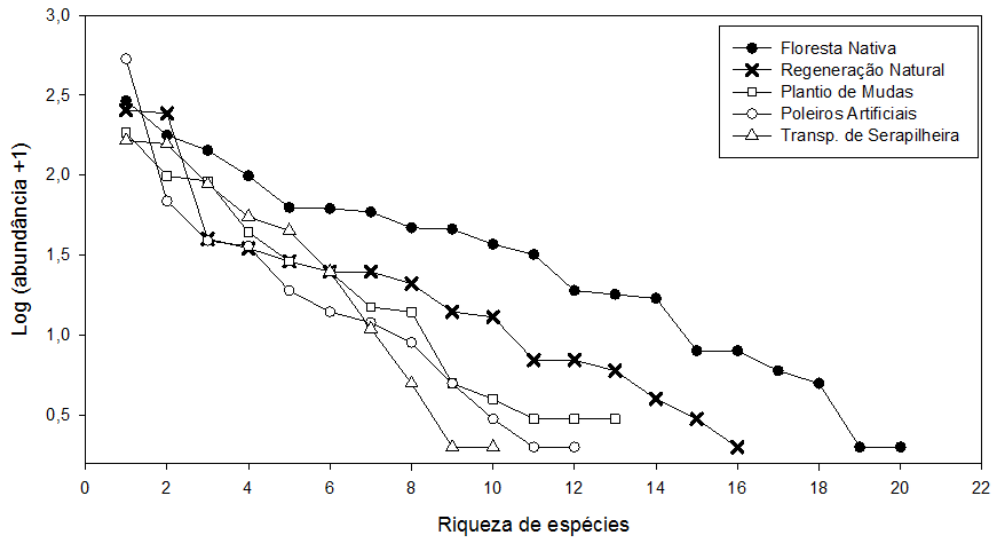


Figura 3.1. Diagrama de Whittaker construído a partir da abundância das espécies das áreas amostrais.

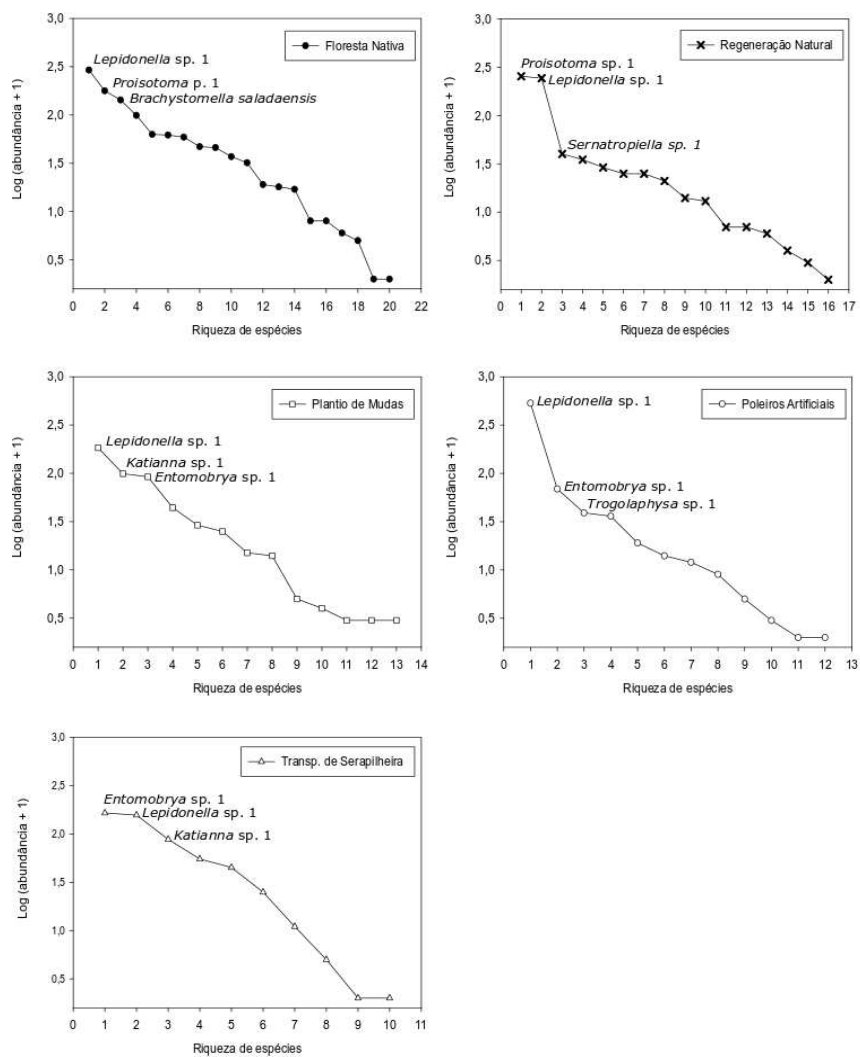


Figura 3.2. Diagrama de Whittaker construído a partir da abundância das espécies separados por área amostral.

3.3. SIMILARIDADE

A partir do *cluster* gerado pela análise de agrupamento, pode-se observar a formação de três grupos, um formado pelas áreas com as técnicas plantio de mudas e transposição de serapilheira (84%), outro formado pelas áreas de floresta nativa e regeneração natural (67%) e outro formado apenas pela área de poleiros artificiais (Figura 3.3). A correlação cofenética foi de 0,97, indicando o ajuste satisfatório dos dados.

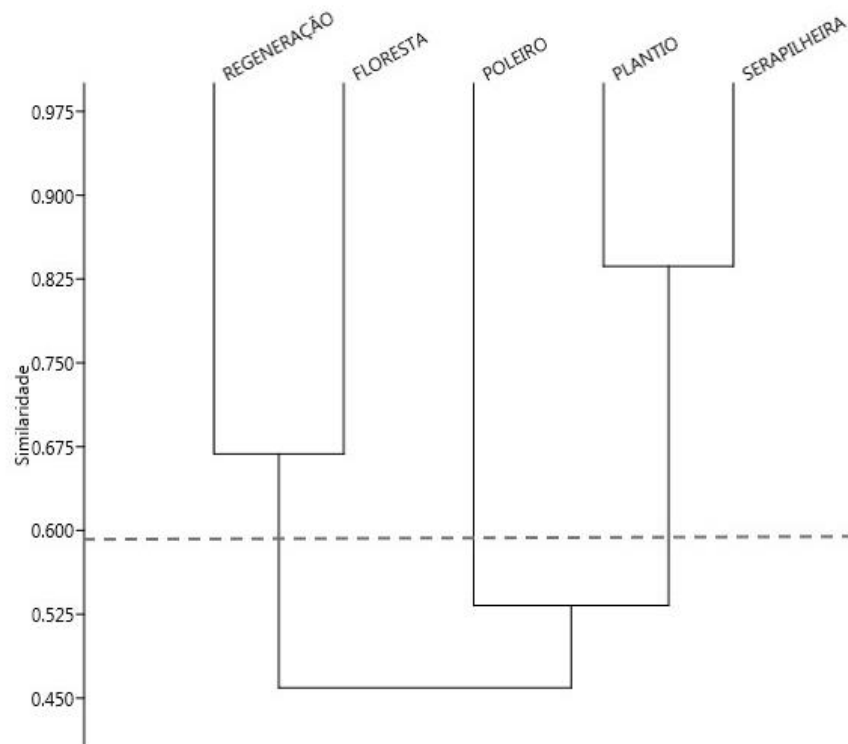


Figura 3.3. Análise de agrupamento pelo método UPGMA a partir do índice quantitativo de Bray-Curtis.

3.4. COMPOSIÇÃO

A partir do mapa de ordenação gerado pela NMDS (Figura 3.4) pode-se observar as variações na composição de espécies de colêmbolos entre as áreas amostrais, seguindo o padrão sucessional vegetal. Observa-se maior sobreposição entre as áreas de floresta nativa e regeneração natural e das áreas de plantio de mudas e transposição de serapilheira. O stress foi de 0,19, indicando um bom ajuste dos dados.

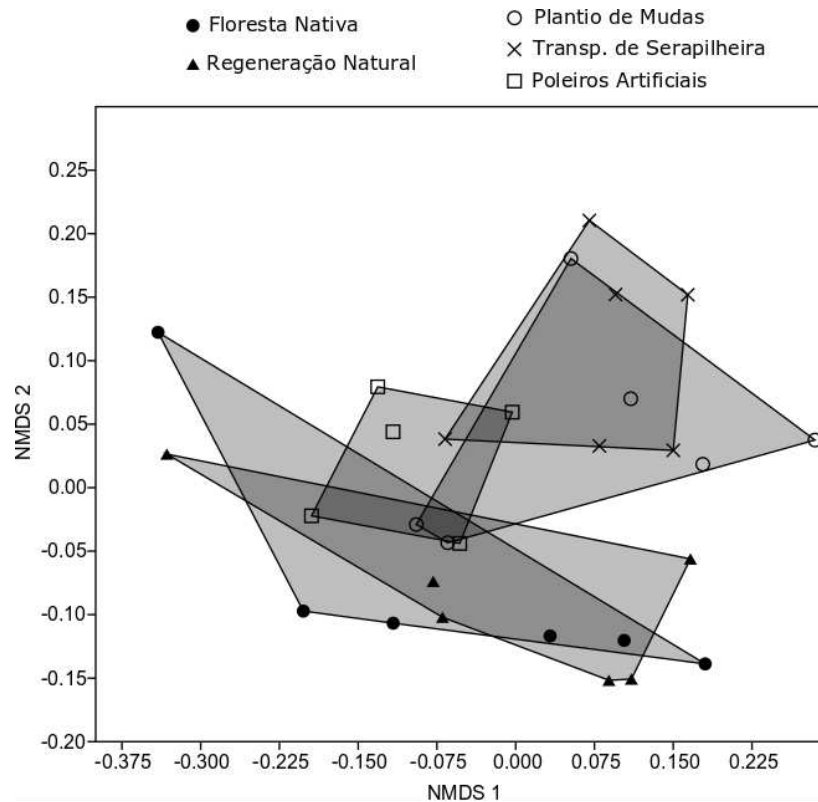


Figura 3.4. Mapa de ordenação gerado a partir do Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS).

Foram observadas diferenças significativas na composição entre as áreas amostrais (ANOSIM: 0,30; p : 0,0003). Comparando as áreas amostrais aos pares, a área de floresta nativa foi significativamente diferente das áreas de transposição de serapilheira e poleiros artificiais. A técnica de plantio de mudas foi a única área em processo de restauração que não apresentou diferença significativa com a área de floresta nativa e regeneração natural (Tabela 3.3). A área de poleiros artificiais apresentou diferenças com todas as áreas amostrais.

Tabela 3.3. Resultado da ANOSIM comparando a composição de espécies de colêmbolos entre as diferentes áreas amostrais no Faxinal do Bepe. Sendo: *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; NS: não significativo.

	Plantaio de Mudanças	Poleiros Artificiais	Regeneração Natural	Transp. Serapilheira
Floresta Nativa	0,14 NS	0,42**	-0,07 NS	0,54**
Plantaio de Mudanças	-	0,27*	0,11 NS	-0,05 NS
Poleiros Artificiais		-	0,46**	0,56**
Regeneração Natural			-	0,52**

A partir da análise SIMPER, pode-se observar que dez espécies são responsáveis pelo acúmulo de até 90% da distinção entre as comunidades (Tabela 3.4). As espécies que mais contribuíram foram *Lepidonella* sp. 1 (29,29%), *Entomobrya* sp. 1 (13,35%) e *Proisotoma* sp.

1 (13,03%). Pode-se observar uma distinção entre as espécies mais representativas entre as áreas amostrais, notadamente entre as áreas de floresta nativa e regeneração natural em comparação com as áreas em processo de restauração. A maioria das espécies foram mais representativas na área de floresta nativa (por exemplo, *B. saladaensis*, *Trogolaphysa* sp. 1, *Temeritas* sp. 1 e *Campylothorax* sp. 1). A espécie *Entomobrya* sp. 1 foi mais representativa das áreas com as técnicas nucleadoras. *Proisotoma* sp. 1 foi representativa das áreas de floresta nativa e regeneração natural.

Tabela 3.4. Espécies de colêmbolos que contribuíram com até 90% para a dissimilaridade entre as áreas amostrais determinada a partir da análise SIMPER. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; POL: poleiros artificiais; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas.

Espécie	Frequência Média						
	Contrib. %	Contrib. Acum. %	FLO	PLAN	POL	REG	SER
<i>Lepidonella</i> sp. 1	29,29	29,29	48,50	30,50	88,70	40,50	26,00
<i>Entomobrya</i> sp. 1	13,35	42,64	0,66	15,20	11,30	0,33	27,30
<i>Proisotoma</i> sp. 1	13,03	55,67	29,50	7,17	2,17	42,30	9,00
<i>Katianna</i> sp. 1	10,08	65,74	10,20	16,30	5,83	3,33	14,50
<i>Brachystomella saladaensis</i>	6,33	72,07	23,70	4,00	3,00	1,00	7,33
<i>Trogolaphysa</i> sp. 1	5,32	77,40	10,30	4,67	6,33	5,67	4,00
<i>Sernatropiella</i> sp. 1	3,84	81,25	16,30	0	0	6,50	0,16
<i>Lepidocyrtus</i> sp. 1	3,19	84,44	9,67	0	0	4,67	0
<i>Temeritas</i> sp. 1	2,69	87,14	7,67	0,33	0	4,00	0
<i>Campylothorax</i> sp. 1	2,51	89,65	6,00	2,17	0	2,00	1,67

3.5. VARIÁVEIS MICROCLIMÁTICAS

A partir da CCA, observa-se que as áreas amostrais e as espécies diferiram conforme as variáveis microclimáticas (Figura 3.5 e 3.6). Os autovalores dos dois primeiros eixos de ordenação explicaram 70,80% da variância dos dados (eixo 1: 37,55% e eixo 2: 33,25%) e apresentaram significância estatística ($p=0,006$). Ao analisar as áreas amostrais, observa-se uma forte separação entre as áreas com as técnicas nucleadoras, que apresentaram maior correlação com a temperatura máxima e erro padrão da umidade relativa do ar, características ambientais mais influenciáveis devido ao ambiente mais aberto. As áreas de floresta nativa e regeneração natural estiveram associadas à temperatura mínima e umidade relativa do ar mínima e média (Figura 3.5). O eixo 2 foi mais correlacionado com a temperatura máxima ($r = 0,58$) e erro padrão da umidade relativa ($r = 0,55$). A temperatura média e umidade relativa do ar máxima

apresentaram correlações fracas para os dois eixos de ordenação, com valores que variaram entre -0,36 e 0,15.

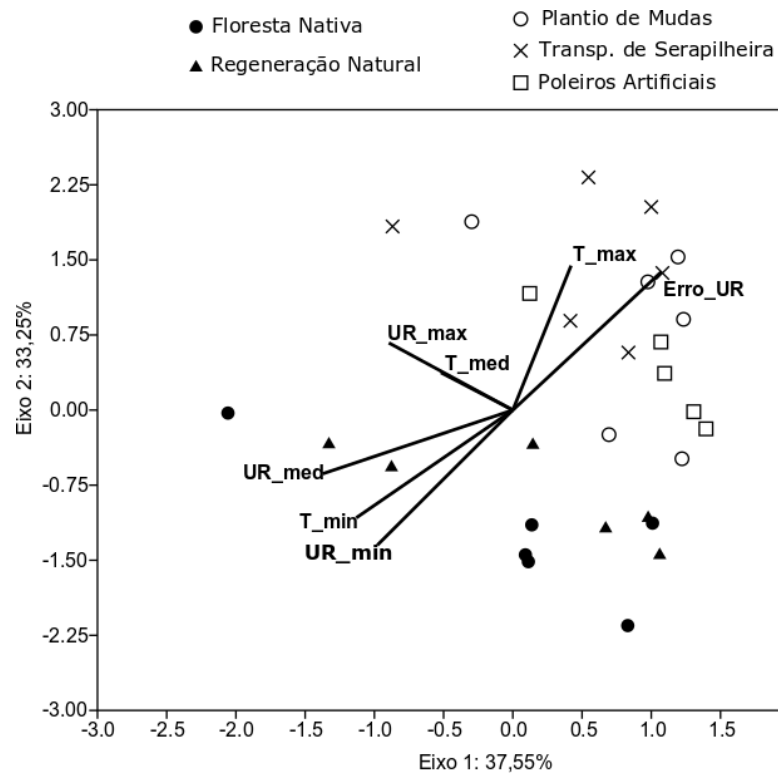


Figura 3.5. Análise de Correspondência Canônica (CCA) para as áreas amostrais relacionando a comunidade de espécies de colêmbolos e variáveis microclimáticas.

Ao analisar as espécies; *Szeptyckitheca* sp. 1, *Temeritas* sp. 1 e *Pseudosinella* sp. 1 apresentaram forte correlação com a umidade relativa do ar mínima, a espécie *Sernatropiella* sp. 1 com a umidade relativa do ar média e *Brachystomella saladaensis* com a umidade relativa do ar máxima (Figura 3.6). *Entomobrya* sp. 1 apresentou forte correlação com a temperatura máxima e *Katianna* sp. 1 apresentou correlação com o erro padrão da umidade relativa do ar (Figura 3.6).

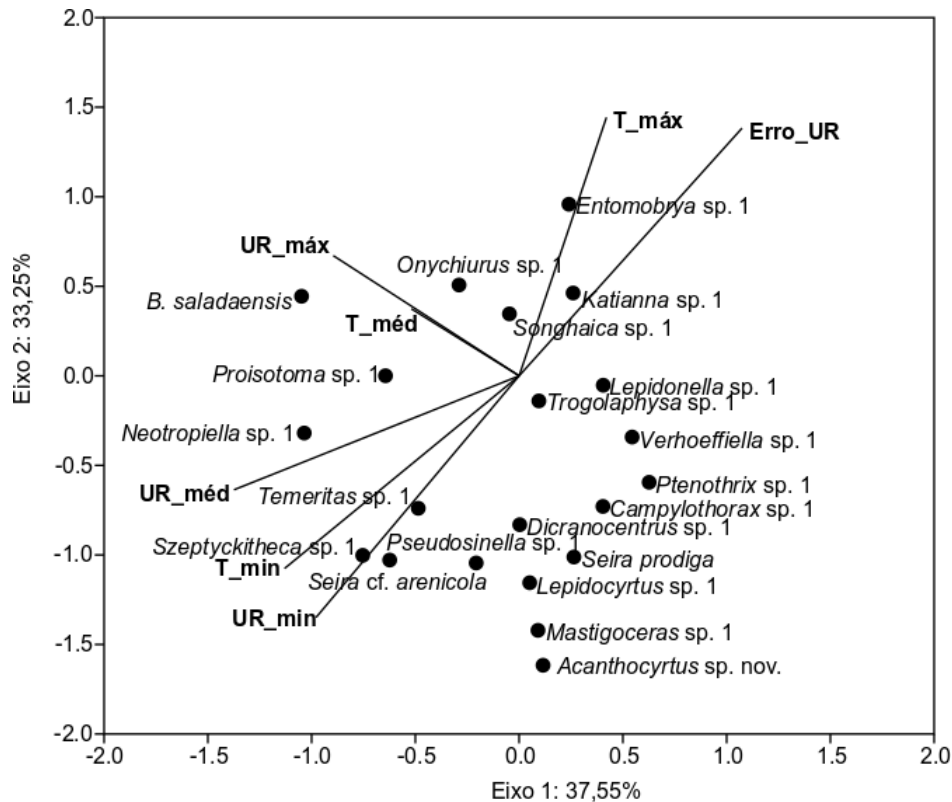


Figura 3.6. Análise de Correspondência Canônica (CCA) relacionando as espécies de colêmbolos e as variáveis microclimáticas coletadas nas diferentes áreas amostrais do Faxinal do Bepe.

4. DISCUSSÃO

4.1. ORDENS E ESPÉCIES

A ordem Poduromorpha foi significativamente mais abundante nas áreas de floresta nativa, seguida por regeneração natural. As espécies mais representativas dessa ordem pertencem às famílias Brachystomellidae e Neanuridae, sendo elas *Brachystomella saladaensis* e *Sernatropiella* sp. 1, respectivamente (Figura 3.2). Colêmbolos pertencentes à ordem Poduromorpha possuem órgão pós antenal e antenas curtas (BELLINGER et al., 1996-2019), traços morfológicos que indicam a preferência desses organismos por ambientes fechados (WINCK et al., 2017). A maioria das espécies que pertencem às famílias Brachystomellidae e Neanuridae habitam, preferencialmente, locais com solos úmidos, material lenhoso em decomposição e cascas de árvores (MENDONÇA et al., 2014).

De modo inverso, colêmbolos com antenas longas são traços morfológicos de indivíduos frequentemente dominantes em ambientes abertos (WINCK et al., 2017) corroborando com as características morfológicas encontradas nos gêneros *Lepidonella*,

Entomobrya e *Trogolaphysa* (BELLINGER et al., 1996-2019), que foram representativos nas áreas com as técnicas nucleadoras.

As espécies *Lepidonella* sp. 1 e *Entomobrya* sp. 1 foram as que mais contribuíram para a distinção entre as comunidades das áreas amostrais, com maiores abundâncias nas áreas com técnicas nucleadoras. *Lepidonella* sp. 1 foi uma das espécies mais abundantes em todas as áreas amostrais, entretanto, nas áreas com as técnicas nucleadoras, foi dominante. *Entomobrya* sp. 1 foi uma das espécies mais abundantes nas áreas com as técnicas nucleadoras, com forte correlação com a temperatura máxima. Isso demonstra que estas espécies possuem hábitos generalistas, tolerantes a fatores ambientais adversos.

O gênero *Proisotoma* apresenta distribuição cosmopolita (BELLINGER et al., 1996-2019). A espécie registrada em nosso estudo esteve associada às áreas de floresta nativa e regeneração natural. A espécie *Lepidocyrtus* sp. 1, foi mais representativa na área de floresta nativa, indicando a preferência por ambientes fechados, bem estruturados e estáveis. Embora o gênero *Proisotoma* tenha sido mais representativo em regeneração natural comparado à floresta nativa, sua baixa ocorrência nas áreas com as técnicas nucleadoras também indicam a preferência desse gênero por esse ambientes.

As espécies *Pseudosinella* sp. 1, *Szeptyckitheca* sp. 1 e gênero novo de Entomobryidae foram registradas exclusivamente na área de floresta nativa. Zeppelini et al. (2019) registrou uma espécie do gênero *Szeptyckitheca* em trecho bem preservado da Mata Atlântica no Estado de São Paulo.

Levantamentos da fauna de colêmbolos na Floresta Ombrófila Densa catarinense são escassos, criando uma lacuna no conhecimento de diferentes aspectos da comunidade desses organismos. Há exemplos como o de Santos et al. (2018) que avaliaram a comunidade de colêmbolos em diferentes usos do solo, entretanto, sem chegar a identificação das espécies. Outros trabalhos já realizados no Estado de Santa Catarina utilizaram caracterização eco-morfológica como uma abordagem alternativa à identificação taxonômica, níveis de identificação taxonômica menos específicos, levantamentos em outras fitofisionomias da Mata Atlântica e/ou em áreas submetidas à diferentes usos e manejo do solo (por exemplo, OLIVEIRA FILHO et al., 2014; OLIVEIRA FILHO et al., 2016; MACHADO et al., 2019). Desse modo, os gêneros e espécies identificadas no presente estudo são novos registros para Santa Catarina.

As espécies endêmicas são particularmente sensíveis às alterações ambientais decorrentes de ações antrópicas (CASSAGNE et al., 2006; ZEPPELINI et al., 2009). Uma vez que as ações antrópicas ocasionaram o desaparecimento dessas espécies no local, o processo de

recolonização é dependente da proximidade de fragmentos florestais que sustentam a riqueza de espécies endêmicas, notadamente para aqueles que possuem baixa capacidade de dispersão (CASSAGNE et al., 2006). Isso ressalta a importância das ações de conservação e de restauração do PNSI, bem como da necessidade dos avanços nos estudos da colembolofauna da região.

4.2. ESTRUTURA DA COMUNIDADE

Estudos nos ecossistemas brasileiros apresentam que a composição e estrutura da comunidade de colêmbolos é afetada pela modificação da vegetação nativa por diferentes manejos e tipos de uso do solo (ZEPPELINI et al., 2009; WINCK et al., 2017; SANTOS et al., 2018). A substituição da vegetação nativa da Floresta Ombrófila Densa Montana por gramíneas exóticas representa uma severa mudança no ambiente, influenciando em diversos aspectos estruturais a comunidade de colêmbolos da serapilheira das áreas do PNSI.

A abundância total de indivíduos entre as áreas amostrais não apresentaram diferenças significativas, não sendo uma boa métrica bioindicadora a ser utilizada no monitoramento da restauração ecológica. Colêmbolos podem apresentar reprodução sexuada e/ou partenogenética (CHERNOVA et al., 2010). O seu modo de reprodução pode ter efeitos na resiliência e na recuperação das populações após distúrbios (VAN STRAALLEN et al., 2008), sendo que as espécies edáficas que possuem reprodução partenogenética podem se recuperar rapidamente após perturbações no ambiente (LINDBERG e BENGTTSSON, 2006). Entretanto, isso parece não ser um padrão fixo (MALMSTRÖM, 2012).

A riqueza de espécies, diversidade, composição, similaridade e equabilidade apresentaram diferenças entre as áreas amostrais, seguindo o mesmo padrão do estágio sucessional das mesmas. São resultados que representam o claro efeito negativo da ação antrópica na vegetação e na comunidade de colêmbolos da serapilheira, mas que permitem também, que ações de restauração possam proporcionar a reestruturação da comunidade.

A riqueza e diversidade de espécies foi menor nas áreas com as técnicas nucleadoras. Essa redução na comunidade de colêmbolos provavelmente foi em decorrência da substituição da vegetação nativa por gramíneas exóticas, resultando em severas alterações nos recursos, como a simplificação e diminuição da serapilheira e a compactação do solo, nas condições ambientais e nas interações intra e interespecíficas. Nossos dados corroboram parcialmente com Santos et al. (2018) ao analisar a comunidade de colêmbolos em diferentes estações do ano na região leste catarinense. Os autores registraram maior riqueza de morfotipos e diversidade

(Margalef) em área de Floresta Ombrófila Densa e pastagem nativa. Entretanto, no verão, os autores não observaram diferenças significativas na riqueza de morfotipos e o índice de Margalef foi superior na área de pastagem nativa. Machado et al. (2019), em amostragens realizadas no planalto sul catarinense, não observaram diferenças significativas na riqueza de morfotipos entre áreas de pasto com espécies nativas e área de Floresta Ombrófila Mista secundária e observaram maior valor de diversidade de Margalef na área de pastagem.

Em ecossistemas tropicais, características da comunidade vegetal que afetam o sombreamento do solo e a disponibilidade de matéria orgânica tem correlação positiva na abundância e riqueza de espécies de colêmbolos (ZEPPELINI et al., 2009). As alterações mais importantes provavelmente são aquelas que se relacionam com a quantidade e diversificação dos materiais constituintes da serapilheira, por ser habitat dos colêmbolos e devido a sensibilidade desses organismos à perturbações que envolvam a remoção da matéria orgânica do solo e/ou a redução da qualidade e quantidade da serapilheira (EATON et al., 2004; DAS e JOY, 2009). A remoção da serapilheira também afeta a composição e diversidade de fungos (SAYER, 2006) podendo influenciar indiretamente a fauna de colêmbolos por este ser um dos principais recursos alimentares desses organismos (JEFFERY et al., 2010). Fatores como biomassa e umidade da serapilheira associados com a diversidade da vegetação foram os principais fatores que influenciaram na diversidade e riqueza taxonômica de colêmbolos ao comparar uma área de floresta nativa com plantio de eucalipto no Rio Grande do Sul (WINCK et al., 2017).

As variações nos parâmetros estruturais da comunidade de colêmbolos seguiu o gradiente sucessional das áreas amostrais. As áreas de floresta nativa e regeneração natural estão em avançado e intermediário estágio de sucessão, respectivamente. Assim, possuem maior complexidade ecológica devido a maior heterogeneidade vegetal (Tabela 1.3), desse modo, foram capazes de sustentar uma maior riqueza e diversidade de colêmbolos. Essas variações entre áreas amostrais podem também ser explicadas pela hipótese da heterogeneidade de habitat de MacArthur e Wilson (1967) em que ambientes mais heterogêneos fornecem maior número de nichos ecológicos a serem explorados por diferentes espécies, sustentando uma maior diversidade (TEWS et al., 2004; STEIN et al., 2014). Esse padrão corrobora com o encontrado por Baretta et al. (2008) na Floresta Ombrófila Mista catarinense e Winck et al. (2017).

Nas áreas em processo de restauração, a estrutura da comunidade de colêmbolos caracterizou-se por apresentar maior dominância, menor riqueza, menor diversidade e diferente composição de espécies. Entretanto, com o avanço da sucessão ecológica, a estrutura da

comunidade de colêmbolos deverá apresentar uma tendência de se aproximar ao que ocorre em uma área em estágio avançado de sucessão. A área de regeneração natural, mesmo que em estágio intermediário, sustentou uma significativa porção da diversidade de colêmbolos, indicando que a comunidade tende a se recuperar com o avanço da sucessão secundária, apresentando a potencialidade da aplicação desse grupo como parâmetro da avaliação e monitoramento da restauração. Além disso, indica que medidas de restauração que acelerem a regeneração natural em áreas de pastagem proporcionam a reestruturação da comunidade de colêmbolos e por conseguinte, aumento nas relações ecológicas inter e intraespecíficas.

As áreas de floresta nativa e regeneração natural apresentaram valores semelhantes de riqueza e composição de espécies. São as áreas amostrais mais semelhantes vegetativamente e, além disso, são próximas geograficamente, sendo borda de fragmentos florestais em avançado estágio de sucessão, facilitando a recolonização pelas espécies de maior potencial de dispersão. Entretanto, foram registradas espécies exclusivas na floresta nativa (*Pseudosinella* sp. 1, *Szeptyckitheca* sp. 1 e gênero novo de Entomobryidae) e o valor de similaridade entre essas áreas foi de 67% (Figura 3.3), ou seja, indicando que há espécies que não são capazes de colonizar um ambiente mesmo que em estágio intermediário. Derengoski (2017) registrou oito morfotipos exclusivos em uma área de Floresta Ombrófila Mista em estágio médio-avançado comparando com áreas submetidas à restauração por diferentes técnicas. Em um cenário de restauração de áreas mineradas no nordeste brasileiro, após 16 anos em processo de restauração, que consistiu na reposição do *top soil* e posterior plantio de mudas, mostrou-se como uma estratégia promissora para a reestruturação parcial da fauna de colêmbolos, entretanto, isso não garante que toda a diversidade original será restabelecida, principalmente ao considerar espécies endêmicas (ZEPPELINI et al., 2009).

A equabilidade é um componente fortemente alterado pelas ações antrópicas, levando à dominância de poucas espécies que são resistentes a perda da cobertura vegetal nativa, podendo afetar processos ecológicos, magnitude das relações intra e interespecíficas, coexistência de espécies, e a estabilidade, a partir de efeitos na resiliência e resistência (HILLEBRAND et al., 2008). As áreas em processo de restauração apresentaram baixa equabilidade, aumentando com o avanço da sucessão ecológica, desse modo, a equabilidade pode ser um indicador da reestruturação da comunidade de colêmbolos. Esse padrão corrobora com Beiroz et al. (2014) ao comparar a estrutura da comunidade de artrópodes edáficos entre áreas de pasto e floresta na Mata Atlântica.

A recuperação da comunidade de colêmbolos após uma perturbação pode ocorrer a partir de fontes externas ou de indivíduos que sobreviveram no local (MALMSTRÖM, 2012).

O sucesso da colonização dos colêmbolos nas áreas em processo de restauração é dependente da disponibilidade de recursos e das condições ambientais das áreas, que variam devido aos diferentes cenários criados pelas diferentes metodologias utilizadas.

A área com a técnica de poleiros artificiais apresentou diferenças marcantes na similaridade e composição com as demais áreas amostrais, mesmo com as áreas que estão em processo de restauração e são simplificadas do ponto de vista vegetal. Grande parte dessa diferença pode ser explicada pela expressiva dominância de *Lepidonella* sp. 1. (Figura 3.2). Na cobertura vegetal da parcela de amostragem foi observada elevada abundância de *Pteridium aquilinum* (L) Kuhn (Dennstaedtiaceae) (SCHORN e MAÇANEIRO, 2018). Devido às suas características ecológicas (BRANDÃO et al., 2016), a presença de *P. aquilinum* na área caracteriza um modelo de sucessão do tipo inibição (CONNEL e SLATYER, 1977), colonizando áreas com solos ácidos e afetando negativamente a regeneração da vegetação (RIBEIRO et al., 2013) afetando também a recolonização de colêmbolos, notadamente daqueles com maior sensibilidade às alterações dos fatores ambientais, favorecendo a dominância de *Lepidonella* sp. 1. pela diminuição de competição interespecífica.

A partir dos resultados observados na NMDS e ANOSIM, a área com plantio de mudas foi a técnica de nucleação em que a comunidade de colêmbolos apresentou valores mais aproximados com a área de regeneração natural em relação às demais técnicas nucleadoras. As mudas foram plantadas em núcleos adaptados de Anderson (1953) com espécies nativas regionais dispostas de acordo com a estrutura dos remanescentes florestais (VITORINO e ADENESKY-FILHO, 2018). A utilização desta estratégia de restauração em ambientes de pastagens inseriu heterogeneidade ambiental logo no início do processo de restauração, o que parece ter favorecido a comunidade de colêmbolos. Derengoski (2017), ao realizar experimento na região da Floresta Ombrófila Mista paranaense comparando áreas em restauração passiva, plantio em linhas de alta densidade, conjunto de técnicas de nucleação e floresta secundária em estágio médio-avançado, registrou riqueza de morfotipos semelhantes entre as técnicas de restauração e maior abundância total de colêmbolos na área com a técnica de plantios de alta densidade.

A área com a técnica de transposição de serapilheira foi a que apresentou os menores valores de riqueza e diversidade. Esperava-se que com a inserção dos módulos de serapilheira nas áreas, haveria uma facilitação na recolonização dos colêmbolos, entretanto, isso não ocorreu. Os colêmbolos podem não ter tolerado o estresse causado pela transposição da serapilheira de uma área conservada para uma área degradada, além das mudanças severas das

condições ambientais. Outro fator é pela dimensão e distância dos módulos que podem não ter proporcionado o suporte necessário para o estabelecimento dos colêmbolos na área.

4.3. VARIÁVEIS MICROCLIMÁTICAS

As variáveis microclimáticas nas áreas em processo de restauração caracterizaram-se pela redução na umidade relativa do ar, maiores temperaturas e maior variabilidade térmica diária. A temperatura é um importante componente para a comunidade da colembolofauna (RIEFF et al., 2014). No geral, os colêmbolos são sensíveis à dessecação, entretanto, o nível de sensibilidade é variável entre espécies (JEFFERY et al., 2010). A estrutura da vegetação bloqueia o efeito direto das variáveis climáticas sob os colêmbolos (DAGHIGHI et al., 2017), assim a cobertura do dossel de estágios mais avançados de sucessão é um importante componente para a estruturação da comunidade desses organismos. A área de floresta nativa tem alta cobertura de dossel, diminuindo para a área de regeneração natural e sendo totalmente ausente nas áreas com as técnicas de nucleação nas pastagens, refletindo nas análises da estrutura da comunidade de colêmbolos.

Algumas espécies possuem estruturas que auxiliam a prevenir a dessecação, como a presença de escamas e cerdas (JEFFERY et al., 2010). Entretanto, como pode ser observado pela ordenação da CCA, a maioria das espécies parece não apresentar tolerância às flutuações na umidade relativa do ar e nem a elevados níveis de temperatura, características típicas de ambientes abertos e perturbados. As espécies de colêmbolos de ambientes florestais podem estar ausentes ou numa abundância reduzida em pastagens devido às características fisiológicas que lhes conferem baixa resistência à seca (HEINIGER et al., 2015). As flutuações na temperatura e na umidade relativa do ar diminuem devido ao sombreamento da copa das árvores, podendo essa característica ser considerada no planejamento de estratégias de restauração ecológica, beneficiando a fauna de colêmbolos.

Alterações nos componentes microclimáticos também influenciam indiretamente na comunidade de colêmbolos através dos efeitos nos seus recursos alimentares. Os fungos consistem a principal fonte alimentar dos colêmbolos (HOPKIN, 1997) e também são organismos que sofrem influência da umidade e da temperatura (BANI et al., 2018).

5. CONCLUSÕES

A estrutura da comunidade de colêmbolos mudou com o nível de sucessão ecológica, sofrendo efeitos da estrutura da vegetação e das variáveis microclimáticas. Quanto mais avançado o estágio sucessional, maior a riqueza, diversidade e equabilidade de colêmbolos, concluindo que são organismos sensíveis às alterações ambientais, mas propiciam que iniciativas de restauração possam promover a recolonização na medida em que a sucessão avançar. A partir desse padrão, nossos resultados apontam para a utilização da comunidade de colêmbolos da serapilheira como bioindicador para o monitoramento da restauração ecológica na Floresta Ombrófila Densa Montana catarinense.

O padrão de diferenças na composição de espécies, demonstra o efeito dos atributos estruturais da vegetação para os colêmbolos da serapilheira, principalmente daqueles que influenciam de alguma forma nas variáveis microclimáticas e na formação da serapilheira.

A riqueza, diversidade, similaridade, equabilidade e composição apresentaram-se como um conjunto de métricas apropriadas para utilização na avaliação e no monitoramento da restauração de áreas degradadas.

As variáveis microclimáticas influenciaram na comunidade de colêmbolos, sendo um importante determinante na estruturação da comunidade. A maioria das espécies não apresentou tolerância à flutuações na umidade relativa do ar e nem a elevados níveis de temperatura.

A maior diversidade de espécies encontrada na área de floresta nativa reforça a importância de ações de restauração no PNSI com o objetivo de conservação da comunidade de grupos faunísticos, entre eles o colêmbolos, que podem ser utilizados como um bioindicador de avaliação dos estágios sucessionais ao longo do processo de restauração ecológica.

O presente levantamento é o primeiro estudo realizado no Parque Nacional da Serra do Itajaí, que tinha sua fauna de colêmbolos até então, desconhecida, enfatizando a realização de estudos da fauna de colêmbolos na região.

6. REFERÊNCIAS

ABRANTES, E. A.; BELLINI, B. C.; BERNARDO, A. N.; FERNANDES, L. H.; MENDONÇA, M. C.; OLIVEIRA, E. P.; QUEIROZ, G. C.; SAUTTER, K. D.; SILVEIRA, T. C.; ZEPPELINI, D. Errata Corrigenda and update for the “Synthesis of Brazilian Collembola: na update to the species list.” ABRANTES et al. (2010), *Zootaxa*, 2388: 1–22. **Zootaxa**, v. 3168, p. 1-21, 2012.

ALBUQUERQUE, J. A.; SANGOI, L.; ENDER, M. Efeitos da integração lavoura-pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 717-723, 2001.

ANDERSON, M. L. Space – Group planting. *Unasyilva*, v. 7, n. 2, 1953. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/unasyilva/en/>>.

AUMOND, J.; FENILLE, T. A. B.; MAÇANEIRO, J. P.; HODECKER, A.; ZATELLI, K. S. Unidades geoambientais. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY-FILHO, E. **Diagnóstico prévio**: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica. Blumenau, Edifurb, 2018, p. 31-44.

BARETTA, D.; FERREIRA, C. S.; SOUSA, J. P.; CARDOSO, E. J. B. N. Colêmbolos (Hexapoda: Collembola) como bioindicadores de qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2693-2699, 2008.

BECHARA, F. C.; DICKENS, S. J.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P.; SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.

BEIROZ, W.; AUDINO, L. D.; QUEIROZ, A. C. M.; RABELLO, A. M.; BORATTO, I. A.; SILVA, Z.; RIBAS, C. R. Structure and composition of edaphic arthropod community and its use as bioindicators of environmental disturbance. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 12, n. 2, p. 481-491, 2014.

BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. Springer, 2011, 319 p.

BRANDÃO, J. F. C.; MARTINS, V. S.; BRANDÃO, I. J. Potencial de regeneração de uma área invadida por *Pteridium aquilinum* no Parque Nacional do Caparaó. **Revista Árvore**, v. 46, n. 4, p. 543-552, 2016.

CASSAGNE, N.; GAUQUELIN, T.; BAL-SERIN, M-C.; GERS, C. Endemic Collembola, privileged bioindicators of forest management. **Pedobiologia**, v. 50, n. 2, p. 124-134, 2006.

CHERNOVA, N. M.; POTAPOV, M. B.; SAVENKOVA, Y. Y.; BOKOVA, A. I. Ecological Significance of Parthenogenesis in Collembola. **Entomological Review**, v. 90, n. 1, p. 1455-1470, 2010.

CHEUNG, K. C.; LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M. Forest recovery in newly abandoned pastures in Southern Brazil: implications for the Atlantic Rain Forest resilience. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 66-70, 2010.

CLARKE, K. R.; GREEN, R. H. Statistical design and analysis for a ‘biological effects’ study. **Marine Ecology - Progress Series**. v. 46, p. 213–26, 1988.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117–43, 1993.

CONNEL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, Chicago, v. 111, n.982, p. 1119-1144, 1977.

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

COULIBALY, S. F. M.; COUDRAIN, V.; HEDDE, M.; BRUNET, N.; MARY, B.; RECOUS, S.; CHAUVAT, M. Effect of different crop management practices on soil Collembola assemblages: A 4-year follow-up. **Applied Soil Ecology**, v. 119, p. 356-366, 2017.

DAGHIGHI, E.; KOEHLER, H.; KESEL, R.; FILSER, J. Long-term succession of Collembola communities in relation to climate change and vegetation. **Pedobiologia**, v. 64, p. 25-38, 2017.

DAS, S.; JOY, V. C. Chemical quality impacts of tropical forest tree leaf litters on the growth and fecundity of soil Collembola. **European Journal of Soil Biology**, v. 45, n. 5-6, p. 448-454, 2009.

DERENGOSKI, J. A. **Fauna edáfica bioindicadora em áreas sob tecnologias de restauração florestal no sudoeste do Paraná**. Dissertação de Mestrado (Programa de Pós Graduação em Agronomia), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, Paraná. 2017, 116 p.

DIAS-FILHO, M. B.; FERREIRA, J. N. As pastagens e o meio ambiente. In: REIS, R.A.; BERNARDES, T.F.; SIQUEIRA, G.R. (Ed.). **Forragicultura: ciência, tecnologia e gestão dos recursos forrageiros**. Jaboticabal, 2013. p. 93-105.

EATON, R. J.; BARBERCHECK, M.; BUFORD, M.; SMITH, W. Effects of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on Collembolan populations. **Pedobiologia**, v. 48, p. 121-128, 2004.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu, FEPAF, 2008, p. 1-26.

FILSER, J. The role of Collembola in carbon and nitrogen cycling in soil. **Pedobiologia**, v. 46, p. 234-245, 2002.

GARDI, C.; MONTANARELLA, L.; ARROUAYS, D.; BISPO, A.; LEMANCEAU, P.; JOLIVET, C.; MULDER, C.; RANJARD, L.; RÖMBKE, J.; RUTGERS, M.; MENTA, C. Soil biodiversity monitoring in Europe: ongoing activities and challenges. **European Journal of Soil Science**, v. 60, n. 5, p. 807-819, 2009.

HAMMER, Ø., HARPER, A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaentologia Electronica**, 4:4-9, 2001.

HEINIGER, C.; BAROT, S.; PONGE, J-F.; SALMON, S.; MERIGUET, J.; CARMIGNAC, D.; SUILLEROT, M.; DUBS, F. Collembolan preferences for soil and microclimate in forest and pasture communities. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 86, p. 181-192, 2015.

HILLEBRAND, H.; BENNETT, D. M.; CADOTTE, M. W. Consequences of dominance: a review of evenness effects on local and regional ecosystem processes. *Ecology*, v. 89, n. 6, p. 1510-1520, 2008.

HOPKIN, S. P. **Biology of the Springtails: (Insecta: Collembola)**. United States, Oxford University Press, 1997, 344 p.

JEFFERY, S.; GARDI, C.; JONES, A.; MONTANARELLA, L.; MARMO, L.; MIKO, L.; RITZ, K.; PERES, G.; RÖMBKE, J.; VAN DER PUTTEN, W. H. (Eds.) **European Atlas of Soil Biodiversity**. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2010.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, 2014.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**, 2ª ed., Elsevier Science, Amsterdam, 1998, 853 p.

LINDBERG, N.; BENGTTSSON, J. Recovery of forest soil fauna diversity and composition after repeated summer drought. **Oikos**, v. 114, p. 494-506, 2006.

- MAGURRAN, A. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba, UFPR, 2011, 261 p.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, Princeton, 1967.
- MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008.
- MACHADO, J. S.; OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; SANTOS, J. C. P.; PAULINO, A. T.; BARETTA, D. Morphological diversity of springtails (Hexapoda: Collembola) as soil quality bioindicators in land use systems. **Biota Neotropica**, v. 19, n. 1, p.1-11, 2019.
- MALMSTRÖM, A. Life-history traits predict recovery patterns in Collembola species after fire: A 10 year study. **Applied Soil Ecology**, v. 56, p. 35-42, 2012.
- MENDONÇA, M. C.; ABRANTES, E. A.; QUEIROZ, G. C. Classe Collembola. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. (Eds.) **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2014, 724 p.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P. Influência dos processos de recuperação do solo após mineração de carvão sobre a mesofauna edáfica em Lauro Müller, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 27, n. 2, p. 69-77, 2014.
- OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; FILHO, O. K.; BARETTA, D.; TANAKA, C. A. S.; SOUSA, J. P. Collembola community structure as a tool to assess land use effects on soil quality. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-18, 2016.
- PEREZ, G.; DECAËNS, T.; DUJARDIN, G.; AKPA-VINCESLAS, M.; LANGLOIS, E.; CHAUVAT, M. Response of collembolan assemblages to plant species successional gradient. **Pedobiologia**, v. 56, n. 4-6, p. 169-177, 2013.
- REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.
- RIBEIRO, S. C.; BOTELHO, S. A.; FONTES, M. A. L.; GARCIA, P. O.; ALMEIDA, H. S. Regeneração natural em áreas desmatadas e dominadas por *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. na Serra da Mantiqueira. **Cerne**, v. 19, n. 1, p. 65-76, 2013.
- RIEFF, G. G.; NATAL-DA-LUZ, T.; SOUSA, J. P.; SÁ, E. L. S. Diversity of springtails and mites of a native forest in Southern Brazil: relationship with the indices of temperature and precipitation in the native environment. **International Journal of Emerging Technology and Advanced Engineering**, v. 4, n. 9, p. 684-692, 2014.

SANTOS, M. A. B.; OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; POMPEO, P. N.; ORTIZ, D. C.; MAFRA, A. L.; FILHO, O. K.; BARETTA, D. Morphological diversity of springtails in land use systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, p. 1-19, 2018.

STEIN, A.; GREESTNER, K.; KREFT, H. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. **Ecology Letters**, v. 17, n. 7, p. 866-880, 2014.

SAYER, E. J. Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. **Biological Reviews**, v. 81, n. 1, p. 1-31, 2006.

SCHORN, L. A.; MAÇANEIRO, J. P. Levantamento da vegetação. In: VITORINO, M. D.; ADENESKY-FILHO, E. **Diagnóstico prévio: subsídio preliminar para projetos de restauração ecossistêmica**. Blumenau, Edifurb, 2018, p. 149-170.

SER, Society for Ecological Restoration International. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. 2004, 15 p. Disponível em: www.ser.org.

TEWS, J.; BROSE, U.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79-92, 2004.

VAN STRAALLEN, N. M.; TIMMERMANS, M. J. T. N.; ROELOFS, D.; BERG, M. P. Apterygota in the spotlights of ecology, evolution and genomics. **European Journal of Soil Biology**, v. 44, n. 5-6, p. 452-457, 2008.

WINCK, B. R.; SÁ, E. L. S.; RIGOTTI, V. M.; CHAUVAT, M. Relationship between land-use types and functional diversity of epigeic Collembola in Southern Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 109, p. 49-59, 2017.

ZEPPELINI, D.; BELLINI, B. C. **Introdução ao estudos dos Collembola**. João Pessoa, UFPB, 2004, 82 p.

ZEPPELINI, D.; QUEIROZ, G. C.; ABRANTES, E. A.; BELLINI, B. C.; MEDEIROS, E. S. F.; OLIVEIRA, E. P.; SILVEIRA, T. C.; NEVES, A. C. R.; SOARES, A. F.; GODEIRO, N. N.; OLIVEIRA F. G. DE L.; SANTOS-ROCHA, I. M.; MENESES, L. F.; MENDONÇA, M. C. Diversity of Collembola (Arthropoda: Hexapoda) across different types of vegetation in Brazil. **Journal of Biodiversity and Conservation**, v. 5, n. 3, p. 176-184, 2013.

ZEPPELINI, D.; QUEIROZ G. C.; BELLINI, B. C. 2019. **Collembola in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil**. PNUD. Disponível em: <<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/379>>. Acesso em: 22 Abr. 2019

ZEPPELINI, D.; LOPES, B. C. H.; LIMA, E. C. A. A New Species of Szeptyckitheca (Collembola, Symphypleona, Sphyrothecinae) from Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 48, n. 2, p. 269-276, 2019.

CAPÍTULO IV: ASPECTOS ECOLÓGICOS DA MIRMECOFAUNA DA SERAPILHEIRA EM ÁREAS SUBMETIDAS À RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA EM SANTA CATARINA

RESUMO

A heterogeneidade do habitat, interações ecológicas e características abióticas são fatores que estruturam as assembleias de formigas nos ecossistemas terrestres. Ações antrópicas de degradação e restauração aumentaram os cenários e possibilidades de padrões de resposta frente às alterações ambientais. O objetivo deste estudo foi analisar a estrutura da comunidade da mirmecofauna da serapilheira em áreas de floresta nativa, regeneração natural e pastagens em processo de restauração ecológica em uma Unidade de Conservação da Mata Atlântica no Sul do Brasil. Os dados foram coletados a partir da instalação de armadilhas *pitfall*, instaladas no período de abril/2017 até agosto/2018, bimestralmente. As análises foram realizadas com base em parâmetros da estrutura da comunidade e relações com o microclima. Foram coletados um total de 2.253 formigas, distribuídas em sete subfamílias, 24 gêneros e 95 espécies. Não foram observadas diferenças na riqueza de espécies entre as áreas amostrais. Foram observadas mudanças significativas na composição de espécies entre as áreas amostrais, que seguiram o gradiente sucessional da vegetação, desse modo, observaram-se espécies associadas à estágios avançados e iniciais de sucessão. O microclima apresentou-se como um importante determinante para a estruturação das assembleias de formigas, discriminando áreas em que o componente arbóreo é presente e ausente. O número de espécies exclusivas na área de floresta nativa demonstrou a necessidade de fragmentos na paisagem em bons estágios de conservação. Nossos resultados apoiam a utilização da mirmecofauna de serapilheira como bioindicador para o monitoramento da restauração de áreas degradadas por pastagens na Mata Atlântica no sul do Brasil.

Palavras-chave: Formicidae, bioindicadores, ecologia, microclima, riqueza, composição, nucleação.

1. INTRODUÇÃO

As formigas (Hymenoptera: Formicidae) são organismos dominantes na maioria dos ecossistemas terrestres (FEITOSA e RIBEIRO, 2005), importantes ecologicamente, a partir da participação em várias interações e processos ecológicos (BRANDÃO et al., 2012; BACCARO et al., 2015), sendo classificadas como engenheiras dos ecossistemas devido às alterações físicas, químicas e biológicas que podem promover nos ecossistemas, afetando direta e indiretamente a disponibilidade de recursos para outros organismos (FOLGARAIT, 1998).

A heterogeneidade e complexidade do habitat são fatores que podem influenciar nas comunidades da entomofauna (RIBAS et al., 2003). As diferentes ações antrópicas sob os ecossistemas florestais, aumentam as possibilidades de cenários e alterações aos quais esses ecossistemas podem ser submetidos. Nesse contexto, a mirmecofauna pode ser influenciada por diversos fatores como estágios de regeneração da vegetação (SILVA et al., 2007), fragmentação do habitat (LEAL et al., 2012) e a substituição da vegetação nativa por espécies exóticas (LAPOLA e FOWLER, 2008). As formigas possuem muitos atributos para serem utilizados em estudos de biodiversidade e no monitoramento de alterações ambientais, entre eles: a taxonomia relativamente bem conhecida, sensibilidade às mudanças ambientais, importância ecológica, alta diversidade, dominância numérica e facilidade na amostragem (ALONSO e AGOSTI, 2000).

Desde a década de 80, as formigas eram consideradas bons bioindicadores da qualidade ambiental, inclusive com aplicação na recuperação de áreas degradadas (MAJER, 1983). Com os avanços científicos, esse potencial bioindicador foi sendo consolidado a partir de levantamentos em diferentes ambientes naturais e antropizados (OTTONETTI et al., 2006; PEREIRA et al., 2007; LUQUE et al., 2007; GOLLAN et al., 2011; RIBAS et al., 2012; SCHMIDT et al., 2013; LAWES et al., 2017). Entretanto, é um grupo biológico que permanece pouco explorado frente à sua complexidade ecológica, a variedade de cenários de degradação e de restauração dos ecossistemas florestais brasileiros e dos padrões de respostas possíveis desses organismos. Nesse contexto, entender os padrões de variação de diferentes aspectos das assembleias de formigas frente aos diferentes cenários de degradação e restauração torna-se fundamental para a avaliação da eficiência de diferentes estratégias de restauração através deste grupo faunístico.

A etapa de avaliação e monitoramento das estratégias de restauração consiste em uma das etapas fundamentais das iniciativas de restauração ecológica de ecossistemas florestais, uma vez que é a partir dessa etapa que se pode determinar a eficácia e o andamento do processo de restauração (BRANCALION et al., 2012), sendo os parâmetros vegetacionais são os mais

utilizados como indicadores no monitoramento da restauração ecológica (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017). Tal fato é totalmente justificado uma vez que a cobertura vegetal representa um dos mais importantes componentes dos ecossistemas florestais. Entretanto, com o avanço de pesquisas e aplicações da Ecologia da Restauração, cada vez mais tem-se ressaltado a importância de se considerar outras formas de vida na avaliação e no monitoramento de técnicas de restauração, entre elas, os grupos faunísticos (MAJER, 2009).

O Parque Nacional da Serra do Itajaí constitui-se numa das maiores Unidades de Conservação do Sul do Brasil. Possui uma área total de aproximadamente 57 mil hectares, abrigando as principais nascentes que abastecem grande parte da população do Vale do Itajaí e outros importantes serviços ecossistêmicos para a região (BRASIL, 2009). Possui em torno de 1.400 ha de áreas degradadas pela exploração dos recursos naturais, principalmente pela supressão da vegetação nativa para implantação de agricultura e pastagens (BRASIL, 2009). Outro ponto a ser considerado é que a fauna de invertebrados do PNSI é praticamente desconhecida.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar aspectos ecológicos da comunidade da mirmecofauna da serapilheira no PNSI, localizado na fitofisionomia da Floresta Ombrófila Densa Montana, buscando avançar no conhecimento dos padrões de estruturação da comunidade em áreas antropizadas submetidas à restauração ecológica a partir de diferentes técnicas buscando determinar potenciais bioindicadores. Conseqüentemente, serão obtidos dados da biodiversidade da mirmecofauna da serapilheira do PNSI. Para isso, foram testadas as seguintes hipóteses:

- 1) A composição de espécies se modifica em função do avanço da sucessão ecológica que por sua vez é influenciada ou não pelas técnicas de nucleação.
- 2) A riqueza de espécies é influenciada pelo nível de sucessão ecológica, sendo que quanto mais avançada a sucessão, maior a riqueza de espécies.
- 3) Variáveis microclimáticas são determinantes na estruturação da comunidade da mirmecofauna de serapilheira.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A descrição da área de estudo pode ser verificada no item 2.1 do Capítulo I (página 28).

2.2. ÁREAS AMOSTRAIS

Foram selecionadas cinco áreas amostrais, sendo elas: 1) floresta nativa (área referência); 2) regeneração natural em estágio intermediário; 3) área de pastagem com plantio de mudas em módulos; 4) áreas de pastagem com poleiros artificiais e; 5) área de pastagem com transposição de serapilheira.

A caracterização de cada área amostral e metodologias das técnicas de restauração está descrito no item 2.3 do Capítulo I (página 29).

2.3. COLETA DOS DADOS

2.3.1. Mirmecofauna de serapilheira

Os dados foram coletados a partir da instalação de armadilhas *pitfall* no período de abril/2017 até agosto/2018, bimestralmente, totalizando nove coletas. Em cada parcela foram instaladas três armadilhas *pitfall* (altura: 18,5 cm; diâmetro superior: 21,5 cm; diâmetro inferior: 17 cm) ao nível do solo preenchidas com água, álcool (70%) e detergente biodegradável, que permaneceram no campo por um período de três noites. A disposição dos *pitfalls* dentro das parcelas foi em diagonal.

Todo o material contido nas armadilhas foi triado, contado, identificado e montado com o auxílio de um microscópio estereoscópio. As identificações foram realizadas com base em Baccaro et al. (2015) pelo engenheiro florestal Guilherme Alan Klunk em parceria com o Laboratório de Biologia de Formigas da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e do Laboratório de Sistemática e Biologia de Formigas da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Após, os espécimes foram incorporados à coleção entomológica do Laboratório de Monitoramento e Proteção Florestal (LAMPF) da Fundação Universidade Regional de Blumenau (FURB).

2.3.2. Dados microclimáticos

Foram coletados dados de temperatura mínima, média e máxima (°C) e umidade relativa do ar mínima, média e máxima (%) durante o período em que os *pitfalls* permaneceram em campo. O equipamento utilizado para a coleta dos dados foi o *datalogger* Lascar Electronics, modelo EL-USB-2, instalado a 30 centímetros acima do nível do solo, próximo ao *pitfall*

localizado no centro da parcela. Foi instalado um *datalogger* por área amostral, registrando os dados a cada 15 minutos.

2.4. ANÁLISE DOS DADOS

Os dados foram organizados em dados de ocorrência de espécies, ou seja, o número de armadilhas em que cada espécie foi coletada nas diferentes áreas amostrais. Essa forma de organização de dados se faz necessária devido ao comportamento social das formigas, minimizando o efeito do tamanho das colônias e comportamento de forrageamento (LONGINO et al., 2002).

Os dados de riqueza de espécies foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e, posteriormente, ao teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) e *post-hoc* de Mann-Whitney para dados não-paramétricos e análise de variância e teste de Tukey ($p < 0,05$) para dados paramétricos.

Para testar a hipótese de que a composição se modifica em função do nível de sucessão ecológica, primeiramente foi realizada uma NMDS (Escalonamento Multidimensional Não Métrico) (BORCARD et al., 2011) com base no índice de Bray-Curtis. Após, foi aplicado uma ANOSIM, teste análogo à ANOVA (CLARKE e GREEN, 1988), para avaliar as possíveis diferenças significativas entre a composição de formigas das áreas amostrais. Essa análise resulta em um R estatístico, que representa a medida de dissimilaridade entre os fatores comparados. Os valores variam entre -1 e 1, sendo que -1 indica similaridade total e 1 indica dissimilaridade total. A significância do R estatístico foi determinada a partir de um teste de permutação com 9999 aleatorizações. Finalmente, foi aplicado uma análise SIMPER (*similarity percentage*) para avaliar quais são as espécies responsáveis por uma possível diferença entre as áreas amostrais, apresentando a contribuição de cada espécie para essas possíveis diferenças (CLARKE, 1993).

A similaridade foi avaliada a partir da Análise de Agrupamento pelo método UPGMA (*Unweighted pair-group method with arithmetic mean*), através do índice de Bray-Curtis (MAGURRAN, 2011). Foi determinado o coeficiente de correlação cofenética (CCC), que mede o quanto a matriz cofenética gerada pela análise de agrupamento corresponde à matriz original (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998). A determinação da linha de corte do dendrograma foi verificada a partir da medição da largura média da silhueta (BORCARD et al., 2011).

Para identificar quais variáveis microclimáticas melhor explicam a variação da composição de espécies da mirmecofauna de serapilheira, foi aplicado procedimento

multivariado chamado de Análise de Correspondência Canônica (CCA) (BORCARDT et al., 2011). Na CCA utilizamos como variáveis explicativas os dados microclimáticos de temperatura (mínima, média, máxima e erro padrão) e umidade relativa do ar (mínima, média, máxima e erro padrão). As variáveis respostas foram a composição e a ocorrência da mirmecofauna. Com a finalidade de corrigir as diferenças nas unidades de medida, foi aplicado a função “standardize” nas variáveis ambientais (ZAR, 2010). Primeiramente foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) (BORCARDT et al., 2011) com finalidade de identificar e remover as variáveis colineares. Após esse procedimento, a variável erro padrão da temperatura foi excluída da análise. Finalmente, foram geradas duas ordenações, sendo uma com os pontos das áreas amostrais e a outra com as espécies de formigas. As espécies selecionadas foram aquelas indicadas pela análise SIMPER e que foram responsáveis por 70% da dissimilaridade entre as áreas amostrais. A significância dos eixos de ordenação da CCA foi verificada através do teste de permutação de Monte Carlo (LEGENDRE e LEGENDRE, 1998).

As análises foram realizadas a partir da utilização do software R (R Development Core Team, 2009), PAST versão 3.22 (HAMMER et al., 2001) e EstimateS.

3. RESULTADOS

3.1. ESPÉCIES

Foram coletados um total de 2.253 indivíduos distribuídos em sete subfamílias, 24 gêneros e 95 espécies. A subfamília mais representativa em número de espécies foi Myrmicinae (n = 50 espécies), seguida por Formicinae (n = 25), Ponerinae (n = 9), Dolichoderinae (n = 6), Dorylinae (n = 2), Ectatominae (n = 2) e Pseudomyrmecinae (n = 1) (Apêndice C). Por gênero, os mais representativos em número de espécies foram *Pheidole* (n = 16), *Brachymyrmex* (n = 11) e *Solenopsis* (n = 11). Doze gêneros apresentaram registro de uma única espécie. O gênero *Linepithema* foi registrado em todas as áreas amostrais, exceto na área de floresta nativa.

Do total, as espécies de maior ocorrência foram *Pachycondyla striata*, *Pheidole* sp. 1, *Wasmannia auropunctata*, *Solenopsis* sp. 3 e *Camponotus rufipes*. As espécies *P. striata* e *Gnamptogenys striatula* foram as com maior registro de ocorrência nas áreas de floresta nativa e regeneração natural. Nas áreas de pastagens, *Pheidole* sp. 1 foi a espécie de maior ocorrência em todas as áreas (Apêndice C).

A riqueza de espécies de formigas foi maior na área de regeneração natural, seguido pela área de floresta nativa, entretanto, não foi observada diferença significativa entre as áreas

amostrais ($F: 0,42; p: 0,79$). Do total de espécies coletadas, 20 foram coletadas exclusivamente na área de floresta nativa e 19 foram observadas exclusivamente nas áreas de pastagens (Tabela 4.1).

Tabela 4.1. Riqueza de espécies observada (S obs.) e número de espécies exclusivas (Excl.) nas áreas amostrais.

Área Amostral	S obs.	Excl.
Floresta Nativa	39	20
Regeneração Natural	45	13
Transp. Serapilheira	34	5
Plantio de Mudanças	36	7
Poleiros Artificiais	35	7

3.2. COMPOSIÇÃO

O mapa de ordenação gerado a partir da NMDS seguiu o gradiente sucessional das áreas amostrais, podendo ser observado a distinção das áreas de floresta nativa, regeneração natural e as áreas de pastagens (Figura 4.1). As áreas de pastagens em processo de restauração apresentaram maior sobreposição, enquanto que a área de floresta nativa foi a que mais se diferenciou das demais áreas amostrais (Figura 4.1).

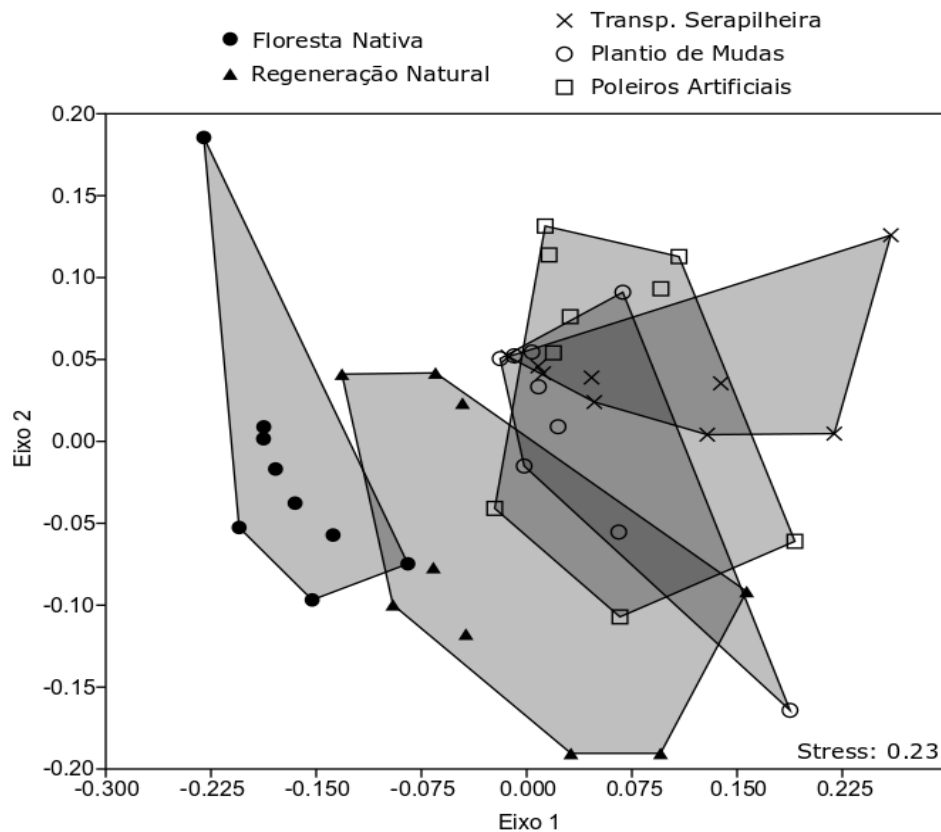


Figura 4.1. Mapa de ordenação gerado a partir da análise Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS).

Nos dados gerais da composição de espécie, foram observadas diferenças significativas entre as áreas amostrais (ANOSIM: $R: 0,37$; $p: 0,0001$). Comparando as áreas amostrais em pares, é possível observar que a área de floresta nativa apresentou diferenças significativas de todas as áreas amostrais, sendo o menor valor de R observado comparado com a área de regeneração natural ($R: 0,328$) o maior valor observado com a área de transposição de serapilheira ($R: 0,769$). Valores não significativos foram observados entre as áreas de pastagens com as técnicas de nucleação (Tabela 4.2).

Tabela 4.2. Resultado da ANOSIM comparando a composição de espécies de formigas entre as diferentes áreas amostrais no Faxinal do Bepe. Sendo: *: $p < 0,01$; **: $p < 0,001$; NS: não significativo.

	Plantio de Mudras	Poleiros Artificiais	Regeneração Natural	Transp. Serapilheira
Floresta Nativa	$R: 0,694^{**}$	$R: 0,743^{**}$	$R: 0,328^{**}$	$R: 0,769^{**}$
Plantio de Mudras	-	$R: 0,035$ NS	$R: 0,235^*$	$R: 0,097$ NS
Poleiros Artificiais		-	$R: 0,348^*$	$R: 0,056$ NS
Regeneração Natural			-	$R: 0,375^{**}$

A partir da análise SIMPER, pode-se observar que apenas onze espécies são responsáveis pelo acúmulo de 50% da distinção entre as comunidades (Tabela 4.3). Destas, apenas seis ocorreram na área de floresta nativa. As espécies que mais contribuíram para a diferenciação entre as áreas foram *Pheidole* sp. 1 (8,49%), *Pachycondyla striata* (7,36%) e *Wasmannia auropunctata* (5,09%). Pode-se observar distinção entre as espécies mais representativas entre as áreas amostrais, notadamente entre as áreas de pastagens e de floresta nativa. A espécie *P. striata* e *Gnamptogenys striatula* foram mais representativas na área de floresta nativa. *Pheidole* sp. 1, *W. auropunctata*, *Solenopsis* sp. 3 e *Camponotus rufipes* foram as mais representativas das áreas de pastagens. *W. auropunctata* apresentou contribuição notavelmente superior na área de poleiros artificiais. *Cyphomyrmex* cf. *minutus* ocorreu exclusivamente nas áreas de pastagens (Tabela 4.3).

Tabela 4.3. Espécies de formigas que contribuíram com até 50% para a dissimilaridade entre as áreas amostrais determinada a partir da análise SIMPER. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; POL: poleiros artificiais; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas.

Espécie	Contrib. (%)	Contrib. Ac. (%)	Frequência Média				
			FLO	REG	POL	SER	PLAN
<i>Pheidole</i> sp.1	8,49	8,49	0,22	0,44	2,89	1,56	2,22
<i>Pachycondyla striata</i>	7,36	15,85	2,11	1,56	0,78	1,11	1,89
<i>Wasmannia auropunctata</i>	5,09	20,94	0,22	0,22	1,78	0,89	0,89
<i>Solenopsis</i> sp.3	4,86	25,80	0,00	0,22	1,22	1,33	1,22
<i>Camponotus rufipes</i>	4,61	30,41	0,00	0,56	1,11	0,78	1,11
<i>Gnamptogenys striatula</i>	4,17	34,58	1,56	0,78	0,11	0,00	0,22
<i>Linepithema</i> sp.2	3,53	38,11	0,00	0,78	0,11	0,44	1,00
<i>Pheidole</i> pr. <i>nubila</i>	3,36	41,47	0,00	0,22	0,56	0,67	0,78
<i>Cyphomyrmex</i> cf. <i>minutus</i>	2,90	44,38	0,00	0,00	0,67	0,56	1,00
<i>Solenopsis</i> sp.2	2,88	47,26	0,44	0,11	0,33	0,78	0,56
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	2,80	50,06	0,11	0,00	0,22	0,78	0,67

A partir da análise de agrupamento baseado no índice de Bray-Curtis, a área de floresta nativa foi a que apresentou menor similaridade em relação às demais áreas amostrais, sendo o valor mais próximo com a área de regeneração natural (38%). As áreas com as técnicas de nucleação apresentaram maior similaridade entre si, com valores que variaram entre 64% e 69% (Figura 4.2). A correlação cofenética foi de 0,94, indicando um bom ajuste da matriz de dados originais para a análise de agrupamento.

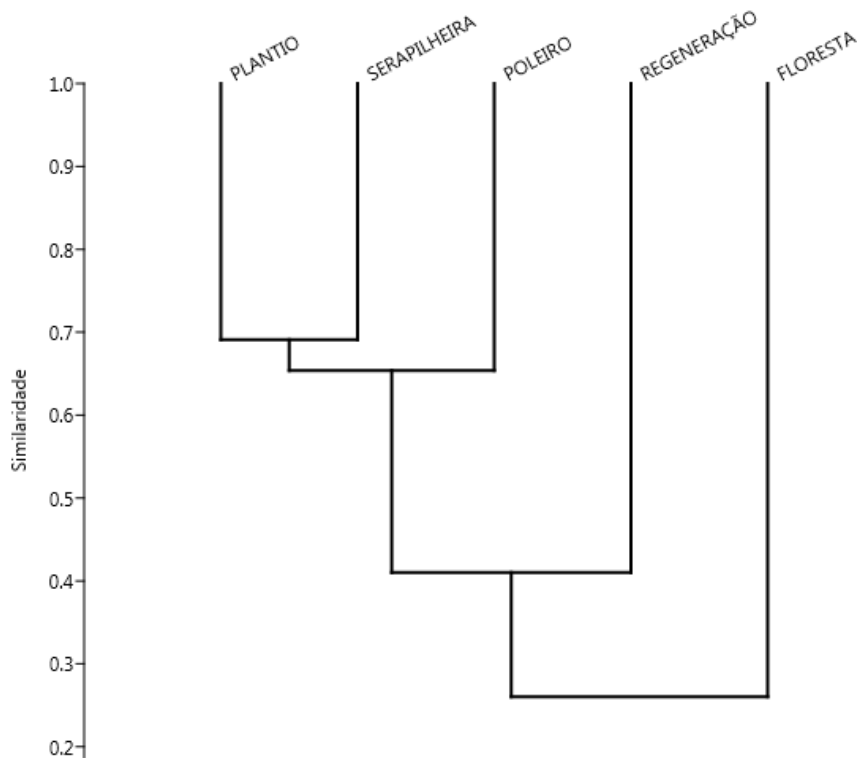


Figura 4.2. Análise de agrupamento pelo método UPGMA a partir do índice de Bray-Curtis.

3.3. MICROCLIMA

As áreas amostrais diferiram conforme os dados climáticos de acordo com a CCA, onde pode-se observar uma clara separação entre as áreas de pastagens e as áreas de floresta nativa e regeneração natural. Os autovalores dos dois primeiros eixos de ordenação explicaram 52,29% (Eixo 1: 37,68%; Eixo 2: 14,61%), apresentando significância estatística ($p = 0,001$). O eixo 1 apresentou forte correlação com umidade relativa do ar mínima ($r = 0,828$), umidade relativa do ar média ($r = 0,602$), temperatura máxima ($r = -0,699$) e erro da umidade relativa do ar ($r = -0,786$) (Figura 4.3). O eixo 2 apresentou correlação com temperatura mínima ($r = -0,521$) e média ($r = -0,627$) e umidade relativa do ar máxima ($r = -0,425$) (Figura 4.3). Os pontos referentes às áreas de pastagens concentraram-se no lado esquerdo do mapa de ordenação, estando mais relacionados com as variáveis microclimáticas que apresentaram valores negativos de correlação. Para as áreas de floresta nativa e regeneração natural foi observado o padrão oposto, em que os pontos amostrais referentes a essas áreas se concentraram no lado direito, estando mais relacionados com as variáveis que apresentaram valores positivos de correlação (Figura 4.3).

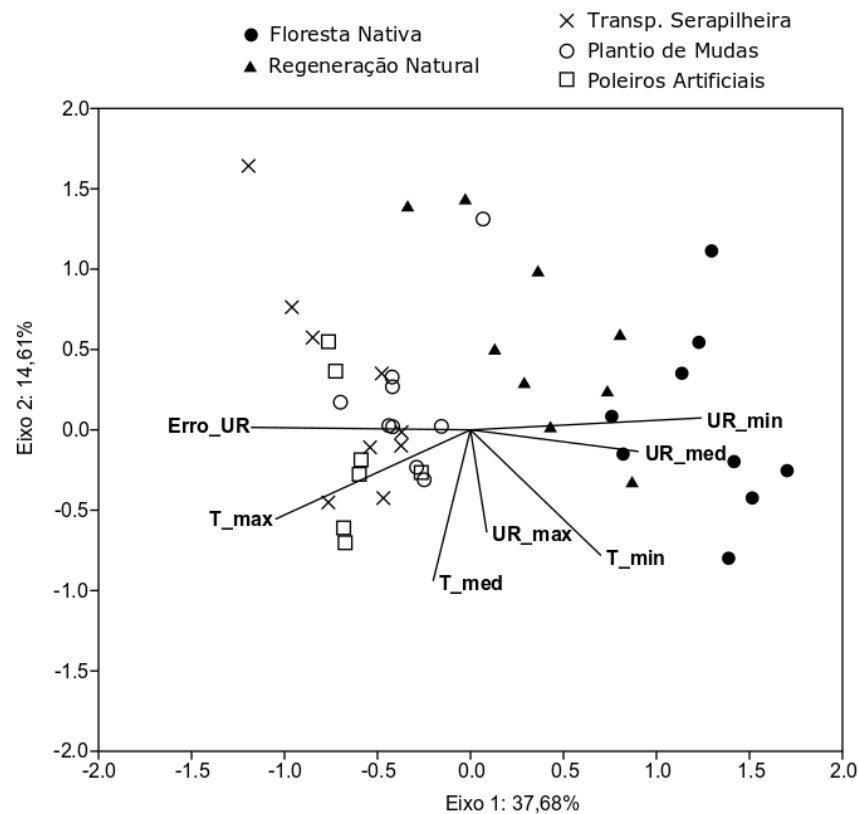


Figura 4.3. Análise de Correspondência Canônica (CCA) relacionando as variáveis microclimáticas com a assembleia de mirmecofauna da serapilheira das diferentes áreas amostrais.

A partir da CCA gerada com base nas espécies de maior ocorrência, pode-se observar a associação de algumas espécies com as variáveis microclimáticas. Os autovalores dos dois primeiros eixos de ordenação explicaram 70,83% (eixo 1: 58,15% e eixo 2: 12,68%), apresentando significância estatística ($p = 0,001$) (Figura 4.4).

Considerando as espécies, *Pachycondyla striata*, *Oxyepoecus reticulatus*, *Pheidole* cf. *sarcina* e *Gnamptogenys striatula* estiveram mais associadas à umidade relativa mínima e média. As espécies *Pheidole* sp. 1 e *Camponotus rufipes* estiveram mais associadas à variável erro padrão da umidade relativa do ar. Já as espécies *Wasmannia auropunctata*, *Solenopsis* sp. 3, *Nylanderia* sp. 1 e *Cyphomyrmex* cf. *minutus* apresentaram associação com a temperatura máxima (Figura 4.4).

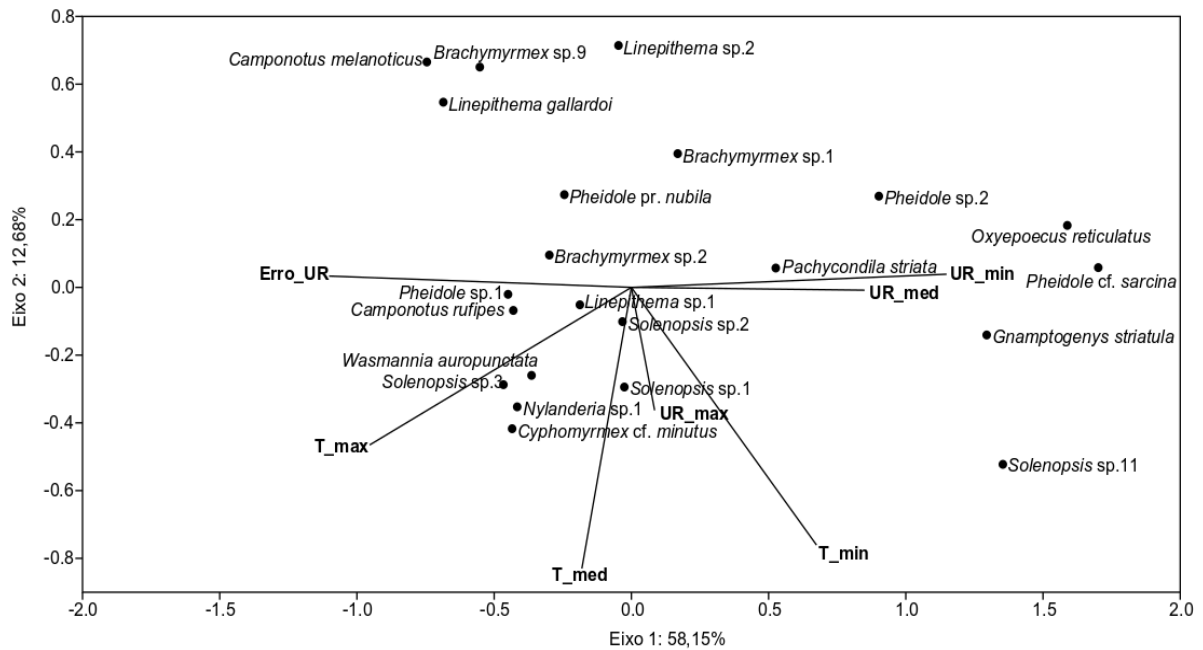


Figura 4.4. Análise de Correspondência Canônica (CCA) relacionando as variáveis microclimáticas com as espécies que representam 70% da distinção entre as áreas amostrais, com base na análise SIMPER.

4. DISCUSSÃO

4.1. ESPÉCIES DA MIRMECOFAUNA DA SERAPILHEIRA

A subfamília Myrmicinae foi a mais representativa em número de espécies. Constituiu-se na subfamília com maior diversidade de formigas (BACCARO et al., 2015), dominante no Bioma Mata Atlântica (LUTINSKI et al., 2017) e com maior número de registros de gêneros e espécies para o Estado de Santa Catarina (ULYSSÉA et al., 2011).

Espécies do gênero *Linepithema* foram registradas em todas as áreas amostrais, exceto na área de floresta nativa. De hábitos generalistas, as espécies desse gênero podem ser predadoras oportunistas ou se alimentarem de soluções açucaradas presentes em nectários extraflorais ou produzidas por insetos hemípteros, conhecidas como *honeydew* (BACCARO et al., 2015). Esse último hábito alimentar citado pode explicar a ocorrência desse gênero nas áreas em estágio inicial e intermediário, uma vez que nessas áreas foram observadas as maiores abundâncias de hemípteros (Apêndice A). A oferta de recurso alimentar, sua grande tolerância ecológica e o hábito de recrutamento em massa para as fontes alimentares (BACCARO et al., 2015) podem explicar as ocorrências desse gênero nas áreas amostrais, principalmente as mais antropizadas.

Os gêneros *Pheidole*, *Brachymyrmex* e *Solenopsis* foram os mais representativos em número de espécies. *Pheidole* é considerado um gênero hiperdiverso, apresentando elevada riqueza e abundância nas florestas tropicais (BRANDÃO et al., 2012; ROSUMEK, 2017), sendo frequentemente o gênero com maior número de espécies nos levantamentos da mirmecofauna da Mata Atlântica (LAPOLA e FOWLER, 2008; LUTINSKI et al., 2017; SOUZA-CAMPANA et al., 2017). São espécies onívoras generalistas, explorando diferentes habitats (BRANDÃO et al., 2012). Encontramos espécies desse gênero associadas a distintas áreas amostrais e variações microclimáticas. *Pheidole* sp. 1 teve maior ocorrência nas áreas de pastagens, correlacionada com as variações nos níveis de umidade relativa do ar, ou seja, ambientes abertos e perturbados. Já a espécie *Pheidole* cf. *sarcina* ocorreu exclusivamente na área de floresta nativa, estando correlacionada aos níveis de umidade relativa do ar mínima e média, ou seja, ambientes conservados que forneçam recursos e condições adequadas. Esta espécie possui o comportamento de nidificar em ramos presentes na serapilheira (FERNANDES et al., 2018) o que explica sua ocorrência exclusiva na área de floresta nativa e a torna potencial bioindicadora do processo de restauração ecológica.

Espécies do gênero *Brachymyrmex* foram coletadas em todas as áreas amostrais, porém, com maior ocorrência nas áreas de pastagens. São espécies que, na sua maioria, possuem hábito onívoro e plasticidade à alterações ambientais, podendo ser encontradas em áreas antropizadas (BACCARO et al., 2015).

Solenopsis é um gênero composto por formigas generalistas, que exploram e nidificam em diversos tipos de habitats, inclusive em áreas antropizadas (BACCARO et al., 2015), como áreas urbanas (LUTINSKI et al., 2014). Na Mata Atlântica, algumas espécies desse gênero podem nidificar em galhos na serapilheira (FERNANDES et al., 2018). Desse gênero, a morfoespécie *Solenopsis* sp.3 foi a que mais contribuiu para a dissimilaridade das áreas amostrais, estando mais associado aos ambientes de pastagens, em que são registrados os maiores níveis de temperatura máxima, ou seja, ambientes perturbados, com baixa cobertura vegetal.

A espécie com maior registro de ocorrência e que contribuiu para a dissimilaridade entre as áreas amostrais foi *Pachycondyla striata*, que apresentou maior ocorrência na área de floresta nativa, entretanto, não apresentou um padrão claro de ocorrência nas demais áreas amostrais. Além disso, apresentou correlação com a umidade relativa do ar mínima e média. São formigas predadoras generalistas (BACCARO et al., 2015), frequentemente encontradas em levantamentos nas diferentes fitofisionomias do Bioma Mata Atlântica em área com diferentes níveis de antropização e conservação (LUTINSKI et al., 2014; LUTINSKI et al., 2017). Silva

et al. (2007) ao analisar a mirmecofauna na Floresta Ombrófila Densa Submontana registrou a ocorrência dessa espécie em um gradiente sucessional de florestas secundárias, entretanto, ela foi ausente no fragmento de floresta primária. O padrão de ocorrência entre as áreas amostrais pode ser um indicativo do potencial de dispersão dessa espécie em áreas perturbadas, na qual os fragmentos próximos podem ter atuado como fontes de recolonização.

A espécie *Gnamptogenys striatula* apresentou associação com a área de floresta nativa o que pode ter relação com o comportamento dessa espécie de nidificar em galhos presentes na serapilheira (FERNANDES et al., 2018). A ocorrência dessa espécie foi consideravelmente menor nas demais áreas amostrais quando comparado com a área de floresta nativa o que parece ser relacionado à afinidade dessa espécie com a umidade relativa do ar, conforme pode ser observado no mapa de ordenação da CCA. Lutinski et al. (2014) registraram essa espécie como indicadora de fragmentos florestais remanescentes da Floresta Ombrófila Mista e Estacional Semidecidual, o que de certa forma, corrobora nossos dados quanto às características climáticas, já que estas tipologias, embora diferentes quanto a formação vegetal, estão associadas a áreas com gradientes altitudinais próximos aos da Floresta Ombrófila Densa Montana.

Wasmannia auropunctata esteve mais associada aos ambientes de pastagem, com maiores níveis de temperatura, tornando essa espécie indicadora de áreas degradadas e que, na medida que o processo de restauração evolui, há a diminuição da sua ocorrência. De hábito onívoro (BACCARO et al., 2015), são formigas cosmopolita devido ao seu comportamento invasor (FOUCAUD et al., 2010) e, no seu ecossistema nativo, são competidoras agressivas em áreas abertas e perturbadas (ROSUMEK, 2017). A agressividade interespecífica pode ocasionar o deslocamento de outras espécies de formigas devido à competição por recursos alimentares (ARMBRECHT e ULLOA-CHACÓN, 2003).

A espécie *Camponotus rufipes* foi registrada na maioria das áreas amostrais, exceto na área de floresta nativa. O seu menor valor de ocorrência foi registrado na área de regeneração natural, indicando a preferência dessa espécie por ambientes perturbados e da tendência de diminuir a sua ocorrência na medida que a sucessão ecológica avança. Nosso resultado difere do encontrado por Lutinski et al. (2014) que observaram maior ocorrência dessa espécie em área de fragmentos florestais da Floresta Ombrófila Mista e Estacional Semidecidual quando comparado a área antropizadas. Silva et al. (2007) ao amostrar a mirmecofauna do Parque das Nascentes não registraram a presença dessa espécie em áreas de floresta primária e em gradientes de floresta secundária da Floresta Ombrófila Densa Submontana catarinense.

4.2. RIQUEZA DE ESPÉCIES

Para invertebrados terrestres, a riqueza de espécies aumenta na medida em que a sucessão ecológica avança (LOUZADA e ZANETTI, 2013), entretanto, ao contrário desta expectativa, esse padrão não foi observado em nossos dados de mirmecofauna, não sendo observadas diferenças significativas entre as áreas amostrais. A área mais rica em espécies foi a de regeneração natural em estágio intermediário. Esse padrão corrobora com o encontrado em outros estudos (OTTONETTI et al., 2006; SCHMIDT et al., 2013). Há evidências de que a comunidade da mirmecofauna se recupera rapidamente após distúrbios ambientais (LUQUE et al., 2007) e, segundo Schmidt et al. (2013), fragmentos florestais próximos podem servir como fonte de recolonização, facilitando o restabelecimento da mirmecofauna nas áreas perturbadas. No PNSI há a presença de fragmentos florestais bem conservados, que podem atuar como fonte de recolonização e as áreas de floresta nativa e regeneração natural são próximas. Entretanto, a composição entre as áreas amostrais se diferencia significativamente. Neste caso, a riqueza de espécies torna-se uma medida pouco informativa.

Relações entre estágios sucessionais e a riqueza de espécies podem ser observadas ao comparar locais com presença de sucessão primária, ambientes em que o gradiente sucessional seja marcante ou em locais que não sejam suscetíveis à influência das áreas do entorno (GOLLAN et al., 2011), ou seja, em situações com forte gradiente de qualidade ambiental.

O número de espécies exclusivas na área de floresta nativa demonstra a exigência de espécies por condições específicas de temperatura, umidade, sombreamento e formação da serapilheira e de que somente ambientes em estágios avançados e em boa situação de conservação são capazes de sustentar. Nossos resultados são semelhantes aos de Silva et al. (2007) que evidenciaram que somente florestas primárias são capazes de sustentar uma representativa riqueza de espécies de formigas. Os mesmos autores observaram que apenas 31% das espécies eram compartilhadas entre as áreas primárias e secundárias na fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa Submontana.

Num contexto geral, os nossos resultados corroboram com a revisão realizada por Hoffmann (2010) de que a cobertura vegetal é um determinante da comunidade da mirmecofauna e de que perturbações induzem à mudanças na composição de espécies, mas não necessariamente na riqueza de espécies.

4.3. COMPOSIÇÃO E SIMILARIDADE DA MIRMECOFAUNA

A composição de espécies mostrou clara discriminação entre as áreas amostrais, onde a partir da NMDS, ANOSIM e análise de agrupamento foi possível evidenciar a influência da sucessão ecológica na comunidade da mirmecofauna da serapilheira, onde pode-se observar o gradiente sucessional das áreas amostrais. Foram aplicadas diferentes análises multivariadas exploratórias e, em todas elas, pode-se observar o mesmo padrão de estruturação da composição de espécies da mirmecofauna, evidenciando, desta forma, que nossos resultados podem ser considerados robustos.

A maior ocorrência de sobreposições na composição, foram observadas nas áreas com as técnicas de nucleação, diminuindo entre as áreas de floresta nativa e regeneração natural. Este padrão era esperado uma vez que as áreas com técnicas de nucleação encontram-se em processo inicial de sucessão ecológica que foram submetidas a diferentes processos de restauração, ou seja, nessas áreas ainda apresentam uma baixa complexidade ecológica. Esse padrão foi suportado pelas análises NMDS, ANOSIM e pela análise de agrupamento.

Nesse contexto, a composição de espécies se apresenta como bom parâmetro para a avaliação e monitoramento da restauração ecológica. Nossos resultados corroboram com os de outros estudos realizados em diferentes cenários de degradação e/ou restauração (GOLLAN et al., 2011; RIBAS et al., 2012; SCHMIDT et al., 2013).

São diversos fatores que podem ser determinantes na estruturação da assembleia da mirmecofauna de serapilheira. Estudos indicam que a cobertura vegetal é um fator importante, uma vez que pode influenciar direta e indiretamente a partir da disponibilidade de recursos e condições (HOFFMANN, 2010; SOUZA-CAMPANA et al., 2017). A maior heterogeneidade e complexidade estrutural dos ambientes em estágios mais avançados de sucessão fornecem maior variabilidade de nichos a serem explorados por diferentes espécies. Essa influência positiva da heterogeneidade vegetal nas assembleias da mirmecofauna é evidenciada por outros autores (RIBAS et al., 2012). Nas áreas do Faxinal do Bepe, a estrutura da vegetação foi drasticamente alterada para implantação das pastagens e, devido a remoção da vegetação, houve a simplificação do ambiente em que a formação da serapilheira foi comprometida.

A presença de maior riqueza de espécies vegetais e do componente arbóreo proporcionam maior variabilidade de materiais para serem explorados pelas formigas e incrementam a serapilheira, fornecendo locais para nidificação, refúgio de predadores e presas e diferentes materiais que podem ser explorados pelas formigas. Muitas espécies nidificam em galhos presentes na serapilheira (SOARES e SCHOEREDER, 2001; FERNANADES et al.,

2018) sendo dependentes da estrutura da vegetação para a disponibilidade do recurso (SOUZA-CAMPANA et al., 2017). Há também a preferência das formigas por galhos amolecidos pela decomposição, devido à facilitação para a construção dos ninhos (CARVALHO e VASCONCELOS, 2002). Isso pode, em parte, explicar as diferenças na composição de espécies observada em nosso levantamento e a relação com a umidade relativa do ar observadas na CCA. A presença das espécies *Pheidole cf. sarcina* e *Gnamptogenys striatula*, por exemplo, que possuem o comportamento de nidificar em galhos (FERNANDES et al., 2018) e estiveram correlacionadas com as variáveis umidade relativa do ar mínima média. Num cenário de restauração de pastagens na Mata Atlântica, espécies de formigas que exploram esse tipo de recurso tornam-se potenciais bioindicadores, uma vez que a ocorrência dessas espécies denota o avanço do crescimento e desenvolvimento da vegetação.

Nesse contexto, iniciativas de restauração que promovam um rápido incremento da serapilheira com material diversificado é uma estratégia promissora para promover a recolonização da mirmecofauna da serapilheira, restabelecendo as interações e funções que esses organismos desempenham.

A partir das análises multivariadas, foi observada uma separação marcante entre as áreas amostrais em que o componente arbóreo é ausente, sendo este uma das principais alterações ambientais ocasionada por esse tipo de antropização.

Entre as áreas de pastagens foram observados os maiores valores de similaridade e também as maiores ocorrências de sobreposições da composição, já que as áreas não apresentaram diferenças significativas de acordo com a NMDS e ANOSIM. Essa sobreposição ocorreu devido à essas áreas amostrais estarem em processo inicial de restauração e sucessão ecológica, com ambiente simplificado. Espera-se que com o passar do tempo, as diferenças possam ser observadas na medida em que as técnicas de nucleação se estabeleçam e a sucessão ecológica nas áreas avance.

Ao observar o padrão das análises multivariadas, o sombreamento ocasionado pela cobertura do dossel parece ser um importante determinante para as assembleias de formigas. Experimentos manipulativos indicam que o sombreamento em áreas de pastagens facilita a recolonização de espécies características das florestas tropicais, enquanto que as espécies características de pasto diminuem progressivamente (NAKAMURA et al., 2009), dessa forma, estratégias de restauração que proporcionam um dossel fechado apresentaram uma comunidade de mirmecofauna mais próxima das florestas de referência (LAWES et al., 2017). Este padrão foi observado em nossos resultados, sendo relevante ao considerar a recolonização das formigas

uma vez que as diferentes metodologias de restauração proporcionam diferentes níveis de sombreamento (NAKAMURA et al., 2009).

A presença da serapilheira também proporciona uma maior diversidade de invertebrados que são recurso alimentar para formigas predadoras. Os gêneros *Gnamptogenys*, *Hypoponera*, *Strumigenys*, *Pachycondyla* são predadoras especialistas e /ou generalistas de invertebrados que habitam a serapilheira (LATTKE, 2003). Algumas formigas desses gêneros também possuem o hábito de nidificar na serapilheira (LATTKE, 2003), o que torna a presença da serapilheira fundamental para a ocorrência desses organismos nas áreas.

Relações interespecíficas também podem ser determinantes na estruturação da comunidade de formigas. Um exemplo é a relação trofobiótica entre formigas e hemípteros das subordens Auchenorrhyncha e Sternorrhyncha, em que as formigas se alimentam de secreções açucaradas nutritivas, conhecida como *honeydew*, liberadas pelos hemípteros (DELABIE e FERNANDEZ, 2003). Na região Neotropical, esta interação é altamente diversa (ESPADALER et al., 2012). Na família Aphididae essas relações são comuns, enquanto que as famílias Cicadellidae, Cercopidae e Delphacidae são raras ou ocasionais (DELABIE e FERNANDEZ, 2003). Quanto as formigas, essas relações são observadas geralmente nas subfamílias Dolichoderinae, Formicinae e Myrmicinae (DELABIE e FERNANDEZ, 2003). Embora uma relação de causa e efeito entre essas duas variáveis não tenha sido diretamente demonstrada em nosso estudo, acreditamos na possibilidade de que a maior abundância dos hemípteros, notadamente nas áreas de pastagens, possam ocasionar uma influência positiva da ocorrência de formigas que exploram *honeydew*.

A diferença na composição da área de regeneração natural entre as áreas de pastagens indica que a sucessão secundária da vegetação proporcionou ambiente para recomposição da comunidade de formigas. Essa diferença na composição de espécies entre as áreas amostrais e a ocorrência das espécies mais determinantes na dissimilaridade, pode ser observada através de um padrão sucessional das espécies de formigas, em que as espécies características de ambientes abertos, perturbados e de hábitos generalistas diminuíram a sua ocorrência na medida em que a sucessão ecológica avançou.

4.4. VARIÁVEIS MICROCLIMÁTICAS

Nossos resultados demonstram que as variáveis microclimáticas são determinantes na estruturação da mirmecofauna da serapilheira, podendo mediar o comportamento de algumas espécies. As áreas em processo inicial de restauração ecológica apresentaram correlação com

as flutuações da umidades relativa do ar e temperatura máxima, indicando o início da trajetória de restauração, com a sucessão ecológica ainda na fase inicial. Já as áreas de floresta nativa e regeneração natural apresentaram correlação com as variáveis de umidade relativa do ar mínima e média. Essa forte separação entre as áreas amostrais é devido à cobertura vegetal promovida pelo fechamento do dossel.

Nas áreas de pastagens, a temperatura máxima parece ter sido responsável pela ausência de algumas espécies. Foi observada maior correlação da temperatura máxima apenas com as espécies *Wasmannia auropunctata*, *Solenopsis* sp.3, *Nylanderia* sp.1 e *Cyphomyrmex* cf. *minutus*. Esse resultado pode ser um indicativo de uma maior plasticidade ecológica dessas espécies ou que elas utilizaram alguma estratégia de termorregulação que as permitem sobreviver em um ambiente com condições abióticas adversas. As mesmas justificativas podem ser utilizadas para explicar a correlação das espécies *Camponotus rufipes* e *Pheidole* sp.1 com as flutuações da umidade relativa do ar.

A termorregulação é a estratégia que as formigas utilizam para regular a temperatura interna dos ninhos, mantendo-os estáveis, e que é mediada pela estrutura e arquitetura dos ninhos (KADOCHOVÁ e FROUZ, 2014). Algumas características estruturais são importantes para manter a temperatura no interior dos ninhos, enquanto outras são importantes para dispersá-lo (JONES e OLDROYD, 2007). Ninhos de *Cyphomyrmex* não possuem estruturas externas (BACCARO et al., 2015). A espécie *Camponotus rufipes* geralmente constroem seus ninhos utilizando palha seca ou troncos (RONQUE et al., 2015). Desse modo, os ninhos dessas espécies são menos suscetíveis às variações microclimáticas.

Outras estratégias utilizadas pelas formigas são a seleção da localização dos ninhos como forma adicional para a termorregulação (JONES e OLDROYD, 2007) ou a realocação de suas colônias para locais com condições mais favoráveis (JONES e OLDROYD, 2007; MCGLYNN, 2012). Assim, muitas espécies selecionaram as áreas onde há cobertura do dossel, em que há maior estabilidade microclimática, uma vez que os ambientes de pastagens não são um componente natural da paisagem no PNSI. Nesse contexto, a cobertura vegetal influenciou indiretamente na mirmecofauna da serapilheira por ser um determinante microclimático. A umidade relativa do ar apresentou-se como um importante componente microclimático. A variação de umidade relativa do ar parece ter sido responsável pela ausência de várias espécies, enquanto que muitas espécies apresentaram forte correlação com as medidas mínima e média, principalmente na área de floresta nativa.

5. CONCLUSÕES

O nosso estudo apoia a utilização da mirmecofauna de serapilheira como bioindicador para o monitoramento da restauração de áreas degradadas por pastagens na fitofisionomia Floresta Ombrófila Densa Montana da Mata Atlântica. Entretanto, sua eficiência na utilização é condicionada à adequada seleção das variáveis de análise. Medidas de riqueza de espécies não se mostraram como um bom atributo. Análises considerando a composição e a similaridade permitiram diferenciar as áreas com diferentes níveis de sucessão ecológica, mostrando-se úteis para a avaliação e monitoramento das áreas em processo de restauração.

Variações microclimáticas apresentaram-se como um importante descritor da comunidade da mirmecofauna da serapilheira. Altos valores de temperatura com consequente maiores flutuações da umidade relativa do ar foram determinantes no estabelecimento de colônias.

O padrão de diferenças na composição de espécies demonstrou a importância dos atributos estruturais da vegetação para a comunidade da mirmecofauna da serapilheira, principalmente daqueles que influenciam de alguma forma nas variáveis microclimáticas, destacando a cobertura de copa proporcionada pelo crescimento e desenvolvimento do componentes herbáceo, arbustivo e arbóreo.

Algumas espécies apresentam potencialidades como bioindicadores para avaliação e monitoramento da restauração ecológica de ecossistemas florestais degradados por pastagens, entre elas, *Pheidole cf. sarcina* e *Gnamptogenys striatula* em ambientes conservados e/ou restaurados e *Wasmannia auropunctata* em ambientes degradados.

A cobertura de copa e formação da serapilheira apresentam-se como importantes características estruturais da vegetação para o restabelecimento da mirmecofauna da serapilheira, podendo ser levadas em consideração para a determinação das técnicas e metodologias aplicadas para a restauração ecológica.

6. REFERÊNCIAS

ADENESKY-FILHO, E.; MAÇANEIRO, J. P.; VITORINO, M. D. How to select potential species for ecological restoration of rain forest – Southern Brazil. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 15, n. 3, p. 1671-2684, 2017.

ALONSO, L. E.; AGOSTI, D. Biodiversity studies, monitoring and Ants: an overview. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. (Eds). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biological diversity**. Smithsonian Institution Press, Washington D. C., USA, p. 1-8, 2000.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ARMBRECHT, I.; ULLOA-CHACÓN, P. The little fire ant *Wasmannia auropunctata* (Roger) (Hymenoptera: Formicidae) as a diversity indicator of ants in tropical dry forest fragments of Colombia. *Environmental Entomology*, v. 32, n. 3, p. 542-547, 2003.

BACCARO, F. B.; FEITOSA, R. M.; FERNANDEZ, F.; FERNANDES, I. O.; IZZO, T. J.; SOUZA, J. L. P. DE.; SOLAR, R. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Manaus, INPA, 2015, 388p.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: MARTINS, S. V. (Ed.) **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**. Viçosa, UFV, 2012, p. 262-291.

BORCARDT, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. **Numerical ecology with R**. Springer, 2011, 319 p.

BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; DELABIE, J. H. C. Neotropical ants (Hymenoptera) functional groups: nutritional and applied implications. In: PANIZZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Eds). **Insect bioecology and nutrition for integrated pest management**. CRC Press, Boca Raton, p. 213-236, 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2009. **Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Itajaí**. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/pn_serra_do_itaja%C3%AD.pdf>.

CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Comunidade de formigas que nidificam em pequenos galhos da serrapilheira em floresta da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 46, n. 2, p. 115-121, 2002.

CLARKE, K. R.; GREEN, R. H. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. **Marine Ecology - Progress Series**. v. 46, p. 213-26, 1988.

CLARKE, K. R. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, v. 18, p. 117-43, 1993.

DELABIE, J.H.C. & FERNÁNDEZ, F. 2003. Relaciones entre hormigas y "homopteros" (Hemiptera: Sternorrhyncha y Auchenorrhyncha). Pp. 181-200. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed.), **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Instituto Humboldt, Bogotá. 424p.

ESPADALER, X.; HIDALGO, N. P.; MULLER, W. V. Ant-Aphid Relations in Costa Rica, Central America. **Sociobiology**, v. 59, n. 3, p. 959-970, 2012.

FEITOSA, F. S. M.; RIBEIRO, A. S. Mirmecofauna (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira de uma área de Floresta Atlântica no Parque Estadual da Cantareira – São Paulo, Brasil. **Biotemas**, v. 18, n. 2, p. 51-71, 2005.

FERNANDES, T. T.; SOUZA-CAMPANA, D. R.; SILVA, R. R.; MORINI, M. S. C. Ants that frequently colonize twigs in the leaf litter of different vegetation habitats. **Sociobiology**, v. 65, n. 2, p. 340-344, 2018.

FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1221-1244, 1998.

FOUCAUD, J.; ORIVEL, J.; LOISEAU, A.; DELABIE, J. H. C.; JOURDAN, H.; KONGHOULEUX, D.; VONSHAK, M.; TINDO, M.; MERCIER, J-L.; FRESNEAU, D.; MIKISSA, J-B.; MCGLYNN, T.; MIKHEYEV, A. S.; OETTLER, J.; ESTOUP, A. Worldwide invasion by the little fire ant: routes of introduction and eco-evolutionary pathways. **Evolutionary Applications**, v. 3, n. 4, p. 363-374, 2010.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 850-857, 2017.

GOLLAN, J. R.; BRUYN, L. L.; REID, N.; SMITH, D.; WILKIE, L. Can ants be used as ecological indicators of restoration progress in dynamic environments? A case study in a revegetated riparian zone. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 6, p. 1517-1525, 2011.

HAMMER, Ø., HARPER, A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaentologia Electronica**, 4:4–9, 2001.

HOFFMANN, B. D. Using ants for rangeland monitoring: Global patterns in the responses of ant communities to grazing. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 2, p. 105-111, 2010.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012, 271 p.

JONES, J. C.; OLDROYD, B. P. Nest Thermoregulation in Social Insects. **Advances in Insect Physiology**, v. 33, p. 153-191, 2006.

KADOCHOVÁ, S.; FROUZ, J. Thermoregulation strategies in ants in comparison to other social insects, with a focus on red wood ants (*Formica rufa* group). **F1000Research**, v. 2, n. 280, 2014.

LAPOLA, D. M.; FOWLER, H. G. Questioning the implementation of habitat corridors: a case study in interior São Paulo using ants as bioindicators. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 11-20, 2008.

LATTKE, J. E. Subfamilia Ponerinae. In: FERNÁNDEZ, F. (Ed). **Introducción a las hormigas de la región neotropical**. Bogotá, Colômbia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, p. 261-276, 2003.

LAWES, M. J.; MOORE, A. M.; ANDERSEN, A. N.; PREECE, N. D.; FRANKLIN, D. C. Ants as ecological indicators of rainforest restoration: Community convergence and the development of an Ant Forest Indicator Index in the Australian wet tropics. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 20, p. 8442-8455, 2017.

LEAL, I. R.; FILGUEIRAS, B. K. C.; GOMES, J. P.; IANNUZZI, L.; ANDERSEN, A. N. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 7, p. 1687-1701, 2012.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**, 2^a ed., Elsevier Science, Amsterdam, 1998, 853 p.

LONGINO, J. T.; CODDINGTON, J.; COLWELL, R. K. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. **Ecology**, v. 83, n. 3, p. 689-702, 2002.

LOUZADA, J. ZANETTI, R. Bioindicadores. In: MOREIRA, F. M. S.; CARES, J. E.; ZANETTI, R.; STÜRMER, S. L. **O Ecossistema Solo**: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal. Lavras, UFLA, 2013, p. 139-168.

LUQUE, G.M.; REYES LÓPEZ, J. & FERNÁNDEZ-HAEGER, J. Recovery of ground ant (Hymenoptera: Formicidae) communities six years after a major environmental disaster. **Community and ecosystem ecology**, v. 36, n. 2, p. 337-347, 2007.

LUTINSKI, J. A.; LUTINSKI, C. J.; LOPES, B. C.; MORAIS, A. B. B. Estrutura da comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em quatro ambientes com diferentes níveis de perturbação antrópica. **Ecologia Austral**, n. 24, p. 229-237, 2014.

LUTINSKI, J.; LUTINSKI, C.; GUARDA, C.; BUSATO, M. A.; GARCIA, F. R. M. Richness and structure of ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in Atlantic forest in southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, n. 4, p. 2719-2729.

MAGURRAN, A. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba, UFPR, 2011, 261 p.

MAJER, J. D. Ants: Bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. **Environmental Management**, v. 7, n. 4, p. 375-383, 1983.

MAJER, J. D. Animals in the Restoration Process—Progressing the Trends. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 3, p. 315-319, 2009.

MCGLYNN, T. P. The Ecology of Nest Movement in Social Insects. **Annual Review of Entomology**, v. 57, p. 291-308, 2012.

NAKAMURA, A.; CATTERALL, C. P.; BURWELL, C. J.; KITCHING, R. L.; HOUSE, A. P. N. Effects of shading and mulch depth on the colonisation of habitat patches by arthropods of rainforest soil and litter. **Insect Conservation and Diversity**, v. 2, n. 3, p. 221-231, 2009.

OTTONETTI, L.; TUCCI, L.; SANTINI, G. Recolonization patterns of ants in a rehabilitated lignite mine in Central Italy: potential for the use of Mediterranean ants as indicators of restoration processes. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 1, p. 60-66, 2006.

PEREIRA, M. P. S.; QUEIROZ, J. M.; VALCARCEL, R.; MAYHÉ-NUNES, A. J. Fauna de formigas como ferramenta para monitoramento de área de mineração reabilitada na Ilha da Madeira, Itaguaí, RJ. **Ciência Florestal**, v. 17, n. 3, p. 197-204, 2007.

RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H.; PIC, M.; SOARES, S. M. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, v. 28, n. 3, p. 305-314, 2003.

RIBAS, C. R.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C.; CAMPOS, R. B. F.; VALENTIM, C. L.; SCHOEREDER, J. H. Ants as indicators of the success of rehabilitation efforts in deposits of gold mining tailing. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 6, p. 712-720, 2012.

RONQUE, M. U. V.; AZEVEDO-SILVA, M.; MORI, G. M.; SOUZA, A. P.; OLIVEIRA, P. S. Three ways to distinguish species: using behavioural, ecological, and molecular data to tell apart two closely related ants, *Camponotus renggeri* and *Camponotus rufipes* (Hymenoptera: Formicidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 176, n. 1, p. 170-181, 2015.

ROSUMEK, F. Natural history of ants: What we (do not) know about trophic and temporal niches of neotropical species. **Sociobiology**, v. 64, n. 3, p. 244-255, 2017.

SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 158-166, 2013.

SILVA, R. R.; FEITOSA, R. S. M.; EBERHARDT, F. Reduced ant diversity along a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 240, n. 1-3, p. 61-69, 2007.

SOARES, S. M.; SCHOEREDER, J. H. Ant-nest distribution in a remnant of tropical rainforest in southeastern Brazil. **Insectes Sociaux**, v. 48, p. 280-286, 2001.

SOUZA-CAMPANA, D. R.; SILVA, R. R.; FERNANDES, T. T.; SILVA, D. G. M.; SAAD, L. P.; MORINI, M. S. C. Twigs in the leaf litter as ant habitats in different vegetation habitats in Southeastern Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1-12, 2017.

ULYSSÉA, M. A.; CERETO, C. E.; ROSUMEK, F. B.; SILVA, R. R.; LOPES, B. C. Updated list of ant species (Hymenoptera, Formicidae) recorded in Santa Catarina State, southern Brazil, with a discussion of research advances and priorities. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 55, n. 4, p. 603-611, 2011.

WREGE, M. S.; STEINMETZ, S.; JÚNIOR, C. R.; ALMEIDA, I. R. **Atlas climático da Região Sul do Brasil**: Estado do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, Colombo: Embrapa Florestas, 2009.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. New Jersey, Upper Saddle River, 2010, 718 p.

CONCLUSÕES GERAIS

Todos os capítulos apresentaram resultados que apoiam a utilização de insetos e colêmbolos da serapilheira como bioindicadores na avaliação e no monitoramento da restauração ecológica, possuindo famílias e espécies indicadoras para as diferentes fases do processo de restauração. Entretanto, a sua utilização é condicionada ao conhecimento da ecologia da espécie/família ou grupo de espécies/famílias e da correta seleção dos parâmetros para análise.

Para todos os grupos de artrópodes analisados, a composição de espécies e famílias mostrou-se como um parâmetro adequado para a diferenciação das áreas e consequente aplicação na avaliação e monitoramento de áreas degradadas por pastagem na Floresta Ombrófila Densa Montana. Além disso, essas diferenças na composição de todos os grupos da artropodofauna da serapilheira analisados reforça a importância de medidas de restauração ecológica para a manutenção da comunidade desses organismos e das interações ecológicas e serviços ecossistêmicos prestados por esses.

A transposição de serapilheira e plantio de mudas foram as técnicas nucleadoras que apresentaram melhores resultados, variando de acordo com o grupo taxonômico.

As variáveis microclimáticas (temperatura e umidade relativa do ar) mostraram-se determinantes para o restabelecimento dos insetos e colêmbolos. São resultados que podem servir como base na tomada de decisões referente à estratégias de restauração, visando facilitar a recolonização de insetos e colêmbolos e, conseqüentemente, o retorno das funções ecológicas realizadas por estes organismos.

Foram identificadas famílias da Classe Insecta bioindicadoras das diferentes fases de restauração. Para áreas perturbadas ou em processos inicial de restauração, foram observadas as famílias Cicadellidae e Delphacidae (Hemiptera). Para áreas em processo avançado de restauração, apresentam-se como bioindicadores as famílias Ptiliidae, Staphylinidae, Leiodidae (Coleoptera) e Phoridae (Diptera). A classificação em grupos funcionais mostrou-se promissora para a caracterização das diferentes áreas amostrais, com destaque para a abundância dos detritívoros, fungívoros e parasitoides, que aumentam sua abundância com o avanço da sucessão ecológica e para a composição de famílias dos fitófagos, que variam de acordo com o nível de sucessão ecológica.

Para a família Formicidae, as espécies *Wasmannia auropunctata* e *Camponotus melanoticus* são bioindicadores de áreas em processos inicial de restauração, já a espécie *Pheidole sarcina* apresenta-se como bioindicadoras de áreas em avançado estágio de sucessão.

A Classe Collembola mostrou-se sensível às alterações ambientais, na qual poucas espécies toleraram as alterações severas no ambiente. Podem ser utilizadas como bioindicadores tanto a nível de comunidade como a nível de espécies. As variáveis estruturais analisadas indicam que com o avanço da sucessão nas áreas em processo de restauração a comunidade tende a se reestruturar, próxima ao que ocorre na área de referência. Ao nível de comunidade, medidas de riqueza, diversidade de espécies, equabilidade e similaridade são úteis como parâmetro bioindicador. As espécies *Mastigoceras* sp. 1 e *Szeptyckitheca* sp. 1 são bioindicadoras de áreas em avançado estágio de sucessão. Há uma grande escassez de informações referente à Classe Collembola no Estado de Santa Catarina, ressaltando a importância de maior investimento em pesquisas para este grupo na região.

Os níveis de identificação de famílias e espécies atenderam a suficiência taxonômica. As amostras identificadas ao nível de espécies permitiu observar as diferenças entre áreas amostrais com diferenças estruturais mais sutis, enquanto que as amostras identificadas ao nível de famílias permitiu observar as diferenças nas condições ambientais entre as áreas amostrais, principalmente entre áreas com grandes diferenças estruturais.

A facilidade no armazenamento e o acesso aos espécimes coletados permitem o monitoramento de longo prazo de áreas em processo de restauração, permitindo a identificação à níveis mais específicos, levantamentos à longo prazo e atualizações referente ao grupo de análise. Além disso, são uma oportunidade para avanços em estudos da biodiversidade e ecologia de insetos e colêmbolos.

Os dados podem servir de base para a tomada de decisões referente as metodologias de restauração como, por exemplo, técnicas que promovam rápido crescimento de copa, acelerando a formação da serapilheira, diversidade de espécies e estabilidade microclimática de modo a atender as exigências de condições e recursos de organismos característicos de ambientes conservados da Floresta Ombrófila Densa Montana.

Como consequência deste estudo, foram gerados informações referentes à biodiversidade da artropodofauna da serapilheira do PNSI, que até então eram desconhecidos, ressaltando a importância da conservação, manutenção e restauração ecossistêmicas desta UC como uma reserva da biodiversidade de Collembola e Insecta na região Sul do Brasil, afim de que o PNSI cumpra a sua função de conservação da biodiversidade.

RECOMENDAÇÕES GERAIS

Com base nos resultados obtidos, é recomendado:

- A inclusão de outras variáveis, principalmente daquelas relacionadas com a interface solo-serapilheira (por exemplo, compactação do solo, profundidade e composição química da serapilheira, umidade do solo), gerando mais informações sobre como a artropodofauna responde às diferentes estratégias de restauração.
- A inclusão da classificação das espécies da família Formicidae e da Classe Collembola em grupos funcionais, gerando informações a partir do ponto de vista funcional e inferências quanto ao retorno dos processos e interações ecológicas.
- Identificação ao nível de espécie de famílias da Classe Insecta representativas e de potencial bioindicador.
- Recomenda-se a continuação dos levantamentos de insetos e colêmbolos da serapilheira visando a obtenção de dados da estruturação da comunidades e populações frente ao avanço das diferentes técnicas ao longo do tempo.
- Os bioindicadores das Classes Insecta e Collembola utilizados neste estudo não devem ser aplicados de forma isolada e sim em conjunto com outros indicadores como a diversidade de espécies da regeneração e do banco de sementes do solo, bem como outros elementos da fauna como, por exemplo, a avifauna.

APÊNDICE A. Abundância, composição e classes de dominância (FRIEBE, 1983) das famílias da Classe Insecta por área amostral. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais; SER; transposição de serapilheira; EUD: eudominante; DOM: dominante; SUB: subdominante; REC: recessiva; RAR: rara.

Família (Subordem)	FLO	REG	PLAN	POL	SER	Total	Friebe
Ordem Blattodea							
Blattellidae	1	1		1		3	RAR
Família 1	2	3	5	6		16	RAR
Ninfa de Blattodea	4	1	2	1	2	10	-
Ordem Coleoptera							
Biphylidae	2	13	3		3	21	RAR
Buprestidae				1		1	RAR
Carabidae	4	1	10	2	7	24	RAR
Cerambycidae	2			1		3	RAR
Ceratocanthidae	6	6	3	9	6	30	RAR
Chrysomelidae	1	5	13	8	15	42	RAR
Coccinelidae		2				2	RAR
Corylophidae	1					1	RAR
Curculionidae	16	27	8	35	7	93	REC
Dytiscidae			1			1	RAR
Elateridae	1				2	3	RAR
Histeridae	3	1	2			6	RAR
Leiodidae	68	92	3	10		173	SUB
Lycidae					2	2	RAR
Meloidae		1				1	RAR
Monotomidae	2		7	20	20	49	RAR
Nitidulidae	55	28	36	13	31	163	SUB
Phalacridae	2					2	RAR
Ptiliidae	547	410	18	31	11	1017	EUD
Scarabaeidae	21	7			1	29	RAR
Scydmaenidae	12	6	8	4	9	39	RAR
Silphidae	1	1				2	RAR
Staphylinidae	351	398	64	73	71	957	EUD
Tenebrionidae	4					4	RAR
COL01	1					1	RAR
COL02	3					3	RAR
COL03	1	1				2	RAR
COL04	1	1				2	RAR
COL05		5				5	RAR
COL06					1	1	RAR
COL07		1				1	RAR
Larva de Coleoptera	80	15	22	35	29	181	-

APÊNDICE A. Continuação.

Família (Subordem)	FLO	REG	PLAN	POL	SER	Total	Friebe
Ordem Dermaptera							
Família 1	9	4				13	RAR
Ninfa de Dermaptera	4	3				7	-
Ordem Diptera							
Anisopodidae	1		1			2	RAR
Asilidae	1			1		2	RAR
Bibionidae	1	2	2			5	RAR
Cecidomyiidae	56	28	40	44	54	222	SUB
Ceratopogonidae	5	1		9	1	16	RAR
Chaoboridae	1					1	RAR
Chironomidae			4	1		5	RAR
Chloropidae	1	2	8	13	9	33	RAR
Dolichopodidae	1					1	RAR
Drosophilidae	27	14	17	2	12	72	REC
Ephydriidae	3	2	4	1	1	11	RAR
Muscidae	9	3			12	24	RAR
Mycetophilidae	30	6	4	5	5	50	RAR
Phoridae	255	140	74	46	64	579	DOM
Pipunculidae	3			1		4	RAR
Psychodidae	1			1		2	RAR
Scaptosidae		3				3	RAR
Sciaridae	72	127	52	12	136	399	DOM
Simuliidae			2			2	RAR
Sphaeroceridae	1	1	70	13	33	118	REC
Syrphidae			1		2	3	RAR
Tachinidae	2				1	3	RAR
Tipulidae	65	29	13	12	2	121	REC
Trichoceridae		1				1	RAR
NID1 (Brachycera)	5	3				8	RAR
NID2 (Brachycera)		1	2	6	8	17	RAR
NID4 (Brachycera)	36	21	1		1	59	RAR
NID5 (Brachycera)	1		2	1		4	RAR
NID6 (Brachycera)			1		1	2	RAR
NID8 (Brachycera)	20	16	2		4	42	RAR
NID9					1	1	RAR
NID10 (Brachycera)		1	11	3	49	64	RAR
NID12		3	1	2	1	7	RAR
NID13	2	1				3	RAR
NID14 (Nematocera)				7	23	30	RAR
NID16	3	1				4	RAR
NID17 (Nematocera)	4	1				5	RAR
NID18 (Nematocera)	4	1	1	2	1	9	RAR

APÊNDICE A. Continuação.

Família (Subordem)	FLO	REG	PLAN	POL	SER	Total	Friebe
NID19 (Brachycera)	7	1		1	1	10	RAR
NID20 (Brachycera)					1	1	RAR
NID21 (Brachycera)	2		1			3	RAR
NID22 (Brachycera)	1		2			3	RAR
NID24 (Brachycera)	13	6				19	RAR
NID25 (Nematocera)	1	13				14	RAR
NID26 (Nematocera)	9	1	7		2	19	RAR
NID27					1	1	RAR
NID28 (Nematocera)	1	4	28	1	2	36	RAR
NID29		2	2		1	5	RAR
NID30			1			1	RAR
NID31 (Nematocera)	9	9	3	2	1	24	RAR
NID33 (Brachycera)	4				1	5	RAR
NID34 (Brachycera)		1				1	RAR
NID35 (Brachycera)	1					1	RAR
NID36 (Brachycera)	1					1	RAR
Larva de Diptera	6	1		1	1	9	-
Ordem Hemiptera							
Aphididae	2	2	74	11	18	107	REC
Cercopidae	14	3	7	12	29	65	RAR
Cicadellidae	20	51	145	72	265	553	DOM
Cydnidae	5	5	8	2	3	23	RAR
Delphacidae	10	3	41	25	77	156	SUB
Enicocephalidae	12	29	4	8	4	57	RAR
Fulgoridae				1	1	2	RAR
Gelastocoridae	4	2	4	5	12	27	RAR
Geocoridae	7	4				11	RAR
Lygaeidae	1	5	3		1	10	RAR
Mesoveliidae			1			1	RAR
Miridae					1	1	RAR
Nabidae	1					1	RAR
Psyllidae			20		2	22	RAR
Pyrrhocoridae	8	10	1	2	1	22	RAR
Reduviidae	1					1	RAR
Rhyparochromidae					1	1	RAR
Thyreocoridae					1	1	RAR
Tingidae	1			1		2	RAR
HEM01	2					2	RAR
HEM02	1					1	RAR
HEM03	1					1	RAR
HEM04			2		1	3	RAR
HEM05		1				1	RAR

APÊNDICE A. Continuação.

Família (Subordem)	FLO	REG	PLAN	POL	SER	Total	Friebe
Ninfa de Hemiptera	31	28	33	17	40	149	-
Ordem Hymenoptera							
Apidae			1			1	RAR
Bethylidae			2		1	3	RAR
Braconidae		2	2			4	RAR
Chalcidoidea	152	119	122	73	121	587	DOM
Evanidae	1					1	RAR
Formicidae	301	322	1030	790	532	2975	-
Halictidae			3	1	3	7	RAR
Mutillidae	6	5	3	6	4	24	RAR
Pompilidae	2	1	1		3	7	RAR
Sphecidae					2	2	RAR
Vespidae				1		1	RAR
HYM01	1					1	RAR
HYM02			1			1	RAR
HYM03				1		1	RAR
HYM04	1					1	RAR
HYM05	1					1	RAR
Ordem Isoptera							
Família 1	1		3		1	5	RAR
Ordem Lepidoptera							
Família 1	4	1	1		2	8	RAR
Lagarta de Lepidoptera	6	1	17		11	35	-
Ordem Neuroptera							
Família 1					2	2	RAR
Ordem Orthoptera							
Acrididae	2	3	1		13	19	RAR
Gryllidae	158	38	49	22	53	320	SUB
Tetrigidae	16	16	1	8		41	RAR
Ninfa de Orthoptera	3	1	8	2	4	18	-
Ordem Psocoptera							
Família 1	2		1	1	3	7	RAR
Ninfa de Psocoptera			1			1	-
Ordem Siphonaptera							
Família 1				1		1	RAR
Ordem Thysanoptera							
Phlaeothripidae	11	6	13	11	22	63	RAR
Thripidae			1			1	RAR
Família 1	2		4	1	2	9	RAR
Ordem Trichoptera							
Família 1			2			2	RAR

APÊNDICE B. Classificação das famílias de Insecta por grupos funcionais a partir de Triplehorn; Johnson, 2011 e Rafael et al. 2012.

Detritívoros	Fitófagos	Parasitoides	Sociais
Ceratocanthidae	Acrididae	Bethylidae	Formicidae
Dermaptera	Aphididae	Braconidae	Isoptera
Leiodidae	Apidae	Chalcidoidea	
Lycidae	Bibionidae	Phoridae	Onívoros
Scarabaeidae	Buprestidae	Pipunculidae	Blattellidae
Silphidae	Cercopidae	Pompilidae	Blattodea
Sphaeroceridae	Chrysomelidae	Tachinidae	Cecidomyiidae
Tipulidae	Cicadellidae		Chloropidae
	Curculionidae	Predadores	Drosophilidae
Fungívoros	Cydnidae	Asilidae	Muscidae
Biphylidae	Delphacidae	Carabidae	Nitidulidae
Corylophidae	Fulgoridae	Coccinellidae	Phlaeothripidae
Mycetophilidae	Gryllidae	Dolichopodidae	Sciaridae
Phalacridae	Halictidae	Enicocephalidae	Staphylinidae
Ptiliidae	Lepidoptera	Gelastocoridae	
	Lygaeidae	Geocoridae	
	Meloidae	Mesoveliidae	
	Ninfa de Orthoptera	Mutillidae	
	Psyllidae	Nabidae	
	Pyrrhocoridae	Reduviidae	
	Syrphidae	Scydmaenidae	
	Tetrigidae	Sphecidae	
	Tingidae	Vespidae	

APÊNDICE C. Composição e ocorrência das espécies de Formicidae nas diferentes áreas amostrais. Sendo: FLO: floresta nativa; REG: regeneração natural; SER: transposição de serapilheira; PLAN: plantio de mudas; POL: poleiros artificiais.

Espécie	FLO	REG	SER	PLAN	POL
Subfamília Dolichoderinae					
<i>Linepithema</i> cf. <i>humile</i>				0,04	0,04
<i>Linepithema</i> cf. <i>micans</i>		0,04	0,04	0,07	0,04
<i>Linepithema gallardoii</i> (Brèthes, 1914)		0,04	0,08	0,07	0,08
<i>Linepithema</i> sp.1		0,16	0,12	0,07	0,20
<i>Linepithema</i> sp.2		0,28	0,15	0,33	0,04
<i>Tapinoma atriceps</i> Emery, 1888	0,04				
Subfamília Dorylinae					
<i>Eciton burchellii</i> (Westwood, 1842)	0,08				
<i>Labidus coecus</i> (Latreille, 1802)		0,04		0,15	
Subfamília Ectatomminae					
<i>Gnamptogenys striatula</i> Mayr, 1884	0,54	0,28		0,07	0,04
<i>Typhlomyrmex</i> cf. <i>major</i>	0,04				
Subfamília Formicinae					
<i>Acropyga goeldii</i> Forel, 1893				0,04	
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	0,04	0,20		0,19	0,04
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	0,04		0,27	0,22	0,08
<i>Brachymyrmex</i> sp.3		0,04	0,04		
<i>Brachymyrmex</i> sp.4				0,04	
<i>Brachymyrmex</i> sp.8			0,08		0,04
<i>Brachymyrmex</i> sp.9		0,04	0,12	0,15	0,12
<i>Brachymyrmex</i> sp.10				0,04	
<i>Brachymyrmex</i> sp.11					0,04
<i>Brachymyrmex</i> sp.12		0,04			
<i>Brachymyrmex</i> sp.13					0,04
<i>Brachymyrmex</i> sp.14					0,04
<i>Camponotus melanoticus</i> Emery, 1894			0,27		
<i>Camponotus</i> pr. <i>Zenon</i>	0,04				
<i>Camponotus rufipes</i> (Fabricius, 1775)		0,20	0,27	0,37	0,40
<i>Camponotus</i> sp.1					0,04
<i>Camponotus</i> sp.2				0,04	0,04
<i>Camponotus</i> sp.3			0,08		0,04
<i>Myrmelachista catharinae intermedia</i> Santschi, 1929		0,04			
<i>Myrmelachista</i> cf. <i>gallardoii</i>	0,04				
<i>Nylanderia</i> sp.1			0,12	0,11	0,08
<i>Nylanderia</i> sp.2	0,04		0,12	0,04	0,04
<i>Nylanderia</i> sp.3	0,04				
<i>Nylanderia</i> sp.4	0,04				
<i>Nylanderia</i> sp.6	0,19				

APÊNDICE C. Continuação.

Espécie	FLO	REG	SER	PLAN	POL
Subfamília Myrmicinae					
<i>Acromyrmex aspersus</i> (Smith, 1858)	0,15				
<i>Acromyrmex</i> cf. <i>hispidus fallax</i>		0,04			
<i>Acromyrmex crassispinus</i> (Forel, 1909)		0,08	0,08		
<i>Acromyrmex disciger</i> (Mayr, 1887)	0,04	0,04	0,04	0,07	
<i>Acromyrmex subterraneus</i> (Forel, 1893)		0,20			
<i>Crematogaster obscurata</i> Emery, 1895			0,08		
<i>Cyphomyrmex</i> cf. <i>minutus</i>			0,19	0,33	0,24
<i>Cyphomyrmex</i> sp.3				0,04	
<i>Cyphomyrmex</i> sp.4		0,04			
<i>Cyphomyrmex</i> sp.5	0,04				
<i>Hylomyrma reitteri</i> (Mayr, 1887)	0,08	0,04			
<i>Octostruma stenognatha</i> Brown & Kempf, 1960	0,08				
<i>Oxyepoecus reticulatus</i> Kempf, 1974	0,23	0,04			
<i>Pheidole</i> cf. <i>flavens</i> Roger, 1863	0,04				
<i>Pheidole</i> cf. <i>laevifrons</i> Mayr, 1887		0,12			0,04
<i>Pheidole</i> cf. <i>sarcina</i> Forel, 1912	0,38				
<i>Pheidole</i> cf. <i>sigillata</i> Wilson, 2003	0,12				
<i>Pheidole</i> pr. <i>Nubila</i>		0,08	0,23	0,26	0,20
<i>Pheidole</i> sp.1	0,08	0,16	0,54	0,74	1,04
<i>Pheidole</i> sp.2	0,15	0,11	0,04	0,04	
<i>Pheidole</i> sp.3	0,12	0,12	0,04		
<i>Pheidole</i> sp.4	0,08				
<i>Pheidole</i> sp.5					0,04
<i>Pheidole</i> sp.8	0,04	0,04			
<i>Pheidole</i> sp.12	0,12				0,04
<i>Pheidole</i> sp.24	0,04	0,04			
<i>Solenopsis</i> sp.1	0,08	0,08	0,23	0,07	0,16
<i>Solenopsis</i> sp.2	0,15	0,04	0,27	0,19	0,12
<i>Solenopsis</i> sp.3		0,08	0,46	0,41	0,44
<i>Solenopsis</i> sp.4	0,04	0,04		0,04	
<i>Solenopsis</i> sp.5	0,04				
<i>Solenopsis</i> sp.6		0,04	0,04	0,07	
<i>Solenopsis</i> sp.10			0,04	0,04	
<i>Solenopsis</i> sp.11	0,19	0,04	0,04	0,04	
<i>Solenopsis</i> sp.12		0,04			
<i>Solenopsis</i> sp.13		0,04			0,04
<i>Solenopsis</i> sp.14		0,08	0,04		
<i>Strumigenys</i> cf. <i>eggersi</i> Emery, 1890		0,04			
<i>Strumigenys</i> pr. <i>louisiane</i> sp.1					0,16
<i>Strumigenys</i> pr. <i>louisiane</i> sp.2				0,04	
<i>Strumigenys</i> sp.1					0,04

APÊNDICE C. Continuação.

Espécie	FLO	REG	SER	PLAN	POL
<i>Strumigenys</i> sp.2			0,04		
<i>Strumigenys</i> sp.3		0,04			
<i>Strumigenys</i> sp.4		0,04			
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	0,08	0,08	0,31	0,30	0,64
<i>Wasmannia williamsoni</i> Kusnezov, 1952	0,04				
<i>Wasmannia</i> sp.1				0,04	
Subfamília Ponerinae					
<i>Hypoponera</i> cf. <i>forelli</i> (Mayr, 1887)	0,04				
<i>Hypoponera</i> sp.1		0,08		0,04	0,08
<i>Hypoponera</i> sp.2		0,04			
<i>Hypoponera</i> sp.3		0,04			
<i>Hypoponera</i> sp.4			0,04		
<i>Hypoponera</i> sp.7			0,04		
<i>Hypoponera</i> sp.19	0,08				
<i>Hypoponera</i> sp.23				0,04	
<i>Pachycondila striata</i> Smith, 1858	0,73	0,56	0,38	0,63	0,28
Subfamília Pseudomyrmecinae					
<i>Pseudomyrmex</i> sp.			0,04		0,04